

2013 INTER-SESSIONAL MEETING OF THE SHARKS SPECIES GROUP

(Mindelo, Cape Verde –April 8 to 12, 2013)

SUMMARY

The Intersessional Meeting of the Sharks Species Group was held in Mindelo, Cape Verde, 8-12 April, 2013. The objective of the meeting was to develop the Special Research Programme on Sharks framed within the SCRS Science Strategic Plan foreseen for the period 2015-2020.

RÉSUMÉ

La Réunion intersession du Groupe d'espèces sur les requins a eu lieu à Mindelo (Cap-Vert) du 8 au 12 avril 2013. L'objectif de cette réunion consistait à élaborer le programme spécial de recherche sur les requins s'inscrivant dans le plan stratégique en matière de science du SCRS prévu pour la période 2015-2020.

RESUMEN

La reunión intersesiones del Grupo de tiburones se celebró en Mindelo, Cabo Verde, del 8 al 12 de abril de 2013. El objetivo de la reunión era elaborar el Programa especial de investigación sobre tiburones enmarcado dentro del Plan estratégico de ciencia del SCRS previsto para el periodo 2015-2020.

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements

Mr. Óscar David Fonseca Melício, President of the National Institute for Fisheries Development (INDP) of Cape Verde, welcomed the participants to Mindelo and was thanked by the Chairman of the SCRS, Dr. Josu Santiago for hosting the meeting at the Institute. Dr. Paul de Bruyn, on behalf of the ICCAT Executive Secretary, then opened the meeting. The meeting was chaired by Dr. Andrés Domingo, the Shark Species Group Rapporteur. Dr. Domingo welcomed Species Group participants and addressed the terms of reference for the meeting.

After opening the meeting, the Agenda was reviewed and adopted with minor changes (**Appendix 1**). The List of Participants is included as **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**.

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

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1	P. de Bruyn
2	P. de Bruyn, A. Perry, A. Domingo
3	P. de Bruyn
4	E. Cortés, R. Coelho, G. Burgess, B. Seret
5	Species Group participants
6	J. Santiago, A. Domingo
7	J. Santiago, A. Domingo
8	P. de Bruyn

2. Review of the documents

In SCRS/2013/044 it was identified that, to date, changes in target species have been incorporated in stock assessments at two different levels in the analysis. First, these changes are taken into account during the parameterization of generalized linear models used to compute the CPUE index standardization. Second, continuously time-varying catchabilities are directly incorporated during the fitting of the dynamic model used for the assessment. The latter step models the annual catchabilities as random draws from a stationary

distribution of catchabilities. Empirical evidence, however, suggests that models in which large, one-time changes in catchabilities could very well describe the temporal changes in various fisheries. Here was presented a suite of Bayesian state-space production models fitted to the time series of South Atlantic blue shark (*Prionace glauca*) stock, in which a single change point in the stationary distribution of catchabilities is specified, with two catchability parameters being estimated, one before and another after the changing point. Despite the models introducing a single extra parameter, they resulted in an improved fit over the one-parameter catchability modelling approach. The models resulted in different estimates of reference points and harvest quotas. However, they all indicated that blue shark stock is above B_{MSY} and that fishing mortality levels are still below F_{MSY} . Although accounting for a single change point in catchability had no significant impact on the status of this particular fish population, it provides a robust way of taking into account changes in catchability as result of changing fisheries dynamics, and can be implemented to model other fish stocks.

The Group discussed whether the assumption that the changes in catches over the study time period were due to changes in selectivity or catchability. Changes could also be attributed to the market demand. In the logbooks, there is information on landings not discards. It was noted that according to the logbooks provided by the fishermen, there has been changes in targeting over time, but these are hard to quantify.

In SCRS/2013/045 it was noted that pelagic sharks are faced with complex movement decisions while residing in a relatively featureless and oligotrophic environment. They are also a common by-catch in pelagic fisheries, raising concerns about over-harvesting. Developing management plans and effective stock assessments requires understanding how these animals utilize entire ocean environments, as trans-oceanic movements are common. Here satellite telemetry and random mixed models were utilised to quantify the factors driving movement patterns in blue shark, *Prionace glauca*, across the South Atlantic Ocean. The majority of sharks showed residency to core areas, although there were individuals that made long distance movements, including two trans- Atlantic dispersal events. Habitat selection was primarily explained by sea surface temperature (SST) and the depth of the mixed layer (DML), but this varied by region. In areas hypothesized to be locations of gestation, adult female sharks selected shallower and warmer waters than males. The South Atlantic blue shark population should be treated as a single stock, although it is unlikely that they utilize a clockwise migration cycle across the Atlantic Ocean.

The Group discussed the sensitivity of the model to assumptions of movement as other spatially explicit models are based on a large number of conventional tags, whereas this model uses a very limited number of satellite tags. It was explained that although there may be some differences in the precise location of the individuals tagged, they would always have been in the same “zone” as defined by the model.

SCRS/2013/037 presented information for Portuguese longliners targeting swordfish in the Atlantic Ocean which regularly capture several elasmobranch species as by-catch, including currently protected species such as the bigeye thresher and the smooth hammerhead. This paper presents preliminary results from bigeye threshers and smooth hammerheads tagged with pop-up archive satellite transmitting tags during 2012 in the NE tropical region of the Atlantic. Strong diel vertical migration patterns were observed for the bigeye threshers with the most occupied depths being 360-390 m during the day and 30-60 m during the night, corresponding to water temperatures of 8-10°C and 22-24°C, respectively. For the smooth hammerhead no major differences were detected between the day/nighttime periods, with most of the time spent in the 30-40 m depth range. While the data presented in this paper is still limited and part of ongoing projects, the preliminary results are useful to increase the knowledge on these species biology, ecology and habitat utilization patterns, and can serve as inputs for ongoing and future Ecological Risk Assessments analysis.

The Group noted that the tagging study was able to collect information at depths greater than are normally exploited by the longline fishery and thus provides us with information that would not normally be obtained from the fishery. This information could be very important for the elaboration of the sharks research plan to be developed during the meeting. It was also noted that research is also ongoing for the oceanic whitetip shark

Document SCRS/2013/038 discussed the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, which is commonly caught as by-catch in pelagic longline fisheries targeting swordfish. As part of an ongoing program for fisheries and biological data collection, fishery observers have been placed onboard fishing vessels, collecting a set of information which includes size, sex and maturity stage, aiming to investigate the maturity of the bigeye thresher shark. A total of 1006 bigeye threshers were recorded throughout the Atlantic Ocean. Size of the specimens ranged from 94 to 264 cm FL (fork length). In the northern regions, there was a higher proportion of females (> 63%) and the observed modal size class was lower than that of the southern regions, where the largest specimens were found. Maturity ogives were fitted for 642 specimens with maturity data available. Size at first maturity was estimated at 208.6cm FL for females (corresponding to 13-14 years) and 159.7 cm FL for males (corresponding to 5- 6 years).

The Group noted that there are potentially different strategies between thresher shark species.

SCRS/2013/042 identified that for the improvement of future stock assessment of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Atlantic Ocean, it is important to review biological parameters. In the last stock assessment meeting, the uncertainty about catch statistics, catchability and biological parameter was discussed regarding the poor fitting of estimated biomass trend to the observed trend on CPUE. Even granting that there may be unignorable amount of unreported catch, it cannot explain the increase of CPUE consistently observed in many fleets by itself. It is valuable to reassess the existing assumption that intrinsic rate of natural increase (r) of this species is quite low, rounding up existing knowledge on the biological parameter. This document provides information on the current status of biological studies for the populations in the North Pacific, focusing on the growth analysis, because we have latest study in this area and, needless to say, growth parameter plays an integral role in the population dynamics among various biological parameters. Important points to be taken into account in the preparation of future research plan are also discussed.

SCRS/2013/040 provided a presentation of at-vessel mortality, post-release survival rate, and total mortality of silky sharks in the French tropical tuna purse seine fishery operating in the Indian Ocean. Currently, French tropical purse seiners in the Indian Ocean release all sharks and rays that are caught incidentally. Through participation in two commercial fishing trips and one chartered research cruise, we first recorded the number of sharks (primarily silky sharks, *Carcharhinus falciformis*) that were alive or dead, once they had been sorted by the crew on the upper and lower decks. More sharks were observed in the lower deck (73%) than in the upper deck. The silky sharks observed on the upper deck were significantly larger than the ones found in the lower deck. The immediate mortality (sharks that were dead at the time of observation) rates appeared to be linked with the location of the individual, as more sharks were found dead on the lower deck than the upper deck. The at-vessel mortality rates also increased with the set size (tonnage). 20 silky sharks were tagged with MiniPATs (Wildlife Computers, Redmond, Washington, USA) to study their survival after release. In addition, 12 silky sharks were tagged with the same type of electronic tags during a scientific cruise. Of a sub sample of 32 silky sharks assessed alive upon retrieval and monitored for periods of up to 100-150 days after release, 8 tags clearly showed mortality directly after release, while data from four tags suggested delayed mortality after 2 to 35 days and one in poor condition died after 3 days, eaten. In all, 16 tags showed that the sharks survived. Two tags failed to report data and one was incorrectly initiated. This document provides the first estimates, for silky sharks (length >85 cm TL) of at-vessel mortality and post-release mortality, respectively, of around 67% and 58%. The overall mortality rate of silky sharks by-caught by this fleet was concluded to be about 81%. A 'best practices' manual for fishers has been prepared to increase rates of survival of sharks caught by purse seine vessels. However, other methods prior to the sharks being brought onboard must also be investigated.

The Group requested additional clarification as to how the sharks were selected for study. It was stated that, each shark was assessed according to the following scale:

- 1) Good: very active behaviour, biting, kicking;
- 2) Fair: little movement but still clear signs of life;
- 3) Poor: low response to external stimuli;
- 4) Dead.

Then, 32 sharks that were showing signs of life (scale 1 and 2) were randomly selected. The high level of at-vessel mortality was discussed and it was noted that the protocols for release currently in place had not yet been adopted at the time of the study.

SCRS/2013/039 provided an overview of the elasmobranchs catch-at-size and sex-ratios on the Portuguese pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. The analysis was based on data collected from fishery observers, port sampling and from skippers logbooks (self-sampling), collected between 1997 and 2012. Data was analysed in terms of by-catch-at-size and compared between years, seasons (quarters), stocks (North and South, separated at 5°N) and major fishing areas of operation for the Portuguese fleet (North, Tropical North, Equatorial and South). For the blue shark a general increasing trend on mean sizes was observed for both hemispheres with a decrease in the more recent years. For the shortfin mako the mean size has remained stable in the North and tended to decrease in the South. Some variability was noted in the seasonal and spatial comparisons. The sex-ratios proportions were compared between regions and seasons, and for the main species significant differences were found. The data presented in this working document is still preliminary, but provides new and important information on the catch-at-size trends and sex-ratios for the major pelagic sharks captured by the Portuguese pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean.

A brief explanation of the EU Portugal self-sampling was provided. The programme is based on a MS Excel spreadsheet, which allows skippers to calculate total catch weight from individual samples. It is useful to the skippers for compliance purposes and provides information for scientific purposes. It was noted that VMS information is difficult to obtain due to confidentiality issues. Efforts are being made to get this data from the fisheries management department in a form that is aggregated enough for distribution.

SCRS/2013/046 reported length-length relationships between Fork Length, Precaudal Length and Total Length for the main six pelagic species (*Prionace glauca*, *Carcharhinus brachyurus*, *Carcharhinus signatus*, *Sphyrna zygaena*, *Isurus oxyrinchus* and *Lamna nasus*) captured by the Uruguayan pelagic longline fleet in the south-western Atlantic Ocean between 1998 and 2010. The length-length relationships provided in this contribution covers an extended portion of the reported full size spectrum of each species considered, and represents the first length-length conversions ever reported for them species in the area.

Document SCRS/2013/047 evaluated the catches of sharks in the artisanal driftnet fishery off Abidjan (Côte d'Ivoire) for the period 2008-2011, using weight and size data collected for every shark species on 3 landing sites, and the proportion of sampled pirogues. During this period, the number of day trips decreased of half and the catches varied between 92 and 203 t. However, the proportion of sharks in the total catches varied from 2.1 % in 2008 to 31% in 2011. The most important species were the blue shark (*Prionace glauca*) and the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), whose CPUEs (kg/day trip) were slightly increasing. The catches were composed of juveniles of 145-235 cm TL for the blue shark and 115-185 cm TL for the mako shark.

The author clarified that the length measurement provided in the document was precaudal length. It was noted that the gear type described in the study was gillnet and that these were set 2 miles from the shore, potentially close to canyons or the continental drop-off. This could explain the relatively large number of sharks reported.

SCRS/2013/041 noted that currently the reduction of by-catch mortality is an objective of the ecosystem approach to fisheries and a request made by consumers. The involvement and participation of resource users is necessary to develop efficient and practical mitigation techniques. Fishers handle animals as part of their job duties and it is essential to identify good practices that ensure the safety of the crews and optimize the survival of released animals. Combining scientific observations and empirical knowledge from fishers of the French purse-seine fleet, handling and release guidelines are proposed for sharks and rays, including large ones, like whale sharks and manta rays incidentally caught by tropical tuna purse-seine fisheries. A good practices manual has been prepared to raise the fishers' awareness of the preservation and conservation of biodiversity and encourage their participation in the sustainable management of marine resources. Bringing these best practices onto the decks of fishing vessels should contribute to the reduction of the fishing mortality of some vulnerable species. It would be positively viewed by consumers as an act that reduces fishing's footprint on the environment and promoting the animal welfare which would improve the image of fishing industry. New ideas emerging from exchanges between scientists and fishers are also proposed although not yet tested. Mitigation research is by definition an iterative process and different complementary methods must be carried out at different levels of the fishing process to significantly reduce the mortality of these animals.

SCRS/2013/049 indicated that the lack of reliable fishery-dependent data and fundamental understanding of the biology of most shark species causes concern for the Sustainable management of shark populations in the Mediterranean Sea. The study aims at investigating on habitat occupancy, residency times and migratory pathways as well as providing behavioural data on temperature experience and swimming depth of the large pelagic shark mainly the blue shark (*Prionace glauca*). This study strives to also determine when and where sharks are most vulnerable and will assist in the conservation of the species. The use of satellite tag is proposed to investigate on the ecology of the large pelagic sharks. The preliminary results of the first SPOT (Smart position or temperature transmitting) tag deployed of a female blue shark are presented.

SCRS/2013/048 noted that in 2010, the EC zero TAC for the porbeagle shark caused the closure of the seasonal targeted fishery traditionally performed by a small fleet of five long-liners of Yeu Island (Bay of Biscay). In order to improve knowledge on porbeagle, the French Ministry of Fisheries supported a scientific program aimed determining the movements of this shark in the NE Atlantic using pop-up satellite tags (PSAT). In summer 2011, three PSATs could be deployed on adult and sub-adult porbeagle females during a tagging cruise carried out in the Bay of Biscay with a longliner of Yeu Island. The three tags popped-up, one at 8 months and two at 12 months (i.e., original setting duration). Although the data transmitted by the tags need to be re-processed with various filters, preliminary analysis shows that the tagged sharks exhibited three different patterns of movements in the NE Atlantic. A mature female of 2.34m TL tagged off Quiberon Peninsula stayed a month in the vicinity, then moved north up to the Shetland shelf where it stayed about 2.5 months, to finally reach the Sea of Norway

in November; then it moved to Iceland to return to Norway in February where the tag popped-up. During this migration, this shark did regular dives to 500 m depth, reaching a maximum of 1000 m depth. The second shark, a sub-adult female of 1.9 m TL was tagged off Noirmoutier Island. This shark did a large triangular trajectory in the Atlantic going north-west, reaching close to Greenland in November, then going straight south to the Azores in February-March, before coming back to almost the original tagging position, 12 months later. This shark also did regular dives down to about 1000 m depth. The third shark, a sub-adult female of 1.9 m TL was tagged off the Penmarch Peninsula, also moved north-west, did a return trip to the North Sea in October-November, before going back to the Bay of Biscay (off southern Ireland) in June with a jigsaw trajectory; it dived down to 800 m depth when it was off the continental shelf. Although limited, these observations show that the porbeagle shark uses large areas of the NE Atlantic and the water column down to 1000 m depth.

A brief presentation of an on-going project carried out by EU Institutes was provided to the Group. The general objective of the project is to obtain scientific advice for the purpose of implementing the EU Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks, as regards the facilitation of monitoring high seas fisheries and shark stock assessment on a species-specific level. The study is focused on 18 major elasmobranch species on a worldwide basis. In order to achieve the project goals, the team has been: collating and examining historical fisheries data, especially in terms of species composition, catches and effort; estimated global shark catches; identifying gaps in the current knowledge of fisheries, and also on the biology and ecology of sharks. In order to fill the gaps, and to support advice from RFMO on sustainable management of elasmobranch fisheries, a number of proposals are being prepared, namely in terms of designing observer programs, identifying scientific research priorities and the integration of information on t-RFMOs.

The Group welcomed the initiative and requested the authors to facilitate the outcomes of the project as soon as the information is available.

3. Presentation of Task I, Task II and tagging data

The Secretariat presented a summary of the information on sharks submitted by the CPCs. Task I and Task II catch-effort and size samples were presented in the form of data catalogues for the purpose of identifying gaps in the available data. It was noted that although Task I data are available for many species of sharks, these data are extremely incomplete and in many cases, Task I data have not been accompanied by the corresponding Task II data. This is particularly true for species other than blue shark, shortfin mako and porbeagle for which there is generally more information available. It was also noted that there is more information available for the North Atlantic than for the South Atlantic, with very little data available for the Mediterranean. The Group requested that the data be presented in a format to easily identify gaps in order to address these deficiencies in the research plan (**Appendices 4-6**).

The Secretariat also presented the available tagging information for blue shark, shortfin mako and porbeagle. The densities of tagging, recaptures as well as the tracks are provided in **Figures 1-3**. It was also suggested that an objective for the Group could be to develop a format for reporting the satellite tagging data to ICCAT. It was acknowledged that the dataset for each tag can be quite extensive and thus it is more likely feasible to report metadata for the electronic tags (such as the tagging and pop-up locations).

4. Current status of knowledge and research on pelagic sharks in the Atlantic and Mediterranean

This information is dealt with extensively in the research plan detailed in Section 5 below.

5. Scientific research plan for sharks and the compilation of data

A presentation was given on the plan for the SCRS Strategic Research Plan in order to put the current discussions into their greater context within the work of the SCRS. Strategic Planning is recommended as a structured approach to guide the future workings of the SCRS (2011 SCRS Report and responsive to Res. 11-17 on Best Available Science). Document SCRS/2013/024 outlined an approach for identifying key research needs and components of and a roadmap for developing the 2015-2020 SCRS Strategic Plan. SCRS/2013/024 points out that Strategic Planning deals with three basic constructs: “What do we do?”, “For whom do we do it?” and “How do we excel?” Furthermore, the key components of strategic planning include an understanding of the SCRS mission (our purpose), our vision for the future, values we shall apply in conduct of our work, our goals

and strategies to achieve them. It was pointed out that Strategic Planning also provides a methodology to identify critical capacity and data gaps and prioritize research activities to address them. A roadmap and time-frame for developing the SCRS 2015-2020 Strategic Plan was proposed in SCRS/2013/024 which includes contracting a consultant to provide a framework for the specific methodology to be applied in developing the Strategic Plan and regular consultation and review by SCRS officers and SCRS Plenary prior to review and acceptance by the Commission..

5.1 Objectives and targets of the Shark Research and Data Collection Programme

A presentation was given on the general framework for the Shark Research and Data Collection Programme providing a template for discussion and elaboration. The Chairman then requested that the participants provide comments on the structure of the plan, potential content as well as identification of sections in which they are willing to contribute. This was conducted and a template was agreed on by the Group. The separate sections were then elaborated on by the participants.

5.2 Development of the programme

The proposed Shark Research and Data Collection Programme is presented in **Appendix 7**.

6. Other matters

Cape Verde scientists showed a description of the fishing activities impacting shark species within their EEZ by both the national fleet and foreign fleets (European Union, China) operating under different fishing agreements. The Cape Verde fleet does not target elasmobranchs although they constitute a component of the by-catch when targeting other species; and there are no specific licenses for sharks in Cape Verde for any fleet. In the case of the foreign longline fleets operating in the Cape Verde EEZ, they report a high percentage of sharks representing over 75% of their catches and which are mostly composed by *Prionace glauca* and *Isurus oxyrinchus*.

Considering the importance of shark species in the Cape Verde area, local scientists presented an initiative of developing a Data Collection Programme for their national fleet, for which technical assistance was required. Cape Verde again expressed its desire to obtain assistance to develop a Data Collection Programme, including sampling procedures and a data processing system on the shark species caught by its fleet.

The Group acknowledged Cape Verde's initiative for the development of a Data Collection Programme for its national fleet with a special focus on shark species. Although sharks are not the target of the local fleet, these are an important component of their catch. The Group recommends that special funds from ICCAT be provided for this important initiative.

7. Recommendations

- The Species Group recommends that scientific observers be allowed to collect biological samples (vertebrae, tissues, reproductive tracts, stomachs, skin samples, spiral valves, jaws, whole and skeletonised specimens for taxonomic work and museum collections) from currently prohibited sharks species that are dead at haulback, provided that the samples are part of the research project approved by the SCRS. In order to obtain the approval, a detailed document outlining the purpose of the work, number and type of samples intended to be collected and the spatio-temporal distribution of the sampling work must be included in the proposal. Annual progress of the work and a final report on completion of the project shall be presented to the Sharks Species Group and the SCRS.
- Cape Verde expressed its desire to obtain assistance to develop a Data Collection Programme, including sampling procedures and a data processing system on the shark species caught by its fleet or landed in Cape Verde. Although sharks are not the target of the local fleet, these are an important component of their catch. The Group recommends that special funds from ICCAT be provided to this important initiative.
- The Group recommends that in 2014 a small group of SCRS scientist should be in charge of elaborating the biological sampling design for pelagic shark species in the Atlantic and Mediterranean. The expected budget of this action should be evaluated and proposed to SCRS for its approval.

8. Adoption of the report and closure

The Group expressed appreciation for all the arrangements and facilities provided by the INDP and its scientists for the more than satisfactory development of the meeting. The hospitality provided was extraordinary and the Species Group deeply acknowledged the unbelievable attention given to the participants by the Cape Verde scientists.

SHARK RESEARCH AND DATA COLLECTION PROGRAM (Appendix 7)

A. INTRODUCTION

A great variety of shark species are found within the ICCAT Convention area, from coastal to oceanic species. Ninety-one species of sharks are currently present in the ICCAT databases. Biological strategies of these species are very diverse and they are highly adapted to their respective ecosystems and occupy a very high position in the trophic chain as active predators. Although diverse, the biological characteristics of these species share some general patterns that make them potentially more susceptible to overfishing.

Even though elasmobranchs are currently impacted by commercial and recreational fisheries, there is still limited information about these species life cycles, biological parameters, movement patterns and habitat utilization, and in the general impact of fisheries in their populations in the ICCAT Convention area. Moreover, the current state of knowledge on ICCAT fisheries capturing sharks is causing concerns regarding their conservation status and management due to the gaps in the available catch, effort and discard data. And it is evident that the limited quantity and quality of information available affects the provision of scientific advice to the Commission.

Numerous aspects of the biology of these species are still poorly understood or completely unknown, particularly for some regions, which contributes to increased uncertainty in quantitative and qualitative assessments. As regards information of fisheries activities of fleets capturing sharks (catch and by-catch), the reporting of Task I and Task II has improved in the recent years but this improvement is still insufficient to permit the Committee to provide quantitative advice on stock status with sufficient precision to guide fishery management toward optimal harvest levels for the majority of species. Therefore it is essential that the Committee advances in data collection and research on life history, together with describing the interactions with ICCAT fisheries, with the final objective of assessing the status of the stocks and provide adequate scientific advice for the sustainable management of elasmobranch fisheries in the ICCAT convention area. This step forward is critical for the evaluation of the efficacy of the management measures adopted by the Commission in recent years.

During the 2012 Shark Species Group meeting, the Group recommended the development of a Shark Research and Data Collection Program (SRDCP) focused on the reduction of the main sources of uncertainty in the formulation of scientific advice, including the improvement of data collection and reporting procedures. Following this recommendation the 2013 Species Group has elaborated the general guidelines of the SRDCP containing the following aspects: (a) a general background of existing fishery and biological data for the main pelagic Atlantic and Mediterranean sharks, highlighting the main gaps of knowledge; (b) the main general objectives of the Program; (c) priorities in fisheries data collection; (d) research priorities on biological information; (e) research priorities on mitigation measures; and (f) other considerations for the SRDCP.

The implementation of the SRDCP will be framed within the 2015-2020 SCRS Strategic Plan which will provide the overall framework for development and coordination of science and science-related activities needed to support provision of sound scientific advice as the centrepiece for the conservation and management of tuna and tuna-like species in the Atlantic and the Mediterranean. In the case of data poor stocks, as is the case with shark species, a precautionary approach to fisheries management could implicitly account for the unknown uncertainty by being more conservative. And any investment in research will increase the potential benefits of ICCAT fisheries while reducing the risk to the resources.

B. PELAGIC ATLANTIC AND MEDITERRANEAN SHARKS

Ninety-one species of sharks (sharks and rays) have been reported to ICCAT. Understanding the need to limit the scope of the program, the Species Group considered the species caught (sixteen species represent 95% of the total reported catches) and other species with high susceptibility for which little biological information is available. Species to consider are: blue (*Prionace glauca*; BSH), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*; SMA),

longfin mako (*Isurus paucus*; LMA), bigeye thresher (*Alopias superciliosus*; BTH), common thresher (*Alopias vulpinus*; ALV), oceanic whitetip (*Carcharhinus longimanus*; OCS), silky (*C. falciformis*; FAL), porbeagle (*Lamna nasus*; POR), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*; SPL), smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*; SPZ), great hammerhead (*Sphyrna mokarran*; SPK), sandbar (*Carcharhinus plumbeus*; CCP), dusky (*Carcharhinus obscurus*; DUS), night (*Carcharhinus signatus*; CCS), narrowtooth (*Carcharhinus brachyurus*, BRO), tiger (*Galeocerdo cuvier*; TIG), crocodile (*Pseudocarcharias kamoharai*; PSK), and white (*Carcharodon carcharias*; WSH) sharks, and the pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*; PLS) and manta rays (Mobulidae, MAN).

a) Current biological knowledge

Basic life history information required to assess the status of Atlantic shark stocks is most abundant for the North Atlantic area. There is considerably less information for the Equatorial and South Atlantic areas, and very little data for the Mediterranean. Thus, more than half of all studies on age and growth dynamics, reproduction, stock identification, and movement and migration patterns were conducted in the North Atlantic, with the majority corresponding to the northwest Atlantic. Similarly, most of the studies from the South Atlantic correspond to the Southwest Atlantic. **Appendix 8-Table 1** summarizes studies conducted for all species combined in each of nine areas in the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea (**Appendix 7-Figure 1**). **Appendix 8-Tables 2-17** show the same information on a species-specific basis for 16 species. The WGSJK will generate similar summary tables for additional species (narrowtooth shark, white shark, crocodile shark, and manta rays). Appendix 9 lists all the references used to generate **Appendix 8-Tables 2-17**. **Appendix 8** also provides additional references that were used to generate biological profiles for shark and ray species provided by the group.

We collapsed all the life history and other parameters listed in the appendix tables into four data categories (reproduction, age and growth, stock ID, and movements and migratory patterns) most relevant for stock assessments and the ten geographical areas into four main areas (North Atlantic, South Atlantic, Equatorial Atlantic, and Mediterranean Sea) and examined that information on a species-specific basis. We used a traffic light approach to identify the degree of knowledge of those categories by general area and species, with: (1) red indicating no studies available at all; (2) yellow, 1 or 2 studies; (3) green, 3+ studies; and (4) white indicating that the species does not occur in a particular area (**Appendix 7-Table 1**). The following general conclusions can be drawn: the North Atlantic is the most data-rich area, but there are still 25% of cells with no information; the South and Equatorial Atlantic have almost identical levels of data availability, with over 75% of red cells; the Mediterranean Sea is the most data-poor region with about 90% of red cells.

Individual species were classified according to the degree of “data poorness” (i.e., the number of red cells or with no information as a proportion of the total number of cells for that species as depicted in **Appendix 7-Table 1**) and “data richness” (i.e., the number of green cells or with 3+ studies as a proportion of the total number of cells for that species as depicted in **Appendix 7-Table 1**) (**Appendix 7-Table 2**). The most data-poor species was the longfin mako, followed by the great hammerhead, dusky, and tiger sharks and the pelagic stingray, whereas the least data-poor species was by far the blue shark. In contrast, blue shark, shortfin mako, and sandbar sharks were the most data-rich species and there were no occurrences of “data richness” for longfin mako, smooth and great hammerheads, and night shark.

b) Fisheries information

Pelagic sharks form an important part of the catch of the longline fisheries that target tuna, billfish and swordfish. The ICCAT SCRS Sub-Committee on By-catches began to assess pelagic sharks in 2004. Pelagic sharks are caught by various gears in the Atlantic Ocean, Gulf of Mexico, Mediterranean Sea and the Caribbean Sea, including longline, purse seine, gillnet, handline, rod and reel, trawl, troll, and harpoon, but they are mostly caught as by-catch in the pelagic longline fisheries or as target species. There are also important recreational fisheries in some countries. Several shark species, such as blue and shortfin mako, are captured and landed in large volumes by these fleets. During the period 2001-2011 a total of 476 834 and 66 887 tonnes of blue shark and shortfin mako, respectively, were declared in the Atlantic Ocean with a maximum combined catch for both species in 2010 (71 861 tonnes) and a minimum combined catch in 2011 (33 217 tonnes) (Anonymous 2012). Others groups of pelagic sharks and rays are discarded, either due to ICCAT recommendations prohibiting retention (Recommendations 09-07, 10-07 and 10-08, 11-08), or their low market value.

Information on sharks has been submitted by CPCs since 1950, but only since 1982 has data been submitted for shark species other than BSH, SMA and POR. Data prior to 1990 is very limited for most species and so Task I data is only presented here after this date. **Appendix 4** provides annual catch reported for all sharks and other elasmobranchs in the Task I database by flag (2012 data are preliminary) while **Appendix 5** provides annual catch reported by species and area from Task I. Task II SZ data reporting has only occurred since 1994. In order to identify what data are available, this information is presented as a data catalogue in **Appendix 6**.

The first shark assessment meeting was conducted in 2004 and only in 2007 was the independent Shark Species Group formalized. Except for 2010, every year to date there has been an inter-sessional Shark Species Group meeting, with a significant presence of scientists and work on these species. **Appendix 7-Figure 2** shows the evolution of the number of papers presented at the inter-sessional meetings.

c) Species stock assessments

The Shark Species Group has conducted stock assessments for three species to date: blue, shortfin mako, and porbeagle. Blue and shortfin mako sharks were first assessed in 2004 and subsequently in 2008, and 2012 (shortfin mako only). Porbeagle sharks were assessed cooperatively with ICES in 2009. In general, all these assessments are considered preliminary owing to limitations on quantity and quality of the information available and have focused only on Atlantic stocks; Mediterranean Sea stocks have not been assessed owing to lack of data. One important recommendation that consistently emerges from the Species Group meetings is that greater investments in monitoring and research directed at sharks are needed if improved advice on the status of these and other by-catch species is desired.

–Blue shark

Based mostly on tagging information, three separate stocks of blue shark have been assumed to exist, but only two have been assessed (North and South Atlantic) because there was no information on the Mediterranean stock. For both North and South Atlantic stocks, although results continue to be considerably uncertain, biomass is believed to be above the biomass that would support MSY and current harvest levels below F_{MSY} .

– Shortfin mako

Because shortfin makos have a distribution similar to that of blue sharks, the same two hypothetical North and South Atlantic stocks have also been considered for this species. The 2012 assessment of the status of North and South Atlantic stocks included additional time series of relative abundance and increased coverage of Task I catch data with respect to the previous stock assessments conducted in 2008 and 2004. The available CPUE series showed increasing or flat trends for the final years of each series (since the 2008 stock assessment) for both North and South stocks, hence the indications of potential overfishing shown in the previous stock assessment diminished and the current level of catches may be considered sustainable.

For the North Atlantic stock, results of the two stock assessment model runs used indicated almost unanimously that stock abundance in 2011 was above B_{MSY} and F was below F_{MSY} . For the South Atlantic stock, all model runs indicated that the stock was not overfished and overfishing was not occurring. Although these results indicated that both the North and South Atlantic stocks are relatively healthy and the probability of overfishing is low, they also showed inconsistencies between estimated biomass trajectories and input CPUE trends, which resulted in wide confidence intervals in the estimated biomass and fishing mortality trajectories and other parameters. Particularly in the South Atlantic an increasing trend in the abundance indices since the 1970s was not consistent with the increasing catches. The high uncertainty in past catch estimates and deficiency of some important biological parameters, particularly for the southern stock, are still obstacles for obtaining reliable estimates of current status of the stocks.

–Porbeagle

The Group attempted assessing the status of four porbeagle stocks (Northwest, Northeast, Southwest and Southeast) in conjunction with the ICES Working Group on Elasmobranch Fishes in 2009. In general, data for southern hemisphere porbeagle were too limited to provide a robust indication on the status of the stocks. For the Southwest, limited data indicated a decline in CPUE in the Uruguayan fleet, with models suggesting a potential decline in abundance to levels below MSY and fishing mortality rates above those producing MSY. But catch and other data were generally too limited to allow definition of sustainable harvest levels. For the Southeast, information and data were too limited to assess their status.

The northeast Atlantic stock has the longest history of commercial exploitation, but a lack of CPUE data for the peak of the fishery added considerable uncertainty in identifying current status relative to virgin biomass. Exploratory assessments indicated that current biomass (for 2008) was below B_{MSY} and that recent fishing mortality was near or above F_{MSY} . Recovery of this stock to B_{MSY} under no fishing mortality was estimated to take ca. 15-34 years. A Canadian assessment of the northwest Atlantic stock presented at the meeting indicated that biomass was depleted to well below B_{MSY} , but recent fishing mortality was below F_{MSY} and recent biomass appeared to be increasing. Additional surplus production modelling conducted at the meeting indicated a similar view of stock status, i.e., depletion to levels below B_{MSY} and current fishing mortality rates also below F_{MSY} . The Canadian assessment projected that with no fishing mortality, the stock could rebuild to B_{MSY} level in approximately 20-60 years, whereas surplus-production based projections indicated 20 years would suffice. Under the Canadian strategy of a 4% exploitation rate, the stock was expected to recover in 30 to 100+ years.

–Ecological Risk Assessment (ERA)

Ecological Risk Assessments (ERAs) were conducted by the Shark Species Group in 2008 and 2012. The 2012 ERA included 16 species (20 stocks) and was generally believed to be more robust than the 2008 ERA. The ERA consisted of a risk analysis to evaluate the biological productivity of these stocks and a susceptibility analysis to assess their propensity to capture and mortality in Atlantic pelagic longline fisheries or ICCAT longline fisheries. Three metrics were used to calculate vulnerability (Euclidean distance, a multiplicative index, and the arithmetic mean of the productivity and susceptibility ranks). The five stocks with the lowest productivity were the bigeye thresher, sandbar, longfin mako, night, and South Atlantic silky shark. The highest susceptibility values corresponded to shortfin mako, North and South Atlantic blue sharks, porbeagle, and bigeye thresher. Based on the results, the bigeye thresher, longfin and shortfin makos, porbeagle, and night sharks were the most vulnerable stocks. In contrast, North and South Atlantic scalloped hammerheads, smooth hammerhead, and North and South Atlantic pelagic stingray had the lowest vulnerabilities. The information derived from the ERA allows identification of those species that are most vulnerable to prioritize research and management measures.

It is apparent from the conclusions of the stock assessments summarized above that there is a lot of uncertainty surrounding the stock assessment results. The SRDCP will address some of the information deficits related to the biology, ecology, and fisheries of Atlantic sharks to reduce the uncertainties of stock assessments and improve the biological and ecological basis for managing and rebuilding some of the stocks. The research plan will also allow a more appropriate evaluation of the efficacy of the ICCAT management measures adopted in recent years.

d) Current management

–ICCAT Recommendations and Resolutions

There are currently 12 active ICCAT Recommendations and two active Resolutions that relate specifically to sharks (**Appendix 7-Table 3**). One additional Recommendation concerning sharks enters into force in May 2013 [Rec. 12-05].

Since 2009, four Recommendations have been adopted that prohibit the onboard retention, transshipment, and landing of some shark species that are considered to be vulnerable to overfishing: silky sharks (*C. falciformis*; [Rec. 11-08]), hammerhead sharks (family Sphyrnidae, with the exception of *S. tiburo*; [Rec. 10-08]), oceanic whitetip sharks (*C. longimanus*; [Rec. 10-07]), and bigeye thresher sharks (*A. superciliosus*; [Rec. 09-07]). CPCs are required to record releases and discards of these species, and to report these data to ICCAT. In the case of hammerheads, oceanic whitetips, and bigeye threshers, storing, selling, or offering for sale of any parts or whole carcasses is also prohibited with some exceptions for certain species. Specific exceptions to the above prohibitions apply to certain species. Recommendation 09-07 also establishes that CPCs should endeavour that vessels flying their flag do not undertake a directed fishery for any thresher sharks (*Alopias* spp.).

Several other ICCAT management measures are currently in place for sharks. CPCs are required to reduce fishing mortality levels for shortfin makos and porbeagles [Rec. 05-05; Rec. 07-06], to encourage the live release of incidentally caught sharks, particularly juveniles [Rec. 04-10], and to consider time and area closures and other measures for pelagic sharks in general [Rec. 07-06], and specifically for hammerheads [Rec. 10-08] and threshers [Rec. 09-07]. In 2013, the SCRS will assess potential management options for silky sharks [Rec. 11-08].

Shark finning is prohibited within ICCAT under Recommendation 04-10, which established that vessels should not have fins on-board weighing more than 5% of the weight of shark carcasses on-board, up to the first point of landing.

CPCs are required to collect and submit Task I and Task II data for sharks, in accordance with ICCAT data reporting procedures, and also emphasised through multiple Recommendations [Rec. 03-10; Rec. 04-10; Rec. 07-10; Rec. 10-06; Rec. 11-10]. In the case of Atlantic shortfin mako (*I. oxyrinchus*), retention of the species became conditional upon the fulfilment of Task I data reporting obligations, from 2013 onwards [Rec. 10-06]. From 2014, this condition applies more broadly to other ICCAT species, including sharks [Rec. 11-15].

In addition to Task I and Task II data reporting, CPCs are required to report on steps taken to mitigate and reduce levels of by-catch and discards [Rec. 11-10]. In 2013, CPCs will also be required to report on their compliance with shark conservation and management measures [Rec. 12-05].

Additional Recommendations call upon CPCs to undertake research, where possible, to identify shark nursery areas, and determine ways to increase the selectivity of fishing gear [Rec. 04-10; Rec. 09-07; Rec. 10-08]. CPCs are also encouraged to fully implement national plans of action for sharks [Res. 03-10], in accordance with the FAO IPOA-Sharks.

–Other international measures

Sharks and rays captured in association with ICCAT fisheries are subject to management and conservation measures under various international conventions and agreements. Below are examples of such measures, with the relevant species for the Shark Research Program listed in **Appendix 7-Table 4**.

- a) Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution (Barcelona Convention). Species listed under Annex II of the Barcelona Convention SPA/BD Protocol are to be granted maximum protection. Measures include controlling/prohibiting taking, possessing, killing, commercial trading, transporting, and commercial exhibition. Sharks and rays listed under Annex III must be maintained in a favourable state of conservation, through regulation of exploitation and other appropriate measures.
- b) Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS or Bonn Convention). Sharks and rays listed under CMS Appendix I are to be strictly protected, with retention prohibited, and efforts made to conserve or restore habitats, mitigate obstacles to migration, and control other threats. Signatories to a specific agreement known as the Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks have committed to implementing measures to conserve and sustainably manage migratory sharks and their habitat, including measures for fisheries research and management,
- c) Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). Sharks and rays listed under Appendix II of CITES are subject to controls on their international trade. Export permits or re-export certificates are required, and may be issued only if specimens are legally obtained and if exports will not be detrimental to the survival of the species. For specimens introduced from the sea, export permits are issued by state into which the specimens are being brought.
- d) General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM). Recommendation GFCM/36/2012/3 prohibits shark finning, and bans the retention, transshipment, landing, transfer, storage, sale, or display for sale of species listed under Annex II of the Barcelona Convention. The Recommendation also requires the recording and reporting of data about fishing activities, catches, by-catch, release, and discards for species listed under Annex II or Annex III of the Barcelona Convention.

e) Past research recommendations by the Shark Species Group

Over time, there has been a clear evolution in the scope of shark research recommendations put forward by the Sub-Committee on By-catch (1995-2006), and later by the Species Group (2007-present). Early recommendations focused mainly on the need for better data on catches (particularly incidental catches) and landings, including data on discards. This need has been emphasized repeatedly, with similar recommendations made every year. Since 1997, the Group has also regularly highlighted the need for improved Task II data for sharks.

Since the first ICCAT shark stock assessments in 2004, recommendations have also been made for research to improve the quality of output from these assessments. The group has noted the need for increased research into stock structure, life histories, population movements, and dynamics of all ICCAT fisheries that catch sharks, particularly to resolve inconsistent signals among CPUE series. The need for estimating historical catches and size frequencies has also been highlighted, as well as further analyses to assess the sensitivity of assessment outcomes to assumptions. The use of alternative methods for providing management advice has also been recommended, such as ERAs for vulnerable species for which fewer data are available. Since 2006, the Group has called for research to improve the data needed for ERAs. Following the shortfin mako assessment in 2012, the Group also recommended the development and evaluation of hierarchical models that can make use of information from multiple stocks or fleets.

The Group has also recommended research to investigate the potential benefits of fishing gear modifications to reduce by-catch, measures for reducing discard mortality, restrictions on fishing areas and times, and minimum/maximum sizes for retention.

Broadly, the Group has noted that in order to provide the advice requested of them, and particularly to provide quantitative advice on optimal harvest levels, there is a need for the Commission to make a larger research investment into improved data and facilitating better participation by national scientists and other experts in assessments.

C) SHARK RESEARCH PROGRAM

General objectives

Although efforts are being made in recent years to improve shark data collection and research, the current knowledge on many fisheries and basic biology is still limited. These gaps in knowledge are responsible for much of the uncertainty in stock assessments, and have caused constraints to the provision of scientific advice. Therefore, the present proposal for a Shark Research and Data Collection Program (SRDCP) represents a further step to align with ICCAT Res. 11-17 on Best Available Science, to fill knowledge gaps on fisheries and biology issues by improving data collection, cooperation and capacity building.

In order to achieve these goals, the SRDCP aims to provide guidance to SCRS researchers, by prioritizing those issues related to data collection and research lines on species biology/ecology, fisheries and mitigation measures. Finally, by promoting coordination between SCRS researchers, the SRDCP aims to improve the quality and reduce the uncertainty of the scientific advice on sharks provided to the Commission, and to better assess the impact of management measures on these species.

1. Fisheries data collection

1.1 Fleet and gear characterisation

Accurate information about the gear characteristics and specifications at which species are captured is fundamental to understanding the impacts of fisheries. The fishing power, selectivity and catchability of fishing gear respond to several variables that must be analysed to understand the evolution of catches. Here are some of these variables:

– Longline

Gear-fish interactions:

- Time-depth-temperature at depth of hooks (TDRs)
- Positions of fish regarding other neighbouring fish caught in the longline
- Fighting time of fish, once hooked (e.g., hook timers)

Gear data:

- Number of baskets along mainline
- Number of hooks per basket
- Type and size of hook
- Presence or absence of lightsticks (also, color differences?)
- Location (Latitude and Longitude) of the longline set
- Time of set and haulback (e.g., daylight vs. nighttime)

- Use of lead weights on gangions
- Type of gangion

Bait type:

- Live or dead bait
- Species (e.g., squid vs. mackerel)

–*Purse seine*

The Minimum data requirements for PS were defined during the KOBE III By-catch Joint Technical Working Group Harmonisation of Purse-seine Data Collected by Tuna-RFMOs Observer Programmes. The main items are the following: vessel identification, vessel trip information, observer information, crew information, vessel and gear attributes, daily activities, school and set information, catch information, length information, species of special interest:

- Vessel and gear characteristics
- Fishing strategy
- Gear-fish interactions

–*Gillnet*

- Locations (Latitude and Longitude) and time at setting and hauling for each set
- Gillnet configuration

–*Pelagic trawlers*

- Locations (Latitude and Longitude) and time at setting and hauling for each tow
- Towing speed
- Characteristics of the net

–*Recreational fisheries*

- Gear type and characteristics
- Bait
- Chumming

1.2 Fleet dynamics

As sharks are mostly caught as by-catch in ICCAT fisheries, a change in the dynamics of the fleets targeting those resources might have major implications on shark catches. Such changes are related to different issues, such as technological development (e.g., change from traditional longline to semi-automatic Florida style gear; use of high-tech FADs on the purse seine fisheries); shifts on target species as a result of their abundance; changes in the markets, management or piracy (e.g., some fleets change between deep setting for tunas and shallow setting for swordfish throughout the year, and consequently might change the fishing gear characteristics – hook style, bait type, gangion material, etc., and fishing regime – from day to night setting; while the purse seine fleets might impact differently sharks, when changing from free schools to FADs fishing); fleet movement between fishing areas throughout the year (e.g. due to the migratory behaviour of the target species, communication between skippers related with the occurrence of higher catches, exploitation costs related to bait or fuel prices, piracy, etc.).

1.3 Data necessary for assessment and management advice

- Catch (landings + discards)
- Effort
- Catch per effort (indices of relative abundance)
- Gear selectivity (if not fitted within the model)
- Size information

Catches: Catch inputs for stock assessment can vary from highly aggregated information (e.g., catch of “sharks”) to different levels of disaggregation and detail, ranging from nominal catches by species to species-specific catch series by gear, geographical area, and size.

Dead discards: Estimation of dead discards can also be based on expansion to total numbers from a low number of observations to expansion to total numbers based on a high degree of observer coverage of the fleet and “fine” level of stratification (season or month, small areas of observation). Typically logbook and observer data are used to generate estimates of dead discards.

Effort: Effort series by gear (e.g., number of hooks) and geographical area can also be used in several assessment methodologies.

Indices of relative abundance: Indices of relative abundance can also vary from simple, nominal CPUE time series of short duration (few years) and with little contrast (one-way ticket) to (preferably fishery-independent) CPUE time series standardized through different statistical techniques (GLM, GLMM, GAM). Ideally these indices should be of long duration and wide geographical coverage and have good contrast (increasing and decreasing trend resulting from various levels of fishing).

Selectivity: When sufficient length or age information is not available to estimate selectivity within the model, selectivity curves for the different abundance indices have to be generated based on auxiliary information externally to the model and then imputed as functional forms in age-structured models.

Size information: No catch-at-age is available for sharks caught in ICCAT fisheries, but limited length-frequency information is available for some species.

2. Data poor assessment models

Because of the lack of total catch information in some cases and some key biological information in other cases, traditional stock assessment models cannot be consistently applied to all species. There is a need for development of innovative methods of assessment of shark resources, particularly methods applicable to data-poor situations. Fortunately, a number of such methods that require different types and amounts of data have recently been developed (**Appendix 7-Table 5**).

2.1 Ecological Risk Assessment (ERA)

Ecological Risk Assessments (ERAs), also known as Productivity and Susceptibility Analyses (PSAs), were originally developed to assess the vulnerability of stocks of species caught as by-catch in the Australian prawn fishery (Stobutzki et al. 2001a, b; Milton 2001), and although they only appeared about a little over a decade ago they have now been used rather extensively to assess vulnerability to fishing of elasmobranch fishes and other marine taxa. Ecological risk assessments are in fact a family of models that can range from purely qualitative analyses in their simplest form to more quantitative analyses, depending on data availability (Walker 2005b; Hobday et al. 2007). Most PSAs have been semi-quantitative approaches where the vulnerability of a stock to fishing is expressed as a function of its productivity, or capacity to recover after it has been depleted, and its susceptibility, or propensity to capture and mortality from fishing (Stobutzki et al. 2001a). Each of these two components, productivity and susceptibility, are in turn defined by a number of attributes which are given a score on a predetermined scale. Scores are then typically averaged for each index and displayed graphically on an X-Y plot (PSA plot). Additionally, vulnerability can be computed, for example, as the Euclidean distance of the productivity and susceptibility scores on the PSA plot. Applications to elasmobranch fishes have ranged from semi-quantitative PSAs (Stobutzki et al. 2002; Griffiths et al. 2006; Rosenberg et al. 2007; Patrick et al. 2010) to different degrees of quantitative analyses where the productivity component was estimated directly as r (maximum rate of population growth) in stochastic demographic models (Braccini et al. 2006; Zhou and Griffiths 2008; Simpfendorfer et al. 2008; Cortés et al. 2010; Tovar-Avila et al. 2010). The main advantages of PSAs can be summarized as: (1) being a practical tool to evaluate the vulnerability of a stock to becoming overfished based on its biological characteristics and susceptibility to the fishery or fisheries exploiting it, (2) they can be used to help management bodies identify which stocks are more vulnerable to overfishing so that they can monitor and adjust their management measures to protect the viability of these stocks, and (3) they can also be used to prioritize research efforts for species that are very susceptible but for which biological information is too sparse.

2.2 Length-based models: SEINE (Survival Estimation in Non-Equilibrium Situations)

One of the simplest data-poor methods is based on the premise that fishing pressure proportionally removes larger and older fish from the population and that increases (or decreases) in mortality rates are reflected by decreases (or increases) in mean length. These approaches generally have minimal data requirements and are therefore appealing for use in many elasmobranchs, but they have stringent assumptions which can sometimes be difficult to meet in long-lived species. The SEINE method (Gedamke and Hoenig 2006) is a reformulation of the widely used Beverton-Holt (1956, 1957) method, which only requires von Bertalanffy growth parameters, a size at full vulnerability, and mean length of fully vulnerable animals, and relaxes the assumptions that growth, recruitment, and mortality have been in equilibrium for a time period equal to at least the maximum age of the species of the Beverton-Holt method.

This non-equilibrium formulation allows for trends to be inspected through a time series analysis of mean length data and provides the ability to estimate multiple mortality rates and the year(s) in which mortality changed. However, application of length-based approaches to relatively long-lived elasmobranchs should be done cautiously and model assumptions should be carefully considered prior to application and when interpreting results and producing management advice.

2.3 Age-structured Demographic Models (Life Tables/Euler-Lotka equation; Leslie Matrices) and Elasticity Analysis

Demographic analyses of elasmobranch populations can be undertaken as (1) life tables based on a discrete implementation of the Euler-Lotka equation or (2) age-based Leslie matrix population models. These models are typically based on deterministic, density-independent population growth theory, whereby populations grow at an exponential rate r and converge to a stable age distribution. Data requirements include maximum age, survival from natural mortality, age-specific fecundity (the number of offspring produced per breeding female of age x), sex ratio at birth, frequency of parturition, proportion of mature or breeding females at age, and some associated information such as growth function parameters and a length-mass relationship. Elasticity analysis is an extension of age-based Leslie matrices or stage-based models that allows one to identify which vital rates influence population growth rate the most and thus which life stages (or ages) are more important for population growth.

2.4 Analytical Reference Points

Methodology to analytically calculate reference points without an assessment model was first introduced in Brooks et al. (2006) and Brooks and Powers (2007), where it was demonstrated that reference points corresponding to maximum excess recruitment (MER; Goodyear 1980) could be derived simply from biological parameters and an assumption about the form of the stock recruit function. Brooks et al. (2010) re-derived those analytical solutions to calculate the Spawning Potential Ratio (SPR) at MER, then demonstrated how stock status could be determined given auxiliary information, and illustrated the method for 11 shark stocks. Although only vital rates are necessary to derive these analytical reference points, an estimate of current biomass or a time series of relative abundance is needed to evaluate the overfished criterion. Although this methodology has to be further tested, initial results are encouraging. Brooks et al. (2010) compared results for overfished status from stock assessments with predictions from the analytical method and found total agreement for the nine stocks of sharks for which an estimate derived from a more data-rich stock assessment method was available.

2.5 DCAC (Depletion-Corrected Average Catch)

The DCAC is based on the potential yield formula of Alverson and Pereyra (1969) and Gulland (1970) where $B_{MSY} = 0.5B_0$, $F_{MSY} = M$, and $Y_{pot} = 0.5MB_0$. If abundance is reduced from B_0 to B_{MSY} , a “windfall” harvest can be calculated as $W = 0.5B_0$ and Y_{pot} can be considered a sustainable annual yield. The windfall ratio expresses the magnitude of the windfall harvest relative to a single year of potential yield. This windfall ratio forms the basis for a depletion correction of average catch. For a catch series of n years, the total cumulative catch consists of n years of sustainable production plus a windfall equivalent to W/Y_{pot} years of potential yield.

The DCAC ultimately provides an estimate of the yield that could have been sustained during a period of n years.

2.6 AIM (An Index Method)

The AIM (An Index Method, NOAA Fisheries Toolbox 2011) model is an analytical framework for interpreting abundance trends, which relates survey trends to fishery removals. The AIM model estimates a relative fishing mortality rate from a ratio of catch to a smoothed index of abundance. The second calculated quantity is the replacement ratio, which is obtained by taking the abundance index values divided by a moving average of the abundance index. The idea behind the replacement ratio is that values greater than one indicate that the population increased while values less than one suggest negative population growth. A regression of the natural logarithm of the replacement ratio against the natural logarithm of relative F can be solved for the relative F value that produces $\ln(\text{replacement ratio})=0$, i.e. stable population growth. The F producing stable growth can be considered as an F reference point, against which the relative F time series can be compared to evaluate overfishing. Implicit in this approach is that the catch and abundance index have the same selectivity. This methodology fundamentally assumes linear (density-independent) population growth. Furthermore, there is no age structure, thus biological parameters that have strong age trends or long time lags in population dynamics owing to late, protracted maturation and generation time are ignored.

2.7 Surplus Production Models

Biomass dynamic models, also known as (surplus) production models, have been and still are fairly widely used in the assessment of teleost stocks. Use of these models in assessment of elasmobranch stocks, however, has been criticized because of violation of the underlying assumptions, notably the presupposition that r responds immediately to changes in stock density and that it is independent of the age structure of the stock (Holden 1977; Walker 1998). In general, production models trade biological realism for mathematical simplicity, combining growth, recruitment, and mortality into one single “surplus production” term. However, they are useful in situations where only catch and effort data on the stock are available and for practical stock assessments because they are easy to implement and provide management parameters, such as maximum sustainable yield (MSY) and virgin biomass (Meyer and Millar 1999a).

The biomass dynamic models used in the last decade have characterized uncertainty through the use of either Bayesian inference or classical frequentist methods. Typically, in stock assessment work two stochastic components must be taken into consideration (Hilborn and Mangel 1997): natural variability affecting the annual change in population biomass (also known as process error) and uncertainty in the observed indices of relative abundance owing to sampling and measurement error (observation error). Bayesian surplus production models have been used by a number of researchers to assess the status of shark populations. The Bayesian Surplus Production model (BSP; McAllister et al. 2001; McAllister and Babcock 2006), a Schaefer production model that uses the SIR (Sampling Importance Resampling) algorithm for numerical integration, has now been used in numerous assessments of shark stocks in the Atlantic Ocean (McAllister et al. 2001, 2008; Cortés 2002b; Cortés et al. 2002, 2006 to cite a few). The BSP considers observation error only, which is integrated along with q (catchability coefficient) from the joint posterior distribution using the analytical approach described by Walters and Ludwig (1994).

Both process and observation errors can be incorporated when using a dynamic state-space modelling framework of time series (Meyer and Millar 1999a). This approach relates observed states (CPUE observations) to unobserved states (biomasses) through a stochastic model. State-space models allow for stochasticity in population dynamics because they treat the annual biomasses as unknown states, which are a function of previous states, other unknown model parameters, and explanatory variables (e.g., catch). The observed states are in turn linked to the biomasses in a way that includes observation error by specifying the distribution of each observed CPUE index given the biomass of the stock in that year. A Bayesian approach to state-space modeling has only been applied fairly recently to fisheries (Meyer and Millar 1999a). One advantage of using a Bayesian approach is that it allows fitting nonlinear and highly parameterized models that are more likely to capture the complex dynamics of natural populations. Meyer and Millar (1999a, b) advocated the use of the Gibbs sampler, a special Markov chain Monte Carlo (MCMC) method, to compute posterior distributions in nonlinear state-space models. This Bayesian nonlinear state-space surplus production model has been adapted and applied in several assessments of Atlantic shark stocks (Cortés et al. 2002, 2006). Additionally, Jiao et al. (2009) compared hierarchical and non-hierarchical Bayesian production models applied to a complex of three hammerhead species (*Sphyrna lewini*, *S. mokarran*, and *S. zygaena*) to address the problem of assessing fish complexes for which there are no species-specific data. They found that the fit of the Bayesian hierarchical models was better than that of the traditional Bayesian models possibly due to the addition of multilevel prior distributions, among which was a multilevel prior of r intended to capture the variability of intrinsic rates of increase across species and populations of the hammerhead shark complex.

3. Recovery of historical data

Recently, The ICCAT Small Tunas Research Program was adopted by the SCRS and the first phase of that research program is to recover historical SMT datasets, available in various scientific institutions of ICCAT CPCs and currently not available in the ICCAT database. The data recovery includes:

- Task I nominal catch series by species, gear, area, flag and year
- Task II catch and effort statistics by species, month, 1°x1° square or area
- Task II size (and/or weight) samples by species, gear, time strata and area

In order to address this issue, a call for tenders was drafted with the specific objective of recovering historical time series from all fisheries in the ICCAT Convention area, either fisheries targeting small tunas or those catching them as by-catch. A similar procedure was followed in the context of the special research programme of Bluefin tuna (GBYP). These processes should be repeated for recovering historical datasets on shark species. The group can build on the experience obtained during those exercises in order to streamline and facilitate this important initiative.

4. Trade data

Trade data are a potentially useful complementary source of information for the management and assessment of shark species caught in association with ICCAT fisheries. Identifying trends and changes in the trade of shark products (e.g., trade routes, volumes, values) may in turn help our understanding of the dynamics of fisheries capturing sharks. In the specific context of shark assessments, historical and current trade data may be used to identify potential gaps in reported catches and to develop proxy indices for estimating historical catches.

Trade data have been used in one ICCAT shark assessment meeting. At the 2004 assessment of blue shark and shortfin mako, the group discussed an analysis of the Hong Kong shark fin trade that provided rough annual estimates of the capture of sharks in the Atlantic. In view of these estimates and the very incomplete nature of catch reporting to the Secretariat for blue sharks and shortfin makos, the assessment group explored the use of an alternative approach for estimating catch histories, based on the ratio of shark to tuna landings. Following the 2004 assessments, the group recommended that broader use be made of trade statistics, particularly for extending historical time series of catch estimates.

5. Observer Programmes

As stated by FAO (1995) in order to have a responsible and sustainable management of fisheries, fishing countries need to assure the timely, complete and reliable collection of fishery statistics on catch and fishing effort. Such data needs to be updated regularly and submitted to the relevant RFMO to be used in the fishery assessment and for the provision of the scientific advice. The FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries also states that fishing countries should implement effective fisheries monitoring, control, surveillance and law enforcement measures including, where appropriate, observer programmes, in order to collect basic fishery statistics. In the case of pelagic sharks, which are often caught as a by-catch (and discarded) within ICCAT fisheries, it is essential to implement Observer Programmes. In fact, whether fisheries management objectives include conservation issues, knowledge of shark fishing mortality is essential for any management framework, and observer programmes are the most reliable source of information for these species. Moreover, observer programmes are the only available method to accurately collect data on a number of important issues, such as: individual at-haulback mortality, fate and status when discarded; samples for less common or rare species; etc.

ICCAT recommendations regarding the observer programs (GFCM adopts ICCAT resolutions in relation to sharks in the Mediterranean Sea, although the adoption by GFCM is usually carried out with a time lag) and current coverage are presented in **Appendix 7-Table 6**.

When designing an observer program the level of coverage required is a key element. It depends on the objectives of the observer program (e.g. desired precision levels for by-catch rates, and the variability of the by-catch events, which depend on specific taxa and fishery combinations). In the case of the tuna fisheries impacting shark, the observer program should collect data aiming at the: (i) improvement of catch data collection for population assessments; (ii) estimation of by-catch and discards levels; (iii) collection of basic biological data; and (iv) gear and fisheries strategy.

In most cases by-catch estimates are highly imprecise for observer coverage below 5-10%, therefore observer coverage rates above those levels will be required. By-catch estimates will remain highly imprecise for low occurrence species, for which a much higher level of coverage may be warranted.

In general, the species composition of the sharks captures is similar amongst the different tuna fisheries in the convention area. However, the different fisheries may impact differently the shark species: Longline (*sensu lato*) impacts mainly blueshark (BSH) and shortfin mako (SMA), and to a minor extent hammerhead, threshers, silky and oceanic whitetip sharks; Gillnet (*sensu lato*) are impacting mainly silky (FAL), thresher (THR), oceanic whitetip (OCS), and shortfin mako (SMA) sharks; Purse seine are impacting mostly oceanic whitetip (OCS) and silky (FAL) sharks.

Industrial fleets are amongst those that mostly impact shark stocks within the scope of tuna fisheries. The implementation of scientific observer programmes designed to improve shark data collection should focus on the two major fleets: pelagic longliners, namely those targeting swordfish or tropical tunas; and purse-seiners targeting tropical tunas. Although artisanal fleets may have considerable impact over some protected species, the small size of the vessels is an important constraint for an observer program. Therefore, other data collection schemes should be implemented for these fisheries.

6. Biological information

6.1 Stock structure

To better understand the impact of fishing activities on elasmobranch populations and promote a more efficient management of their fisheries, it is first necessary to know whether elasmobranchs are migrating between regions that can be undergoing different types and levels of fishing activity. However, and even though those issues are of great importance, there is still very limited information on the stock structure of most pelagic elasmobranchs at an ocean wide level, and therefore promoting those types of studies is of utmost importance. Using incorrect assumptions about the stock structure and movements can lead to biased conclusions about the level of fishing that is sustainable in a given region, and thus information about these processes should be incorporated into stock assessments.

Different approaches can be used in identifying and classifying stocks. However, given the difficulties and possible limitations of each of the techniques, and in order to provide the most accurate identification of stocks possible, scientific knowledge should gather different sources of information and consequently, a multidisciplinary approach using a combination of techniques is recommended.

6.1.1 Genetic studies

Studying the genetic structure of a population can be a very useful tool for helping to determine whether there is migration between geographic areas. When the individuals of a species segregate into several reproductive stocks, the allele frequencies at neutral genetic markers diverge such that the variance in gene frequencies reflects the magnitude of reproductive isolation among these stocks (Heist, 2004). However, there also difficulties with the population genetics studies in the open ocean species as, for example, a small number of migrants per generation may be sufficient to render two populations genetically indistinguishable (Camhi et al., 2008).

Several types of molecular markers have been used to estimate the stock structure in marine populations in the last decades (Utter, 1991). The choice of the technique to use depends on the research team capabilities, preferences, type of equipment available and quality of tissue available for analysis. In general, the molecular markers that have been used include allozymes, mitochondrial DNA and microsatellites, even though other techniques are also available. Each technique has its own distinct strengths and weaknesses, and reviews of those are presented in Heist (1999, 2004, 2008). A final consideration regarding genetic studies on pelagic sharks is that these species may undergo large scale seasonal migrations, and may segregate by sex and/or maturity stage. As such, careful planning of where and when to sample and collect tissues is very important.

6.1.2 Biometric analysis

The biometric analysis, including meristic and morphometric characters, provides a powerful complement to genetic stock identification approaches. Meristic characters generally include serially repeated measurements such as counts of vertebrae. Experimental work has shown that environmental factors such as temperature, salinity and oxygen tension can modify the expression of the genes responsible for meristic characters. In certain studies meristics have provided evidence of stock structure that is concordant with genetic information.

6.1.3 Population parameters

Typical population parameters that are useful for population dynamics studies include age, growth and reproductive parameters that can then be used to estimate mortalities and intrinsic population growth rates. Different populations from one same species may show different biological parameters, and those should be taken into account during population dynamics studies and stock assessments. Further, as different populations from the same species may be subjected, through time, to different fishing pressures and mortalities, density-dependent mechanisms may also produce changes in the biological parameters and affect the dynamics of the populations.

Those differences may be observed through comparative studies on the biological parameters across several populations of one species, and may serve as verifications from other stock structure methodologies. Some studies have used this approach for sharks, trying to determine possible stock separations based on life history parameters, but most have been carried out in coastal sharks. Examples are the works by Carlson and Parsons (1997), Yamaguchi et al. (2000) and Coelho et al. (2010).

These comparative techniques have not commonly been applied to pelagic sharks, even though their importance is recognized and for stock assessment purposes (including ecological risk assessments) different biological parameters are used for each of the stocks (North Atlantic, South Atlantic and Mediterranean). In terms of methodologies, details on data collection and analysis for using such parameters for eventual comparison between regions are specified in Section 6.2 (life history information) of this research plan. This component of the plan may help to separate stocks, and may produce important biological parameters for using for each of the stocks.

6.1.4 Tagging

The conventional approach of mark-recapture can be used. Recoveries through time provide ranges and patterns of movement, which can assist in inferring the degree of mixing among stocks. However, the success of such techniques depends largely on tagging and recapture efforts, and such studies are generally constrained by higher costs. The use of satellite tagging technology is encouraged as this type of tag transmits data on animal location without animal recapture, making them completely fishery-independent. Furthermore, these tags provide locations on intermediate positions and not only two observations in space-time (capture and terminal recapture) as with the conventional mark-recapture approach. A shortcoming of some types of satellite tags (e.g., pop-up tags) is that light-based location estimates can have substantial errors, and this can limit their advantage over conventional tags. These tags are electrically powered (by batteries, solar power, kinetic energy, etc.) leading to shorter times at-liberty on average than conventional tags.

6.1.5 Parasites (biological tags)

Information on geographic distribution patterns, migrations and feeding habits of fish can be obtained through the study of parasites. The investigation of hosts and their parasites has improved the knowledge about the spatial distribution of the host's population (Abaunza et al., 2008). Lester and MacKenzie (2009) provide a guideline on how to use parasites as biological tags in fish population studies. In the Atlantic, for example, Garcia (2011) used parasites, as a complement to other techniques, to discriminate between stocks of swordfish (*Xiphias gladius*).

6.2 Life-history information

6.2.1 Age and growth

An understanding of the age structure and growth dynamics of a population is crucial for the application of biologically realistic stock assessment models and, ultimately, for effective conservation and management. Information on age and growth is also often used to estimate natural mortality or total mortality, which are crucial components of stock assessment models, and in the calculation of important population and demographic parameters, such as population growth rates and generation times. Successful fisheries management thus requires precise and accurate age information to make informed decisions, because inaccurate age estimates can lead to

serious errors in stock assessments and possibly to overexploitation (Campana 2001). Despite their importance, published age and growth studies of sharks are still scarce and only a few have provided validation of the ageing method used (i.e., ratification through a direct method, such as injection of a chemical marker, that the growth bands on the structure being aged are deposited with a given periodicity, generally annually).

Because sharks lack hard parts, such as large scales and otoliths, information on age and growth in sharks is usually derived from counts of opaque and translucent bands on vertebral centra or spines. Processing of samples is laborious and requires many hours in the laboratory. Preparation of vertebrae for ageing involves several steps. To enhance visibility of growth bands, vertebrae can be cut in half sagittally or sliced at varying thicknesses. Depending on the species, sections can be stained with various chemicals to enhance the growth bands (e.g. crystal violet, alizarin red). Opaque and translucent bands are counted by placing a section under a dissecting microscope interfaced with an image analysis system. Generally, two biologists read samples blindly (i.e., no knowledge of length or sex of specimen) and age estimates for which the readers agree are re-read using digitally stored images.

Historically, the von Bertalanffy growth model (von Bertalanffy, 1938) has been the model applied to most elasmobranchs (Cailliet and Goldman, 2004), but alternative growth models have also been applied in recent years (Carlson and Baremore 2005; Neer et al. 2005, Coelho and Erzini, 2007, 2008). Many of these models still lack age validation and suffer from small sample sizes for some age groups. To resolve these issues, collaborations among scientists from several ICCAT CPCs and institutions are encouraged to develop more complete models.

Another promising means of age validation for long-lived species is bomb radiocarbon dating. This technique focuses on the well-documented increase in radiocarbon (C^{14}) in the world's oceans, caused by the atmospheric testing of atomic bombs in the 1960s (Druffel and Linick 1978). The increase in atmospheric and oceanic radiocarbon was found to be synchronous with marine organisms containing carbonate, such as bivalves, corals, and fish bones (Kalish 1993, Weidman and Jones 1993, Campana 1997). This synchrony allows the period of increase to be used as a dated marker in calcified structures exhibiting growth bands, such as teleost otoliths and shark vertebrae (Campana et al. 2002a). This technique has been successfully used to validate the age estimation of the porbeagle shark (*Lamna nasus*), and has met with some success for a single shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*, Campana et al. 2002b), and two great hammerheads (*Sphyrna mokarran*, Passerotti et al. 2010). Some previous work by Kerr et al. (2004) on the white shark (*Carcharodon carcharias*) also showed promise. This technique could further aid in the age validation and population assessment of many long-lived elasmobranch species. Funding would enable collaboration with colleagues that are experts in the application of this specific technique.

6.2.2 Reproductive biology

Knowledge on the reproductive biology is essential for stock assessment models that attempt to accurately capture the biology of a species, such as age- and sex-structured models. Minimum size limits, for example, are usually set after consideration of the size at which most individuals become sexually mature. Female sharks tend to mature at a later age and larger size and reach a larger size and older age than their male counterparts. This pattern is reflected in the respective growth curves of each sex, and needs to be taken into account in stock assessments. Length of the reproductive cycle (specifically, how often females reproduce), the number of offspring per litter for females of different sizes or ages, and the proportion of mature and pregnant females at each size or length, are all needed to calculate fecundity, which is one of the main inputs to any demographic analysis or stock assessment. Incorrect estimation of any of these reproductive parameters will affect estimates of fecundity, biasing ensuing demographic analyses and stock assessments.

In elasmobranch fishes reproductive patterns are commonly characterized by late sexual maturity, reproduction every one, two or even three years, long gestation periods, reduced fecundity, and well-developed, highly mobile offspring with relatively low natural mortality. But information on the reproductive biology of many species, even some commonly exploited, is still fragmentary. Funding would allow us to conduct studies on the reproductive biology of several important species in Atlantic waters, with the ultimate goal of providing information for stock assessments. Funds are needed to increase sampling efforts and expand the number of species currently being examined.

6.2.3 Mortality

There are few direct estimates of instantaneous natural mortality rate (M) or instantaneous total mortality rate (Z) for elasmobranchs based on mark-recapture techniques or catch curves. Direct estimates of natural mortality

have been obtained in mark-depletion experiments for juvenile lemon sharks only and estimates of M derived from Z or Z directly, in mark-recapture studies for a few species. The majority of population modelling studies for elasmobranchs has relied, however, on indirect estimates of mortality obtained through methods based on predictive equations of life history traits. Most of these methods make use of parameters estimated from the von Bertalanffy growth (VBG) equation, including those of Pauly (1980), Hoenig (1983), Chen and Watanabe (1989), and Jensen (1996) (see Roff 1992; Cortés 1998, 1999; Simpfendorfer, 1999a, 2005 for reviews of these methods) amongst others. These equations do not yield age-specific estimates of natural mortality, except for the Chen and Watanabe (1989) method. In contrast, methods proposed by Peterson and Wroblewski (1984) and Lorenzen (1996, 2000) allow estimation of size-specific natural mortality, which can then be transformed into age-specific estimates through the VBG function. The use of U-shaped curves (Walker 1998) has also been advocated to account for the fact that individuals must die off in their terminal year of life. A modified U-shape curve, the so-called “bathtub” curve (Chen and Watanabe 1989; Siegfried 2006) has been proposed for elasmobranch fishes because the initial decrease in natural mortality (M) at young ages is followed by a flatter profile, and M only increases sharply towards the oldest ages, possibly due to senescence.

6.3 Ecosystem-based approaches

6.3.1 Shark Trophic Studies, Foraging Ecology and Bioenergetics

Fisheries management bodies (FMBs) have, in recent years, stressed the need for an ecosystem approach to management. The current work carried out so far for sharks gives little consideration to ecosystem function because there are few quantitative species-specific data on competition, predator-prey interactions, and habitat requirements of sharks. To fully understand how sharks utilize ecosystems and interact with other species, more studies on diet, habitat use, and ecosystem modelling, are needed.

To fully evaluate the impacts of sharks within the ecosystem, diet data incorporating published metabolic rate information (see review in Carlson et al. 2004) and excretion and egestion information (see review in Wetherbee and Cortés 2004) can be used to construct bioenergetic models for shark populations. Bioenergetic models can be used to assess shark predatory effects (i.e., consumption rates) on prey abundance, and the consequences of the reduction in predation rates through an increase in fishing mortality on shark populations. An example is the bioenergetics model constructed for cownose ray *Rhinoptera bonasus*, which was used to determine the relative effects of variation in different environmental variables on growth (Neer et al. 2004). Individual growth from the bioenergetics model can also be used for developing matrix projection models, which are designed to simulate the long-term population dynamics of, and examine how, various harvesting strategies would affect long-term stock status.

Although it is commonly accepted that sharks are apex predators in many marine communities (Wetherbee and Cortés 2004), there are very few estimates of trophic levels (Cortés 1999). An alternative to estimating trophic level based on stomach contents is the use of stable isotopes of nitrogen and carbon from tissues of marine consumers. This approach is being increasingly used to estimate the trophic position of sharks in marine food webs, and potentially provides a viable alternative to diet-based estimation of trophic levels.

6.3.2 Habitat use

Quantifying fish habitat use is important for management of fish populations and conservation planning. Habitat use studies are used to document habitat quality and its specificity to life history stages. Knowledge of movement patterns (i.e. use of space and activity patterns) is essential in understanding the behaviour of a species as well as defining essential habitat for that animal. An animal's movement patterns can have profound effects on its energetics, reproductive fitness, and survival (Matthews, 1990).

Unlike animals in coastal marine environments, which may be able to utilize more definitive landmarks for navigation (e.g. bathymetry), pelagic predators have to rely on cues, which may be more difficult to define (e.g., geomagnetic gradients). Despite these limitations, there can still be predictable locations of abundant prey, such as within thermal fronts, and these have long been known as areas of high fish abundance (Block et al. 2011; Queiroz et al. 2012). Oceanographic conditions are likely to be strong drivers of the movements and distribution of pelagic sharks (Queiroz et al. 2012).

To better understand the influence of the marine ecosystem on species habitat use, the collection of oceanographic information (e.g., sea surface temperature, chlorophyll concentration, current velocity, depth of the thermocline, oceanic fronts, and upwelling) is necessary. This information can be collected *in situ* or through remote sensing techniques. The ability to collect data on pelagic fish movement and its relationship with the environment has greatly increased with the latest advancements in technology, as is evidenced by a vast array of satellite telemetry and other types of research (Campana *et al.* 2011).

6.3.3 Essential fish habitat and migratory patterns

Better management of shark populations through habitat protection is the goal of the mandate to describe and identify essential fish habitat. This recognizes that all stages in a species life cycle are important, not just those stages vulnerable to exploitation. However, because of their migratory nature, identifying essential fish habitat (EFH) for pelagic sharks is very challenging.

Using advanced technology can improve identification and quantification of EFH for sharks. This includes using acoustic listening stations to monitor the movements of some stages of sharks, even though the application of such techniques in the open ocean has severe limitations. Still, some work using this system may provide information on home range size and changes in habitat use through time, shark distribution in relation to prey density, timing of immigration and emigration, observation of philopatric behaviours (i.e., whether sharks return to their natal grounds), examination of intraspecific relationships (e.g. aggregation, competition, and group dynamics), and assessment of mortality rates within the population.

Stable isotope analysis and microchemistry are also two expanding fields of research. While stable isotopes such as N¹⁵ and C¹⁵ have traditionally been used to study food web structure and estimate trophic level (see previous section), researchers are now using stable isotopes also to track movement of individual fish using these chemical signals as natural markers. Hardpart microchemistry of rare elements such as strontium can also be used to examine fish movements between natal and breeding grounds. Both techniques have shown promise for bony fishes, while research in elasmobranchs is still very preliminary. The Group can move to support investigation on these techniques and to gain insight into the migratory patterns, stock structure, and mixing rates of important shark species, all factors important to improve stock assessments.

6.3.4 Habitat and ecosystem-based modelling

Several approaches have been used to predict potential fish distributions based on models of a species habitat use. For example, ecological niche modelling has been used to predict the potential ecological and geographic distribution to a variety of wildlife species. A niche is an ecological construct defining the optimum environment for growth, reproduction and survival of a species. One way to investigate species response to habitat is through examination of habitat preferences by constructing environmental niche models.

Information on fish vertical movement in the water column collected by satellite tags can also be incorporated in habitat-based standardization (HBS) models (Bigelow *et al.* 1999). In HBS models effective effort is modelled as a function of the probability of interaction between the depth distribution of hooks and species in the water column. This model also requires information on gear configuration (e.g. hook depth).

Ecosystem models are also being developed to provide some insight into the function of marine ecosystems and their potential responses to natural and anthropogenic disturbance. One particular important question is evaluating how the removal of apex predators through fishing and other sources of mortality will affect the overall ecosystem function. This question takes on increasing importance in light of the observation on the reductions of higher trophic level species and fishing down food webs proposed by Pauly *et al.* (1998). On the other hand, recent modelling work on a small scale coastal area found that reduction of abundance of certain sharks as a result of increases in fishing mortality did not cause considerable structural changes in the overall system (Carlson 2007). Some additional modelling work in the North Pacific Ocean also found that reducing one or a few shark groups does not cause “top-down” effects because of complementary increases in other apex predator groups, which were apparently filling empty niches (Kitchell *et al.* 2002). However, modelling work of a rocky reef system indicated that sharks might be strong shapers of that marine community and that considerable modifications might already have transpired due to removal of sharks by Galápagos fisheries (Okey *et al.* 2004). Such studies should also be investigated in the pelagic environment, aiming at the development of methods to further test similar hypotheses. In addition, a number of hypotheses related to the effectiveness, size and design of possible marine reserves in the open seas could be evaluated.

7. By-catch mitigation

Several research projects are being developed to mitigate by-catch, primarily for birds, turtles and mammals. Some of this research includes bird scaring (tori) lines, the use of dyed bait, testing underwater hook setting devices, devices to avoid entanglement of seabirds in trawl warp cables, the use of circular hooks, the use of equipment for the release of wildlife after capture, studies on habitat use, and possible application of TEDs in trawl fisheries. Also modifications of fishing gear for turtles, use of reflecting nets and acoustic alarms for mammals, and studies on the behaviour and habitat use of sharks. Conducting ecosystem-level studies on the collateral effects of fishing, such as the removal of species with high trophic value remains a priority. Research is also being conducted on ways to reduce shark by-catch (benefits of banning wireleaders, hooks that repel sharks, changing soak depth, hook type, bait type, etc.).

A current practice on-board fishing vessels is to dump unwanted sharks and rays overboard in different ways. Indeed, sharks, and to a lesser extent rays, are usually considered by fishers as tough animals and they assume that they can easily survive when returned to the sea. Nevertheless, there are uncertainties about the post release fate of these individuals and survival rates of sharks and rays are likely to be variable among species within a fishery. Developing and promoting practices that maximize the health of sharks and rays when they are handled and released is fully justified. For the major gears impacting sharks and rays, good practices identified should be transferred to fishers and the implementation of these practices on-board monitored.

8. Other Considerations for the shark research programme

8.1 Capacity building

One of the largest challenges facing enlightened fishery management is the procurement of accurate and robust catch, effort, landings, location and depth data. Although there have been improvements, in many areas of the Atlantic and Mediterranean such data collection is lacking or incompletely gathered. A concerted effort to enhance data gathering abilities in these regions should be a priority with the goal of bringing the quality and quantity of data up to currently accepted standards.

Accurate identification and quantification at the species level is a fundamental imperative. Identification of species often is a difficult task as many species of elasmobranchs are similar in appearance and errors in identification are readily made, even by experts. Although identification guides have been produced for many key areas, learning to differentiate species is markedly enhanced by a hands-on learning experience. Led by recognised identification specialists, workshops for indigenous biologists held in their home areas using local biota are invaluable in producing quality control in this most basic of data gathering steps.

An understanding of prioritized gathering of data categories is essential and details such as use of standardized length measures (TL, FL, PCL, DW), external sex determination, morphological signs of maturity, etc. must be established and recorded uniformly. The availability of pre-existing field-tested data-sheets and knowledge of when and where to modify fields as needed for local conditions can be shared, saving local scientists from going through trial-and-error periods which result in faulty or sub-par data collection. Archival of old data is to be encouraged along with notations describing the methodologies employed. As with species identification, a workshop setting involving well-trained instructors and local biologists has proven to be a profitable approach to build capacity in this arena.

Knowledge of basic laboratory techniques is often poor or absent in many regions. Use of sectioned morphological hard parts and validation techniques to determine age and modern approaches to document reproductive biology must be employed as these life history parameters can vary locally and are essential in the assessment process. Hands-on training sessions involving veteran instructors and local biologists are important capacity builders for acquiring these key life history parameters.

Modern analytical tools involving basic fishery assessment and management programs are infrequently employed in many areas and more advanced analyses built upon knowledge of the former are largely ignored. The more complex the analyses, the fewer number of individuals that have appropriate background training. Thus bringing people up to these levels requires a graded approach of insuring comfort at previous levels prior to initiating the learning curve for the next level.

A discussion of context is always important. A lecture summarizing the activities of major players in regional and international management and conservation, such as ICCAT, CITES, GFCM, ICES, FAO, IUCN, provides a review of current conditions of Atlantic and Mediterranean stocks, what actions are in effect and planned, and an update on the quality of extant regional biodiversity. Major stumbling blocks can be identified, potentially leading to regional efforts that can be aimed at rectifying such targets.

Periodic production of workshops focusing on the matter at hand will significantly increase the quality and quantity of data. Equally importantly, these activities will result in the training of one or more instructors who can carry back the knowledge and disseminate it in similar workshops in their home countries (“teach the teachers”), a strategy that keeps giving. Parenthetically, having the opportunity “to give back” is as satisfying to the instructors as it is to the students.

Funding requirements for a multi-day workshop include travel, housing and food for all participants, including educators, and minimal amounts for in-country group travel (visits to fishery landing beaches, markets, etc.), acquisition of specimens for ID lab, and classroom/lab rental (latter perhaps can be used for free).

Long-distance education and outreach are mechanisms employed to reach the non-scientist focus group, but it also can attract scientists unable to attend one of the workshops. Posting of Workshop activities and supplementary documents on an established internet site allows for a larger scientific audience than a workshop can physically and fiscally handle - however the hands-on learning approach is always the best way to go. The non-scientist group, including fishers, particularly will benefit from the development and posting of signs encouraging the safe return to water of endangered species, such as sea turtles (*Chelonia*), sawfishes (*Pristidae*), and other CITES listed elasmobranchs, as well as locally and regionally prohibited elasmobranchs and bony fishes. Lack of enforcement is a fundamental problem in virtually all regions, so development of an education campaign leading to the development and posting of signs and delivery of developed educational brochures at ports, fishing beaches, fish markets, etc., will promote self-enforcement by fishers.

One-day training workshops bringing together local fishers, fishery observers, and scientists could be organized to review current mitigation methods and best fishing practices aimed at reducing shark mortality. Implementation of good handling/release guidelines could enhance crew safety and optimize survival of released animals.

As noted in the 2011 Meeting of the Working Group on the Organization of the SCRS, the number of CPCs acceding to the ICCAT agreement has increased rapidly in the last decade. Unfortunately, the level of participation of scientists from CPCs in the work of SCRS has not kept pace. Particularly given the acknowledged data limitations for many shark species, the SRDCP should continue to build on the efforts of ICCAT to promote increased participation of CPC scientists in the work of SCRS (i.e., data collection, contribution to stock assessment, calculation of local fishery indicators, participation at working groups, etc.).

8.2 Collaboration and coordination

Collaboration and cooperation are essential actions that build the base of any transnational research activity. In the case of pelagic sharks species occurring in the Atlantic and Mediterranean any research plan and efficient data collection focused on these widely distributed species requires the enforcement of mechanisms to strengthen relations between the scientific teams involved in the process. The areas of collaboration that should be reinforced within this collective action that were identified by the Group include:

- elaboration of common protocols for the collection and analysis of biological samples
- protocols for the storage and preservation of biological samples
- capacity building and training in data collection and analysis
- equitable distribution of the biological sampling effort framed in a predefined scientifically sampling scheme
- promotion of visiting opportunities and interchanges for scientists at national laboratories prioritize multilateral collaboration for specific projects to promote collaboration among scientific teams consistently involved in sharks research with in the SCRS.

With regards to collaboration with other organisations, it is important for ICCAT to continue to interact with other RFMOs that conduct scientific studies and provide management for shark species of interest in this research plan (e.g., tRFMOs, GFCM, NAFO and ICES). The joint assessment of porbeagle with ICES in 2009 and the KOBE Joint Tuna RFMO By-catch Working Group provide good examples as to how this collaboration can be facilitated. On-going collaboration to improve the scientific advice necessary for management of these species is crucial.

In terms of collaboration with other groups, a wide variety of seabirds, turtles, marine mammals and sharks (comprehensively including sharks, and batoids) are likely to be incidentally captured in various fisheries. These four taxa comprise top predators whose role in the ecosystem is believed to be of great importance. Several initiatives at a national and regional scale aimed at minimizing the effects of by-catch are being developed. Research associated with these efforts is the most relevant source of information about the affected species and has allowed for collection of valuable information on various aspects of their biology and behaviour, particularly as it relates to their interaction with fishing vessels. We have seen that some mitigation measures developed for some of these taxa could result in an increase in shark catches. In this context, it is important to identify and contact organizations and working groups that will address a multi taxon approach and analysis in order to optimize the results and benefits of research.

8.3 Funding

The Group briefly discussed the potential sources of funding to support the SRDCP. It was agreed that at this stage of the definition of this ambitious research action it is not possible to estimate the required funds to accomplish the different elements identified in the program. The Group considered that the best approach to conduct an appropriate estimation of the required budget is through a group of SCRS scientists familiarized with elasmobranch fisheries that would be responsible to accomplish this task. Funding support for a short contract would be required for this purpose.

Implementation of the SRDCP will be framed within the 2015-2020 SCRS strategic plan which will provide the overall framework for the required coordination and for the development of the plan. In any case, in the interest of supporting its on-going activities, the Group concluded that there is an urgent need for combining efforts to build a joint coordinated biological sampling scheme for the whole Atlantic and Mediterranean. This aspect was considered critical to gain efficacy and synergies in the context of the multiple national observer programs currently in place. The definition of biological sampling protocols, time-area-size-sex strata for the different SHK species, and equitable distribution of sampling effort among different teams are aspects that need to be defined in the immediate future. Consequently, the Group recommends that a small group of SCRS scientists should be in charge of elaborating the biological sampling design; the Group also recommends that this task be conducted in 2014 and the corresponding costs funded by ICCAT. The expected budget of this action should be evaluated and proposed to SCRS for its approval.

References

- Abaunza, P., Murta, A.G., Campbell, N., Cimmaruta, R., Comesana, A.S., Dahle, G., Garcia-Santamaria, M.T., et al. 2008. Stock identity of horse mackerel (*Trachurus trachurus*) in the northeast Atlantic and Mediterranean Sea: integrating the results from different stock identification approaches. *Fisheries Research*, 89: 187-196.
- Bigelow, K.A., Hampton, J., Miyabe, N. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fisheries Oceanography*, 11: 143-155.
- Block B.A., and Jonsen I.D. 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*. 475: 86-90.
- Cailliet, G.M., and K.J. Goldman. 2004. Age determination and validation in chondrichthyan fishes. In: *Biology of sharks and their relatives*. J.C. Carrier, J.A. Musick, and M.R. Heithaus, (eds.), pp. 399-448. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Campana, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology* 59: 197-242.

- Campana, S.E., L.J. Natanson, S. Myklevoll. 2002a. Bomb dating and age determination of large pelagic sharks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 450-455.
- Campana, S.E., W. Joyce, L. Marks, L.J. Natanson, N.E. Kohler, C.F. Jensen, J.J. Mello, H.L. Pratt Jr., and S. Myklevoll. 2002b. Population dynamics of the porbeagle shark in the northwest Atlantic. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 106-121.
- Campana S.E., Dorey A., Fowler M., Joyce W., Wang Z., Wright D., and Yashayaev I. 2011. Migration pathways, behavioural thermoregulation and overwintering grounds of blue sharks in the Northwest Atlantic. *PLoS One* 6: e16854.
- Camhi, M.D., Pikitch, E.K., Babcock, E.A (Eds). 2008. *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing. 502 pp.
- Campana, S.E. 1997. Use of radiocarbon from nuclear fallout as a dated marker in the otoliths of haddock, *Melanogrammus aeglefinus*. *Marine Ecology Progress Series*, 150: 49-56.
- Carlson, J.K., Parsons, G.R. 1997. Age and growth of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*, from northwest Florida, with comments on clinal variation. *Environmental Biology of Fishes*, 50: 331-341.
- Carlson, J.K., K.J. Goldman, and C. Lowe. 2004. Metabolism, energetic demand, and endothermy. In: *Biology of Sharks and Their Relatives*. J. Carrier, J. Musick, M. Heithaus (eds.), pp. 203-224. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Carlson, J.K., and I.E. Baremore. 2005. Growth dynamics of the spinner shark, *Carcharhinus brevipinna*, off the United States Southeast and Gulf of Mexico coasts: a comparison of methods. *Fishery Bulletin* 103: 280-291.
- Chen SB, Watanabe S. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Nip Suisan Gak* 55: 205-208
- Coelho, R., Erzini, K. 2007. Population parameters of the smooth lanternshark, *Etmopterus pusillus*, in southern Portugal (NE Atlantic). *Fisheries Research*, 86: 42-57.
- Coelho, R., Erzini, K. 2008. Life history of a wide-ranging deepwater lantern shark in the north-east Atlantic, *Etmopterus spinax* (Chondrichthyes: Etmopteridae), with implications for conservation. *Journal of Fish Biology*, 73: 1419-1443.
- Coelho, R., Rey, J., Gil-De-Sola, L., Fernandez-Carvalho, J., Erzini, K. 2010. Comparing Atlantic and Mediterranean populations of the velvet belly lanternshark, *Etmopterus spinax*, with comments on the efficiency of density-dependent compensatory mechanisms. *Marine Biology Research*, 6: 373-380.
- Cortés E (1998) Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. *Fish Res* 39: 199-208.
- Cortés E. 1999a. A stochastic stage-based population model of the sandbar shark in the western North Atlantic. In: Musick JA (ed) *Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals*. Symposium 23, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp 115-136.
- Cortés, E. 1999b. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science* 56:707-717.
- Druffel, E.M. and T.W. Linick. 1978. Radiocarbon in annual coral rings of Florida. *Geophysical Research Letters*, 94: 3271-3285.
- Garcia A., Mattiucci S., Damiano S., Santos M.N., Nascetti G. 2011. Metazoan parasites of *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Xiphiidae) from Atlantic Ocean: implications for host stock identification. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 175-182.
- Heist, E.J. 1999. A review of population genetics in sharks. *American Fisheries Society Symposium*, 23:161-168.
- Heist, E.J. 2004. Genetics: Stock identification. In: *Elasmobranch Fisheries Management Techniques*, Misick, J.A., Bonfil, R (Eds.). APEC Secretariat. 79-96 pp.
- Heist, E.J. 2008. Molecular markers and genetic population structure of pelagic sharks. In: *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*, Camhi, M.D.

- Pikitch, E.K., Babcock, E.A (Eds). Blackwell Publishing. 323-333 pp.
- Hoenig JM. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish Bull* 82:898-903.
- Jensen AL (1996) Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Can J Fish Aquat Sci* 53:820-822.
- Kalish, J.M. 1993. Pre- and post-bomb radiocarbon in fish otoliths. *Earth Planet Science Letters*, 114:549-554.
- Kerr, L., T. Brown, A. Andrews, G. Cailliet, and K. Coale. 2004. Investigations of radiocarbon in the white shark (*Carcharodon carcharias*) from the eastern Pacific. Published abstract. Third International Symposium on Fish Otolith Research and Application. Townsville, Queensland, Australia.
- Kitchell, J.F., T.E. Essington, C. Boggs, D.E. Schindler, and C.J. Walters. 2002. The role of sharks and longline fisheries in a pelagic ecosystem of the central Pacific. *Ecosystems* 5:202-216.
- Lester, R.J.G. and MacKenzie, K. 2009. The use and abuse of parasites as stock markers for fish. *Fisheries Research*, 97: 1-2.
- Lorenzen K. 1996. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *J Fish Biol* 49: 627-647.
- Lorenzen K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Can J Fish Aquat Sci* 57:2374-2381.
- Matthews, K.R. 1990. An experimental study of the habitat preferences and movement patterns of copper, quillback, and brown rockfishes (*Sebastes* spp.). *Env. Biol. Fish.* 29: 161-178.
- Neer, J.A., K.A. Rose, and B.A. Thompson. 2004. Bioenergetics modeling of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in the northern Gulf of Mexico. Abstract: American Society of Ichthyologists and Herpetologists/American Elasmobranch Society Annual Meeting. Norman, OK.
- Neer, J.A., B.A. Thompson, and J.K. Carlson. 2005. Age and growth of *Carcharhinus leucas* in the northern Gulf of Mexico: incorporating variability in size at birth. *Journal of Fish Biology* 66:1-14.
- Okey, T.A., S. Banks, A.F. Born, R.H. Bustamante, M. Calvopiña, G.J. Edgar, E. Espinoza, J.M. Fariña, L.E. Garske, G.K. Reck, S. Salazar, S. Shepherd, V. Toral-Granda, and P. Wallem. 2004. A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies. *Ecological Modeling* 172: 389-407.
- Pauly D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J Cons Int Explor Mer* 39:175-192.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, and F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Passerotti, M.S., Carlson, J.K., Piercy, A.N., Campana, S.E. 2010. Age validation of great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*), determined by bomb radiocarbon analysis. *Fishery Bulletin*, 108: 346-351.
- Peterson I, Wroblewski JS (1984) Mortality rates of fishes in the pelagic ecosystem. *Can J Fish Aquat Sci* 41:1117-1120.
- Queiroz N., Humphries N.E., Noble L.R., Santos A.M., and Sims D.W. 2012. Spatial dynamics and expanded vertical niche of blue sharks in oceanographic fronts reveal habitat targets for conservation. *PLoS One* 7: e32374.
- Roff D.A. 1992. The evolution of life histories: theory and analysis. Chapman and Hall, New York
- Shivji, M., Clarke, S., Pank, M., Natanson, L., Kohler, N., Stanhope, M. 2002. Genetic identification of pelagic shark body parts for conservation and trade monitoring. *Conservation Biology*, 16: 1036-1047.
- Siegfried K.I. 2006. Fishery management in data-limited situations: applications to stock assessment, marine reserve design and fish by-catch policy. PhD Dissertation (University of California, Santa Cruz)
- Simpfendorfer C.A. 1999a. Mortality estimates and demographic analysis for the Australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori*, from northern Australia. *Fish Bull* 97:978-986.

- Simpfendorfer C.A. 2005. Demographic models, life tables, matrix models and rebound potential. In: Musick JA, Bonfil R (eds.) Elasmobranch fisheries management techniques. Asia-Pacific Economic Cooperation Secretariat, pp. 187-203.
- Utter, F.M. 1991. Biochemical genetics and fishery management: an historical perspective. *Journal of Fish Biology*, 39: 1-20.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II.) *Human Biology*, 10: 181-213.
- Walker PA, Hislop J.R.G. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and north-western North Sea between 1930 and the present day. *ICES J Mar Sci* 55:392-402.
- Ward P., 2008. Empirical estimates of historical variations in the catchability and fishing power of pelagic longline fishing gear. *Rev Fish Biol Fisheries* 18:409–426
- Weidman, C.R. and G.A. Jones. 1993. A shell-derived time history of bomb 14C on Georges Bank and its Labrador Sea implications. *Journal of Geophysical Research*, 98: 14577-14588.
- Wetherbee, B.M. and E. Cortés. 2004. Food consumption and feeding habits. In: *Biology of sharks and their relatives*. J.C. Carrier, J.A. Musick, and H.R. Heithaus (eds.), pp.225-246. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Yamaguchi, A., Taniuchi, T., Shimizu, M. 2000. Geographic variations in reproductive parameters of the star-spotted dogfish, *Mustelus manazo*, from five localities in Japan and in Taiwan. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 221-233.

Appendix 7-Table 1. Traffic light approach used to categorize the level of information (expressed as number of studies) available by topic in four geographical areas for 16 species of Atlantic sharks. Red = no studies available; yellow = 1 or 2 studies; green = 3+ studies; white = species does not occur in the area.

Area	NORTH ATLANTIC				SOUTH ATLANTIC				EQUATORIAL ATLANTIC				MEDITERRANEAN			
Species	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration
BSH	Green	Green	Red	Green	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Red	Yellow
SMA	Green	Green	Green	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
LMA	Yellow	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
POR	Green	Green	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPZ	Yellow	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPK	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPL	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
ALV	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
BTH	Green	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
FAL	Green	Green	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	White	White	White	White
OCS	Green	Yellow	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
DUS	Green	Green	Green	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
CCP	Green	Green	Green	Green	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
CCS	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	White	White	White	White
TIG	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
PLS	Yellow	Red	Red	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red

Appendix 7-Table 2. Classification of species according to “data poorness” (proportion of red cells in Table 1, i.e. with no information) and “data richness” (proportion of green cells in Table 1, i.e., with 3+ studies). For data poorness, species are listed from worst to best; for data richness, species are listed from best to worst. Values indicate the number of (red or green) cells as a proportion of the total number of cells for each species.

ranked	red	ranked	green
LMA	0.88	BSH	0.31
SPK	0.81	SMA	0.25
DUS	0.81	CCP	0.25
TIG	0.81	SPL	0.19
PLS	0.81	OCS	0.19
POR	0.75	FAL	0.17
SPZ	0.75	POR	0.13
ALV	0.69	BTH	0.13
OCS	0.69	DUS	0.13
CCP	0.69	ALV	0.06
CCS	0.67	TIG	0.06
FAL	0.58	PLS	0.06
BTH	0.56	LMA	0.00
SMA	0.50	SPZ	0.00
SPL	0.50	SPK	0.00
BSH	0.19	CCS	0.00

Appendix 7-Table 3. Recommendations and Resolutions adopted by ICCAT that relate specifically to sharks.

<i>Number</i>	<i>Name (EN)</i>	<i>Status</i>
12-05	Recommendation by ICCAT on compliance with existing measures on shark conservation and management	Active May 2013
11-10	Recommendation by ICCAT on information collection and harmonization of data on by-catch and discards in ICCAT fisheries	Active
11-08	Recommendation by ICCAT on the conservation of silky sharks caught in association with ICCAT fisheries	Active
10-08	Recommendation by ICCAT on hammerhead sharks (family Sphyrnidae) caught in association with fisheries managed by ICCAT	Active
10-07	Recommendation by ICCAT on the conservation of oceanic whitetip shark caught in association with fisheries in the ICCAT convention area	Active
10-06	Recommendation by ICCAT on Atlantic shortfin mako sharks caught in association with ICCAT fisheries	Active
09-07	Recommendation by ICCAT on the conservation of thresher sharks caught in association with fisheries in the ICCAT convention area	Active
08-08	Resolution by ICCAT on porbeagle shark (<i>Lamna nasus</i>)	<i>Inactive</i>
08-07	Recommendation by ICCAT on the conservation of bigeye thresher sharks (<i>Alopias superciliosus</i>) caught in association with fisheries managed by ICCAT	<i>Inactive</i>
07-06	Supplemental Recommendation by ICCAT concerning sharks	Active
06-10	Supplementary Recommendation by ICCAT concerning the conservation of sharks caught in association with fisheries managed by ICCAT	Active
05-05	Recommendation by ICCAT to amend Recommendation 04-10 concerning the conservation of sharks caught in association with fisheries managed by ICCAT	Active
04-10	Recommendation by ICCAT concerning the conservation of sharks caught in association with fisheries managed by ICCAT	Active
03-10	Resolution by ICCAT on the shark fishery	Active
01-11	Resolution by ICCAT on Atlantic sharks	<i>Inactive</i>
95-02	Resolution by ICCAT on cooperation with the Food & Agriculture Organization of the United Nations (FAO) with regard to study on the status of stocks and by-catches of shark species	Active

Appendix 7-Table 4. International measures that apply to elasmobranchs within the proposed ICCAT Shark Research and Data Collection Programme.

<i>Convention</i>	<i>Measure</i>	<i>Species</i>
Barcelona Convention	Annex II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Lamna nasus</i> <i>Mobula mobular</i> <i>Sphyrna lewini</i> <i>Sphyrna mokarran</i> <i>Sphyrna zygaena</i>
	Annex III	<i>Alopias vulpinus</i> <i>Carcharhinus plumbeus</i> <i>Prionace glauca</i>
CITES	Appendix II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Carcharhinus longimanus</i> ^a <i>Lamna nasus</i> ^a <i>Manta alfredi</i> ^a <i>Manta birostris</i> ^a <i>Sphyrna lewini</i> ^a <i>Sphyrna mokarran</i> ^a <i>Sphyrna zygaena</i> ^a
CMS	Appendix I	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Manta birostris</i>
	Memorandum of Understanding	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Isurus paucus</i> <i>Lamna nasus</i>
GFCM	Rec. GFCM/36/2012/3	Barcelona Convention Annex II and Annex III species (above)

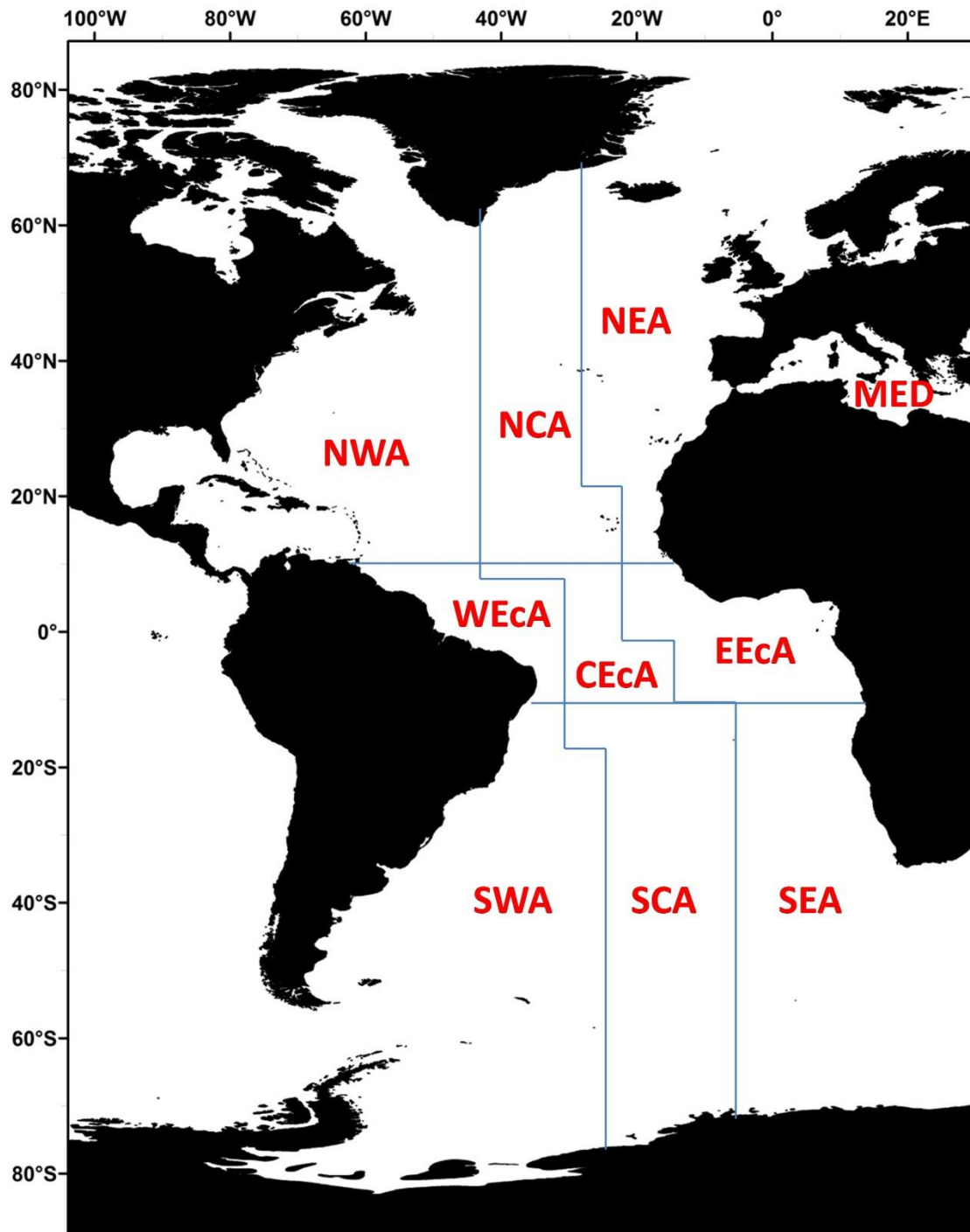
^a Listing enters into effect September 2014.

Appendix 7-Table 5. Biological and fishery data requirements and output provided by a suite of data-poor methods that could potentially be used to assess the status of Atlantic sharks and generate management advice and research recommendations.

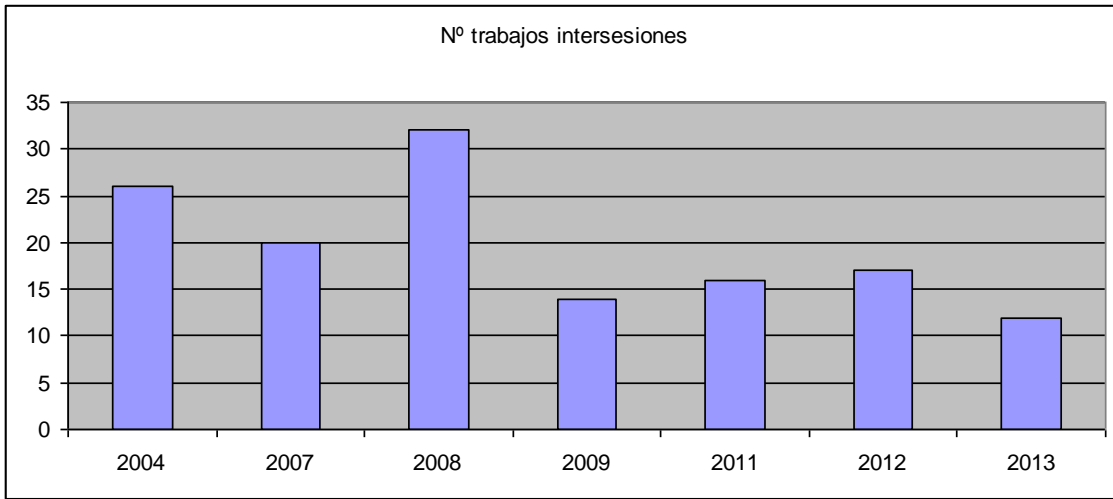
METHOD	DATA REQUIREMENTS		REFERENCE POINTS	MANAGEMENT ADVICE	RESEARCH RECOMMENDATIONS			
	Biology	Fishery						
PSA level I, II	qualitative	qualitative	No	Qualitative	Yes			
Length-based methods (SEINE)	VBGF parameters	mean recruitment length, time series of lengths	Changes in Z	Qualitative	Yes			
PSA level III; Demographic models; Elasticity analysis	age & growth, reproduction, M	several (PSA only)	No	Mostly qualitative (e.g., size limits), but also F	Yes			
Analytical benchmarks	age & growth, reproduction, M	Index of relative abundance	B/B _{msy}	Quantitative	Yes			
DCAC	M	catch, index of relative abundance	Sustainable catch	Quantitative	Yes			
AIM		catch, index of relative abundance	F/F _{msy}	Quantitative (sustainable F)	Yes			
Surplus production (ASPIC, BSP, others)	r	catch, index of relative abundance	B/B _{msy} and F/F _{msy}	Quantitative, projections	Yes			

Appendix 7-Table 6. ICCAT recommendations regarding the observer programs

<i>Recommendation</i>	<i>Objective</i>	<i>% Coverage</i>	<i>Shark data collection</i>	<i>Current coverage</i>
Rec. 2011-10 - Recommendation by ICCAT on Information Collection and Harmonization of Data on By-catch and Discards in ICCAT Fisheries	By-catch and discard data	Not defined	By-catch/discards	n/a
Rec. 2011-01 - On a Multi-annual conservation and management program for bigeye and yellowfin tunas	The ICCAT Regional Observer Program shall be established in 2013 to ensure observer coverage of 100% of all surface fishing vessels 20 meters LOA or greater fishing bigeye and/or yellowfin tunas in the area/time closure.	100 % of PS	By-catch/discards	n/a
Rec. 2012-03 - Recommendation amending the Rec. to establish a multi-annual recovery plan for Bluefin tuna	Bluefin catch compliance	100 % PS, 100 % tranfers from PS, 100 % tranfers from traps to cages, 100 % farms, traps and towing vessels, 20 % active BB, LL and pelagic trawlers.	By-catch/discards	≈ 100%
Voluntary PS implementation	Tuna catch and by-catch data	100 % from 2013	By-catch/discards	Not yet evaluated



Appendix 7-Figure 1. Map showing the geographical areas considered in the evaluation of the current state of biological knowledge as summarized in the appendix tables.



Appendix 7-Figure 2. Evolution of number of documents presented at shark inter-sessional working group meetings.

RÉUNION INTERSESSION DE 2013 DU GROUPE D'ESPÈCES SUR LES REQUINS

(Mindelo, Cap-Vert, 8 – 12 avril 2013)

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

M. Óscar David Fonseca Melício, président de l'Institut national pour le développement des pêches du Cap-Vert a souhaité la bienvenue aux participants à Mindelo. Le Président du SCRS, le Dr Josu Santiago, lui a adressé tous ses remerciements pour accueillir la réunion au sein de l'Institut. Le Dr Paul de Bruyn, au nom du Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a alors ouvert la réunion. La réunion a été présidée par le Dr Andrés Domingo, rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins. Le Dr Domingo a souhaité la bienvenue aux participants du Groupe et a passé en revue les termes de référence de la réunion.

Après l'ouverture de la réunion, l'ordre du jour a été examiné et adopté avec de légers changements (**Appendice 1**). La liste des participants est incluse à l'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe en tant qu'**Appendice 3**.

Les participants ci-après ont assumé la tâche de rapporteurs pour les divers points du rapport :

<i>Point</i>	<i>Rapporteurs</i>
9	P. de Bruyn
10	P. de Bruyn, A. Perry, A. Domingo
11	P. de Bruyn
12	E. Cortés, R. Coelho, G. Burgess, B. Seret
13	Participants du Groupe
14	J. Santiago, A. Domingo
15	J. Santiago, A. Domingo
8	P. de Bruyn

2. Présentation des documents

Dans le document SCRS/2013/044, il a été identifié que jusqu'à présent, les changements de l'espèce ciblée ont été inclus dans les évaluations des stocks à deux niveaux différents dans l'analyse. Tout d'abord, ces changements sont pris en considération lors de la paramétrisation des modèles linéaires généralisés utilisés pour calculer la standardisation de l'indice de CPUE. Ensuite, les capturabilités qui varient constamment dans le temps sont directement incluses lors de l'ajustement du modèle dynamique utilisé aux fins de l'évaluation. Cette dernière étape modèle les capturabilités annuelles comme des calculs aléatoires d'après une répartition stationnaire des capturabilités. Des éléments de preuves empiriques suggèrent toutefois que les modèles incluant des changements importants des capturabilités survenant une seule fois pourraient très bien décrire les changements temporels de diverses pêcheries. Ce document présentait un ensemble de modèles bayésiens de production état-espace ajustés à la série temporelle du stock de requin peau bleue de l'Atlantique sud (*Prionace glauca*), dans lesquels un seul point de changement de la répartition stationnaire des capturabilités était spécifié, avec deux paramètres de capturabilités estimés, un avant et un après le point de changement. Bien que les modèles n'incluent qu'un seul paramètre additionnel, ils donnaient lieu à un meilleur ajustement par rapport à l'approche de modélisation de capturabilité à un seul paramètre. Les modèles donnaient lieu à des estimations différentes des points de référence et des quotas de capture. Ils indiquaient tous, cependant, que le stock de requin peau bleue se situe au-dessus de BPME et que les niveaux de mortalité par pêche sont toujours en-deçà de FPME. Même si le fait de ne tenir compte que d'un seul point de changement de capturabilité n'avait pas d'impact significatif sur l'état de cette population particulière de poisson, il constitue un moyen robuste de prendre en considération les changements de capturabilité résultant du changement de la dynamique des pêcheries et peut être mis en œuvre aux fins de la modélisation d'autres stocks de poissons.

Le Groupe a discuté du postulat selon lequel les changements survenant dans les prises dans la période à l'étude étaient dus aux changements de sélectivité ou de capturabilité. Ces changements pourraient également procéder de la demande du marché. Des informations sur les débarquements non rejetés sont disponibles dans les livres de bord. Il a été signalé que, d'après les livres de bord remis par les pêcheurs, des changements de ciblage sont survenus dans le temps mais que ceux-ci sont difficiles à quantifier.

Le document SCRS/2013/045 notait que les requins pélagiques font face à des décisions de déplacements complexes tout en résidant dans un environnement relativement neutre et oligotrophique. Il existe aussi une prise accessoire habituelle dans les pêcheries pélagiques, suscitant des préoccupations quant à une surpêche. Le développement de programmes de gestion et d'évaluations efficaces des stocks implique de comprendre comment ces poissons utilisent les environnements de tout l'océan étant donné que les déplacements transocéaniques sont habituels. Des modèles mixtes aléatoires et de télémétrie par satellite ont été utilisés pour quantifier les facteurs qui provoquent des schémas migratoires chez le requin peau bleue, *Prionace glauca*, dans l'Atlantique sud. La majorité des requins présentaient une résidence dans des zones centrales, même si certains spécimens effectuaient de longs déplacements, dont deux événements dispersés transatlantiques. La sélection de l'habitat s'expliquait surtout par la température de la mer en surface (SST) et la profondeur de la couche mixte (DML), mais ceci variait selon les régions. Dans les zones supposées être des zones de gestation, les requins adultes femelles choisissaient des eaux plus chaudes et moins profondes que les mâles. La population de requin peau bleue de l'Atlantique sud devrait être considérée comme un seul stock, même s'il est peu probable qu'elle effectue un cycle migratoire dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'océan Atlantique.

Le Groupe a discuté de la sensibilité du modèle aux postulats de déplacements étant donné que d'autres modèles spatialement explicites se basent sur un grand nombre de marques conventionnelles, alors que ce modèle utilise un nombre très restreint de marques satellite. Il a été expliqué que même s'il existe des différences dans la localisation précise des spécimens porteurs de marques, ils se seraient toujours trouvés dans la même « zone », tel que défini par le modèle.

Le document SCRS/2013/037 présentait des informations sur les palangriers portugais ciblant l'espadon dans l'Atlantique, qui capturent régulièrement plusieurs espèces d'élasmobranches en tant que prise accessoire, notamment des espèces actuellement protégées, telles que le renard à gros yeux et le requin-marteau commun. Ce document présente les résultats préliminaires sur les renards à gros yeux et requins-marteau communs porteurs de marques pop-up archives par satellite ayant transmis des données en 2012 dans la région tropicale nord-est de l'Atlantique. Des schémas migratoires journaliers verticaux très nets ont été observés pour le renard à gros yeux, les profondeurs les plus occupées étant 360-390 m durant le jour et 30-60 m durant la nuit, ce qui correspond à des températures de l'eau de 8-10 °C et 22-24 °C, respectivement. Pour le requin-marteau commun, aucune différence majeure n'a été détectée entre le jour et la nuit, passant la plupart du temps dans la gamme de profondeur 30-40 m. Même si les données présentées dans ce document sont toujours limitées et font partie de projets en cours, les résultats préliminaires sont utiles pour améliorer les connaissances sur la biologie, l'écologie et les schémas d'utilisation de l'habitat de ces espèces et peuvent servir de valeurs d'entrée pour les analyses actuelles et futures analyses d'évaluations des risques écologiques.

Le Groupe a constaté que l'étude de marquage était en mesure de collecter des informations sur des profondeurs supérieures à celles normalement exploitées par la pêcherie palangrière et fournit donc des données qui ne seraient normalement pas obtenues de la pêcherie. Ces informations pourraient s'avérer très importantes pour l'élaboration d'un programme de recherche sur les requins devant être développé pendant la réunion. Il a aussi été fait observer que les recherches sont toujours en cours concernant le requin océanique.

Le document SCRS/2013/038 portait sur le renard à gros yeux, *Alopias superciliosus*, qui est habituellement capturé en tant que prise accessoire par les pêcheries palangrières pélagiques ciblant l'espadon. Dans le cadre d'un programme en cours visant à la collecte de données biologiques et sur les pêcheries, des observateurs des pêcheries ont été embarqués à bord de navires de pêche pour collecter un ensemble de données incluant la taille, le sexe et la phase de maturité afin de chercher à déterminer la maturité du renard à gros yeux. Au total, 1.006 renards à gros yeux ont été enregistrés dans l'Atlantique. La taille de ces spécimens oscillait entre 94 et 264 cm FL (longueur à la fourche). Dans les régions du nord, il y avait une plus forte proportion de femelles (> 63%) et la classe de taille modale était inférieure à celle des régions du sud, dans lesquelles les plus grands spécimens ont été observés. Des ogives de maturité ont été ajustées pour 642 spécimens pour lesquels des données de maturité étaient disponibles. La taille à première maturité a été estimée à 208,6 cm FL pour les femelles (correspondant à 13-14 ans) et à 159,7 cm FL pour les mâles (correspondant à 5- 6 ans).

Le Groupe a noté qu'il y avait des stratégies potentiellement différentes entre les espèces de renards de mer.

Le document SCRS/2013/042 faisait observer que pour l'amélioration de futures évaluations du stock de requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) dans l'Atlantique, il était important d'examiner les paramètres biologiques. Au cours de la dernière évaluation du stock, les incertitudes liées aux statistiques de capture, à la capturabilité et aux paramètres biologiques ont été discutées en ce qui concerne l'ajustement médiocre de la tendance de la biomasse estimée à la tendance observée de la CPUE. Même en estimant qu'il pourrait y avoir un volume patent de prises non déclarées, ceci n'explique pas l'augmentation de la CPUE constamment observée dans de nombreuses

flottilles. Il est nécessaire de réévaluer le postulat existant, selon lequel le taux intrinsèque d'augmentation naturelle (r) de cette espèce est assez faible, en regroupant les connaissances existantes sur les paramètres biologiques. Ce document fournit des informations sur l'état actuel des études biologiques pour les populations du Pacifique nord, en se concentrant sur l'analyse de la croissance, étant donné que des études ont dernièrement été menées dans cette zone et qu'il est patent que le paramètre de croissance joue un rôle-clé dans la dynamique de la population parmi les divers paramètres biologiques. Des points importants à prendre en considération en vue du futur programme de recherche sont également discutés.

Le document SCRS/2013/040 présentait la mortalité à bord du navire, le taux de survie après la remise à l'eau et la mortalité totale des requins soyeux dans la pêcherie française de senneurs ciblant les thonidés tropicaux opérant dans l'océan Indien. À l'heure actuelle, les senneurs français de thonidés tropicaux opérant dans l'océan Indien remettent à l'eau tous les requins et toutes les raies qui sont capturés accidentellement. En participant à deux sorties de pêche commerciale et à une campagne de recherche affrétée, nous avons tout d'abord enregistré le nombre de requins (essentiellement des requins soyeux, *Carcharhinus falciformis*) qui étaient vivants ou morts, une fois triés par l'équipage sur les ponts supérieur et inférieur. Un plus grand nombre de requins a été constaté sur le pont inférieur (73%) que sur le pont supérieur. Les requins soyeux observés sur le pont supérieur étaient bien plus grands que ceux présents sur le pont inférieur. Le taux de mortalité immédiate (requins qui étaient morts au moment de l'observation) semblait être lié à l'emplacement des spécimens, étant donné qu'un plus grand nombre de requins étaient trouvés morts sur le pont inférieur que sur le pont supérieur. Le taux de mortalité à bord du navire augmentait aussi avec la taille de l'opération (jauge). Vingt requins soyeux ont été marqués à l'aide de marques MiniPATs (Wildlife Computers, Redmond, WA, USA) afin d'étudier leur survie après la remise à l'eau. De surcroît, douze requins soyeux ont été marqués avec le même type de marques électroniques au cours d'une campagne de pêche scientifique. Sur un sous-échantillon de 32 requins soyeux évalués en vie après recapture et suivis pendant une période allant de 100 à 150 jours après remise à l'eau, 8 marques montraient clairement une mortalité directe après remise à l'eau, alors que les données de quatre marques donnaient à penser à une mortalité retardée après 2 à 35 jours et un autre, en mauvais état, est mort dévoré après trois jours. Au total, 16 marques montraient que les requins survivaient. Deux marques n'ont pas communiqué de données et une marque n'a pas été correctement initialisée. Ce document fournit les premières estimations, pour les requins soyeux (longueur >85 cm TL), de la mortalité à bord du navire et de la mortalité après remise à l'eau qui s'élevaient, respectivement, à environ 67% et 58%. Le taux de mortalité global des requins soyeux capturés accidentellement de cette flottille a été estimé à environ 81%. Un manuel de « meilleures pratiques » a été élaboré à l'attention des pêcheurs afin d'accroître le taux de survie des requins capturés par les senneurs. Il convient toutefois de chercher à déterminer d'autres méthodes avant que les requins ne soient hissés à bord.

Le Groupe a sollicité des clarifications supplémentaires quant à savoir comment les requins avaient été sélectionnés pour cette étude. Il a été expliqué que chaque requin avait été évalué selon l'échelle suivante :

- 1) Bonne— comportement très actif, morsure, coups.
- 2) Moyenne — Peu de mouvement mais signes de vie clairs.
- 3) Médiocre — faible réponse aux stimuli externes.
- 4) Mort.

Par la suite, 32 requins qui montraient des signes de vie (échelle 1 et 2) ont été sélectionnés aléatoirement. Le niveau élevé de mortalité à bord du navire a été discuté et il a été noté que les protocoles de remise à l'eau actuellement en vigueur n'avaient pas encore été adoptés au moment de cette étude.

Le document SCRS/2013/039 présentait la prise par taille et les ratios des sexes des élamobranches dans la pêcherie de palangre pélagique portugaise dans l'Atlantique. Cette analyse se basait sur les données collectées par les observateurs des pêcheries, l'échantillonnage au port et les livres de bords des capitaines (auto-échantillonnage), compilées entre 1997 et 2012. Les données ont été analysées en termes de prise accessoire par taille et comparées entre les années, saisons (trimestres), stocks (Nord et Sud, séparés à 5° N) et zones de pêche principales des opérations de la flottille portugaise (Nord, Tropicale Nord, Equatoriale et Sud). Pour le requin peau bleue, une tendance générale à la hausse pour les tailles moyennes a été observée pour les deux hémisphères, accompagnée d'une diminution pour les années les plus récentes. Pour le requin-taupo bleu, la taille moyenne est restée stable dans le Nord et tendait à descendre au Sud. Une certaine variabilité a été constatée dans les comparaisons spatiales et saisonnières. Les proportions de ratios des sexes ont été comparées entre les régions et les saisons, et pour les principales espèces, d'importantes différences ont été notées. Les données présentées dans ce document de travail sont encore préliminaires mais apportent de nouvelles informations importantes sur les tendances de la prise par taille et les ratios des sexes des principaux requins pélagiques capturés par la pêcherie palangrière pélagique portugaise dans l'Atlantique.

Une brève explication de l'auto-échantillonnage réalisé par l'UE-Portugal a été fournie. Ce programme se base sur une feuille de calcul MS Excel, qui permet aux capitaines de calculer le poids total de la capture d'après des échantillons individuels. Il est utile aux capitaines à des fins d'application et fournit des informations à des fins scientifiques. Il a été noté que les informations de VMS sont difficiles à obtenir en raison de questions de confidentialité. Des efforts sont actuellement déployés afin d'obtenir ces données du Département de gestion des pêches sous une forme suffisamment regroupée pour permettre leur distribution.

Le document SCRS/2013/046 faisait état des relations longueur-longueur entre la longueur à la fourche, la longueur précaudale et la longueur totale pour les six principales espèces pélagiques (*Prionace glauca*, *Carcharhinus brachyurus*, *Carcharhinus signatus*, *Sphyrna zygaena*, *Isurus oxyrinchus* et *Lamna nasus*) capturées par la flottille palangrière pélagique uruguayenne dans le sud-ouest de l'Atlantique, entre 1998 et 2010. Les relations longueur-longueur soumises dans ce document couvrent une grande portion de toute la gamme de tailles déclarées de chaque espèce étudiée et sont les premières conversions longueur-longueur jamais déclarées pour ces espèces dans cette zone.

Le document SCRS/2013/047 évaluait les prises de requins de la pêcherie artisanale de filets dérivants au large d'Abidjan (Côte d'Ivoire) pour la période 2008-2011, à l'aide des données de poids et de taille collectées pour chaque espèce de requins sur trois sites de débarquement et de la proportion de pirogues échantillonnées. Au cours de cette période, le nombre de sorties de pêche journalières a diminué de moitié et les prises variaient entre 92 et 203 t. Cependant, la proportion de requins dans les prises totales variait de 2,1 % en 2008 à 31% en 2011. Les espèces les plus importantes étaient le requin peau bleue (*Prionace glauca*) et le requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) dont les CPUE (kg/sortie journalière) étaient en légère augmentation. Les prises se composaient de juvéniles de 145-235 cm LT pour le requin peau bleue et 115-185 cm LT pour le requin-taupe bleu.

L'auteur a expliqué que la mesure de longueur soumise dans le document était la longueur précaudale. Il a été noté que le type d'engin décrit dans l'étude était le filet maillant et que cet engin était déployé à 2 miles de la côte, probablement proche des canyons ou de l'escarpement du plateau continental. Ceci pourrait expliquer le grand nombre de requins signalés.

Le document SCRS/2013/041 notait que la réduction de la mortalité des prises accessoires était actuellement un objectif de l'approche écosystémique des pêcheries et une demande des consommateurs. L'implication et la participation des utilisateurs de la ressource sont indispensables afin de développer des techniques d'atténuation efficaces et pratiques. Les pêcheurs manipulent les animaux comme partie intégrante de leur travail et il est essentiel d'identifier de bonnes pratiques garantissant la sécurité de l'équipage et optimisant la survie des poissons remis à l'eau. En combinant les observations scientifiques et les connaissances empiriques des pêcheurs de la flottille française de senneurs, des directives de manipulation et de remise à l'eau sont proposées pour les requins et les raies, même pour les grands spécimens, tels que les requins baleines et les raies mantas accidentellement capturés par les pêcheries de senneurs ciblant les thonidés tropicaux. Un manuel de bonnes pratiques a été élaboré pour sensibiliser les pêcheurs à la préservation et conservation de la biodiversité et encourager leur participation à la gestion durable des ressources marines. La diffusion de ces meilleures pratiques sur les ponts des navires de pêches devrait contribuer à la réduction de la mortalité par pêche de certaines espèces vulnérables. Ceci serait positivement perçu par les consommateurs comme une mesure visant à réduire l'empreinte de la pêche sur l'environnement et à promouvoir le bien-être animal, ce qui améliorerait l'image de l'industrie halieutique. De nouvelles idées émergent des échanges entre les scientifiques et les pêcheurs sont également proposées même si elles n'ont pas encore été testées. La recherche sur l'atténuation des prises accidentelles est par définition un processus itératif et différentes méthodes complémentaires doivent être menées à divers niveaux du processus de pêche pour réduire considérablement la mortalité de ces poissons.

Le document SCRS/2013/049 affirmait que l'absence de données fiables dépendant des pêcheries et de connaissances fondamentales sur la biologie de la plupart des espèces de requins suscite des préoccupations pour la gestion durable des populations de requins en Méditerranée. L'étude vise à chercher à déterminer l'occupation de l'habitat, les temps de résidence et les routes migratoires et à fournir des données comportementales sur les températures affrontées et la profondeur de plongée des grands requins pélagiques, tels que le requin peau bleue (*Prionace glauca*). Cette étude s'efforce également de déterminer le moment et le lieu où les requins sont les plus vulnérables et permettra de contribuer à la conservation de cette espèce. Il est proposé d'utiliser des marques satellite pour étudier l'écologie des grands requins pélagiques. Les résultats préliminaires de la première marque SPOT (*Smart position or temperature transmitting*) déployée sur un requin peau bleue femelle sont présentés.

Le document SCRS/2013/048 notait que le TAC de zéro, instauré par la CE pour le requin-taupe commun, avait engendré la fermeture d'une pêcherie saisonnière traditionnellement réalisée par une petite flottille de cinq palangriers de l'île d'Yeu (golfe de Gascogne). En vue d'améliorer les connaissances sur le requin-taupe commun, le Ministère français des pêches a soutenu un programme scientifique visant à déterminer les déplacements de ce requin dans l'Atlantique nord-est à l'aide de marques pop-up par satellite (PSAT). Au cours de l'été 2011, trois marques PSAT ont pu être apposées sur des requins-taupes communs femelles, adultes et sous-adultes, lors d'une campagne de marquage menée dans le golfe de Gascogne avec un palangrier de l'île d'Yeu. Les trois marques se sont détachées, une à 8 mois les deux autres à 12 mois (soit la durée de déploiement originale). Même si les données transmises par les marques doivent être traitées une nouvelle fois avec divers filtres, l'analyse préliminaire montre que les requins marqués présentent trois schémas migratoires différents dans l'Atlantique nord-est. Une femelle mature de 2,34 m LT, marquée au large de la péninsule de Quiberon, est restée un mois à proximité puis s'est déplacée vers la côte des Shetland où elle est restée environ 2,5 mois pour atteindre finalement la mer de Norvège en novembre ; elle s'est déplacée ensuite en Islande pour revenir en Norvège en février où la marque s'est détachée. Au cours de cette migration, ce requin a effectué des plongées régulières jusqu'à 500 m de profondeur, atteignant un maximum de 1.000 m de profondeur. Le second requin, une femelle sous-adulte de 1,9 m LT, a été marqué au large de l'île de Noirmoutier. Ce requin a réalisé une grande trajectoire triangulaire dans l'Atlantique se déplaçant nord-ouest, s'approchant du Groenland en novembre puis allant directement au sud des Açores en février-mars avant de revenir presque à la position de marquage originale, 12 mois plus tard. Ce requin a également effectué des plongées jusqu'à 1.000 m de profondeur environ. Le troisième requin, une femelle sous-adulte de 1,9 m, a été marqué au large de la péninsule de Penmarch, s'est également déplacé nord-ouest, est retourné dans la mer du Nord en octobre-novembre avant de revenir dans le golfe de Gascogne (au large du sud de l'Irlande) au mois de juin en suivant une trajectoire erratique, il a plongé à des profondeurs allant jusqu'à 800 m de profondeur lorsqu'il se trouvait au large du plateau continental. Même si ces observations sont limitées, elles indiquent que le requin-taupe commun utilise de vastes zones de l'Atlantique nord-est ainsi que la colonne d'eau jusqu'à 1.000 m de profondeur.

Une brève présentation d'un projet actuellement mené par des instituts de l'Union européenne a été présentée au Groupe. L'objectif général de ce projet vise à obtenir un avis scientifique afin de mettre en œuvre le programme d'action communautaire pour la conservation et la gestion des requins, pour faciliter le suivi des pêcheries en haute mer et l'évaluation du stock de requins à un niveau spécifique à l'espèce. Cette étude se concentre sur 18 élastomobranches principaux à un niveau mondial. En vue d'atteindre les objectifs du projet, l'équipe s'est penchée sur : la collecte et l'examen des données historiques des pêches, notamment en termes de composition par espèce, de prises et d'effort ; l'estimation des prises totales de requins ; l'identification de lacunes dans les connaissances actuelles des pêcheries mais aussi la biologie et l'écologie des requins. Afin de combler les lacunes et de soutenir l'avis émanant des ORGP sur une gestion soutenable des pêcheries d'élastomobranches, plusieurs propositions sont en cours d'élaboration, notamment en termes de désignation de programmes d'observateurs, d'identification de priorités de recherche scientifique et d'intégration de l'information sur les ORGP thonières.

Le Groupe a salué cette initiative et a demandé aux auteurs de soumettre les conclusions du projet dès que l'information sera disponible.

3. Présentation des données de marquage et des données de Tâche I et de Tâche II

Le Secrétariat a présenté un résumé de l'information sur les requins soumise par les CPC. Les échantillons de taille et de prise-effort de Tâche I et Tâche II ont été présentés sous forme de catalogues de données afin d'identifier des lacunes dans les données disponibles. Il a été fait observer que bien que les données de Tâche I soient disponibles pour de nombreuses espèces de requins, celles-ci sont extrêmement incomplètes et dans de nombreux cas la Tâche I n'est pas accompagnée des données correspondantes de Tâche II. Ceci est particulièrement le cas pour les espèces autres que BSH, SMA et POR, pour lesquelles davantage d'informations sont généralement disponibles. Il a aussi été noté qu'il existe plus d'informations pour l'Atlantique nord que pour l'Atlantique sud, et que très peu de données sont disponibles pour la Méditerranée. Le Groupe a sollicité la soumission des données dans un format permettant d'identifier facilement les lacunes pour pallier à ces déficiences dans le programme de recherche (**Appendices 4 - 6**).

Le Secrétariat a également présenté les données de marquage disponibles pour BSH, SMA et POR. Les densités des marquages, des récupérations et des déplacements sont illustrées aux **Figures 3.1 – 3.3**. Il a aussi été suggéré que le Groupe pourrait se fixer l'objectif de développer un format de déclaration des données de marquage par satellite à l'ICCAT. Il a été reconnu que le jeu de données pour chaque marque peut être assez extensif et qu'il serait plus viable de déclarer des métadonnées pour les marques électroniques (par exemple, marquages et localisations des marques pop-up).

4. État actuel des connaissances et de la recherche sur les requins pélagiques de l'Atlantique et de la Méditerranée

Cette information est traitée de façon exhaustive dans le programme de recherche détaillé au point 5 ci-après.

5. Programme de recherche scientifique pour les requins et compilation des données

Une présentation a été soumise sur le programme de recherche stratégique du SCRS afin d'inclure les discussions actuelles dans un contexte plus vaste dans le cadre des travaux du SCRS. Un programme stratégique est recommandé comme approche structurée pour orienter les futurs travaux du SCRS (rapport du SCRS de 2011 et réponse à la Rés. 11-17 sur la meilleure science disponible). Le document SCRS/2013/024 décrivait une approche pour identifier les composantes et les besoins-clés en matière de recherche ainsi qu'une feuille de route aux fins de l'élaboration du Programme stratégique du SCRS pour 2015-2020. Le SCRS/2013/024 signalait que le Programme stratégique traitait de trois axes principaux : « Que faisons-nous? », « Pour qui le faisons-nous? » et « Comment excellons-nous? ». Par ailleurs, les composantes-clés du programme stratégique incluent la compréhension de la mission du SCRS (notre objectif), notre vision pour l'avenir, les valeurs que nous devons appliquer dans la conduite de nos travaux, nos objectifs et les stratégies pour les atteindre. Il a été indiqué que le Programme stratégique fournit aussi une méthodologie visant à identifier la capacité scientifique et les lacunes en matière de données et à établir l'ordre de priorité des activités de recherche pour les résoudre. Une feuille de route et des délais pour le développement du Programme stratégique du SCRS pour 2015-2020 ont été proposés dans le document SCRS/2013/024. Ceci inclut le recrutement d'un consultant pour fournir un cadre pour la méthodologie spécifique à appliquer lors du développement du Programme stratégique, une consultation et examen réguliers par les mandataires du SCRS et la plénière du SCRS aux fins d'examen et acceptation par la Commission.

5.1. Objectifs du programme de recherche

Une présentation a été réalisée sur le cadre général du Programme de recherche sur les requins, constituant un modèle aux fins de discussion et d'élaboration. Le Président a alors demandé aux participants de soumettre des commentaires sur la structure du programme, un contenu potentiel et l'identification de points auxquels ils souhaitaient participer. Ceci a été effectué et un modèle a été convenu par le Groupe. Les divers points ont ensuite été élaborés par les participants.

5.2. Développement du Programme

Le Programme de collecte de données et de recherche sur les requins est présenté à l'**Appendice 7**.

6. Autres questions

Les scientifiques du Cap-Vert ont décrit les activités de pêche menées par la flottille nationale et les flottilles étrangères (Union européenne, Chine), opérant dans le cadre de différents accords de pêche, qui ont un impact sur les espèces de requins dans leur ZEE. La flottille du Cap-Vert ne cible pas les élastomobranches même si ceux-ci font partie de la prise accessoire lors du ciblage d'autres espèces. Il n'existe pas de licence spécifique pour les requins au Cap-Vert pour aucune des flottilles. Les flottilles palangrières étrangères opérant dans la ZEE du Cap-Vert enregistrant de forts pourcentages de requins, lesquels représentent plus de 75% de leurs captures, composées essentiellement de *Prionace glauca* et *Isurus oxyrinchus*.

Compte tenu de l'importance des espèces de requins dans la zone du Cap-Vert, des scientifiques locaux ont lancé une initiative visant au développement d'un Programme de collecte de données pour la flottille nationale, pour lequel une assistance technique est requise. Le Cap-Vert a réitéré son souhait d'obtenir une assistance pour développer un programme de collecte de données, incluant des procédures d'échantillonnage et un système de traitement des données sur les espèces de requins capturées par sa flottille.

Le Groupe a salué l'initiative du Cap-Vert pour le développement d'un Programme de collecte de données pour sa flottille nationale avec une attention particulière accordée aux espèces de requins. Bien que les requins ne soient pas ciblés par la flottille locale, ils sont une composante importante de sa capture. Le Groupe a recommandé d'allouer des fonds spéciaux de l'ICCAT pour cette importante initiative.

7. Recommandations

- Le Groupe a recommandé d'autoriser les observateurs scientifiques à collecter des échantillons biologiques (vertèbres, tissus, organes de reproduction, contenus stomacaux, échantillons de peau, valves spirales, mâchoires, spécimens entiers ou squelettes pour des travaux taxonomiques ou collections de musées) d'espèces de requins actuellement interdites qui sont morts à la remontée de l'engin, sous réserve que les échantillons fassent partie du projet de recherche approuvé par le SCRS. Afin d'obtenir cette autorisation, un document détaillé décrivant l'objectif de ces travaux, le nombre et le type d'échantillons devant être collectés et la répartition spatio-temporelle du travail d'échantillonnage doivent être inclus dans la proposition. La progression annuelle des travaux et un rapport final sur l'avancée du projet devront être présentés au Groupe d'espèces sur les requins ainsi qu'au SCRS.
- Le Cap-Vert a fait part de son souhait d'obtenir une assistance pour développer un programme de collecte de données, incluant des procédures d'échantillonnage et un système de traitement des données sur les espèces de requins capturées par sa flottille ou débarquées au Cap-Vert. Bien que les requins ne soient pas ciblés par la flottille locale, ils sont une composante importante de sa capture. Le Groupe a recommandé d'allouer des fonds spéciaux de l'ICCAT pour cette importante initiative.
- Le Groupe a recommandé qu'en 2014 un petit groupe de scientifiques du SCRS soit chargé d'élaborer un plan d'échantillonnage biologique pour les espèces de requins pélagiques dans l'Atlantique et en Méditerranée. Le budget prévu pour cette mesure devrait être évalué et proposé au SCRS aux fins de son approbation.

8. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a adressé ses remerciements à l'INDP et à ses scientifiques pour l'organisation et le bon déroulement de la réunion. L'hospitalité fournie a été extraordinaire et le Groupe a fortement apprécié l'attention incroyable accordée aux participants par les scientifiques du Cap-Vert.

PROGRAMME DE RECHERCHE ET DE COLLECTE DE DONNÉES SUR LES REQUINS (Appendice 7)

A. INTRODUCTION

La zone de la Convention de l'ICCAT compte une grande variété de requins, aussi bien des espèces côtières que des espèces océaniques. 91 espèces de requins figurent actuellement dans les bases de données de l'ICCAT. Les stratégies biologiques de ces espèces sont très diverses ; celles-ci sont fortement adaptées à leurs écosystèmes respectifs et occupent une position très élevée dans la chaîne trophique en tant que prédateurs actifs. Même si les caractéristiques biologiques de ces espèces sont diverses, elles partagent un schéma général qui les rend davantage susceptibles à la surpêche.

Même si les pêcheries commerciales et sportives ont actuellement un impact sur les élasmobranches, il n'existe que des informations limitées sur le cycle vital, les paramètres biologiques, les schémas migratoires et l'utilisation de l'habitat de ces espèces ainsi que sur l'impact général des pêcheries sur leurs populations dans la zone de la Convention de l'ICCAT. De plus, l'état actuel des connaissances sur les pêcheries de l'ICCAT qui capturent des requins suscite des préoccupations quant à leur état de conservation et leur gestion en raison de lacunes dans les données de prise, d'effort et de rejets. En outre, il est patent que la quantité et qualité limitées des données disponibles influencent la soumission de l'avis scientifique à la Commission.

De nombreux aspects de la biologie de ces espèces sont encore méconnus ou totalement inconnus, notamment pour certaines régions, ce qui contribue à accroître les incertitudes dans les évaluations quantitatives et qualitatives. En ce qui concerne les données sur les activités halieutiques des flottilles capturant les requins (prise et prise accessoire), la soumission de la Tâche I et la Tâche II s'est récemment améliorée mais cette amélioration n'est toujours pas suffisante pour permettre au Comité de soumettre un avis quantitatif suffisamment précis sur l'état du stock pour orienter la gestion des pêches vers des niveaux optimaux de capture pour la plupart des

espèces. Il est donc essentiel que le Comité progresse en matière de recherche et de collecte de données sur le cycle vital, ainsi que sur la description des interactions avec les pêcheries de l'ICCAT afin d'évaluer l'état des stocks et de soumettre un avis scientifique pertinent pour la gestion durable des pêcheries d'élastomobranche dans la zone de la Convention de l'ICCAT. Ce progrès est capital pour l'évaluation de l'efficacité des mesures de gestion adoptées par la Commission ces dernières années.

Au cours de la réunion du Groupe d'espèces sur les requins, tenue en 2012, le Groupe a recommandé d'élaborer un Programme de recherche et de collecte de données sur les requins (SRDCP) portant sur la réduction des principales sources d'incertitude dans la formulation de l'avis scientifique, dont l'amélioration des procédures de collecte et de déclaration des données. Faisant suite à cette recommandation, la réunion du Groupe d'espèces de 2013 a élaboré les directives générales du SRDCP incluant les points ci-après : a) un contexte général des données biologiques et de pêche pour les principaux requins pélagiques de l'Atlantique et de la Méditerranée, en mettant en évidence les principales lacunes dans les connaissances ; b) les principaux objectifs généraux du Programme ; c) les priorités en termes de collecte de données des pêcheries ; d) les priorités de recherche en termes de données biologiques ; e) les priorités de recherche en termes de mesures d'atténuation et f) d'autres considérations pour le SRDCP.

La mise en œuvre du SRDCP s'inscrira dans le cadre du Programme stratégique du SCRS pour 2015-2020, lequel constituera un cadre général pour le développement et la coordination des activités scientifiques et liées à la science visant à étayer un avis scientifique robuste en tant qu'élément central de la conservation et gestion des thonidés et espèces apparentées dans l'Atlantique et en Méditerranée. Dans le cas des stocks pauvres en données, tels que les espèces de requins, une approche de précaution de la gestion des pêches pourrait implicitement tenir compte des incertitudes inconnues compte tenu de sa nature plus conservatrice. Et tout investissement en matière de recherche accroîtra les bénéfices potentiels des pêcheries relevant de l'ICCAT tout en réduisant les risques présentés pour les ressources.

B. REQUINS PÉLAGIQUES DE L'ATLANTIQUE ET DE LA MÉDITERRANÉE

91 espèces de requins (requins et raies) ont été déclarées à l'ICCAT. Conscient du besoin de limiter la portée du Programme, le Groupe d'espèces sur les requins a pris en considération les espèces capturées (16 espèces représentent 95% des prises totales déclarées) ainsi que d'autres espèces très susceptibles de l'être et pour lesquelles peu d'informations biologiques sont disponibles. Les espèces à prendre en considération sont les suivantes: (requin peau bleue (*Prionace glauca*; BSH), requin-taupo bleu (*Isurus oxyrinchus*; SMA), petite taupo (*Isurus paucus*; LMA), renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*; BTH), renard (*Alopias vulpinus*; ALV), requin océanique (*Carcharhinus longimanus*; OCS), requin soyeux (*C. falciformis*; FAL), requin-taupo commun (*Lamna nasus*; POR), requin marteau halicorne (*Sphyrna lewini*; SPL), requin marteau commun (*Sphyrna zygaena*; SPZ), grand requin marteau (*Sphyrna mokarran*; SPK), requin gris (*Carcharhinus plumbeus*; CCP), requin de sable (*Carcharhinus obscurus*; DUS), requin de nuit (*Carcharhinus signatus*; CCS), requin cuivre (*Carcharhinus brachyurus*, BRO), requin tigre commun (*Galeocerdo cuvier*; TIG), requin crocodile (*Pseudocarcharias kamoharai*; PSK) et requin blanc (*Carcharodon carcharias*; WSH), ainsi que la pastenague violette (*Pteroplatytrygon violacea*; PLS) et raies mantas (*Mobulidae*, MAN).

a) Connaissances biologiques actuelles

Les informations de base sur le cycle vital requises pour évaluer l'état des stocks de requins de l'Atlantique sont plus abondantes pour la zone de l'Atlantique Nord. Il existe considérablement moins de données pour les zones équatoriales et de l'Atlantique Sud et très peu de données pour la Méditerranée. Par conséquent, plus de la moitié des études sur la dynamique de l'âge et de la croissance, la reproduction, l'identification des stocks et les schémas migratoires et de déplacement ont été réalisées dans l'Atlantique Nord, la majorité correspondant à l'Atlantique Nord-Ouest. De la même façon, la plupart des études de l'Atlantique Sud correspondent à l'Atlantique Sud-Ouest. Le **Tableau 1 de l'Appendice 8** récapitule les études menées pour toutes les espèces combinées dans chacune des neuf zones de l'Atlantique et de la Méditerranée (**Figure 1 de l'Appendice 7**). Les **Tableaux 2-17 de l'Appendice 8** présentent les mêmes informations spécifiques aux espèces pour 16 espèces. Le Groupe d'espèces sur les requins générera des tableaux récapitulatifs analogues pour d'autres espèces (requin cuivre, requin blanc, requins crocodiles et raies manta). L'**Appendice 9** répertorie toutes les références utilisées pour générer les **Tableaux 2-17 de l'Appendice 8**. L'**Appendice 8** comporte également des références additionnelles qui ont été utilisées afin de générer les profils biologiques des espèces de requins et de raies soumis par le Groupe.

Nous avons regroupé tous les paramètres du cycle vital ainsi que d'autres paramètres répertoriés dans les tableaux de l'Appendice en quatre catégories de données (reproduction, âge et croissance, identifiant du stock et schémas migratoires et de déplacement) les plus importantes aux fins des évaluations de stocks, et les dix zones géographiques en quatre zones principales (Atlantique Nord, Atlantique Sud, Atlantique équatoriale et Méditerranée) et nous avons examiné les informations spécifiques aux espèces. Nous avons utilisé une approche de feux lumineux pour identifier le degré de connaissances de ces catégories par zone et espèce générales : 1) rouge indiquant l'absence totale d'étude disponible, 2) jaune, 1 ou 2 études, 3) vert, 3+ études et 4) blanc, indiquant que l'espèce n'est pas présente dans une zone particulière (**Tableau 1 de l'Appendice 7**). Les conclusions générales suivantes peuvent être tirées : l'Atlantique Nord-Est la zone la plus riche en données mais il subsiste 25% des cellules sans information ; l'Atlantique Sud et l'Atlantique équatorial présentent des niveaux quasiment identiques de disponibilité des données, avec plus de 75% de cellules rouges; la Méditerranée est la région la plus pauvre en données avec près de 90% de cellules rouges.

Les espèces individuelles ont été classées selon le degré de « pauvreté en termes de données » (c'est-à-dire le nombre de cellules rouges ou sans information par rapport au nombre total de cellules pour cette espèce, comme illustré au **Tableau 1 de l'Appendice 7**) et « richesse en termes de données » (c'est-à-dire le nombre de cellules vertes ou avec 3+ études par rapport au nombre total de cellules pour cette espèce, comme illustré au **Tableau 1 de l'Appendice 7**) (**Tableau 2 de l'Appendice 7**). Les espèces les plus pauvres en données étaient la petite taupe, suivie du grand requin marteau, requin de sable, requins tigres et pastenague violette, alors que l'espèce la moins pauvre en données était de loin le requin peau bleue. En revanche, le requin peau bleue, le requin-taupe bleu et le requin gris étaient les espèces les plus riches en données et il n'y avait pas de « richesse en termes de données » pour la petite taupe, le requin marteau commun, le grand requin marteau et le requin de nuit.

b) Information des pêcheries

Les requins pélagiques constituent une grande partie des prises des pêcheries palangrières ciblant les thonidés, les istiophoridés et l'espadon. Le Sous-comité sur les prises accessoires du SCRS de l'ICCAT a commencé à évaluer les requins pélagiques en 2004. Les requins pélagiques sont capturés par divers engins dans l'Atlantique, le golfe du Mexique, la Méditerranée et la mer des Caraïbes, notamment par la palangre, la senne, le filet maillant, la ligne à main, la canne et moulinet, le chalut, la ligne traînante et le harpon, mais ils sont surtout capturés en tant que prise accessoire dans les pêcheries palangrières pélagiques ou en tant qu'espèce cible. Il y a aussi d'importantes pêcheries récréatives dans certains pays. Plusieurs espèces de requins, telles que le requin peau bleue et le requin-taupe bleu, sont capturées et débarquées en grands volumes par ces flottilles. De 2001 à 2011, un total de 476.834 et 66.887 tonnes de requin peau bleue et de requin-taupe bleu, respectivement, ont été déclarées dans l'Atlantique, avec une prise combinée maximum pour ces deux espèces enregistrée en 2010 (71.861 tonnes) et une prise combinée minimum en 2011 (33.217 tonnes) (*Anonyme* 2012). D'autres groupes de requins pélagiques et de raies sont rejetées, soit en raison des recommandations de l'ICCAT visant à l'interdiction de leur rétention (Recommandations 09-07, 10-07 et 10-08, 11-08), soit de leur faible valeur commerciale.

Les CPC soumettent des données sur les requins depuis 1950, mais ce n'est que depuis 1982 que les données sont soumises pour les espèces de requins autres que BSH, SMA et POR. Les données antérieures à 1990 sont très limitées pour la plupart des espèces et les données de Tâche I ne sont donc présentées ici qu'après cette date. L'**Appendice 4** inclut la prise annuelle déclarée pour tous les requins et autres élasobranches dans la base de données de Tâche I par pavillon (les données de 2012 sont préliminaires) et l'**Appendice 5** comporte la prise annuelle déclarée par espèce et zone de la Tâche I. Les données de taille de Tâche II ne sont présentées que depuis 1994. Afin d'identifier les données disponibles, cette information est présentée sous forme de catalogue de données à l'**Appendice 6**.

La première réunion d'évaluation des requins a été conduite en 2004 et ce n'est qu'en 2007 que le Groupe d'espèces sur les requins indépendant a été formalisé. Hormis en 2010, chaque année, des réunions intersessions du Groupe d'espèces sur les requins ont été tenues, avec une participation significative de scientifiques et d'importants travaux sur ces espèces. La **Figure 2 de l'Appendice 7** illustre l'évolution du nombre de documents présentés aux réunions intersessions.

c) Évaluations des stocks des espèces

Le Groupe d'espèces sur les requins a mené à ce jour des évaluations des stocks de trois espèces: requin peau bleue, requin-taupe bleu et requin-taupe commun. Le requin peau bleue et taupe bleu ont tout d'abord été évalués en 2004, puis en 2008 et 2012 (requin-taupe bleu uniquement). Le requin-taupe commun a été évalué en

coopération avec le CIEM en 2009. En général, toutes ces évaluations sont considérées comme préliminaires en raison de la qualité et quantité limitées des informations disponibles et se sont concentrées sur les stocks de l'Atlantique. Les stocks de la Méditerranée n'ont pas été évalués faute de données. Une recommandation importante qui émane constamment des réunions du Groupe d'espèces sur les requins est que de plus grands investissements en matière de suivi et de recherche sur les requins sont indispensables si l'on souhaite améliorer l'avis sur l'état de ces espèces et d'autres espèces de prises accessoires.

- Requin peau bleue

En se basant essentiellement sur les informations de marquage, l'existence de trois stocks distincts de requin peau bleue a été postulée, mais seuls deux stocks ont été évalués (Atlantique Nord et Sud) en l'absence d'information sur le stock de la Méditerranée. Pour les stocks de l'Atlantique Nord et Sud, bien que les résultats restent considérablement incertains, on estime que la biomasse se situe au-dessus de celle qui permettrait d'atteindre la PME et que les niveaux de capture actuels se situent en-deçà de F_{PME} .

- Requin-taupe bleu

Étant donné que le requin-taupe bleu a une répartition similaire à celle du requin peau bleue, les mêmes stocks hypothétiques de l'Atlantique Nord et Sud ont été pris en considération pour cette espèce. L'évaluation menée en 2012 de l'état des stocks de l'Atlantique Nord et Sud incluait des séries temporelles additionnelles de l'abondance relative ainsi qu'une couverture accrue des données de capture de Tâche I par rapport aux précédentes évaluations des stocks effectuées en 2008 et 2004. Les séries de CPUE disponibles montraient des tendances à la hausse ou planes pour les dernières années de chaque série (depuis l'évaluation des stocks de 2008) pour les stocks Nord et Sud, indiquant donc que la surpêche potentielle affichée lors de la précédente évaluation des stocks a diminué et que le niveau de capture actuel pourrait être considéré soutenable.

Pour le stock de l'Atlantique Nord, les résultats des deux sorties des modèles des évaluations de stocks indiquaient presque unanimement que l'abondance du stock en 2011 se situait au-dessus de B_{PME} et que F était en deçà de F_{PME} . Pour le stock de l'Atlantique Sud, toutes les sorties des modèles indiquaient que le stock n'était pas surpêché et qu'il n'y avait pas de surpêche. Même si les résultats indiquaient que les stocks de l'Atlantique Nord et Sud sont relativement en bonne santé et que la probabilité d'une surpêche est faible, ils présentent également des incohérences entre les trajectoires de la biomasse estimées et les tendances de la CPUE d'entrée, ce qui donnait lieu à de vastes intervalles de confiance dans les trajectoires de la biomasse et de la mortalité par pêche estimées et d'autres paramètres. Dans l'Atlantique Sud, une tendance à la hausse des indices d'abondance depuis les années 1970 ne correspondait notamment pas aux prises ascendantes. La grande incertitude quant aux estimations de capture passées et l'absence de paramètres biologiques importants, en particulier pour le stock du Sud, constituent toujours un obstacle pour obtenir des estimations fiables de l'état actuel des stocks.

- Requin-taupe commun

Le Groupe d'espèces sur les requins a tenté d'évaluer l'état de quatre stocks de requins taupes communs (Nord-Ouest, Nord-Est, Sud-Ouest et Sud-Est) conjointement avec le Groupe de travail du CIEM sur les élastomobranques en 2009. En règle générale, les données sur le requin-taupe commun de l'hémisphère Sud étaient trop limitées pour permettre une indication robuste de l'état des stocks. Pour le Sud-Ouest, les données limitées indiquaient un déclin de la CPUE dans la flottille uruguayenne, les modèles suggérant un déclin potentiel de l'abondance jusqu'à des niveaux en-deçà de la PME et des taux de mortalité par pêche au-dessus de ceux permettant la PME. Toutefois, les données de capture et les autres données étaient généralement trop limitées pour permettre de définir des niveaux de capture soutenables. Pour le Sud-Est, les informations et données étaient trop limitées pour évaluer l'état de ce stock.

Le stock de l'Atlantique Nord-Est compte le plus long historique d'exploitation commerciale mais l'absence de données de CPUE pour le pic de la pêcherie rajoutait de considérables incertitudes dans l'identification de l'état actuel par rapport à la biomasse vierge. Les évaluations exploratoires indiquaient que la biomasse actuelle (pour 2008) se situait en-deçà de B_{PME} et que la récente mortalité par pêche était proche ou au-delà de F_{PME} . Le rétablissement de ce stock à B_{PME} sans aucune mortalité par pêche a été estimé prendre près de 15-34 années. Une évaluation canadienne du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, présentée au cours de la réunion, indiquait que la biomasse était épuisée à des niveaux se situant bien en-deçà de B_{PME} mais que la récente mortalité par pêche était en-dessous de F_{PME} et que la récente biomasse semblait être en augmentation. Une modélisation de production excédentaire supplémentaire, conduite à la réunion, indiquait une vision similaire de l'état du stock, c'est-à-dire une raréfaction à des niveaux en-dessous de B_{PME} et des taux de mortalité par pêche également en-

dessous de F_{PME} . L'évaluation canadienne projetait que, sans mortalité par pêche, le stock pourrait se rétablir au niveau de B_{PME} en 20-60 ans environ, alors que les projections basées sur la production excédentaire indiquaient que 20 ans pourraient suffire. Dans le cadre de la stratégie canadienne d'un taux d'exploitation de 4%, il était prévu que le stock se rétablisse en 30 à 100+ ans.

- Évaluation des risques écologiques (ERA)

Le Groupe d'espèces sur les requins a réalisé des évaluations des risques écologiques (ERA) en 2008 et 2012. L'ERA de 2012 incluait 16 espèces (20 stocks) et a été généralement considérée plus fiable que l'ERA de 2008. L'ERA consistait en une analyse des risques pour évaluer la productivité biologique de ces stocks et en une analyse de susceptibilité pour évaluer leur propension à la capture et à la mortalité dans les pêcheries palangrières pélagiques de l'Atlantique ou dans les pêcheries palangrières de l'ICCAT. Trois mesures métriques ont été employées pour calculer la vulnérabilité (une distance euclidienne, un indice multiplicatif et la moyenne arithmétique des grades de productivité et de susceptibilité). Les cinq stocks ayant la productivité la plus faible étaient le renard à gros yeux, le requin gris, la petite taupe, le requin de nuit et le requin soyeux de l'Atlantique Sud. Les valeurs de susceptibilité les plus fortes correspondaient au requin-taube bleu, au requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud, au requin-taube commun et au renard à gros yeux. Sur la base de ces résultats, le renard à gros yeux, la petite taupe, la taupe bleue, le requin-taube commun et le requin de nuit étaient les stocks les plus vulnérables. En revanche, le requin marteau halicorne de l'Atlantique Nord et Sud, le requin marteau commun et la pastenague violette de l'Atlantique Nord et Sud avaient les vulnérabilités les plus faibles. L'information issue de l'ERA permet l'identification de ces espèces qui sont les plus vulnérables pour établir l'ordre de priorité des mesures de recherche et de gestion.

D'après les conclusions des évaluations des stocks résumées ci-dessus, il est patent qu'il existe de nombreuses incertitudes entourant les résultats des évaluations des stocks. Le SRDCP se penchera sur certains déficits d'informations liées à la biologie, l'écologie et aux pêcheries de requins de l'Atlantique afin de réduire les incertitudes des évaluations des stocks et d'améliorer les bases biologiques et écologiques aux fins de la gestion et du rétablissement de certains stocks. Ce programme de recherche permettra également d'évaluer de façon plus pertinente l'efficacité des mesures de gestion adoptées ces dernières années par l'ICCAT.

d) Gestion actuelle

- Recommandations et résolutions de l'ICCAT

Douze recommandations et deux résolutions de l'ICCAT portant spécifiquement sur les requins sont actuellement en vigueur (**Tableau 3 de l'Appendice 7**). Une recommandation additionnelle concernant les requins entre en vigueur en mai 2013 [Rec. 12-05].

Depuis 2009, quatre Recommandations ont été adoptées, lesquelles visent à l'interdiction de la rétention à bord, du transbordement et du débarquement de certaines espèces de requins qui sont considérées vulnérables à la surpêche: le requin soyeux (*C. falciformis*; [Rec. 11-08]), le requin marteau (famille *Sphyrnidae*, à l'exception du *S. tiburo*; [Rec. 10-08]), le requin océanique (*C. longimanus*; [Rec. 10-07]) et le renard à gros yeux (*A. superciliosus*; [Rec. 09-07]). Les CPC sont tenues d'enregistrer les remises à l'eau et les rejets de ces espèces et de communiquer ces données à l'ICCAT. Dans le cas du requin marteau, du requin océanique et du renard à gros yeux, le stockage, la vente ou l'offre à la vente d'une partie ou de la totalité de la carcasse sont également interdits avec certaines exceptions pour certaines espèces. Des exceptions spécifiques aux interdictions ci-dessus s'appliquent à certaines espèces. La Recommandation 09-07 stipule aussi que les CPC devraient s'assurer que les navires battant leur pavillon n'entreprennent pas de pêche dirigée sur les renards de mer (*Alopias* spp.).

Plusieurs autres mesures de gestion de l'ICCAT sont actuellement en vigueur pour les requins. Les CPC sont tenues de réduire les niveaux de mortalité par pêche pour le requin-taube bleu et le requin-taube commun [Rec. 05-05; Rec. 07-06], d'encourager la remise à l'eau des requins vivants, capturés en tant que prise accidentelle et notamment les juvéniles [Rec. 04-10] et d'envisager des fermetures spatio-temporelles et d'autres mesures pour les requins pélagiques en général [Rec. 07-06] et en particulier pour les requins marteaux [Rec. 10-08] et les renards de mer [Rec. 09-07]. En 2013, le SCRS évaluera de potentielles options de gestion pour les requins soyeux [Rec. 11-08].

Le prélèvement des ailerons est interdit dans le cadre de l'ICCAT, en vertu de la Recommandation 04-10, qui stipule que les navires ne devraient pas avoir à bord des ailerons pesant plus de 5% du poids des carcasses de requins à bord jusqu'au premier point de débarquement.

Les CPC sont tenues de collecter et de soumettre les données de Tâche I et de Tâche II sur les requins, conformément aux procédures de soumission de données de l'ICCAT, ce qui est également mis en exergue dans de nombreuses Recommandations [Rec. 03-10; Rec. 04-10; Rec. 07-10; Rec. 10-06; Rec. 11-10]. Dans le cas du requin-taupo bleu de l'Atlantique (*I. oxyrinchus*), la rétention de cette espèce dépend du respect des obligations en matière de déclaration des données de Tâche I, à partir de 2013 [Rec. 10-06]. À partir de 2014, cette condition s'applique plus généralement à d'autres espèces relevant de l'ICCAT, y compris les requins [Rec. 11-15].

En plus de la soumission des données de Tâche I et de Tâche II, les CPC sont tenues de communiquer les démarches entreprises afin d'atténuer et de réduire les niveaux de prises accessoires et de rejets [Rec. 11-10]. En 2013, les CPC seront également tenues de faire un rapport sur l'application des mesures de gestion et de conservation concernant les requins [Rec. 12-05].

Des recommandations additionnelles demandent aux CPC d'entreprendre des programmes de recherche, dans la mesure du possible, visant à identifier les zones de nurserie des requins et à déterminer les moyens d'accroître la sélectivité de l'engin de pêche [Rec. 04-10; Rec. 09-07; Rec. 10-08]. Les CPC sont également encouragées à mettre totalement en œuvre les plans d'action nationaux pour les requins [Rés. 03-10], conformément à l'IPOA-Requins de la FAO.

- Autres mesures internationales

Les requins et les raies capturés en association avec des pêcheries de l'ICCAT font l'objet de mesures de gestion et de conservation, dans le cadre de plusieurs conventions et accords internationaux. Des exemples de ces mesures sont donnés ci-après, les espèces importantes pour le Programme de recherche sur les requins étant répertoriées à **Tableau 4 de l'Appendice 7**.

a) Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (Convention de Barcelone) – Il convient d'accorder aux espèces inscrites à l'Annexe II du Protocole SPA/BD de la Convention de Barcelone une protection maximale. Les mesures incluent le contrôle/l'interdiction de capturer, détenir, tuer, commercialiser, transporter et présenter à des fins commerciales lesdites espèces. Les requins et les raies inscrits à l'Annexe III doivent être maintenus dans un état de conservation favorable, par le biais de la réglementation de l'exploitation et d'autres mesures pertinentes.

b) Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvages (CMS ou Convention de Bonn) – Les requins et les raies inscrits à l'Appendice I de la CMS doivent être strictement protégés, leur rétention étant interdite, et des efforts doivent être déployés afin de conserver ou restaurer leurs habitats, de réduire les obstacles à la migration et de contrôler d'autres menaces. Les signataires d'un accord spécifique, connu sous le nom de Protocole d'entente sur la conservation des requins migratoires, se sont engagés à mettre en œuvre des mesures visant à la conservation et à la gestion durable des requins migratoires et de leur habitat, y compris des mesures de gestion et de recherche sur les pêcheries.

c) Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore et de la faune sauvages menacées d'extinction (CITES) – Les requins et les raies inscrites à l'Appendice II de la CITES font l'objet de contrôles lors de leur commerce international. Des licences d'exportation ou des certificats de réexportation sont requis et ne peuvent être délivrés que si les spécimens sont obtenus légalement et si les exportations ne nuisent pas à la survie de ces espèces. Pour les spécimens introduits depuis la mer, les licences d'exportation sont délivrées par l'État dans lequel les spécimens sont apportés.

d) Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM) – La Recommandation GFCM/36/2012/3 interdit le prélèvement des ailerons et la rétention, le transbordement, le débarquement, le transfert, le stockage, la vente ou l'exposition à des fins de vente des espèces inscrites à l'Annexe II de la Convention de Barcelone. Cette Recommandation requiert aussi l'enregistrement et la déclaration des données sur les activités de pêche, les prises, les prises accessoires, la remise à l'eau et les rejets des espèces inscrites à l'Annexe II ou l'Annexe III de la Convention de Barcelone.

e) Recommandations de recherche antérieures du Groupe d'espèces sur les requins

La portée des recommandations de recherche sur les requins, présentées par le Sous-comité des prises accessoires (1995-2006) puis par le Groupe d'espèces sur les requins (2007-présent), a clairement évolué au fil du temps. Les premières recommandations portaient essentiellement sur le besoin de meilleures données sur les prises (notamment sur les prises accidentelles) et les débarquements, y compris les données sur les rejets. Ce besoin a été souligné à de multiples reprises, des recommandations similaires étant formulées chaque année. Depuis 1997, le Groupe a aussi régulièrement souligné le besoin d'obtenir de meilleures données de Tâche II sur les requins.

Depuis la première évaluation des stocks de requins, conduite en 2004, des recommandations ont également été formulées pour la réalisation de programmes de recherches à l'effet d'améliorer la qualité des résultats de ces évaluations. Le Groupe a noté qu'il était nécessaire d'accroître la recherche en matière de structure du stock, du cycle vital, des déplacements de la population et de dynamique de toutes les pêcheries de l'ICCAT qui capturent des requins, pour résoudre notamment les signes incohérents dans les séries de CPUE. Il a également souligné qu'il était nécessaire d'estimer les prises historiques et les fréquences de tailles et de mener de nouvelles analyses pour évaluer la sensibilité des résultats de l'évaluation à divers postulats. L'utilisation de méthodes alternatives, telles que des ERA, pour la soumission d'un avis de gestion a aussi été recommandée pour les espèces vulnérables pour lesquelles très peu de données sont disponibles. Depuis 2006, le Groupe sollicite des programmes de recherche visant à améliorer les données nécessaires pour les ERA. Faisant suite à l'évaluation du requin-taube bleu en 2012, le Groupe a aussi recommandé de développer et d'évaluer des modèles hiérarchiques à même d'utiliser les informations de stocks ou de flottilles multiples.

Le Groupe a aussi recommandé des programmes de recherche visant à chercher à déterminer les bénéfices potentiels obtenus des modifications apportées à l'engin de pêche pour réduire les prises accessoires, des mesures visant à réduire la mortalité par rejet, des restrictions spatio-temporelles et des tailles minimum/maximum pour la rétention.

Le Groupe a généralement noté que, pour soumettre l'avis requis, et notamment un avis quantitatif sur des niveaux de capture optimaux, il est nécessaire que la Commission effectue un plus grand investissement en matière de recherche pour l'amélioration des données et une meilleure participation des scientifiques nationaux et d'autres experts aux évaluations.

C) PROGRAMME DE RECHERCHE SUR LES REQUINS

Objectifs généraux

Bien que des efforts aient récemment été déployés en vue d'améliorer la recherche et la collecte des données sur les requins, les connaissances actuelles sur de nombreuses pêcheries et la biologie de base restent limitées. Ces lacunes dans les connaissances génèrent des incertitudes dans les évaluations des stocks et des contraintes à la soumission de l'avis scientifique. La présente proposition visant à la création d'un programme de recherche et de collecte de données sur les requins (SRDCP) représente donc une nouvelle étape en vue de se conformer à la Rés 11-17 de l'ICCAT sur la meilleure science disponible, combler les lacunes dans les questions relatives aux pêcheries et à la biologie, en améliorant la collecte des données, la coopération et le renforcement des capacités.

Afin d'atteindre ces objectifs, le SRDCP vise à donner des indications aux chercheurs du SCRS, en établissant l'ordre de priorité des questions liées à la collecte de données et aux lignes de recherche sur la biologie/écologie de ces espèces, les pêcheries et les mesures d'atténuation. Finalement, en promouvant la coordination entre les chercheurs du SCRS, le SRDCP tend à améliorer la qualité et à réduire les incertitudes de l'avis scientifique sur les requins, soumis à la Commission, et à mieux évaluer l'impact des mesures de gestion sur ces espèces.

1. Collecte de données sur les pêcheries

1.1 Caractérisation des flottilles et des engins

Des informations exactes concernant les caractéristiques et spécifications des engins par lesquels les espèces sont capturées sont fondamentales pour comprendre l'impact des pêcheries. La puissance de pêche, la sélectivité et la capturabilité de l'engin de pêche répondent à plusieurs variables qui doivent être analysées pour comprendre l'évolution des captures. Certaines de ces variables sont les suivantes:

Palangre

Interactions engin-poisson

- Capteur de temps, de température et de profondeur des hameçons (TDR).
- Positions des poissons par rapport à d'autres poissons avoisinant capturés dans la palangre.
- Temps de lutte du poisson, une fois hameçonné (minuteurs d'hameçon par exemple).

Données sur les engins

- Nombre de paniers le long de la ligne principale.
- Nombre d'hameçons par panier.
- Type et taille de l'hameçon.
- Présence ou absence de baguettes lumineuses (de même, différences de couleur?).
- Localisation (latitude et longitude) de l'opération de palangre.
- Moment de l'opération et de la remontée de l'engin (de jour par opposition à de nuit par exemple).
- Utilisation de poids en plomb sur les lignes secondaires.
- Type de ligne secondaire.

Type d'appât

- Appât mort ou vivant.
- Espèce (calmar par opposition à maquereau par exemple).

Senne

Les exigences minimales en matière de données pour la senne ont été définies durant la réunion du Groupe de travail conjoint sur les prises accessoires (KOBÉ III) concernant l'harmonisation des données des senneurs collectées par les programmes d'observateurs des ORGP thonières. Les éléments principaux sont les suivants: identification du navire, information sur les sorties de pêche du navire, information de l'observateur, information de l'équipage, attributs du navire et de l'engin, activités quotidiennes, information sur les bancs et l'opération, information de capture, information de longueur, espèce représentant un intérêt spécial;

- Caractéristiques du navire et de l'engin
- Stratégie de pêche
- Interactions engin-poisson

Filet maillant

- Localisations (latitude et longitude) et moment de l'opération et de halage pour chaque opération
- Configuration du filet maillant

Chaluts pélagiques

- Localisations (latitude et longitude) et moment de l'opération et de halage pour chaque chalut
- Vitesse de remorquage
- Caractéristiques du filet

Pêcheries sportives

- Type et caractéristiques de l'engin
- Appât
- Appâtage

1.2 Dynamique des flottilles

Etant donné que les requins sont capturés pour la plupart en tant que prises accessoires dans les pêcheries relevant de l'ICCAT, un changement de la dynamique des flottilles ciblant ces ressources pourrait avoir des implications majeures sur les prises de requins. Ces changements sont liés à différentes questions, telles que l'évolution technologique (par exemple, un changement de la palangre traditionnelle au profit d'un engin semi-automatique de style Floride ; l'utilisation de DCP de haute technologie dans les pêcheries de senneurs) ; des changements de l'espèce ciblée faisant suite à leur abondance ; des changements survenant sur les marchés, la gestion ou la piraterie (par exemple, certaines flottilles passent d'opérations de pêche en profondeur pour les

thonidés à des opérations de pêche en eaux peu profondes pour l'espadon tout au long de l'année, et pourraient donc modifier les caractéristiques de l'engin de pêche : style d'hameçon, type d'appât, matériau de la ligne secondaire et de régime de pêche - d'opérations de pêche diurnes à nocturnes - alors que les flottilles de senneurs pourraient avoir un impact différent sur les requins (passant des bancs libres à une pêche sous DCP) et le déplacement des flottilles entre les zones de pêche tout au long de l'année (par exemple en raison du comportement migratoire de l'espèce ciblée, la communication entre les capitaines en ce qui concerne la présence de prises plus importantes, les coûts d'exploitation liés aux prix des appâts ou du fuel, la piraterie, etc.).

1.3 Données nécessaires pour l'évaluation et l'avis de gestion

- Prise (débarquements + rejets)
- Effort
- Capture par effort (indices de l'abondance relative)
- Sélectivité de l'engin (si non ajusté dans le modèle)
- Information sur les tailles

Prises - Les valeurs d'entrée des prises pour l'évaluation du stock peuvent varier : soumission d'informations fortement agrégées (par exemple, prise de « requins ») jusqu'à divers niveaux de désagrégation et de détails, allant des prises nominales par espèce à des séries de captures spécifiques aux espèces par engin, zone géographique et taille.

Rejets morts - L'estimation des rejets morts peut se baser également sur l'expansion à des nombres totaux d'après un faible nombre d'observations ou sur l'expansion à des nombres totaux d'après un haut degré de couverture par les observateurs de la flottille et un « fin » niveau de stratification (saison ou mois, petites zones d'observation). Généralement, les données des livres de bord et des observateurs sont utilisées pour générer les estimations des rejets morts.

Effort - Les séries d'effort par engin (par exemple, nombre d'hameçons) et zone géographique peuvent aussi être utilisées dans plusieurs méthodologies d'évaluation.

Indices de l'abondance relative - Les indices de l'abondance relative peuvent également varier, allant de séries temporelles de CPUE nominales simples de courte durée (quelques jours) et avec un faible contraste (aller simple) à des séries temporelles de CPUE (de préférence indépendantes des pêcheries) standardisées par le biais de différentes techniques statistiques (GLM, GLMM, GAM). Dans l'idéal, ces indices devraient avoir une longue durée, une vaste couverture géographique et un bon contraste (tendance ascendante et descendante résultant de divers niveaux de pêche).

Sélectivité - Lorsque des informations sur la longueur ou l'âge suffisantes ne sont pas disponibles pour estimer la sélectivité dans le modèle, des courbes de sélectivité doivent être générées pour les différents indices d'abondance sur la base d'informations auxiliaires, de façon externe au modèle, puis introduits en tant que formes fonctionnelles dans les modèles structurés par âge.

Information sur les tailles - Aucune prise par âge n'est disponible pour les requins capturés dans les pêcheries relevant de l'ICCAT mais des données de fréquence de tailles limitées sont disponibles pour certaines espèces.

2 Modèles d'évaluation pauvres en données

En l'absence de données sur les prises totales dans certains cas et de certaines données biologiques clefs dans d'autres cas, les modèles d'évaluation des stocks traditionnels ne peuvent pas être appliqués systématiquement à toutes les espèces. Il est nécessaire de développer des méthodes novatrices d'évaluation des ressources de requins, et notamment des méthodes applicables aux cas pauvres en données. Heureusement, plusieurs méthodes de cette nature qui requièrent différents types et quantités de données ont récemment été développées (**Tableau 5 de l'Appendice 7**).

2.1. Evaluation des risques écologiques (ERA)

Les évaluations des risques écologiques (ERA), également connues sous le nom d'Analyses de productivité et de susceptibilité (PSA), ont tout d'abord été élaborées pour évaluer la vulnérabilité des stocks d'espèces capturées en tant que prises accessoires dans la pêcherie de crevettes australienne (Stobutzki *et al.* 2001a, b; Milton 2001). Bien qu'elles ne soient apparues qu'il y a une dizaine d'années, elles sont actuellement utilisées de façon assez

extensive pour évaluer la vulnérabilité des élasmobranches et d'autres taxons marins face à la pêche. Les évaluations des risques écologiques sont en réalité une famille de modèles qui peuvent aller d'analyses purement qualitatives dans leur forme la plus simple à des analyses plus quantitatives, en fonction de la disponibilité des données (Walker 2005b; Hobday *et al.* 2007). La plupart des PSA sont des approches semi-quantitatives dans lesquelles la vulnérabilité d'un stock face à la pêche est exprimée comme une fonction de sa productivité, ou de sa capacité de rétablissement après son épuisement, et de sa susceptibilité, ou propension à la capture et mortalité par pêche (Stobutzki *et al.* 2001a). Chacune de ces deux composantes, la productivité et la susceptibilité, sont, à leur tour, définies par plusieurs attributs qui reçoivent un grade sur une échelle prédéterminée. Ces grades sont alors généralement mis à la moyenne pour chaque indice et représentés graphiquement sur une courbe X-Y (courbe de PSA). En outre, la vulnérabilité peut être calculée, par exemple, comme la distance Euclidienne des grades de productivité et de susceptibilité sur la courbe de PSA. Les applications aux élasmobranches varient de PSA semi-quantitatives (Stobutzki *et al.* 2002; Griffiths *et al.* 2006; Rosenberg *et al.* 2007; Patrick *et al.* 2010) à différents degrés d'analyses quantitatives dans lesquelles la composante de productivité est estimée directement comme r (taux maximum de croissance de la population) dans des modèles démographiques stochastiques (Braccini *et al.* 2006; Zhou et Griffiths 2008; Simpfendorfer *et al.* 2008; Cortés *et al.* 2010; Tovar-Avila *et al.* 2010). Les principaux avantages des PSA peuvent être récapitulés ainsi: (1) elles constituent un outil pratique pour évaluer la vulnérabilité d'un stock face à une surpêche, sur la base de ses caractéristiques biologiques et sa susceptibilité face à la pêche ou aux pêcheries l'exploitant, (2) elles peuvent permettre aux organismes de gestion d'identifier les stocks les plus vulnérables à la surpêche afin qu'ils puissent suivre et ajuster leurs mesures de gestion pour protéger la viabilité de ces stocks et (3) elles peuvent aussi être utilisées pour établir l'ordre de priorité des efforts en matière de recherche pour les espèces qui sont très susceptibles mais pour lesquelles l'information biologique est trop limitée.

2.2 Modèles basés sur les longueurs: SEINE (Estimation de survie en conditions de non-équilibre)

L'une des méthodes pauvres en données les plus simples se base sur la prémisse que la pression de pêche supprime proportionnellement les poissons les plus grands et les plus âgés de la population et que les augmentations (ou réductions) des taux de mortalité se traduisent par des réductions (ou augmentations) de la longueur moyenne. Ces approches ont généralement des exigences minimales en matière de données et il serait donc intéressant de les utiliser pour de nombreux élasmobranches, mais elles comportent des postulats stricts qui sont parfois difficiles à respecter chez les espèces ayant une grande longévité. La méthode SEINE (Gedamke et Hoenig 2006) est une reformulation de la méthode Beverton-Holt (1956, 1957) largement utilisée, qui ne requiert que les paramètres de croissance de von Bertalanffy, la taille à totale vulnérabilité et la longueur moyenne des spécimens totalement vulnérables et assouplit le postulat selon lequel la croissance, le recrutement et la mortalité sont en équilibre pendant une période égale au moins à l'âge maximum de l'espèce de la méthode de Beverton-Holt.

Cette formulation en condition de non-équilibre permet d'inspecter les tendances par le biais d'une analyse des séries temporelles des données de longueurs moyennes et d'estimer de multiples taux de mortalité et l'année(s) où la mortalité a changé. Toutefois, appliquer des approches basées sur la longueur aux élasmobranches qui ont une longévité relativement importante devrait être réalisé avec précaution et les postulats du modèle devraient être étudiés exhaustivement avant l'application et lors de l'interprétation des résultats et de la soumission de l'avis de gestion.

2.3 Modèles démographiques structurés par âge (Tableaux du cycle vital / équation d'Euler-Lotka; Matrices de Leslie) et analyses d'élasticité

Les analyses démographiques des populations d'élasmobranches peuvent être conduites en tant que (1) tableaux du cycle vital basés sur une mise en œuvre hétérogène de l'équation d'Euler-Lotka ou (2) modèles de population des matrices de Leslie basés sur les âges. Ces modèles sont généralement basés sur une théorie déterministe de la croissance de la population, indépendante de la densité, par laquelle les populations augmentent à un taux exponentiel r et convergent vers une distribution stable des âges. Les exigences en matière de données incluent l'âge maximum, la survie à la mortalité naturelle, la fécondité spécifique à l'âge (nombre de recrues produit par femelle reproductrice d'âge x), sex ratio à la naissance, fréquence de parturition, proportion de femelles reproductrices ou matures à l'âge ainsi que certaines informations associées, telles que les paramètres de la fonction de croissance et la relation longueur-masse. L'analyse d'élasticité est une extension des matrices de Leslie basées sur l'âge ou des modèles basés sur les phases qui permet d'identifier quels taux vitaux influencent le plus le taux de croissance de la population et quelles phases du cycle vital (ou quels âges) sont les plus importantes pour la croissance de la population.

2.4 Points de référence analytiques

La méthodologie visant à calculer analytiquement les points de référence sans modèle d'évaluation a tout d'abord été introduite dans Brooks *et al.* (2006) et Brooks et Powers (2007), qui démontraient que les points de référence correspondant au recrutement excédentaire maximum (MER; Goodyear 1980) pourraient être calculés simplement d'après les paramètres biologiques et un postulat sur la forme de la fonction de recrutement du stock. Brooks *et al.* (2010) a recalculé ces solutions analytiques pour calculer le Ratio potentiel de reproduction (SPR) au MER, puis il a démontré comment l'état du stock pourrait être déterminé avec des informations auxiliaires et il a illustré cette méthode pour 11 stocks de requins. Même si l'on n'a besoin que des taux vitaux pour calculer les points de référence analytiques, une estimation de la biomasse actuelle ou une série temporelle d'abondance relative est indispensable pour évaluer le critère de surpêche. Bien que cette méthodologie doive être testée de façon plus exhaustive, les résultats initiaux sont encourageants. Brooks *et al.* (2010) a comparé les résultats pour l'état de surpêche d'après les évaluations des stocks et les prévisions de la méthode analytique et il a conclu à un accord total pour neuf stocks de requins pour lesquels une estimation issue d'une méthode d'évaluation des stocks riche en données était disponible.

2.5 DCAC (Depletion-Corrected Average Catch)

La DCAC se base sur une formule de production potentielle d'Alverson et Pereyra (1969) et de Gulland (1970) où $B_{PME} = 0.5B_0$, $F_{PME} = M$, et $Y_{pot} = 0.5MB_0$. Si l'abondance diminue de B_0 à B_{PME} , un gain exceptionnel de capture peut être calculé comme $W = 0.5B_0$ et Y_{pot} peut être considérée comme une production annuelle soutenable. Le ratio de gain exceptionnel exprime l'ampleur du gain de capture par rapport à une seule année de production potentielle. Ce ratio de gain constitue la base de la correction de l'épuisement de la prise moyenne. Pour une série de capture de n années, la prise totale cumulée consiste en n années de production soutenable plus un gain équivalent à W/Y_{pot} années de production potentielle.

La DCAC fournit finalement une estimation de la production qui aurait pu être soutenable durant une période de n années.

2.6 AIM (An Index Method)

Le modèle d'AIM (An Index Method, NOAA Fisheries Toolbox 2011) est un cadre analytique d'interprétation des tendances de l'abondance, qui rattache les tendances des prospections aux ponctions des pêcheries. Le modèle AIM estime un taux de mortalité par pêche relatif d'après un ratio de capture par rapport à un indice lissé de l'abondance. La seconde quantité calculée est le ratio de remplacement, qui est obtenu en prenant les valeurs de l'indice d'abondance divisées par une moyenne mobile de l'indice d'abondance. L'idée sous-jacente au ratio de remplacement est que les valeurs supérieures à 1 indiquent une augmentation de la population alors que les valeurs inférieures à 1 suggèrent une croissance négative de la population. Une régression du logarithme naturel du ratio de remplacement par rapport au logarithme naturel de F relative peut être résolue pour la valeur de F relative qui produit $\ln(\text{ratio de remplacement})=0$, c'est-à-dire une croissance stable de la population. La F produisant une croissance stable peut être considérée comme un point de référence F , par rapport auquel on peut comparer la série temporelle de F relative pour évaluer la surpêche. Un élément inhérent à cette approche est que la capture et l'indice d'abondance ont la même sélectivité. Cette méthodologie postule fondamentalement une croissance de la population linéaire (indépendante de la densité). En outre, il n'y a pas de structure par âge et les paramètres biologiques qui ont des tendances de l'âge marquées ou de longs décalages temporels dans la dynamique de populations, en raison d'un temps de génération ou d'une maturation tardifs ou prolongés sont donc ignorés.

2.7 Modèles de production excédentaire

Les modèles dynamiques de la biomasse, également connus sous le nom de modèles de production (excédentaire) ont toujours été largement utilisés dans l'évaluation des stocks de téléostéens. L'utilisation de ces modèles dans l'évaluation des élastomobranches a toutefois été critiquée en raison du non-respect des postulats sous-jacents, notamment de la présupposition que r répond immédiatement aux changements de la densité du stock et qu'il est indépendant de la structure par âge du stock (Holden 1977; Walker 1998). En règle générale, les modèles de production traitent le réalisme biologique à des fins de simplicité mathématique, en combinant la croissance, le recrutement et la mortalité en un seul terme de « production excédentaire ». Ils sont néanmoins utiles dans les cas où seules les données de prise et d'effort sont disponibles sur le stock ainsi qu'aux fins d'évaluations pratiques des stocks car ils sont faciles à mettre en œuvre et fournissent des paramètres de gestion, tels que la production maximale équilibrée (PME) et la biomasse vierge (Meyer et Millar 1999a).

Les modèles dynamiques de la biomasse utilisés au cours de ces dix dernières années ont caractérisé l'incertitude par l'utilisation d'inférences bayésiennes ou de méthodes fréquentistes classiques. En règle générale, dans les travaux d'évaluation des stocks deux composantes stochastiques doivent être prises en considération (Hilborn et Mangel 1997): la variabilité naturelle qui affecte le changement annuel de la biomasse de la population (appelée également erreur de processus) et l'incertitude dans les indices observés de l'abondance relative en raison d'erreur de mesure ou d'échantillonnage (erreur d'observation). Les modèles de production excédentaire de type bayésien sont utilisés par de nombreux chercheurs pour évaluer l'état des populations de requins. Le modèle de production excédentaire de type bayésien (BSP; McAllister et al. 2001; McAllister et Babcock 2006), un modèle de production de Schaefer qui utilise l'algorithme de SIR (Sampling Importance Resampling) pour une intégration numérique, est désormais utilisé dans de nombreuses évaluations des stocks de requins de l'Atlantique (McAllister *et al.* 2001, 2008; Cortés 2002b; Cortés *et al.* 2002, 2006 pour n'en citer que quelques-uns). Le BSP ne tient compte que de l'erreur d'observation, qui est intégrée avec q (coefficient de capturabilité) d'après une distribution à posteriori conjointe en utilisant l'approche analytique décrite par Walters et Ludwig (1994).

Les erreurs de processus et d'observation peuvent être incorporées lorsque l'on utilise un cadre de modélisation état-espace dynamique des séries temporelles (Meyer et Millar 1999a). Cette approche rattache les états observés (observations de CPUE) aux états non-observés (biomasses) par le biais d'un modèle stochastique. Les modèles état-espace permettent une stochasticité dans la dynamique de populations car ils traitent les biomasses annuelles comme des états inconnus, qui sont une fonction des états précédents, d'autres paramètres inconnus des modèles et des variables explicites (capture, par exemple). Les états observés sont, à leur tour, rattachés aux biomasses de façon à inclure l'erreur d'observation tout en spécifiant la distribution de chaque indice de CPUE observé, compte tenu de la biomasse du stock de cette année-là. Une approche bayésienne de modélisation état-espace n'a été appliquée que très récemment aux pêcheries (Meyer et Millar 1999a). L'un des avantages présentés par l'utilisation de l'approche bayésienne est qu'elle permet l'ajustement de modèles fortement paramétrisés et non-linéaires, qui sont plus susceptibles de capter la dynamique complexe des populations naturelles. Meyer et Millar (1999a, b) ont préconisé l'utilisation de l'échantillonneur de Gibbs, une méthode spéciale de MCMC (Markov chain Monte Carlo) pour calculer les distributions à posteriori dans les modèles état-espace non-linéaires. Ce modèle de production excédentaire état-espace non-linéaire de type bayésien a été adapté et appliqué dans plusieurs évaluations des stocks de requins de l'Atlantique (Cortés *et al.* 2002, 2006). En outre, Jiao *et al.* (2009) a comparé les modèles de production de type bayésien hiérarchiques et non-hiérarchiques appliqués à un ensemble de trois espèces de requins marteaux (*Sphyrna lewini*, *S. mokarran* et *S. zygaena*) afin de résoudre le problème de l'évaluation d'ensembles de poissons pour lesquels il n'existe pas de données spécifiques aux espèces. Il a conclu que l'ajustement des modèles hiérarchiques de type bayésien était meilleur que celui des modèles de type bayésien classiques, ce qui est possiblement dû à l'inclusion de distributions a priori multi-niveaux, dont une distribution a priori multi-niveaux de r visant à capter la variabilité des taux intrinsèques d'accroissement des espèces et des populations de l'ensemble de requins marteaux.

3. Récupération des données historiques

Le SCRS a récemment adopté le Programme ICCAT de recherche sur les thonidés mineurs. La première phase de ce programme de recherche consiste à récupérer les jeux de données historiques sur les thonidés mineurs, disponibles dans divers instituts scientifiques des CPC de l'ICCAT et qui ne sont actuellement pas disponibles dans la base de données de l'ICCAT. La récupération de données inclut:

- Les séries de prise nominale de Tâche I par espèce, engin, zone et année
- Les statistiques de prise et effort de Tâche II par espèce, mois, zone ou carré de $1^\circ \times 1^\circ$
- Échantillons de taille (et/ou poids) de Tâche II par espèce, engin, strate temporelle et zone

En vue de résoudre cette question, un appel d'offres a été élaboré visant en particulier à récupérer les séries temporelles historiques de toutes les pêcheries de la zone de la Convention de l'ICCAT, aussi bien des pêcheries ciblant les thonidés mineurs que de celles les capturant en tant que prises accessoires. Une procédure similaire a été suivie dans le cadre du Programme de recherche sur le thon rouge englobant tout l'Atlantique (GBYP). Ces procédures devraient se répéter aux fins de la récupération des jeux de données historiques sur les espèces de requins. Le Groupe pourrait s'appuyer sur l'expérience acquise durant ces exercices pour rationaliser et faciliter cette importante initiative.

4. Données commerciales

Les données commerciales sont une source d'informations complémentaire potentiellement utile aux fins de la gestion et de l'évaluation des espèces de requins capturées en association avec les pêcheries relevant de l'ICCAT. L'identification des tendances et des changements survenant dans le commerce des produits de requins (par exemple, routes commerciales, volumes, valeurs) pourrait aussi nous aider à comprendre la dynamique des pêcheries capturant les requins. Dans le contexte spécifique des évaluations des stocks de requins, les données commerciales historiques et actuelles pourraient être utilisées pour identifier des lacunes potentielles dans les prises déclarées et développer des indices approchants pour estimer les prises historiques.

Les données commerciales ont été utilisées dans une réunion de l'ICCAT d'évaluation des requins. Lors de l'évaluation du requin peau bleu et du requin taupe bleu, en 2004, le groupe a discuté d'une analyse du commerce des ailerons de requins à Hong Kong qui fournissait des estimations brutes annuelles de la capture de requins dans l'Atlantique. En raison de ces estimations et de la nature très incomplète de la déclaration des prises de requin peau bleu et de requin taupe bleu au Secrétariat, le groupe d'évaluation a exploré l'utilisation d'une approche alternative d'estimation des captures historiques, basée sur le ratio de débarquements de requins par rapport aux débarquements de thonidés. Faisant suite à l'évaluation de 2004, le groupe a recommandé de généraliser l'utilisation des statistiques commerciales, notamment pour élargir les séries temporelles historiques des estimations de capture.

5. Programmes d'observateurs

Comme stipulé par la FAO (1995), afin d'assurer une gestion responsable et durable des pêcheries, les nations de pêche doivent garantir une collecte complète, fiable et en temps opportun des statistiques de pêche sur les prises et l'effort de pêche. Ces données doivent être régulièrement actualisées et soumises aux ORGP pertinentes afin de les utiliser dans les évaluations des pêcheries et soumettre l'avis scientifique. Le Code de conduite pour une pêche responsable de la FAO stipule également que les nations de pêche devraient mettre en œuvre des mesures efficaces de suivi, de contrôle, de surveillance et d'application des réglementations de pêche y compris, le cas échéant, des programmes d'observateurs, afin de collecter des statistiques de base sur les pêcheries. Dans le cas des requins pélagiques, qui sont souvent capturés en tant qu'espèces accessoires (et rejetés) dans les pêcheries relevant de l'ICCAT, il est indispensable de mettre en œuvre des Programmes d'observateurs. En réalité, lorsque les objectifs de gestion des pêcheries incluent des questions de conservation, les connaissances sur la mortalité par pêche des requins sont essentielles pour tout cadre de gestion et les programmes d'observateurs représentent la source d'informations la plus fiable pour ces espèces. Par ailleurs, les programmes d'observateurs sont la seule méthode disponible pour collecter avec précision les données sur plusieurs questions importantes, telles que la mortalité individuelle à la remontée de l'engin, le sort et l'état des spécimens lorsqu'ils sont rejetés, des échantillons pour des espèces moins communes ou rares, etc.

Le **Tableau 6 de l'Appendice 7** présente les recommandations de l'ICCAT concernant les programmes d'observateurs (la CGPM adopte les résolutions de l'ICCAT concernant les requins de la Méditerranée, même si l'adoption par la CGPM est généralement réalisée avec un décalage) ainsi que la couverture actuelle.

Lors de l'élaboration d'un programme d'observateurs, le niveau de couverture requis est un élément clef. Il dépend des objectifs du programme d'observateurs (par exemple, niveaux de précision souhaités pour les taux de prises accessoires et variabilité des événements de prises accessoires, qui dépendent des combinaisons spécifiques de taxon et de pêcherie). Dans le cas des pêcheries thonnières qui ont un impact sur les requins, le programme d'observateur devrait collecter les données visant à: i) l'amélioration de la collecte des données de capture pour l'évaluation des populations ; ii) l'estimation des niveaux de prises accessoires et de rejets ; iii) la collecte des données biologiques de base ; et iv) l'engin et la stratégie des pêcheries.

Dans la plupart des cas, les estimations des prises accessoires sont très imprécises pour la couverture par les observateurs, en-deçà de 5-10%, et des taux de couverture par les observateurs au-dessus de ces niveaux seront donc requis. Les estimations des prises accessoires resteront très imprécises pour les espèces peu présentes, pour lesquelles un niveau de couverture supérieur pourrait être justifié.

En général, la composition par espèce des captures de requins est similaire parmi les différentes pêcheries de thonidés dans la zone de la Convention. Les différentes pêcheries pourraient cependant avoir un impact différent sur les espèces de requins : la palangre (*sensu lato*) a surtout un impact sur le requin peau bleu (BSH) et le requin taupe bleu (SMA), et dans une moindre mesure sur le requin marteau, les renards, le requin soyeux et le requin

océanique ; le filet maillant (*sensu lato*) a surtout un impact sur le requin soyeux (FAL), le renard (THR), le requin océanique (OCS) et le requin taupe bleu (SMA) ; la senne a surtout un impact sur le requin océanique (OCS) et le requin soyeux (FAL).

Les flottilles industrielles sont parmi les flottilles qui ont un plus grand impact sur les stocks de requins dans le cadre des pêcheries de thonidés. La mise en œuvre de programmes d'observateurs scientifiques conçus pour améliorer la collecte de données sur les requins devrait porter sur deux flottilles principales: les palangriers pélagiques, à savoir ceux ciblant l'espadon ou les thonidés tropicaux et les senneurs ciblant les thonidés tropicaux. Même si les flottilles artisanales pourraient avoir un impact considérable sur certaines espèces protégées, la petite taille des navires est une limite importante pour un programme d'observateurs. Il convient donc de mettre en œuvre d'autres programmes de collecte de données pour ces pêcheries.

6. Informations biologiques

6.1 Structure des stocks

Afin de mieux comprendre l'impact des activités de pêche sur les populations d'élastombranches et de promouvoir une gestion plus efficace de leurs pêcheries, il est tout d'abord nécessaire de savoir si les élastombranches effectuent des migrations entre des régions qui font l'objet de différents types et niveaux d'activité halieutique. Cependant, et même si ces questions sont très importantes, il existe très peu d'informations sur la structure des stocks de la plupart des élastombranches pélagiques au niveau de la totalité de l'océan, et la promotion de ce type d'études s'avère donc capitale. L'utilisation de postulats incorrects sur les déplacements et la structure des stocks peut conduire à des conclusions biaisées quant au niveau de pêche soutenable dans une région donnée et l'information sur ces processus devrait donc être incluse dans les évaluations des stocks.

Différentes approches peuvent être employées dans l'identification et la classification des stocks. Toutefois, compte tenu des difficultés et des limites éventuelles de chaque technique, et afin de soumettre l'identification des stocks la plus exacte possible, les connaissances scientifiques devraient rassembler différentes sources d'information et une approche pluridisciplinaire faisant appel à une combinaison de techniques est, par conséquent, recommandée.

6.1.1 Etudes génétiques

L'étude de la structure génétique d'une population peut être un outil très utile pour permettre de déterminer l'existence d'une migration entre des zones géographiques. Lorsque les spécimens d'une espèce se séparent en plusieurs stocks reproducteurs, les fréquences alléliques aux marqueurs génétiques neutres divergent de telle sorte que la variance des fréquences génotypiques reflète l'ampleur de l'isolement de la reproduction parmi ces stocks (Heist, 2004). Néanmoins, des difficultés se posent également pour les études génétiques de la population des espèces en haute mer, car un petit nombre de migrants par génération pourrait suffire, par exemple, pour rendre deux populations indiscernables d'un point de vue génétique (Camhi *et al.*, 2008).

Plusieurs types de marqueurs moléculaires ont été utilisés ces dix dernières années pour estimer la structure des stocks des populations marines (Utter, 1991). Le choix de la technique à utiliser dépend des compétences de l'équipe de recherche, de ses préférences, du type d'équipement disponible et de la qualité des tissus disponibles pour l'analyse. Les marqueurs moléculaires qui ont généralement été utilisés incluent les allozymes, l'ADN mitochondrial et les microsatellites, même si d'autres techniques sont également disponibles. Chaque technique comporte ses propres forces et faiblesses, qui ont été passées en revue par Heist (1999, 2004, 2008). Un dernier point concernant les études génétiques sur les requins pélagiques est que ces espèces pourraient faire l'objet de grandes migrations saisonnières et pourraient se séparer par sexe et/ou phase de maturité. Il est donc important de prévoir avec soin le moment et l'endroit où s'effectueront l'échantillonnage et la collecte des tissus.

6.1.2 Analyse biométrique

L'analyse biométrique, incluant les caractères morphométriques et méristiques, est un puissant complément aux approches génétiques d'identification des stocks. Les caractéristiques méristiques incluent généralement des mesures répétées en série, telles que le comptage des vertèbres. Des travaux expérimentaux ont montré que les facteurs environnementaux, tels que la température, la salinité et la tension oxygénique, peuvent modifier l'expression des gènes responsables des caractères méristiques. Dans certaines études, l'approche méristique a donné des éléments de preuve de la structure des stocks conformes aux informations génétiques.

6.1.3 Paramètres des populations

Les paramètres de populations classiques qui sont utiles pour les études sur la dynamique de populations incluent les paramètres d'âge, de croissance et de reproduction, à même d'être utilisés pour estimer la mortalité et le taux intrinsèque de croissance de la population. Différentes populations d'une même espèce pourraient présenter des paramètres biologiques différents, qui devraient être pris en considération dans les études sur la dynamique de populations et les évaluations des stocks. En outre, étant donné que différentes populations de la même espèce pourraient, au fil du temps, faire l'objet de différentes pressions de pêche et mortalités, des mécanismes dépendant de la densité pourraient donner également lieu à des changements des paramètres biologiques et affecter la dynamique de populations.

Ces différences pourraient être observées par le biais d'études comparatives sur les paramètres biologiques entre plusieurs populations d'une même espèce, et pourraient servir de vérifications d'autres méthodologies de structure des stocks. Certaines études ont eu recours à cette approche pour les requins, en tentant de déterminer d'éventuelles séparations des stocks sur la base des paramètres du cycle vital mais la plupart d'entre elles ont été conduites sur les requins côtiers (par exemple, les travaux réalisés par Carlson et Parsons (1997), Yamaguchi *et al.* (2000) et Coelho *et al.* (2010)).

Ces techniques comparatives n'ont pas été communément appliquées aux requins pélagiques, même si leur importance est reconnue. Aux fins des évaluations des stocks (y compris les évaluations des risques écologiques), différents paramètres biologiques sont utilisés pour chaque stock (Atl. Nord, Atl. Sud et Méditerranée). En termes de méthodologies, des détails sur l'analyse et la collecte des données à utiliser avec ces paramètres, en vue d'une éventuelle comparaison entre les régions, sont spécifiés au Point 6.2 (information sur le cycle vital) de ce programme de recherche. Cette composante du programme pourrait permettre de séparer les stocks et générer d'importants paramètres biologiques à utiliser pour chacun des stocks.

6.1.4 Marquage

L'approche classique de marquage-recapture peut être utilisée. Les récupérations au fil du temps fournissent des gammes et des schémas migratoires, pouvant aider au calcul du degré de mélange entre les stocks. Cependant, le succès de ces techniques dépend, dans une grande mesure, des efforts de marquage et de recapture et ces études sont généralement limitées par des coûts élevés. L'utilisation de la technologie de marquage par satellite est encouragée car ce type de marque transmet des données sur la localisation des spécimens sans leur recapture, la rendant totalement indépendante des pêcheries. De plus, ces marques transmettent les localisations des positions intermédiaires et pas exclusivement deux observations dans l'espace-temps (capture et recapture finale) comme dans l'approche classique de marquage-recapture. Un inconvénient de certains types de marques par satellite (marques pop-up, par exemple) est que les estimations de localisation basées sur la lumière peuvent comporter d'importantes erreurs, ce qui limite leur avantage par rapport aux marques conventionnelles. Ces marques fonctionnent à l'électricité (par piles, énergie solaire, énergie cinétique, etc.) donnant lieu à des temps en liberté plus restreints en moyenne que les marques conventionnelles.

6.1.5 Parasites (marques biologiques)

Les informations sur les schémas de répartition géographique, les migrations et les habitudes alimentaires des poissons peuvent être obtenues par l'étude des parasites. Les recherches sur les hôtes et leurs parasites ont amélioré les connaissances sur la répartition spatiale de la population des hôtes (Abaunza *et al.*, 2008). Lester et MacKenzie (2009) donnent des indications sur l'utilisation des parasites en tant que marques biologiques dans les études de population de poissons. A titre d'exemple, dans l'Atlantique, Garcia (2011) utilisait les parasites en complément d'autres techniques pour établir une distinction entre les stocks d'espadon (*Xiphias gladius*).

6.2 Informations sur le cycle vital

6.2.1 Age et croissance

La compréhension de la structure par âge et de la dynamique de croissance d'une population est essentielle pour l'application de modèles d'évaluation des stocks biologiquement réalistes et en définitive pour une conservation et gestion efficaces. Les informations sur l'âge et la croissance sont souvent utilisées pour estimer la mortalité naturelle ou la mortalité totale, qui sont des composantes cruciales des modèles d'évaluation des stocks, et dans le calcul d'importants paramètres démographiques et de population, tels que les taux de croissance de la population et les temps de génération. Une gestion des pêcheries fructueuse implique donc des données précises

et exactes sur l'âge pour prendre des décisions bien informées car des estimations de l'âge inexactes peuvent provoquer de graves erreurs dans les évaluations des stocks et conduire éventuellement à une surexploitation (Campana 2001). Malgré leur importance, les études publiées sur l'âge et la croissance des requins sont encore rares et seul un petit nombre d'entre elles ont fourni une validation de la méthode de détermination de l'âge utilisée (c'est-à-dire ratification par le biais d'une méthode directe, telle que l'injection d'un marqueur chimique, du fait que les anneaux de croissance sur la structure dont l'âge est déterminé sont déposés avec une périodicité donnée, généralement chaque année).

Etant donné que les requins ne comportent pas de pièces dures, telles que de grandes écailles ou des otolithes, les informations sur l'âge et la croissance des requins sont généralement calculées d'après le comptage d'anneaux opaques et translucides sur les épines ou les vertèbres centrales. Le traitement des échantillons est laborieux et implique de nombreuses heures en laboratoire. La préparation des vertèbres aux fins de la détermination de l'âge comporte plusieurs étapes. Pour accroître la visibilité des anneaux de croissance, les vertèbres peuvent être découpées en deux en plan sagittal ou en diverses épaisseurs. Selon les espèces, les sections peuvent être tachées avec divers produits chimiques pour faire ressortir les anneaux de croissance (cristal violet, rouge d'alizarine, par exemple). Les anneaux opaques et translucides sont comptabilisés en plaçant une section sous un microscope à dissection doté d'un système d'analyse d'images. Généralement, deux biologistes lisent les échantillons à l'aveugle (c'est-à-dire sans connaître la taille ou le sexe du spécimen) et les estimations de l'âge pour lesquels les lecteurs sont en adéquation sont lues une nouvelle fois en utilisant des images stockées numériquement.

Historiquement, le modèle de croissance de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938) est le modèle appliqué à la plupart des élamobranches (Cailliet et Goldman, 2004), mais d'autres modèles de croissance ont aussi été appliqués ces dernières années (Carlson et Baremore 2005; Neer *et al.* 2005, Coelho et Erzini, 2007, 2008). De nombreux modèles manquent encore de validation de l'âge et ne disposent que de tailles limitées d'échantillons pour les mêmes groupes d'âge. Afin de résoudre ces questions, la collaboration entre les scientifiques des divers instituts et des diverses CPC de l'ICCAT est encouragée à l'effet d'élaborer des modèles plus complets.

L'application de carbone radioactif constitue un autre moyen prometteur de validation de l'âge pour les espèces ayant une grande longévité. Cette technique porte sur l'augmentation bien documentée du carbone radioactif (C^{14}) dans les océans du monde, causée par les tests atmosphériques des bombes atomiques dans les années 1960 (Druffel et Linick 1978). L'augmentation du carbone radioactif atmosphérique et océanique s'est avérée synchronisée avec les organismes marins contenant du carbonate, tels que les bivalves, les coraux et les os de poissons (Kalish 1993, Weidman et Jones 1993, Campana 1997). Cette synchronie permet d'utiliser la période d'augmentation comme marqueur de datation chez les structures calcifiées présentant des anneaux de croissance, telles que les otolithes des téléostéens et les vertèbres des requins (Campana *et al.* 2002a). Cette technique s'est avérée fructueuse pour valider l'estimation de l'âge du requin taupe commun (*Lamna nasus*), et a remporté un certain succès pour un seul requin taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*, Campana *et al.* 2002b) et deux grands requins marteaux (*Sphyrna mokarran*, Passerotti *et al.* 2010). Des travaux antérieurs menés par Kerr *et al.* (2004) sur le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) se sont également avérés prometteurs. Cette technique pourrait contribuer davantage à la validation de l'âge et l'évaluation de la population de nombreuses espèces d'élamobranches ayant une grande longévité. Le déblocage de fonds à ce titre permettrait une collaboration avec des collègues experts dans l'application de cette technique spécifique.

6.2.2 Biologie de la reproduction

Les connaissances sur la biologie de la reproduction sont indispensables pour les modèles d'évaluation des stocks qui visent à capter de façon exacte la biologie d'une espèce, tels que les modèles structurés par âge et sexe. Des limites de taille minimale sont par exemple généralement instaurées après avoir étudié la taille à laquelle la plupart des spécimens deviennent matures sexuellement. Les requins femelles tendent à devenir matures à un âge plus tardif et à une plus grande taille et atteignent une plus grande taille et des âges plus tardifs que leurs homologues mâles. Ce schéma est reflété dans les courbes de croissance respectives de chaque sexe et doit être pris en considération dans les évaluations des stocks. La longueur du cycle de reproduction (notamment la fréquence de reproduction des femelles), le nombre de recrues par portée pour les femelles de différentes tailles ou de différents âges et la proportion de femelles matures ou en état de gestation à chaque taille ou longueur sont des données nécessaires pour calculer la fécondité, qui est l'une des valeurs d'entrée majeures pour toute analyse démographique ou évaluation de stock. Une estimation incorrecte de l'un de ces paramètres de reproduction aura un impact sur les estimations de la fécondité, biaisant les analyses démographiques et évaluations de stock qui en résultent.

Chez les élasmobranches, les schémas de reproduction sont généralement caractérisés par une maturité sexuelle tardive, une reproduction tous les ans, voire tous les deux-trois ans, de longues périodes de gestation, une fécondité réduite ainsi que des recrues bien développées, très mobiles et ayant une mortalité naturelle relativement faible. Mais les informations sur la biologie de reproduction de nombreuses espèces, même de certaines communément exploitées, demeurent fragmentaires. Le déblocage de fonds à ce titre nous permettrait de conduire des études sur la biologie de reproduction de plusieurs importantes espèces dans les eaux de l'Atlantique, en vue de fournir des informations pour les évaluations de stock. Des fonds sont nécessaires pour accroître les efforts d'échantillonnage et élargir le nombre d'espèce actuellement à l'étude.

6.2.3 Mortalité

Il n'existe que peu d'estimations directes du taux instantané de mortalité naturelle (M) ou du taux instantané de mortalité totale (Z) pour les élasmobranches basées sur les techniques de marquage-recapture ou les courbes de capture. Les estimations directes de la mortalité naturelle ont été obtenues lors d'expériences de « marquage-réduction » uniquement pour les requins citron juvéniles et les estimations de M obtenues de Z ou directement de Z, dans les études de marquage-recapture pour quelques espèces. La plupart des études de modélisation de la population pour les élasmobranches se sont toutefois basées sur des estimations indirectes de la mortalité, obtenues par des méthodes basées sur des équations de prédiction des caractéristiques du cycle vital. La plupart de ces méthodes utilisent les paramètres estimés d'après l'équation de croissance de von Bertalanffy (VBG), dont celles de Pauly (1980), Hoenig (1983), Chen et Watanabe (1989) et Jensen (1996) (cf. Roff 1992; Cortés 1998, 1999; Simpfendorfer, 1999a, 2005 pour l'examen de ces méthodes) entre autres. Ces équations ne produisent pas d'estimations spécifiques aux âges de la mortalité naturelle, hormis la méthode de Chen et Watanabe (1989). En revanche, les méthodes proposées par Peterson et Wroblewski (1984) et Lorenzen (1996, 2000) permettent d'estimer la mortalité naturelle spécifique aux tailles, qui peut être transformée en estimations spécifiques aux âges par la fonction de VBG. Le recours à des courbes en forme de U (Walker 1998) a aussi été préconisé pour tenir compte du fait que les spécimens meurent progressivement au cours de leurs dernières années de vie. Une courbe en forme de U modifiée, dénommée "courbe en forme de baignoire" (Chen et Watanabe 1989; Siegfried 2006) a été proposée pour les élasmobranches car la réduction initiale de la mortalité naturelle (M) aux jeunes âges est suivie d'un profil plus plat, M n'augmentant fortement qu'aux âges les plus avancés, possiblement en raison de la sénescence.

6.3 Approches écosystémiques

6.3.1 Etudes trophiques, écologie d'alimentation et bioénergétique concernant les requins

Les organisations de gestion des pêcheries (ORGP) ont récemment souligné le besoin d'une approche écosystémique de la gestion. Les travaux actuels menés à ce jour concernant les requins n'accordent que peu de considération à la fonction écosystémique car il existe très peu de données quantitatives spécifiques aux espèces sur la concurrence, les interactions prédateur-proie et les exigences en matière d'habitat des requins. Afin de comprendre entièrement comment les requins utilisent les écosystèmes et interagissent avec d'autres espèces, il est nécessaire de réaliser un plus grand nombre d'études sur le régime alimentaire, l'utilisation de l'habitat et la modélisation écosystémique.

Pour évaluer totalement l'impact des requins dans l'écosystème, les données sur le régime alimentaire incluant des informations publiées sur le taux métabolique (cf. révision de Carlson *et al.* 2004) et les données d'excrétion et d'expulsion (cf. révision de Wetherbee et Cortés 2004) peuvent être utilisées pour élaborer des modèles bioénergétiques pour les populations de requins. Les modèles bioénergétiques peuvent être utilisés pour évaluer les effets de la prédation des requins (c'est-à-dire taux de consommation) sur l'abondance des proies et les conséquences de la réduction des taux de prédation par une augmentation de la mortalité par pêche sur les populations de requins. Un exemple est le modèle bioénergétique élaboré pour la mourine américaine, *Rhinoptera bonasus*, qui a été utilisé pour déterminer les effets relatifs de la variation de différentes variables environnementales sur la croissance (Neer *et al.* 2004). La croissance individuelle d'après les modèles bioénergétiques peut aussi être utilisée pour développer des modèles de projections des matrices, conçus pour simuler la dynamique de populations à long terme et étudier comment diverses stratégies de ponction pourraient avoir un impact sur l'état du stock à long terme.

Même s'il est communément accepté que les requins sont des prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire dans de nombreuses communautés marines (Wetherbee et Cortés 2004), il n'existe que très peu d'estimations sur les niveaux trophiques (Cortés 1999). Une alternative à l'estimation du niveau trophique, sur la base de contenus stomacaux, est l'utilisation d'isotopes stable de nitrogène et de carbone provenant de tissus de consommateurs

marins. Cette approche est de plus en plus utilisée pour estimer la position trophique des requins dans les réseaux alimentaires marins et pourrait être une alternative viable à l'estimation basée sur l'alimentation des niveaux trophiques.

6.3.2 Utilisation de l'habitat

La quantification de l'utilisation de l'habitat par les poissons est importante aux fins de la gestion des populations de poissons et de la planification de la conservation. Les études sur l'utilisation de l'habitat sont utilisées pour documenter la qualité de l'habitat et sa spécificité pour les phases du cycle vital. Les connaissances sur les schémas de déplacements (c'est-à-dire utilisation de l'espace et schémas d'activités) sont indispensables pour comprendre le comportement d'une espèce et définir l'habitat essentiel pour cet animal. Les schémas de déplacements des animaux peuvent avoir de profonds effets sur leur activité énergétique, leur aptitude reproductrice et leur survie (Matthews, 1990).

Contrairement aux animaux des environnements côtiers marins, qui pourraient utiliser des points de référence plus définis pour la navigation (par exemple, bathymétrie), les prédateurs pélagiques doivent s'appuyer sur des signaux, qui pourraient être plus difficiles à définir (par exemple, gradients géomagnétiques). Malgré ces limites, il existe toujours des endroits prévisibles d'abondance des proies, tels que dans les fronts thermiques, qui sont connus depuis longtemps pour être des zones de forte abondance de poissons (Block *et al.* 2011; Queiroz *et al.* 2012). Il est probable que les conditions océanographiques soient des facteurs influant les déplacements et la répartition des requins pélagiques (Queiroz *et al.* 2012).

Afin de mieux comprendre l'influence de l'écosystème marin sur l'utilisation de l'habitat par les espèces, la collecte de données océanographiques (par exemple, température de surface de la mer, concentration chlorophyllique, vitesse du courant, profondeur de la thermocline, fronts océaniques et affleurement) est indispensable. Cette information peut être collectée *in situ* ou par des techniques de télédétection. La capacité à collecter des données sur les déplacements de poissons pélagiques et leur relation avec l'environnement s'est considérablement accrue avec les dernières avancées technologiques, comme l'atteste un vaste ensemble de télémétrie par satellite et d'autres types de recherche (Campana *et al.* 2011).

6.3.3 Habitat essentiel des poissons et schémas migratoires

Une meilleure gestion des populations de requins par la protection de leur habitat est l'objectif du mandat visant à la description et l'identification de l'habitat essentiel des poissons. Ceci reconnaît que toutes les phases du cycle vital d'une espèce sont importantes, et pas seulement les phases vulnérables à l'exploitation. Cependant, en raison de leur nature migratoire, l'identification de l'habitat essentiel des poissons (EFH) pour les requins pélagiques est un vrai défi à relever.

L'utilisation de technologies de pointe peut améliorer l'identification et la quantification de l'EFH pour les requins. Celles-ci incluent le recours à des stations d'écoute acoustique pour suivre les déplacements de certains requins, même si l'application de ces techniques en haute mer a de sérieuses limites. Toutefois, certains travaux qui font appel à ce système pourraient fournir des informations sur la taille de la zone d'origine et les changements d'utilisation de l'habitat dans le temps, la distribution des requins par rapport à la densité des proies, le moment de l'immigration et émigration, l'observation de comportements philopatrics (c'est-à-dire si les requins retournent à leurs zones natales), l'examen de relations intraspécifiques (par exemple, l'agrégation, la concurrence et la dynamique de groupe) ainsi que l'évaluation des taux de mortalité au sein de la population.

L'analyse des isotopes stables et la microchimie sont également deux champs de recherche en expansion. Alors que les isotopes stables, tels que N^{15} et C^{13} ont traditionnellement été utilisés pour étudier la structure des réseaux alimentaires et estimer le niveau trophique (cf. point antérieur), les chercheurs utilisent désormais les isotopes stables pour suivre les déplacements de poissons individuels à l'aide de ces signaux chimiques jouant le rôle de marqueurs naturels. La microchimie des pièces dures d'éléments rares, tels que le strontium, peut aussi être utilisée pour examiner les déplacements des poissons entre leurs zones natales et de reproduction. Ces deux techniques se sont révélées prometteuses pour les poissons osseux mais la recherche sur les élaémobranches reste très préliminaire. Le Groupe d'espèces sur les requins peut se tourner vers des recherches sur ces techniques et obtenir des données sur les schémas migratoires, la structure des stocks et le taux de mélange d'importantes espèces de requins, qui sont tous des facteurs importants pour améliorer les évaluations des stocks.

6.3.4 Modélisation basée sur l'habitat et l'écosystème

Plusieurs approches ont été utilisées pour prédire la répartition potentielle des poissons, sur la base de modèles d'utilisation de l'habitat par les espèces. A titre d'exemple, la modélisation de la niche écologique a été utilisée pour prédire la répartition potentielle écologique et géographique d'une grande variété d'espèces de la faune sauvage. La niche écologique est une construction écologique qui définit l'environnement optimal pour la croissance, la reproduction et la survie d'une espèce. Un moyen d'étudier la réponse de l'espèce à l'habitat est par l'examen des préférences en matière d'habitat en élaborant des modèles de niches environnementales.

Les informations sur les déplacements verticaux des poissons dans la colonne d'eau, collectées par des marques par satellite, peuvent aussi être incluses dans les modèles de standardisation basés sur l'habitat (HBS) (Bigelow *et al.* 1999). Dans les modèles HBS, l'effort effectif est modélisé comme une fonction de la probabilité d'interaction entre la distribution en profondeur des hameçons et les espèces présentes dans la colonne d'eau. Ce modèle nécessite des informations sur la configuration de l'engin (par exemple, profondeur des hameçons).

Les modèles écosystémiques sont aussi développés pour fournir des indications sur la fonction des écosystèmes marins et leurs réponses potentielles aux perturbations naturelles et anthropogéniques. Une question particulièrement importante est l'évaluation de la mesure dans laquelle la suppression des prédateurs situés au sommet de la chaîne alimentaire par le biais de la pêche ou d'autres sources de mortalité affectera la totalité de la fonction écosystémique. Cette question revêt une importance particulière si l'on considère les réductions observées des espèces à des niveaux élevés de la chaîne alimentaire et une plus grande pêche à des niveaux plus bas de la chaîne alimentaire (Pauly *et al.* 1998). Par ailleurs, de récents travaux de modélisation sur une petite zone côtière ont conclu que la réduction de l'abondance de certains requins, à la suite de l'accroissement de la mortalité par pêche, n'a pas entraîné de changements structurels considérables dans le système global (Carlson 2007). Certains travaux de modélisation additionnels, menés dans le Pacifique nord, ont également conclu que la réduction d'un ou de quelques groupes de requins ne provoque pas d'effets « du haut vers le bas » en raison d'augmentations complémentaires d'autres groupes de prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire, occupant apparemment les niches vides (Kitchell *et al.* 2002). Toutefois, les travaux de modélisation d'un système de récif rocheux indiquaient que les requins pourraient modeler fortement cette communauté marine et que de grands changements pourraient avoir déjà eu lieu en raison de la ponction des requins par les pêcheries des îles Galápagos (Okey *et al.* 2004). Ces études devraient également être poursuivies dans l'environnement pélagique, en vue de développer des méthodes destinées à tester des hypothèses similaires. De surcroît, plusieurs hypothèses sur l'efficacité, la taille et la conception de possibles réserves marines en haute mer pourraient être évaluées.

7. Atténuation des prises accessoires

Plusieurs projets de recherche sont en cours de développement pour atténuer les prises accessoires, essentiellement en ce qui concerne les oiseaux, les tortues et les mammifères. Certains projets incluent les lignes destinées à effrayer les oiseaux (lignes tori), l'utilisation d'appât teinté, le test de dispositifs de disposition sous-marine de l'hameçon, des dispositifs conçus pour éviter l'enchevêtrement des oiseaux dans les funes des chaluts, l'utilisation d'hameçons circulaires, l'utilisation d'équipement pour la remise à l'eau des spécimens après capture, des études sur l'utilisation de l'habitat, une possible application de TED dans les pêcheries de chalut, des modifications de l'engin de pêche pour les tortues, l'utilisation de filets réfléchissants et d'alarmes acoustiques pour les mammifères ainsi que des études sur le comportement et l'utilisation de l'habitat des requins. La réalisation d'études au niveau de l'écosystème sur les effets collatéraux de la pêche, tels que la suppression d'espèces qui ont une forte valeur trophique, reste une priorité. Des programmes de recherche sont également menés sur les moyens de réduire les prises accessoires de requins (avantages d'interdire les câbles en plomb, hameçons qui repoussent les requins, changement de profondeur de la pêche, type d'hameçon, type d'appât, etc.).

Une pratique courante à bord des navires de pêche consiste à rejeter par-dessus bord les requins et les raies non souhaités, de différentes façons. En réalité, les pêcheurs considèrent que les requins, et dans une moindre mesure, les raies sont des animaux robustes qui peuvent facilement survivre s'ils retournent dans la mer. Il existe toutefois des incertitudes liées au sort réservé à ces spécimens après remise à l'eau et les taux de survie des requins et des raies pourraient être variables entre les espèces au sein d'une pêcherie. Le développement et la promotion de pratiques qui optimisent la santé des requins et des raies lorsqu'ils sont manipulés et remis à l'eau sont totalement justifiés. Pour les principaux engins ayant un impact sur les requins et les raies, les bonnes pratiques identifiées devraient être transmises aux pêcheurs et leur mise en œuvre à bord devrait faire l'objet d'un suivi.

8. Autres considérations pour le programme de recherche sur les requins

8.1 Renforcement des capacités

L'un des plus grands défis à relever pour une gestion éclairée des pêcheries est la soumission de données de prise, d'effort, de débarquements, de localisation et de profondeur exactes et solides. En dépit de certaines améliorations, dans de nombreuses zones de l'Atlantique et de la Méditerranée la collecte de ces données n'a pas lieu ou est incomplète. Un effort concerté visant à améliorer les capacités de regroupement des données dans ces régions devrait être une priorité afin que la qualité et quantité des données correspondent aux normes actuellement acceptées.

L'identification et la quantification exactes, au niveau des espèces, est une nécessité impérieuse. L'identification des espèces est souvent une tâche ardue, étant donné que de nombreuses espèces d'élastomobranches sont similaires en apparence et des erreurs d'identification sont facilement réalisées, même par les experts. Bien que des guides d'identification aient été élaborés pour de nombreuses zones clés, la formation pratique améliore considérablement l'apprentissage de la différenciation des espèces. Des ateliers organisés à l'attention des biologistes nationaux, tenus dans leurs zones natales et utilisant des données biologiques locales, et impartis par des spécialistes reconnus en matière d'identification, sont des outils inestimables pour assurer le contrôle de la qualité dans ces phases de collecte des données de base.

Il est essentiel de comprendre l'ordre de priorité de la collecte des catégories de données et les détails, tels que l'utilisation de mesures standardisées (TL, FL, PCL, DW), la détermination externe du sexe, les signes morphologiques de la maturité, etc., doivent être établis et enregistrés de façon uniforme. La disponibilité de feuilles de données préexistantes, testées sur le terrain, et les connaissances quant à savoir quand et où modifier les champs en tant que de besoin pour répondre aux conditions locales peuvent être partagées, ce qui permettrait aux scientifiques locaux de ne pas passer par des périodes d'essai et d'erreurs qui donnent lieu à une collecte de données erronées ou insuffisantes. L'archivage d'anciennes données doit être encouragé, de même que les annotations décrivant les méthodologies employées. S'agissant de l'identification des espèces, un atelier rassemblant des instructeurs bien formés et les biologistes nationaux s'est avéré être une approche profitable aux fins du renforcement des capacités dans ce domaine.

Les connaissances des techniques de base en laboratoire sont souvent médiocres ou manquantes dans de nombreuses régions. L'utilisation de pièces dures morphologiquement sectionnées, des techniques de validation pour déterminer l'âge et des approches modernes pour documenter la biologie de la reproduction doivent être employées étant donné que ces paramètres du cycle vital peuvent varier localement et sont essentiels dans le processus d'évaluation. Des sessions de formation pratiques réunissant des instructeurs justifiant d'une longue expérience en la matière et les biologistes locaux sont d'importants moyens de renforcement des capacités pour l'acquisition de ces paramètres clés du cycle vital.

Des outils analytiques modernes concernant l'évaluation des pêcheries de base et les programmes de gestion sont peu souvent utilisés dans de nombreuses zones et les analyses plus avancées basées sur les connaissances résultant des évaluations sont largement ignorées. Plus les analyses sont complexes et moins il y a d'individus disposant de la formation de base pertinente. Amener les gens à ces niveaux requiert, par conséquent, une approche graduelle assurant un certain confort aux niveaux antérieurs avant de se lancer dans une courbe d'apprentissage pour le niveau suivant.

La discussion sur le contexte est toujours importante. Un cours récapitulant les activités menées par les acteurs principaux de la gestion et conservation régionales et internationales, tels que l'ICCAT, la CITES, la CGPM, le CIEM, la FAO et l'UICN, est l'occasion d'étudier la situation actuelle des stocks de l'Atlantique et de la Méditerranée, les mesures en vigueur et celles planifiées ainsi que d'actualiser la qualité de la vaste biodiversité régionale. Des obstacles majeurs peuvent être identifiés, menant éventuellement à des efforts régionaux qui pourront viser à rectifier ces objectifs.

La création périodique d'ateliers portant sur cette question d'ordre pratique accroîtra de façon significative la qualité et la quantité des données. Tout aussi important, ces activités permettront de former un ou plusieurs instructeurs qui pourront ramener ces connaissances et les disséminer dans des ateliers similaires dans leurs propres pays (« instruire les instructeurs »), stratégie qui continue à porter ses fruits. Entre parenthèses, l'opportunité de « redonner » est satisfaisante tant pour les instructeurs que pour les étudiants.

Les exigences en matière de financement pour un atelier sur plusieurs jours incluent les frais de voyage, de logement et d'alimentation pour tous les participants, y compris les instructeurs, ainsi que des montants minimums pour les déplacements du groupe à l'intérieur du pays (visites des plages de débarquement des pêcheries, des criées, etc.), acquisition de spécimens pour le laboratoire d'identification et location de salle /laboratoire (ce dernier pourrait éventuellement être utilisé gratuitement).

L'enseignement et le dépistage à distance sont des mécanismes utilisés pour atteindre un public non-scientifique mais ils peuvent aussi attirer des scientifiques qui ne sont pas en mesure de participer à l'un des ateliers. La publication des activités de l'atelier et des documents connexes sur un site internet établi permet de viser un public scientifique plus large que ne peut le faire un atelier d'un point de vue physique et financier. Cependant, l'approche d'apprentissage pratique reste la meilleure solution. Le groupe non-scientifique, dont les pêcheurs, bénéficiera notamment du développement et de la publication d'affiches encourageant la remise à l'eau en toute sécurité des espèces en voie d'extinction, telles que les tortues marines (*Chelonia*), poissons scies (*Pristidae*) et d'autres élasmobranche inscrits à la CITES, ainsi que d'autres élasmobranches et poissons osseux interdits localement et régionalement. L'absence d'application est un problème fondamental dans la quasi-totalité des régions. En conséquence, la mise en place d'une campagne éducative conduisant au développement et à la publication d'affiches et de brochures éducatives dans les ports, les plages de pêche, les criées, etc., encouragera l'auto-application par les pêcheurs.

Des ateliers de formation d'une journée rassemblant des pêcheurs locaux, des observateurs des pêcheries et des scientifiques pourraient être organisés afin de passer en revue les méthodes d'atténuation actuelles et les meilleures pratiques de pêche visant à réduire la mortalité des requins. La mise en œuvre de directives sur la bonne manipulation/remise à l'eau pourrait accroître la sécurité de l'équipage et optimiser la survie des spécimens remis à l'eau.

Comme cela a été noté lors de la réunion de 2011 du Groupe de travail sur l'organisation du SCRS, le nombre de CPC devenant membres de l'ICCAT s'est accéléré ces dix dernières années. Malheureusement, le niveau de participation des scientifiques des CPC aux travaux du SCRS n'a pas suivi le même rythme. Compte tenu notamment des limites de données reconnues pour de nombreuses espèces de requins, le SRDCP devrait continuer à s'appuyer sur les efforts déployés par l'ICCAT en vue de promouvoir une participation accrue des scientifiques des CPC aux travaux du SCRS (c'est-à-dire collecte des données, contribution à l'évaluation des stocks, calcul des indicateurs des pêcheries locales, participation aux groupes de travail, etc.).

8.2 Collaboration et coordination

La collaboration et coopération sont des actions essentielles qui constituent la clef de voûte de toute activité de recherche transnationale. Dans le cas des espèces de requins pélagiques présents dans l'Atlantique et la Méditerranée, tout programme de recherche et collecte de données efficace portant sur ces espèces ayant une grande répartition requiert l'exécution de mécanismes visant à renforcer les relations entre les équipes scientifiques impliquées dans le processus. Les domaines de collaboration qui devraient être renforcés dans le cadre d'une action collective, identifiés par le Groupe d'espèces sur les requins, sont comme ci-après :

- élaboration de protocoles communs pour la collecte et l'analyse d'échantillons biologiques
- protocoles pour le stockage et la préservation des échantillons biologiques
- renforcement des capacités et formation en matière de collecte de données et d'analyse
- distribution équitable de l'effort d'échantillonnage biologique s'inscrivant dans le cadre d'un programme d'échantillonnage scientifique prédéfini
- promotion des opportunités de visites et des échanges pour les scientifiques aux laboratoires nationaux et établissement de l'ordre de priorités d'une collaboration multilatérale pour des projets spécifiques en vue de promouvoir la collaboration entre les équipes de chercheurs constamment impliqués dans la recherche sur les requins au sein du SCRS.

En ce qui concerne la collaboration avec d'autres organisations, il est important que l'ICCAT continue à interagir avec d'autres ORGP qui réalisent des études scientifiques et sont chargées de la gestion d'espèces de requins concernées par ce programme de recherche (par exemple, ORGP thonières, CGPM, OPANO et CIEM). L'évaluation conjointe du requin taupe commun, réalisée avec le CIEM en 2009, et le Groupe de travail conjoint des ORGP thonières sur les prises accessoires, tenu à KOBE, sont de bons exemples de la façon dont peut être réalisée une collaboration de cette nature. La collaboration en cours destinée à améliorer l'avis scientifique aux fins de la gestion de ces espèces est capitale.

En termes de collaboration avec d'autres groupes, une grande variété d'oiseaux marins, de tortues, de mammifères marins et de requins (incluant de façon exhaustive les requins et les batoides) est susceptible d'être capturée accidentellement dans de nombreuses pêcheries. Ces quatre taxons comprennent des prédateurs au sommet de la chaîne dont le rôle dans l'écosystème est considéré très important. Plusieurs initiatives à une échelle nationale et régionale sont actuellement développées pour réduire les effets des prises accessoires. La recherche associée à ces efforts est la source d'information la plus importante quant aux espèces concernées et a permis la collecte de précieuses informations sur les divers aspects de leur biologie et comportement, en ce qui concerne notamment leur interaction avec les navires de pêche. Nous avons constaté que certaines mesures d'atténuation élaborées pour certains de ces taxons pourraient donner lieu à une augmentation des prises de requins. Dans ce contexte, il est important d'identifier et de contacter les organisations et groupes de travail qui adopteront une approche multi-taxon pour optimiser les résultats et bénéfices de la recherche.

8.3 Financement

Le Groupe d'espèces sur les requins a brièvement discuté des potentielles sources de financement pour soutenir le SRDCP. Il a été convenu qu'à ce stade de définition de cette ambitieuse action de recherche, il est impossible d'estimer les fonds requis pour couvrir les différents éléments identifiés dans le programme. Le Groupe d'espèces sur les requins a considéré que la meilleure approche pour réaliser une estimation pertinente du budget requis est par le biais d'un groupe de scientifiques du SCRS, familiarisés avec les pêcheries d'élastomobranches, qui serait chargé d'accomplir cette tâche. Un soutien de financement pour un contrat à court terme serait requis à cette fin.

La mise en œuvre du SRDCP s'inscrira dans le cadre du Programme stratégique du SCRS pour 2015-2020, lequel constituera un cadre général pour le développement et la coordination requise du programme. En tout état de cause, en vue de soutenir ses activités actuelles, le Groupe d'espèces sur les requins a conclu qu'il était urgent de combiner les efforts afin d'élaborer un programme d'échantillonnage biologique conjoint coordonné pour la totalité de l'Atlantique et de la Méditerranée. Cet aspect a été considéré critique pour gagner en efficacité et synergies, dans le cadre des multiples programmes d'observateurs nationaux actuellement mis en place. La définition de protocoles d'échantillonnage biologique, de strates temps-zone-taille-sexe pour les différentes espèces de requins, et la répartition équitable de l'effort d'échantillonnage entre les diverses équipes sont des points qui restent à définir dans un proche avenir. Par conséquent, le Groupe d'espèces sur les requins recommande qu'un petit groupe de scientifiques du SCRS soit chargé d'élaborer la conception de l'échantillonnage biologique. Le Groupe d'espèces sur les requins recommande également que cette tâche soit réalisée en 2014 et que les frais correspondants soient financés par l'ICCAT. Le budget prévu au titre de cette action devrait être évalué et proposé au SCRS aux fins de son approbation.

Tableau 1 de l'Appendice 7. Approche de feux tricolores utilisée pour catégoriser le niveau d'information (exprimé en tant que nombre d'études) disponible par thème dans quatre zones géographiques pour 16 espèces de requins atlantiques. Rouge = aucune étude disponible ; jaune = 1 ou 2 étude(s) ; vert = 3+ études ; blanc = l'espèce ne se trouve pas dans la zone.

Area	NORTH ATLANTIC				SOUTH ATLANTIC				EQUATORIAL ATLANTIC				MEDITERRANEAN			
	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration
Species																
BSH	Green	Green	Red	Green	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Red	Yellow
SMA	Green	Green	Green	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
LMA	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
POR	Green	Green	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPZ	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPK	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPL	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
ALV	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
BTH	Green	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
FAL	Green	Green	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red
OCS	Green	Yellow	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
DUS	Green	Yellow	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
CCP	Green	Green	Green	Green	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
CCS	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
TIG	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
PLS	Yellow	Red	Red	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red

Tableau 2 de l'Appendice 7. Classification des espèces en fonction du « caractère insuffisant des données » (proportion de cellules rouges dans le Tableau 1, c.-à-d. sans information) et de la « richesse des données » (proportion de cellules vertes dans le Tableau 1, c.-à-d. avec 3+ études). En ce qui concerne le caractère insuffisant des données, les espèces sont ordonnées de la pire à la meilleure ; en ce qui concerne la richesse des données, les espèces sont ordonnées de la meilleure à la pire. Les valeurs indiquent le nombre de cellules (rouges ou vertes) comme proportion du nombre total de cellules pour chaque espèce.

ranked	red	ranked	green
LMA	0.88	BSH	0.31
SPK	0.81	SMA	0.25
DUS	0.81	CCP	0.25
TIG	0.81	SPL	0.19
PLS	0.81	OCS	0.19
POR	0.75	FAL	0.17
SPZ	0.75	POR	0.13
ALV	0.69	BTH	0.13
OCS	0.69	DUS	0.13
CCP	0.69	ALV	0.06
CCS	0.67	TIG	0.06
FAL	0.58	PLS	0.06
BTH	0.56	LMA	0.00
SMA	0.50	SPZ	0.00
SPL	0.50	SPK	0.00
BSH	0.19	CCS	0.00

Tableau 3 de l'Appendice 7. Recommandations et Résolutions adoptées par l'ICCAT qui se rapportent spécifiquement aux requins.

Numéro	Nom (FR)	État
12-05	Recommandation de l'ICCAT sur le respect des mesures en vigueur concernant la conservation et la gestion des requins	Active mai 2013
11-10	Recommandation de l'ICCAT sur la collecte des informations et l'harmonisation des données sur les prises accessoires et les rejets dans les pêcheries de l'ICCAT	Active
11-08	Recommandation de l'ICCAT sur la conservation du requin soyeux capturé en association avec les pêcheries de l'ICCAT	Active
10-08	Recommandation de l'ICCAT sur le requin marteau (famille Sphyrnidae) capturé en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT	Active
10-07	Recommandation de l'ICCAT sur la conservation du requin océanique capturé en association avec les pêcheries dans la zone de la Convention de l'ICCAT	Active
10-06	Recommandation de l'ICCAT sur le requin-taupo bleu de l'Atlantique capturé en association avec les pêcheries de l'ICCAT	Active
09-07	Recommandation de l'ICCAT sur la conservation des renards de mer capturés en association avec les pêcheries dans la zone de la Convention de l'ICCAT	Active
08-08	Résolution de l'ICCAT sur le requin-taupo commun (<i>Lamna nasus</i>)	<i>Inactive</i>
08-07	Recommandation de l'ICCAT sur le renard à gros yeux (<i>Alopias superciliosus</i>) capturé en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT	<i>Inactive</i>
07-06	Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant les requins	Active
06-10	Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant la conservation des requins capturés en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT	Active
05-05	Recommandation de l'ICCAT visant à amender la Recommandation 04-10 concernant la conservation des requins capturés en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT	Active
04-10	Recommandation de l'ICCAT concernant la conservation des requins capturés en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT	Active
03-10	Résolution de l'ICCAT sur la pêche de requins)	Active
01-11	Résolution de l'ICCAT sur les requins atlantiques	<i>Inactive</i>
95-02	Résolution de l'ICCAT concernant une coopération avec l'Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) pour l'étude de l'état des stocks de requins et de leur capture accidentelle	Active

Tableau 4 de l'Appendice 7. Mesures internationales qui s'appliquent aux élasmobranches dans le cadre du projet de programme ICCAT de recherche et collecte des données sur les requins.

Convention	Mesure	Espèce
Convention de Barcelone	Annexe II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Lamna nasus</i> <i>Mobula mobular</i> <i>Sphyrna lewini</i> <i>Sphyrna mokarran</i> <i>Sphyrna zygaena</i> <i>Alopias vulpinus</i>
	Annexe III	<i>Carcharhinus plumbeus</i> <i>Prionace glauca</i>
CITES	Appendice II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Carcharhinus longimanus</i> ^a <i>Lamna nasus</i> ^a <i>Manta alfredi</i> ^a <i>Manta birostris</i> ^a <i>Sphyrna lewini</i> ^a <i>Sphyrna mokarran</i> ^a <i>Sphyrna zygaena</i> ^a
CMS	Appendice 1	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Manta birostris</i>
	Protocole d'entente	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Isurus paucus</i> <i>Lamna nasus</i>
CGPM	Rec. GFCM/36/2012/3	Convention de Barcelone. Annexe II et Annexe III espèces (ci-dessus)

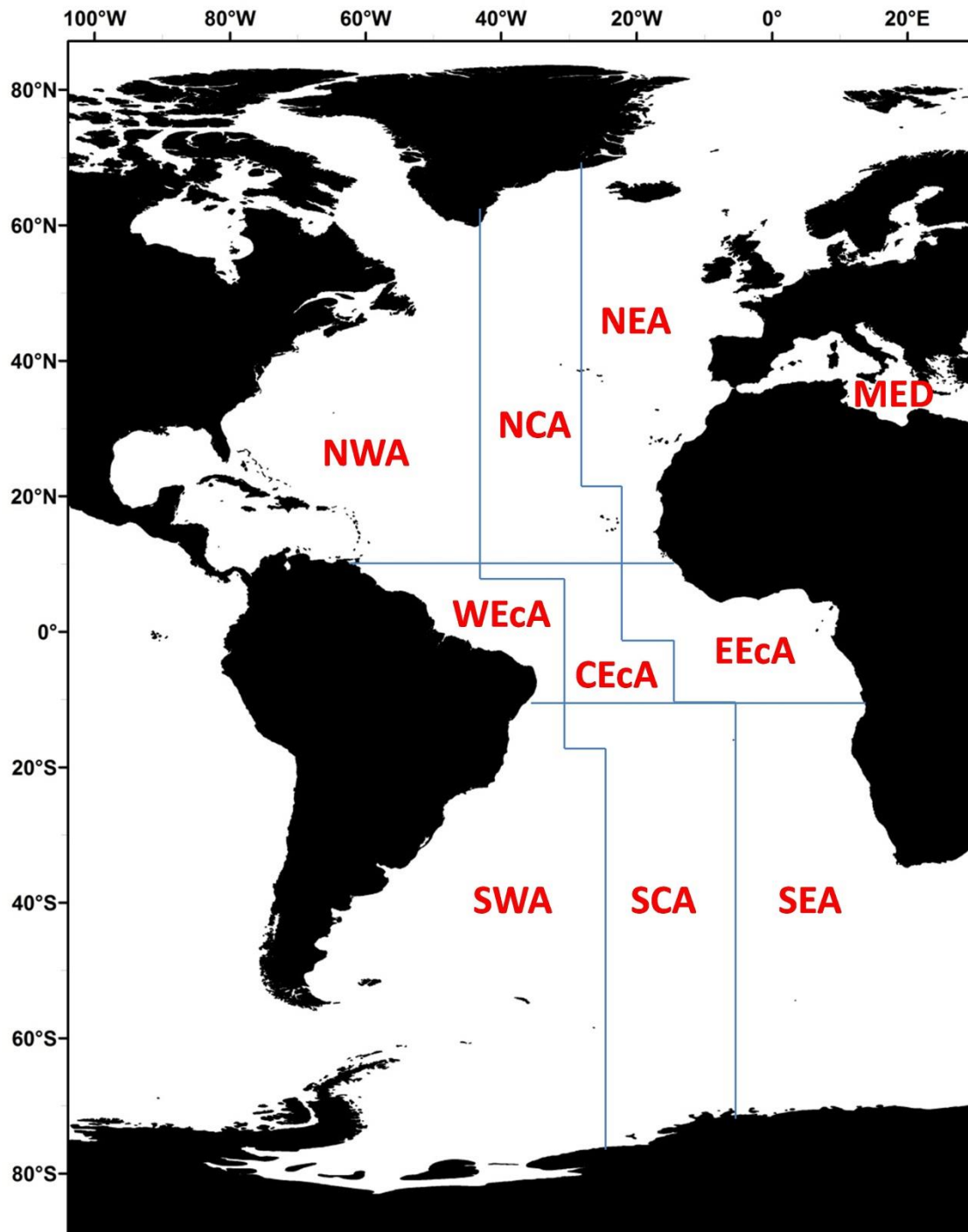
^a La liste entre en vigueur en septembre 2014.

Tableau 5 de l'Appendice 7. Exigences de données biologiques et halieutiques et résultats fournis par un ensemble de méthodes contenant peu de données susceptibles d'être utilisées pour évaluer l'état des requins de l'Atlantique et formuler un avis de gestion et des recommandations de recherche.

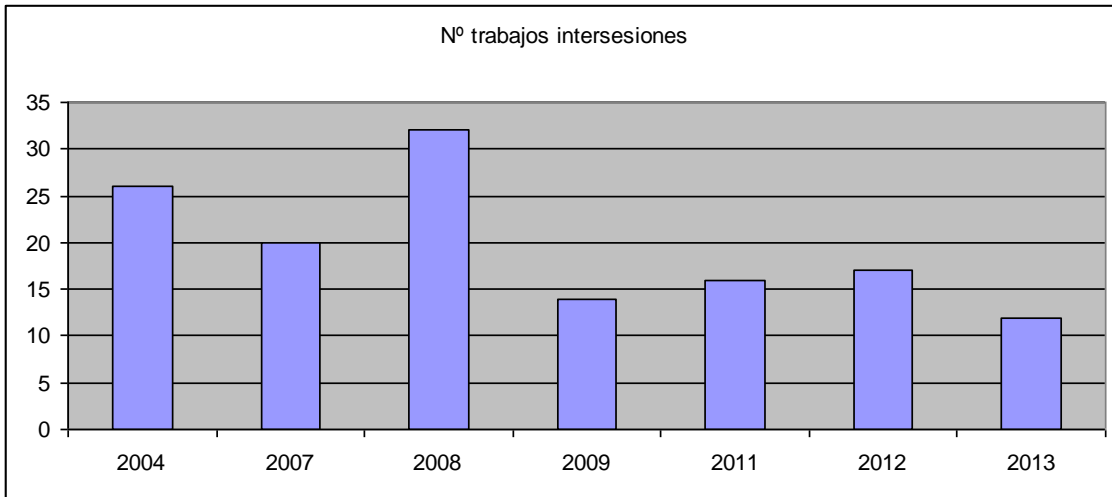
METHOD	DATA REQUIREMENTS		REFERENCE POINTS	MANAGEMENT ADVICE	RESEARCH RECOMMENDATIONS			
	Biology	Fishery						
PSA level I, II	qualitative	qualitative	No	Qualitative	Yes			
Length-based methods (SEINE)	VBGF parameters	mean recruitment length, time series of lengths	Changes in Z	Qualitative	Yes			
PSA level III; Demographic models; Elasticity analysis	age & growth, reproduction, M	several (PSA only)	No	Mostly qualitative (e.g., size limits), but also F	Yes			
Analytical benchmarks	age & growth, reproduction, M	Index of relative abundance	B/B _{msy}	Quantitative	Yes			
DCAC	M	catch, index of relative abundance	Sustainable catch	Quantitative	Yes			
AIM		catch, index of relative abundance	F/F _{msy}	Quantitative (sustainable F)	Yes			
Surplus production (ASPIC, BSP, others)	r	catch, index of relative abundance	B/B _{msy} and F/F _{msy}	Quantitative, projections	Yes			

Tableau 6 de l'Appendice 7. Recommandations de l'ICCAT concernant les programmes d'observateurs.

Recommandation	Objectif	% de la couverture	Collecte des données sur les rejets	Couverture actuelle
Rec. 2011-10 - Recommandation de l'ICCAT sur la collecte d'informations et l'harmonisation des données sur les prises accessoires et les rejets dans les pêcheries de l'ICCAT	Données concernant les prises accessoires et les rejets	Non défini	Prises accessoires/rejets	Non applicable
Rec. 2011-01 - Recommandation de l'ICCAT sur un programme pluriannuel de conservation et de gestion pour le thon obèse et l'albacore	Le Programme régional d'observateurs de l'ICCAT devra être établi en 2013 afin de garantir une couverture par observateurs de 100 % de tous les navires de pêche de surface de 20 m de longueur hors tout (LOA) ou plus qui pêchent du thon obèse et/ou de l'albacore pendant la fermeture spatio-temporelle.	100 % des senneurs	Prises accessoires/rejets	Non applicable
Rec. 2012-03 - Recommandation de l'ICCAT pour amender la Recommandation de l'ICCAT visant à l'établissement d'un programme pluriannuel de rétablissement pour le thon rouge	Conformité des captures de thon rouge	100 % des senneurs, 100 % des transferts des senneurs, 100 % des transferts des madragues vers les cages, 100 % des fermes, madragues et remorqueurs, 20 % des canneurs, palangriers et chalutiers pélagiques actifs.	Prises accessoires/rejets	≈ 100%
Mise en oeuvre volontaire des senneurs	Données de capture et de prise accessoire de thonidés	100 % depuis 2013	Prises accessoires/rejets	Pas encore évalué



Appendice 7. Figure 1. Carte représentant les zones géographiques considérées dans l'évaluation de l'état actuel des connaissances biologiques, résumées dans les tableaux de l'appendice.



Appendice 7. Figure 2. Évolution du nombre de documents présentés aux réunions intersesiones du groupe de travail sur les requins.

REUNIÓN INTERSESIONES DE 2013 DEL GRUPO DE ESPECIES DE TIBURONES

(Mindelo, Cabo Verde – 8 a 12 de abril de 2013)

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

El Sr. Óscar David Fonseca Melício, Presidente del Instituto Nacional de Desarrollo Pesquero de Cabo Verde dio la bienvenida a los participantes a Mindelo, y el Presidente del SCRS, Dr. Josu Santiago, le agradeció que acogiera la reunión en el Instituto. El Dr. Paul de Bruyn, en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. La reunión fue presidida por el Dr. Andrés Domingo, relator del Grupo de especies de tiburones. El Dr. Domingo dio la bienvenida a los participantes en el Grupo de trabajo y revisó los términos de referencia de la reunión.

Tras inaugurar la reunión se revisó el Orden del día que fue adoptado con pequeños cambios (**Apéndice 1**). La lista de participantes se adjunta en el **Apéndice 2**. La lista de documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

Los siguientes participantes actuaron como relatores de las diversas secciones del informe:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
16	P. de Bruyn
17	P. de Bruyn, A. Perry, A. Domingo
18	P. de Bruyn
19	E. Cortés, R. Coelho, G. Burgess, B. Seret
20	Los participantes del Grupo
21	J. Santiago, A. Domingo
22	J. Santiago, A. Domingo P. de Bruyn

2 Examen de los documentos

En el documento SCRS/2013/044 se indicaba que, hasta la fecha, los cambios en las especies objetivo se han incorporado en las evaluaciones de stock en dos niveles diferentes en el análisis. En primer lugar, estos cambios se tienen en cuenta durante la parametrización de los modelos lineales generalizados utilizados para calcular la estandarización del índice de CPUE. En segundo lugar, las capturabilidades que varían de forma continua en el tiempo se incorporan directamente durante el ajuste del modelo dinámico utilizado para la evaluación. El paso final modela las capturabilidades anuales como un muestreo aleatorio de distribuciones estacionarias de las capturabilidades. Sin embargo, las pruebas empíricas sugieren que los modelos con grandes cambios en la capturabilidad que se producen una sola vez podrían describir muy bien los cambios temporales en diferentes pesquerías. En el documento se presentaba un conjunto de modelos de producción bayesianos estado-espacio ajustados a la serie temporal del stock de tintorera (*Prionace glauca*) del Atlántico sur, en los cuales solo se especifica un punto de cambio en la distribución estacionaria de la capturabilidad, estimándose dos parámetros de capturabilidad, uno antes y otro después del punto de cambio. A pesar de que los modelos introducen un parámetro único extra, tuvieron como resultado una mejora del ajuste en el enfoque de modelación de capturabilidad de un parámetro. Los modelos generaron estimaciones diferentes de puntos de referencia y cuotas de capturas. Sin embargo, todos indicaban que el stock de tintorera se halla en un nivel por encima de la Brms y que los niveles de mortalidad por pesca se hallan todavía por debajo de Frms. Aunque la consideración de un único punto de cambio en la capturabilidad no tuvo un impacto importante en el estado de esta población de peces en particular, sí proporcionó un modo robusto de tener en cuenta los cambios en la capturabilidad que se producen debido a cambios en la dinámica de la pesquería y esto puede implementarse a la hora de modelar otros stock de peces.

El Grupo debatió si el supuesto de cambios en las capturas durante el periodo considerado se debía a cambios en la selectividad o a cambios en la capturabilidad. Los cambios podrían atribuirse también a la demanda del mercado. En los cuadernos de pesca hay información sobre desembarques y no sobre descartes. Se constató que, según los cuadernos de pesca proporcionados por los pescadores, se han producido cambios en la especie objetivo a lo largo del tiempo, pero que dichos cambios eran difíciles de cuantificar.

En el documento SCRS/2013/045 se indicaba que las decisiones sobre movimientos para las tiburones pelágicos son complejas, ya que éstos residen en medios oligotróficos y relativamente carentes de rasgos definitivos. También son captura fortuita común en pesquerías pelágicas, lo que genera inquietud con respecto a la sobrepesca. Para desarrollar planes de ordenación y evaluaciones de stock eficaces se requieren conocimientos sobre el modo en que estas especies utilizan los medios oceánicos en su totalidad, ya que los movimientos transoceánicos son algo común en estas especies. En el documento se utilizó telemetría vía satélite y modelos de mezcla aleatoria para cuantificar los factores que rigen los patrones de movimientos de la tintorera, *Prionace glauca*, a través del océano Atlántico meridional. La mayoría de los tiburones mostraban residencias en zonas núcleo, aunque había ejemplares que realizaban movimientos de larga distancia, lo que incluye dos sucesos de dispersión trasatlánticos. La selección de hábitat se explica sobre todo por la temperatura de la superficie del mar (SST) y la profundidad de la capa de mezcla (DML), pero esto varía por región. En áreas que hipotéticamente son lugares de gestación, las hembras adultas de tiburón seleccionaron aguas más superficiales y cálidas de los machos. La población de tintorera del Atlántico sur debería tratarse como un solo stock, aunque es poco probable que utilicen un ciclo de migración en el sentido de las agujas del reloj que recorra todo el océano Atlántico.

El Grupo debatió la sensibilidad del modelo a los supuestos de movimiento, ya que otros modelos explícitamente espaciales se basan en un gran número de marcas convencionales, mientras que este modelo utiliza un número muy limitado de marcas vía satélite. Se explicó que, aunque podrían existir algunas diferencias en la localización precisa de los ejemplares marcados, éstos habían permanecido siempre en la misma "zona" tal y como se definía en el modelo.

El documento SCRS/2013/037 se presentaba información sobre los palangreros portugueses que se dirigen al pez espada en el Atlántico y que capturan de forma regular y fortuita varias especies de elasmobranchios, lo que incluye especies actualmente protegidas como zorro ojón y cornuda cruz. En el documento se presentan los resultados preliminares del marcado de ejemplares de zorro ojón y cornuda cruz con marcas pop-up archivo por satélite que transmitieron información durante 2012 en la región tropical nororiental del Atlántico. Se observaron marcados patrones de migración vertical nictimerial para el zorro ojón y las profundidades en las que pasaron más tiempo fueron 360-390 m durante el día y 30-60 m durante la noche, lo que se corresponde con temperaturas del agua de 8-10° C y 22-24° C, respectivamente. En lo que concierne a la cornuda cruz, no se detectaron diferencias importantes entre el día y la noche, y pasaron la mayor parte del tiempo en una gama de profundidad de 30-40 m. Aunque los datos presentados en este documento son aún limitados y parte de los proyectos siguen en curso, los resultados preliminares son útiles para incrementar los conocimientos sobre la biología, ecología y patrones de utilización del hábitat de estas especies, y pueden servir como datos de entrada para análisis de evaluaciones de riesgo ecológico futuros y en curso.

El Grupo indicó que el estudio de marcado pudo recopilar información en profundidades mayores que las normalmente explotadas por la pesquería de palangre y, por consiguiente, proporcionó información que normalmente no se obtendría a partir de la pesquería. Esta información podría ser muy importante para la elaboración del plan de investigación sobre los tiburones que debía desarrollarse durante la reunión. También se constató que se están realizando trabajos de investigación sobre el tiburón oceánico.

El documento SCRS/2013/038 se centraba en el zorro ojón, *Alopias superciliosus*, capturado generalmente de forma fortuita por las pesquerías de palangre pelágico dirigidas al pez espada. Como parte de un programa en curso para la recopilación de datos biológicos y sobre las pesquerías, se embarcaron observadores en los buques pesqueros, con el objetivo de recopilar un conjunto de información que incluía datos de talla, de sexo, de fase de madurez, con el fin de investigar la madurez del zorro ojón. Se registró un total de 1.006 ejemplares de zorro ojón en todo el Atlántico. La talla de los ejemplares osciló entre 94 y 264 cm FL (longitud a la horquilla). En las regiones septentrionales hubo una mayor proporción de hembras (>63%) y las clases de talla modal observadas fueron inferiores a las de las regiones meridionales, en las que se hallaron los ejemplares más grandes. Se ajustaron las ojivas de madurez para 642 ejemplares para los que se disponía de datos de madurez. La talla de primera madurez se estimó en 208,6 cm FL para las hembras (correspondiente a 13-14 años) y 159,7 cm FL para los machos (correspondiente a 5-6 años).

El Grupo indicó que existen estrategias potencialmente diferentes entre las especies de tiburones zorro.

En el documento SCRS/2013/042 se indicaba que para mejorar las evaluaciones futuras de marrajo dientoso (*Isurus oxyrinchus*) en el océano Atlántico sería importante proceder a una revisión de los parámetros biológicos. En la última reunión de evaluación de stock, se debatieron las incertidumbres sobre las estadísticas de captura, la capturabilidad y los parámetros biológicos, en lo que concierne al mediocre ajuste de la tendencia de biomasa estimada con respecto a la tendencia observada para la CPUE. Incluso dando por sentado que podría

haber una cantidad insoslayable de capturas no comunicadas, esto no podría explicar por sí mismo el incremento de la CPUE observado de forma constante en varias flotas. Sería adecuado volver a evaluar el supuesto existente de que la tasa intrínseca de incremento natural (r) de esta especie es bastante lenta, completando los conocimientos existentes sobre parámetros biológicos. Este documento proporciona información sobre el estado actual de los estudios biológicos para las poblaciones del Pacífico norte, y se centra en análisis de crecimiento, porque hay estudios muy recientes en este campo y, huelga decir que los parámetros de crecimiento desempeñan un papel integral en la dinámica de población entre los diferentes parámetros biológicos. También se debaten puntos importantes que se tienen que tener en cuenta en la preparación de los planes futuros de investigación.

En el documento SCRS/2013/040 se presentaba la tasa de mortalidad en buque, la tasa de supervivencia tras la liberación y la mortalidad total del tiburón jaquetón de la pesquería de cerco de tiburones tropicales francesa que opera en el océano Índico. Actualmente, los cerqueros tropicales franceses que operan en el océano Índico liberan a todos los tiburones y rayas que capturan de forma incidental. Mediante la participación en dos mareas de pesca comercial y en un crucero de investigación fletado, se registró por primera vez el número de tiburones (sobre todo tiburón jaquetón, *Carcharhinus falciformis*), que estaban vivos o muertos, después de ser clasificados por la tripulación en las cubiertas superior e inferior. Se observaron más tiburones en la cubierta inferior (73%) que en la cubierta superior. Los ejemplares de tiburón jaquetón observados en la cubierta superior fueron notablemente más grandes que los hallados en la cubierta inferior. Las tasas de mortalidad inmediata (tiburones que murieron en el momento de la observación) parecen estar vinculadas con la localización de los ejemplares, ya que se hallaron más tiburones muertos en la cubierta inferior que en la superior. La tasa de mortalidad en buque también se incrementaba con el tamaño del lance (tonelaje). Se marcaron 20 ejemplares de tiburón jaquetón con marcas MiniPAT (Wildlife Computers, Redmond, WA, USA) para estudiar su supervivencia tras la liberación. Además, durante un crucero científico se marcaron 12 ejemplares de tiburón jaquetón con el mismo tipo de marcas electrónicas. De una submuestra de 32 tiburones jaquetones que estaban vivos al recuperar las marcas y que fueron objeto de seguimiento durante periodos de 100 a 150 días tras la liberación, ocho marcas mostraban claramente la mortalidad directa tras la liberación, mientras que los datos de cuatro marcas sugerían una mortalidad diferida tras 2 a 35 días y uno en malas condiciones murió al ser devorado transcurridos tres días. En total, 16 marcas mostraron que los tiburones sobrevivieron. Dos marcas no retransmitieron datos y una se inicializó incorrectamente. En este documento se proporcionan las primeras estimaciones de mortalidad en buque y mortalidad tras la liberación, para tiburones jaquetones (con tallas superiores a 85 cm TL), que se situaron aproximadamente en un 67% y un 58%, respectivamente. Se llegó a la conclusión de que la tasa de mortalidad global de tiburones jaquetones capturados por esta flota se situaba en aproximadamente un 81%. Se preparó un manual de "buenas prácticas" para los pescadores con el fin de incrementar las tasas de supervivencia de los tiburones capturados por los cerqueros. Sin embargo, deben investigarse otros métodos para utilizarlos antes de izar los tiburones a bordo.

El Grupo solicitó una aclaración adicional sobre el modo en que se seleccionaron los tiburones para el estudio. Se respondió que los tiburones se habían evaluado en función de la siguiente escala: 1) buen estado - comportamiento muy activo, muerden y dan golpes, 2) estado normal - algún o poco movimiento, pero con claros signos de vida; 3) mal estado - respuesta escasa a estímulos externos; 4) muerto.

Por tanto, se seleccionaron aleatoriamente 32 tiburones que mostraban signos de vida (escalas 1 y 2). Se debatió el alto nivel de mortalidad en buque y se constató que los protocolos de liberación utilizados actualmente no se habían adoptado todavía en el momento de realizar el estudio.

En el documento SCRS/2013/039 se presentaba una visión global de la captura por talla y la proporción de sexos de los elasmobranchios capturados por la pesquería de palangre pelágico portuguesa en el Atlántico. El análisis se basó en datos recopilados por los observadores pesqueros, en los datos de muestreo en puerto y en los cuadernos de pesca de los patrones (automuestreo), recopilados entre 1997 y 2012. Los datos se analizaron en términos de captura fortuita por talla y se realizaron comparaciones entre años, temporadas (trimestres), stocks (Norte y Sur, separados en 5°N) y principales caladeros de las operaciones de la flota portuguesa (norte, tropical norte, ecuatorial y sur). Para la tintorera se observó una tendencia creciente general en las tallas medias en ambos hemisferios con un descenso en los años más recientes. Para el marrajo dientuso la talla media se mantuvo estable en el Norte y tendió a descender en el Sur. Se constató alguna variabilidad en las comparaciones estacionales y espaciales. Se comparó la proporción de sexos en las diferentes regiones y temporadas, y se hallaron importantes diferencias para las principales especies. Los datos presentados en este documento son todavía preliminares, pero proporcionan información nueva e importante sobre las tendencias de la captura por talla y ratio de sexos para las principales especies de tiburones pelágicos capturadas por la flota de palangre pelágico portuguesa en el océano Atlántico.

Se proporcionó una breve explicación del automuestreo de UE-Portugal. El programa se basa en una hoja de cálculo MS Excel, que permite a los patrones calcular el peso total de la captura a partir de muestras individuales. Este método resulta útil para los patrones para fines de cumplimiento y proporciona información para fines científicos. Se indicó que es difícil obtener información VMS debido a cuestiones de confidencialidad. Se están realizando esfuerzos para obtener estos datos del departamento de gestión de pesca de un modo lo suficientemente agregado para su distribución.

En el documento SCRS/2013/046 se comunicaban relaciones talla-talla entre longitud a la horquilla, longitud precaudal y longitud total para las seis especies principales de tiburones pelágicos (*Prionace glauca*, *Carcharhinus brachyurus*, *Carcharhinus signatus*, *Sphyrna zygaena*, *Isurus oxyrinchus* y *Lamna nasus*) capturados por la flota de palangre pelágico uruguayo en el océano Atlántico suroccidental entre 1998 y 2010. Las relaciones talla-talla presentadas en este documento cubren una porción ampliada del espectro de tallas totales comunicado para cada especie considerada, y representan las primeras conversiones talla-talla comunicadas para estas especies en la zona.

En el documento SCRS/2013/047 se evaluaban las capturas de tiburones en la pesquería artesanal de redes de deriva en aguas de Abiyán (Côte d'Ivoire) para el periodo 2008-2011, mediante la utilización de datos de talla recopilados para cada especie de tiburón en tres puntos de desembarque, y la proporción de piraguas en que se realizaron muestreos. Durante dicho periodo, el número de días en el mar descendió a la mitad y las capturas oscilaron entre 92 y 203 t. Sin embargo, la proporción de tiburones en las capturas totales osciló entre 2,1% en 2008 y 30% en 2011. Las especies más importantes fueron tintorera (*Prionace glauca*), y marrajo dientoso (*Isurus oxyrinchus*), cuyas CPUE (kg/día en el mar) se incrementaron ligeramente. Las capturas estuvieron compuestas de juveniles para la tintorera (145-235 cm TL) y para el marrajo dientoso (115-185 cm TL).

El autor aclaró que la medición de talla incluida en el documento era de longitud precaudal. Se indicó que el tipo de arte descrito en el estudio era red de enmalle y que se calaban a 2 millas de la costa, potencialmente cerca de cañones o del talud continental. Esto podría explicar el número relativamente grande de tiburones comunicado.

El documento SCRS/2013/041 indicaba que, actualmente, la reducción de la mortalidad por captura fortuita es un objetivo del enfoque ecosistémico de la pesca y una petición de los consumidores. La implicación y participación de los usuarios del recurso es necesaria para desarrollar técnicas de mitigación eficaces y prácticas. Los pescadores manejan animales como parte de su trabajo y es esencial identificar buenas prácticas que garanticen la seguridad de las tripulaciones y optimicen la supervivencia de los animales liberados. Combinando las observaciones científicas y los conocimientos empíricos de los pescadores de la flota francesa de cerco, se proponen unas directrices de manipulación y liberación para los tiburones y las rayas, incluidos los de gran tamaño, como los tiburones ballena y las manta rayas, que son capturados incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco tropical. Se ha preparado un manual de buenas prácticas para concienciar a los pescadores de la preservación y conservación de la biodiversidad y para fomentar su participación en la ordenación sostenible de los recursos marinos. Llevar estas buenas prácticas a las cubiertas de los buques pesqueros debería contribuir a reducir la mortalidad por pesca de algunas especies vulnerables. Los consumidores lo verían como un acto positivo que reduce la huella de la pesca en el medio ambiente y fomenta el bienestar animal, lo que mejoraría la imagen de la industria pesquera. Se proponen también, aunque aún no han sido probadas, nuevas ideas surgidas del intercambio entre los científicos y los pescadores. La investigación sobre la mitigación de la captura fortuita es, por definición, un proceso iterativo y deben llevarse a cabo métodos complementarios diferentes en diferentes niveles del proceso pesquero con el fin de reducir significativamente la mortalidad de estos animales.

El SCRS/2013/049 afirmaba que la falta de datos dependientes de la pesquería fiables y de conocimientos fundamentales sobre la biología de la mayoría de especies de tiburones causa inquietud respecto a la ordenación sostenible de las poblaciones de tiburones en el Mediterráneo. El estudio tiene como objetivos investigar la ocupación del hábitat, los tiempos de residencia y las rutas migratorias, así como facilitar datos de comportamiento sobre la temperatura que experimentan y la profundidad de natación de los grandes tiburones pelágicos, especialmente la tintorera (*Prionace glauca*). Este estudio se esfuerza también en determinar cuándo y dónde son más vulnerables los tiburones, lo que ayudará a la conservación de estas especies. Se propone el uso de marcas satélite para investigar la ecología de los grandes tiburones pelágicos. Se presentan los resultados preliminares de la primera marca SPOT (*Smart position or temperature transmitting*) colocada en una hembra de tintorera.

El documento SCRS/2013/048 indicaba que, en 2010, el TAC cero de la CE para el marrajo sardinero provocó el cierre de la pesquería estacional dirigida que tradicionalmente llevaba a cabo una pequeña flota de cinco palangreros de la isla de Yeu (golfo de Vizcaya). Con el fin de mejorar los conocimientos sobre el marrajo sardinero, el ministerio de pesca francés respaldó un programa científico destinado a determinar los movimientos de esta especie en el Atlántico noreste utilizando marcas pop-up por satélite (PSAT). En el verano de 2011 se colocaron 3 PSAT en hembras adultas y subadultas de marrajo sardinero durante una campaña de marcado realizada en el golfo de Vizcaya con un palangrero de la isla de Yeu. Las tres marcas emergieron, una a los 8 meses y dos a los 12 meses (es decir la duración original). Aunque los datos transmitidos por las marcas tienen que ser reprocesados con varios filtros, los análisis preliminares muestran que los tiburones marcados presentan tres patrones diferentes de movimiento en el Atlántico noreste. Una hembra madura de 2,34 m TL, marcada en aguas de la península de Quiberon, permaneció un mes en las proximidades, luego se dirigió hacia el norte hasta la plataforma Shetland, donde permaneció aproximadamente 2,5 meses, para llegar finalmente al mar de Noruega en noviembre. Posteriormente se trasladó a Islandia para volver a Noruega en febrero, donde emergió la marca. Durante esta migración, este tiburón realizó inmersiones regulares de hasta 500 m de profundidad, alcanzando un máximo de 1000 m de profundidad. El segundo tiburón, una hembra subadulta de 1,9 m TL, fue marcado en aguas de la isla de Noirmoutier. Este tiburón realizó una amplia trayectoria triangular en el Atlántico, dirigiéndose al noroeste, llegando cerca de Groenlandia en noviembre, dirigiéndose posteriormente en línea recta hacia el sur, a las Azores, en febrero-marzo, antes de volver a casi la misma posición original de marcado 12 meses después. Este tiburón realizó también inmersiones regulares de hasta 1000 m de profundidad. El tercer tiburón, una hembra subadulta de 1,9 m TL, fue marcado en aguas de la península de Penmarch, y se trasladó también hacia el noroeste, regresó al mar del Norte en octubre-noviembre y volvió al golfo de Vizcaya (en aguas del sur de Irlanda) en junio con una trayectoria en zig-zag. Se sumergió hasta 800 m de profundidad cuando se encontraba en aguas de la plataforma continental. Aunque limitadas, estas observaciones muestran que el marrajo sardinero utiliza grandes zonas del Atlántico noreste y la columna de agua hasta los 1000 m de profundidad.

Se facilitó al Grupo una breve presentación de un proyecto en curso que están llevando a cabo institutos de la UE. El objetivo general del proyecto es obtener asesoramiento científico para implementar el Plan de acción para la conservación y ordenación de los tiburones de la UE, en lo que respecta a facilitar el seguimiento de las pesquerías de altura y la evaluación de stocks de tiburones a nivel específico de cada especie. El estudio se ha centrado en 18 especies principales de elasmobranquios a nivel mundial. Con el fin de lograr los objetivos del proyecto, el equipo se ha centrado en: recopilar y examinar datos pesqueros históricos, especialmente respecto a la composición por especies, captura y esfuerzo, estimar las capturas mundiales de tiburones, identificar vacíos en los actuales conocimientos pesqueros y también en la biología y la ecología de los tiburones. Con el fin de llenar estos vacíos, y de respaldar el asesoramiento de las OROP sobre la ordenación sostenible de las pesquerías de elasmobranquios, se están preparando diversas propuestas, especialmente en términos de diseñar programas de observadores, identificar prioridades en materia de investigación e integrar la información en las OROP de túnidos.

El Grupo acogió con satisfacción esta iniciativa y solicitó a los autores que faciliten los resultados del proyecto en cuanto dispongan de la información.

3 Presentación de los datos de Tarea I y Tarea II y de marcado

La Secretaría presentó un resumen de la información sobre tiburones presentada por las CPC. Se presentaron las muestras de captura-esfuerzo y talla de Tarea I y Tarea II en forma de catálogos de datos con el fin de identificar las lagunas existentes en los datos disponibles. Se indicó que aunque se dispone de datos de Tarea I para muchas especies de tiburones, son extremadamente incompletos y, en muchos casos, la Tarea I no ha sido acompañada por los datos correspondientes de la Tarea II. Este caso se especialmente cierto para otras especies distintas a la tintorera, el marrajo dientuso y el marrajo sardinero, para las que generalmente se dispone de más información. Se indicó asimismo que se dispone de más información para el Atlántico norte que para el Atlántico sur, y que existen muy pocos datos disponibles para el Mediterráneo. El Grupo solicitó que los datos se presenten en un formato que permita identificar fácilmente las lagunas con el fin de abordar estas deficiencias en el plan de investigación (**Apéndices 4-6**).

La Secretaría presentó también la información disponible sobre marcado para la tintorera, el marrajo dientuso y el marrajo sardinero. Las densidades de marcado y recaptura, así como los desplazamientos, se presentan en las **Figuras 1-3**. Se sugirió también que el grupo podría tener como objetivo desarrollar un formato para comunicar los datos de marcado por satélite a ICCAT. Se reconoció que los conjuntos de datos para cada marca pueden ser bastante amplios y, por tanto, sería más viable probablemente comunicar metadatos para las marcas electrónicas (como las ubicaciones donde se colocan las marcas y donde emergen).

4 Estado actual de los conocimientos y la investigación sobre tiburones pelágicos del Atlántico y Mediterráneo

Esta información se trata de forma exhaustiva en el programa de investigación que se detalla en la Sección 5 a continuación.

5 Programa de recopilación de datos e investigación científica sobre tiburones

Se expuso una presentación sobre el plan de investigación estratégico del SCRS con el fin de ubicar las actuales discusiones en un contexto mayor dentro del trabajo del SCRS. Se recomienda un plan estratégico como un enfoque estructurado para orientar los trabajos futuros del SCRS (Informe del SCRS de 2011 y respuesta a la Resolución de ICCAT sobre la mejor ciencia disponible [Res. 11-17]). En el documento SCRS/2013/024 se describía un enfoque para identificar necesidades clave de investigación y los componentes de una hoja de ruta para desarrollar el plan estratégico de ciencia del SCRS 2015-2020. En el documento SCRS/2013/024 se indicaba que el plan estratégico aborda tres pilares básicos: ¿Qué hacemos?, ¿Para quién lo hacemos? ¿Cómo destacamos? Además, los componentes clave del plan estratégico incluyen una comprensión de la misión del SCRS (o su finalidad), nuestra visión de futuro, los valores que aplicaremos al realizar nuestro trabajo, nuestros objetivos y estrategias para alcanzarlos. Se indicó que el plan estratégico proporciona también una metodología para identificar lagunas críticas en la capacidad y en los datos y para establecer prioridades en las actividades de investigación con el fin de abordarlas. En el documento SCRS/2013/024 se proponía un hoja de ruta y un calendario para desarrollar el Plan estratégico del SCRS para la ciencia para 2015-2020, que incluía la contratación de un asesor que proporcione un marco para la metodología específica que se tiene que aplicar para desarrollar el plan estratégico y una consulta y revisión regulares por parte de los cargos del SCRS y las plenarios del SCRS antes de presentarlo para su revisión y aceptación por parte de la Comisión.

5.1 Objetivos y metas del Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones

Se realizó una presentación sobre el marco general para el Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones, en la que se facilitó una plantilla para su discusión y elaboración. El Presidente solicitó posteriormente a los participantes que aportasen comentarios sobre la estructura del programa y su posible contenido, así como que identificasen las secciones a las que estarían dispuestos a contribuir. Esta tarea se llevó a cabo y el grupo llegó a un acuerdo sobre la plantilla. Posteriormente los participantes elaboraron las secciones por separado.

5.2 Desarrollo del Programa

En el **Apéndice 7** se presenta el Programa de recopilación de datos y de investigación sobre tiburones.

6 Otros asuntos

Científicos de Cabo Verde presentaron una descripción de las actividades pesqueras que tienen algún impacto en las especies de tiburones dentro de su ZEE, tanto por parte de la flota nacional como por parte de flotas extranjeras (Unión Europea, China) que operan en el marco de diferentes acuerdos pesqueros. La flota de Cabo Verde no se dirige a los elasmobranchios, aunque constituyen un componente de la captura fortuita al dirigirse a otras especies, y no hay licencias específicas para los tiburones en Cabo Verde para ninguna flota. En el caso de las flotas extranjeras de palangre que operan en la ZEE de Cabo Verde, comunican un elevado porcentaje de tiburones, que representan más del 75% de sus capturas y que se compone principalmente de *Prionace glauca* e *Isurus oxyrinchus*.

Considerando la importancia de las especies de tiburones en la zona de Cabo Verde, los científicos locales presentaron una iniciativa para desarrollar un programa de recopilación de datos para su flota nacional, para el que necesitaban asistencia técnica. Cabo Verde expresó de nuevo su deseo de recibir ayuda para desarrollar un Programa de recopilación de datos, que incluya procedimientos de muestreo y un sistema de procesamiento de los datos para las especies de tiburones que captura su flota.

El Grupo de trabajo reconoció la iniciativa de Cabo Verde de desarrollar un Programa de recopilación de datos para su flota nacional, centrado especialmente en las especies de tiburones. Aunque los tiburones no son el objetivo de la flota local, son un componente importante de su captura. El Grupo de trabajo recomienda que se faciliten fondos especiales de ICCAT para esta importante iniciativa.

7 Recomendaciones

- El Grupo recomienda que se permita a los observadores científicos recopilar muestras biológicas (vértebras, tejidos, tractos reproductivos, estómagos, muestras de piel, válvulas espirales, mandíbulas, ejemplares enteros o esqueletos para trabajos taxonómicos y colecciones de museo) de las especies de tiburones actualmente prohibidas que están muertos en la virada, siempre que las muestras sean parte de un proyecto de investigación aprobado por el SCRS. Para obtener la aprobación, en la propuesta debe incluirse un documento detallado que describa el propósito del trabajo, el número y tipo de muestras que se quieren recopilar y la distribución espacio-temporal del trabajo de muestreo. Deberá presentarse al Grupo de especies de tiburones y al SCRS un informe sobre el progreso anual del trabajo y un informe final al final al terminar el proyecto.
- Cabo Verde expresó su deseo de recibir ayuda para desarrollar un Programa de recopilación de datos, que incluya procedimientos de muestreo y un sistema de procesamiento de los datos para las especies de tiburones que captura su flota o que se desembarcan en Cabo Verde. Aunque los tiburones no son el objetivo de la flota local, son un componente importante de su captura. El Grupo recomienda que se faciliten fondos especiales de ICCAT para esta importante iniciativa.
- El Grupo recomienda que en 2014 un pequeño grupo de científicos del SCRS se encargue de elaborar el diseño del muestreo biológico para especies de tiburones pelágicos en el Atlántico y el Mediterráneo. El presupuesto previsto de esta acción debería evaluarse y proponerse al SCRS para su aprobación.

8 Adopción del informe y clausura

El Grupo manifestó su agradecimiento por todas las disposiciones e instalaciones facilitadas por INDP y sus científicos para el más que satisfactorio desarrollo de la reunión. Se indicó que la hospitalidad había sido extraordinaria y el Grupo agradeció profundamente la increíble atención prestada a los participantes por los científicos de Cabo Verde.

PROGRAMA DE RECOPIACIÓN DE DATOS E INVESTIGACIÓN SOBRE TIBURONES (Apéndice 7)

A. INTRODUCCIÓN

Dentro de la zona del Convenio de ICCAT se encuentra una gran variedad de especies de tiburones, desde especies costeras hasta especies oceánicas. En las bases de datos de ICCAT se encuentran actualmente noventa y una especies de tiburones. Sus estrategias biológicas son muy diversas y están muy adaptadas a sus respectivos ecosistemas, en los que ocupan una posición muy alta en la cadena trófica como activos depredadores. Aunque diversas, las características biológicas de estas especies comparten algunos patrones generales que las hacen más potencialmente susceptibles a la sobrepesca.

Aunque los elasmobranchios se ven actualmente afectados por las pesquerías comerciales y de recreo, continúa existiendo información limitada acerca de los ciclos vitales, parámetros biológicos, patrones de movimiento y utilización del hábitat de estas especies, así como acerca del impacto general de las pesquerías en las poblaciones de estas especies en la zona del Convenio de ICCAT. Además, el estado actual de los conocimientos sobre las pesquerías de ICCAT que capturan tiburones causa inquietud en lo referente al estado de conservación y la ordenación de los tiburones debido a las lagunas existentes en los datos de captura, esfuerzo y descartes. Asimismo, es evidente que la limitada cantidad y calidad de la información disponible afecta a la formulación del asesoramiento científico a la Comisión.

Muchos aspectos de la biología de estas especies son aún poco o nada conocidos, especialmente para algunas regiones, lo que contribuye a incrementar la incertidumbre de las evaluaciones cuantitativas y cualitativas. Respecto a la información de las actividades pesqueras de las flotas que capturan tiburones (captura y captura fortuita), la comunicación de datos de Tarea I y Tarea II ha mejorado en años recientes, pero esta mejora es aún insuficiente y no permite al Comité facilitar un asesoramiento cuantitativo sobre el estado del stock con la precisión suficiente para orientar el asesoramiento en materia de ordenación hacia niveles óptimos de captura para la mayoría de las especies. Por lo tanto, es esencial que el Comité avance en la recopilación de datos e investigación sobre el ciclo vital, junto con la descripción de las interacciones con las pesquerías de ICCAT, con el objetivo final de evaluar el estado de los stocks y formular un asesoramiento científico adecuado para la ordenación sostenible de las pesquerías de elasmobranchios en la zona del Convenio ICCAT. Este paso adelante es fundamental para evaluar la eficacia de las medidas de ordenación adoptadas por la Comisión en años recientes.

Durante la reunión de 2012 del Grupo de especies de tiburones, el Grupo recomendó el desarrollo de un “Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones (SRDCP)” centrado en la reducción de las principales fuentes de incertidumbre en la formulación de asesoramiento científico, lo que incluye mejorar los procedimientos de recopilación y comunicación de datos. Siguiendo esta recomendación, el Grupo de especies de tiburones de 2013 ha elaborado las directrices generales del SRDCP, que incluyen los siguientes aspectos: a) antecedentes generales de los datos pesqueros y biológicos existentes para los principales tiburones pelágicos del Atlántico y del Mediterráneo, en los que se destaquen las principales lagunas existentes, b) los principales objetivos generales del Programa, c) prioridades en la recopilación de datos pesqueros, d) prioridades de investigación respecto a la información biológica, e) prioridades de investigación respecto a las medidas de mitigación y f) otras consideraciones para el SRDCP.

La implementación del SRDCP se enmarcará en el Plan estratégico del SCRS para 2015-2020, que proporcionará el marco global para el desarrollo y la coordinación de las actividades científicas y relacionadas, necesarias para respaldar la provisión de asesoramiento científico sólido como pieza clave para la conservación y ordenación de los tiburidos y especies afines en el Atlántico y el Mediterráneo. En el caso de los stocks pobres en datos, como ocurre con las especies de tiburones, un enfoque precautorio de la ordenación pesquera podría tener en cuenta de forma implícita la incertidumbre desconocida siendo más conservador. Cualquier inversión en investigación aumentaría los posibles beneficios de las pesquerías de ICCAT a la vez que reduciría el riesgo para los recursos.

B. TIBURONES PELÁGICOS DEL ATLÁNTICO Y DEL MEDITERRÁNEO

Se han comunicado a ICCAT noventa y una especies de tiburones (tiburones y rayas). Entendiendo la necesidad de limitar el alcance del programa, el Grupo de especies de tiburones consideró las especies capturadas (dieciséis especies representan el 95% de la captura total declarada) y otras especies con elevada susceptibilidad para las que se dispone de poca información biológica. Las especies a considerar son: tintorera (*Prionace glauca*; BSH), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*; SMA), marrajo carite (*Isurus paucus*; LMA), zorro ojón (*Alopias*

superciliosus; BTH), zorro (*Alopias vulpinus*; ALV), tiburón oceánico (*Carcharhinus longimanus*; OCS), tiburón jaquetón (*C. falciformis*; FAL), marrajo sardinero (*Lamna nasus*; POR), pez martillo (*Sphyrna lewini*; SPL), cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*; SPZ), cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*; SPK), tiburón trozo (*Carcharhinus plumbeus*; CCP), tiburón arenero (*Carcharhinus obscurus*; DUS), tiburón de noche (*Carcharhinus signatus*; CCS), tiburón cobrizo (*Carcharhinus brachyurus*, BRO), tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*; TIG), tiburón cocodrilo (*Pseudocarcharias kamoharai*; PSK), y jaquetón blanco (*Carcharodon carcharias*; WSH), la raya látigo-violeta (*Pteroplatytrygon violacea*; PLS) y las mantarrayas (Mobulidae, MAN).

a) Conocimientos biológicos actuales

La información básica sobre el ciclo vital necesaria para evaluar el estado de los stocks de tiburones del Atlántico es más abundante en la zona norte del Atlántico. Existe mucha menos información para la zona ecuatorial y la zona del Atlántico sur, y muy pocos datos para el Mediterráneo. Por lo tanto, más de la mitad de todos los estudios sobre dinámica de la edad y el crecimiento, reproducción, identificación de stocks y patrones de movimiento y de migración se han llevado a cabo en el Atlántico norte, y la mayoría de estos corresponden al Atlántico noroccidental. De forma similar, la mayoría de los estudios en el Atlántico sur corresponden al Atlántico sudoccidental. La **Tabla 1 del Apéndice 8** resume los estudios llevados a cabo para todas las especies combinadas en cada una de las nueve zonas del Atlántico y del Mediterráneo (**Apéndice 7-Figura 1**). Las **Tablas 2-17 del Apéndice 8** muestran la misma información por especie para 16 especies. El Grupo de especies de tiburones creará unas tablas resumen similares para especies adicionales (tiburón cobrizo, jaquetón blanco, tiburón cocodrilo y mantas raya). El **Apéndice 9** enumera todas las referencias utilizadas para generar las **Tablas 2-17 del Apéndice 8**. Además, en el **Apéndice 8** hay referencias adicionales que se utilizaron para generar perfiles biológicos para las especies de tiburones y rayas facilitadas por el grupo.

Se reunieron todos los parámetros del ciclo vital y otros parámetros enumerados en las tablas del apéndice en las cuatro categorías de datos (reproducción, edad y crecimiento, ID del stock y patrones migratorios y de movimiento) más importantes para las evaluaciones de stock y las diez áreas geográficas en cuatro áreas principales (Atlántico norte, Atlántico sur, Atlántico ecuatorial y Mediterráneo) y se examinó esta información especie por especie. Se utilizó un código de colores de semáforo para identificar el nivel de conocimientos de estas categorías por especie y área general siendo 1) rojo, indicando que no se dispone de ningún estudio, 2) amarillo, 1 o 2 estudios, 3) verde, más de 3 estudios y 4) blanco, indicando que la especie no se encuentra en un área particular (**Tabla 1 del Apéndice 7**). Se pueden sacar las siguientes conclusiones generales: el Atlántico norte es el área con más datos, pero sigue habiendo un 25% de celdas sin información; el Atlántico sur y ecuatorial tienen casi el mismo nivel de disponibilidad de datos, con más del 75% de las celdas en rojo y el Mediterráneo es la región con menos datos, con aproximadamente el 90% de las celdas en rojo.

Las especies individuales se clasificaron según el nivel de "escasez de datos" (es decir, el número de celdas en rojo o sin información como proporción del número total de celdas para dicha especie tal y como aparece en la **Tabla 1 del Apéndice 7**) y "riqueza en datos" (es decir, el número de celdas en verde o con 3+ estudios como proporción del número total de celdas para dicha especie tal y como aparece en la **Tabla 1 del Apéndice 7**) (**Tabla 2 del Apéndice 7**). La especie con menos datos era el marrajo carite, seguido por la cornuda gigante, el tiburón arenero, el tiburón tigre y la raya látigo-violeta, mientras que la especie con menos escasez de datos era, con mucho, la tintorera. Por el contrario, la tintorera, el marrajo dientuso y el tiburón trozo era las especies con más datos y no había "riqueza en datos" para el marrajo carite, la cornuda cruz, la cornuda gigante y el tiburón de noche.

b) Información sobre pesquerías

Los tiburones pelágicos constituyen una parte importante de la captura de las pesquerías de palangre que se dirigen a los túnidos, a los istiofóridos y al pez espada. El Subcomité de capturas fortuitas del SCRS de ICCAT empezó a evaluar los tiburones pelágicos en 2004. Los tiburones pelágicos se capturan por medio de diversos artes en el Atlántico, el golfo de México, el Mediterráneo y el mar Caribe, lo que incluye el palangre, cerco, red de enmalle, liña de mano, caña y carrete, arrastre, curricán y arpón, pero se capturan principalmente como captura fortuita en las pesquerías palangreras pelágicas o como especie objetivo. También existen importantes pesquerías de recreo en algunos países. Varias especies de tiburones, como la tintorera y el marrajo dientuso, son capturadas y desembarcadas en gran cantidad por estas flotas. Durante el periodo de 2001 a 2011, un total de 476834 t y 66887 t de tintorera y marrajo dientuso, respectivamente, fueron declaradas en el Atlántico con una captura máxima combinada para ambas especies en 2010 (71861 t) y una captura mínima combinada en 2011

(33217 t) (Anónimo 2012). Se descartan otros grupos de tiburones pelágicos y rayas, bien debido a que las recomendaciones de ICCAT prohíben su retención (Recomendaciones de ICCAT 09-07, 10-07, 10-08 y 11-08) o bien debido a su escaso valor comercial.

Las CPC han presentado información sobre tiburones desde 1950, pero solo desde 1982 se han presentado datos para otras especies de tiburones distintas a la tintorera, el marrajo dientuso y el marrajo sardinero. Los datos anteriores a 1990 son muy limitados para la mayoría de las especies y por ello solo se presentan aquí los datos de Tarea I posteriores a esta fecha. En el **Apéndice 4** se presenta la captura anual declarada para todos los tiburones y otros elasmobranquios en la base de datos de Tarea I por pabellón (los datos de 2012 son preliminares) mientras que en el **Apéndice 5** se presenta la captura anual declarada por especie y área de la Tarea I. Los datos de talla de la Tarea II se han empezado a declarar solo desde 1994. Con el fin de identificar los datos que están disponibles, esta información se presenta como un catálogo de datos en el **Apéndice 6**.

La primera reunión de evaluación de tiburones se celebró en 2004, y solo en 2007 se formalizó de forma independiente el Grupo de especies de tiburones. Excepto en 2010, cada año hasta la fecha se ha celebrado una reunión intersesiones del Grupo de especies de tiburones, con gran presencia de científicos especialistas y mucho trabajo llevado a cabo sobre estas especies. La **Figura 2 del Apéndice 7** muestra la evolución del número de documentos presentados en las reuniones intersesiones.

c) Evaluaciones de stock de las especies

El Grupo de especies de tiburones ha llevado a cabo, hasta la fecha, evaluaciones de stock de tres especies: tintorera, marrajo dientuso y marrajo sardinero. En 2004 los primeros tiburones evaluados fueron la tintorera y el marrajo dientuso y posteriormente en 2008 y 2012 (solo marrajo dientuso). El marrajo sardinero se evaluó en colaboración con ICES en 2009. En general, todas estas evaluaciones se consideran preliminares debido a las limitaciones existentes en cuanto a la calidad y cantidad de la información disponible y se han centrado solo en los stocks del Atlántico. Los stocks del Mediterráneo no se han evaluado debido a la falta de datos. Una recomendación importante que surge de forma constante en las reuniones del Grupo de especies de tiburones es que es necesaria mayor inversión en seguimiento e investigación sobre los tiburones si se quiere lograr un mejor asesoramiento sobre el estado de estas y otras especies de captura fortuita.

Tintorera

Sobre la base de la información de marcado, principalmente, se ha asumido que existen tres stocks separados de tintorera, pero solo se han evaluado dos (Atlántico norte y sur) porque no se disponía de información para el stock del Mediterráneo. Para los stocks de tintorera del Atlántico norte y del Atlántico sur, aunque los resultados continúan siendo muy inciertos, se cree que la biomasa se sitúa por encima de la biomasa que permite el F_{RMS} y que los niveles actuales de captura se sitúan por debajo de F_{RMS} .

Marrajo dientuso

Dado que el marrajo dientuso tiene una distribución similar a la de la tintorera, para esta especie se han considerado también los dos mismos stocks hipotéticos del Atlántico norte y sur. La evaluación de 2012 del estado de los stocks del Atlántico norte y sur incluía series adicionales de abundancia relativa y una mayor cobertura de los datos de captura de Tarea I con respecto a las evaluaciones de stock anteriores llevadas a cabo en 2008 y 2004. Las series de CPUE disponibles mostraban tendencias crecientes o planas para los últimos años de cada serie (desde la evaluación de stock de 2008), tanto para el stock del norte como para el stock del sur, por tanto, han disminuido los indicios de sobrepesca potencial mostrados en la anterior evaluación de stock y el nivel actual de capturas podría considerarse sostenible.

Para el stock del Atlántico norte, los resultados de los dos ensayos del modelo de evaluación de stock utilizados indicaban casi unánimemente que la abundancia del stock en 2011 se sitúa por encima de B_{RMS} y que la F se situaba por debajo de F_{RMS} . Para el stock del Atlántico sur, todos los ensayos del modelo indicaban que el stock no estaba sobrepescado y que no se estaba produciendo sobrepesca. Aunque los resultados indicaban en general que los stocks del norte y del sur presentan un relativo buen estado y que la probabilidad de sobrepesca es baja; sin embargo, también mostraban incoherencias entre las trayectorias de biomasa estimadas y las tendencias de las entradas de CPUE, produciendo intervalos de confianza amplios en las trayectorias estimadas de biomasa y de mortalidad por pesca y en otros parámetros. Especialmente en el Atlántico sur, una tendencia ascendente en los índices de abundancia desde los setenta no concuerda con el incremento de las capturas. La elevada

incertidumbre en las estimaciones de captura del pasado y la deficiencia de algunos parámetros biológicos importantes, sobre todo para el stock del sur, siguen siendo obstáculos para obtener estimaciones fiables del estado actual de los stocks.

Marrajo sardinero

El Grupo de especies de tiburones intentó evaluar el estado de los cuatro stocks de marrajo sardinero (noroeste, noreste, sudoeste y sudeste) junto con el Grupo de trabajo de ICES sobre elasmobranchios en 2009. En general, los datos de marrajo sardinero del hemisferio sur eran demasiado limitados para proporcionar una indicación robusta del estado de los stocks. Para el sudoeste, los datos limitados indicaban un descenso en la CPUE de la flota uruguaya, con modelos que sugieren un descenso potencial en la abundancia de marrajo sardinero hasta niveles por debajo del B_{RMS} y tasas de mortalidad por pesca por encima de las que producen el RMS . Pero los datos de captura y otros datos eran generalmente demasiado limitados como para permitir una definición de niveles de captura sostenibles. Para el sudeste, la información y los datos son demasiado limitados para poder evaluar el estado del stock.

El stock del Atlántico noreste tiene la historia más larga de explotación comercial, pero una falta de datos de CPUE para el pico de la pesquería añadía una considerable incertidumbre a la hora de identificar el estado actual en relación con la biomasa virgen. Las evaluaciones exploratorias indicaban que la biomasa actual (para 2008) se situaba por debajo de la B_{RMS} y que la mortalidad por pesca reciente estaba cerca o posiblemente por encima de F_{RMS} . Se estimó que la recuperación del stock al nivel de B_{RMS} , con cero mortalidad por pesca, puede tardar entre 15 y 34 años. Una evaluación canadiense del stock del Atlántico noroccidental presentada en la reunión indicaba que la biomasa está mermada y se sitúa muy por debajo de la B_{RMS} , aunque la mortalidad por pesca reciente es inferior a la F_{RMS} y la biomasa reciente parece estar incrementándose. Una modelación adicional realizada en la reunión utilizando un enfoque de producción excedente tuvo como resultado una estimación similar del estado del stock, a saber, niveles de merma por debajo de B_{RMS} y tasas de mortalidad por pesca actuales también por debajo de F_{RMS} . Una proyección de la evaluación canadiense indicaba que sin mortalidad por pesca el stock podría recuperarse hasta el nivel de B_{RMS} en aproximadamente 20 a 60 años, mientras que las proyecciones basadas en la producción excedente indicaron que bastaría con veinte años. En el marco de la estrategia canadiense de una tasa de explotación del 4%, se preveía que el stock se recuperará en un plazo de 30 a 100 o más años.

Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA)

El Grupo de especies de tiburones llevó a cabo evaluaciones del riesgo ecológico (ERA) en 2008 y 2012. La ERA de 2012 incluía 16 especies (20 stocks) y, en general, se considera más robusta que la ERA de 2008. La ERA consistió en un análisis de riesgo para evaluar la productividad biológica de estos stocks y un análisis de susceptibilidad para evaluar su propensión a la captura y a la mortalidad en las pesquerías de palangre pelágico del Atlántico o en las pesquerías de palangre de ICCAT. Se utilizaron tres tipos de mediciones para calcular la vulnerabilidad (distancia euclidiana, un índice multiplicativo y una media aritmética de las clasificaciones de productividad y susceptibilidad). Los cinco stocks con la productividad más baja fueron el zorro ojón, tiburón trozo, marrajo carite, tiburón de noche y tiburón jaquetón del Atlántico sur. Los valores más elevados de susceptibilidad correspondieron al marrajo dientuso, tintorera del Atlántico norte y sur, marrajo sardinero y zorro ojón. Basándose en los resultados, se estableció que el zorro ojón, el marrajo carite, el marrajo dientuso, el marrajo sardinero y el tiburón de noche eran los stocks más vulnerables. Por el contrario, la cornuda común del Atlántico norte y sur, la cornuda cruz y la raya pelágica del Atlántico norte y del Atlántico sur presentaban los niveles más bajos de vulnerabilidad. La información derivada de la ERA permite la identificación de aquellas especies que son más vulnerables para establecer prioridades en cuanto a investigación y medidas de ordenación.

A partir de las conclusiones de las evaluaciones de stock resumidas anteriormente, está claro que existe mucha incertidumbre en los resultados de la evaluación de stock. El SRDCP tratará parte de las deficiencias en cuanto a la información relacionada con la biología, la ecología y las pesquerías de tiburones del Atlántico para reducir las incertidumbres en la evaluación de stock y mejorar la base ecológica y biológica para gestionar y recuperar algunos de los stocks. El programa de investigación permitirá también una evaluación más adecuada de la eficacia de las medidas de ordenación de ICCAT adoptadas en años recientes.

d) Ordenación actual

Recomendaciones y Resoluciones de ICCAT

Actualmente, existen 12 Recomendaciones y 2 Resoluciones de ICCAT activas que están relacionadas específicamente con los tiburones (**Tabla 3 del Apéndice 7**). En mayo de 2013 entrará en vigor una Recomendación adicional relacionada con los tiburones [Rec. 12-05].

Desde 2009, se han adoptado cuatro Recomendaciones que prohíben la retención a bordo, el transbordo y el desembarque de algunas especies de tiburones consideradas vulnerables a la sobrepesca: tiburón jaquetón (*C. falciformis*; [Rec. 11-08]), peces martillo (familia Sphyrnidae, con la excepción de *S. tiburo*; [Rec. 10-08]), tiburón oceánico (*C. longimanus*; [Rec. 10-07]), y el zorro ojón (*A. superciliosus*; [Rec. 09-07]). Se requiere a las CPC que consignen los descartes y liberaciones de estas especies y que comuniquen estos datos a ICCAT. En el caso de los peces martillo, tiburones oceánicos y zorros ojones, está prohibido también almacenar, vender u ofrecer para su venta cualquier parte o la carcasa entera, con algunas excepciones para ciertas especies. A ciertas especies se aplican excepciones específicas a las prohibiciones anteriores. La Recomendación 09-07 establece también que las CPC deben esforzarse en que los buques que enarbolan su pabellón no lleven a cabo una pesquería dirigida a los tiburones zorro (*Alopias* spp.).

Actualmente, están en vigor diversas medidas de ordenación de ICCAT para los tiburones. Se requiere a las CPC que reduzcan los niveles de mortalidad por pesca para el marrajo dientuso y el marrajo sardinero [Rec. 05-05; Rec. 07-06], que fomenten la liberación de ejemplares vivos de tiburones capturados de forma incidental, especialmente juveniles [Rec. 04-10] y que consideren vedas espacio-temporales y otras medidas para los tiburones pelágicos en general [Rec. 07-06] y específicamente para los peces martillo [Rec. 10-08] y los tiburones zorro [Rec. 09-07]. En 2013, el SCRS evaluará posibles opciones de ordenación para los tiburones jaquetones [Rec. 11-08].

En ICCAT está prohibida la extracción de aletas de tiburón en el marco de la Recomendación 04-10, que establecía que los buques no deben llevar a bordo aletas que pesen más del 5% del peso de las carcasas de tiburón que se encuentran a bordo, hasta el primer punto de desembarque.

Las CPC tienen que recopilar y comunicar datos de Tarea I y Tarea II para los tiburones de un modo conforme con los requisitos de comunicación de datos de ICCAT, lo que se enfatiza en múltiples recomendaciones [Rec. 03-10; Rec. 04-10; Rec. 07-10; Rec. 10-06; Rec. 11-10]. En el caso del marrajo dientuso del Atlántico (*I. oxyrinchus*), la retención de la especie está condicionada al cumplimiento de las obligaciones en materia de comunicación de datos de Tarea I desde 2013 en adelante [Rec. 10-06]. A partir de 2014, esta condición se aplica de forma más amplia a otras especies de ICCAT, lo que incluye a los tiburones [Rec. 11-15].

Además de la comunicación de datos de Tarea I y Tarea II, se requiere a las CPC que informen sobre las acciones emprendidas para mitigar y reducir los niveles de captura fortuita y los descartes [Rec. 11-10]. En 2013, se requerirá también a las CPC que informen sobre su cumplimiento de las medidas de conservación y ordenación relacionadas con los tiburones [Rec. 12-05].

Otras Recomendaciones solicitan a las CPC que lleven a cabo investigaciones, cuando sea posible, para identificar zonas de cría de tiburones y para determinar formas de aumentar la selectividad de los artes pesqueros [Rec. 04-10; Rec. 09-07; Rec. 10-08]. Se insta también a las CPC a que implementen de forma completa planes de acción nacionales para los tiburones [Res. 03-10], de conformidad con el PAI de tiburones de la FAO.

Otras medidas internacionales

Los tiburones y las rayas capturados en asociación con las pesquerías de ICCAT están sujetos a diversas medidas de conservación y ordenación en el marco de varios convenios y acuerdos internacionales. A continuación se dan ejemplos de dichas medidas, y las especies pertinentes para el programa de investigación de tiburones se detallan en la **Tabla 4 del Apéndice 7**.

a) Convenio de Barcelona para la protección del mar Mediterráneo de la contaminación (Convenio de Barcelona) - Debe garantizarse la máxima protección a las especies incluidas en Anexo II del Protocolo SPA/BD del Convenio. Las medidas incluyen controlar/prohibir la captura, posesión, sacrificio, comercio, transporte y exhibición comercial. Los tiburones y rayas incluidas en el Anexo III deben mantenerse en un estado de conservación favorable mediante la regulación de su explotación y otras medidas adecuadas.

b) Convención sobre la conservación de las especies migratorias de animales silvestres (CMS o Convenio de Bonn) - Los tiburones y rayas incluidas en el Apéndice I del CMS deben ser estrictamente protegidos, se prohíbe su retención, y deben hacerse esfuerzos para conservar o restaurar los hábitats, mitigar los obstáculos a la migración y controlar otras amenazas. Los signatarios de un acuerdo específico conocido como Memorando de entendimiento sobre la conservación de los tiburones migratorios se han comprometido a implementar medidas para conservar y gestionar de forma sostenible los tiburones migratorios y su hábitat, lo que incluye medidas para gestionar e investigar las pesquerías.

c) Convenio sobre Comercio Internacional de las Especies amenazadas de la Fauna y la Flora silvestres (CITES) - El comercio internacional de los tiburones y rayas incluidos en el Apéndice II de CITES está sujeto a controles. Se requieren permisos de exportación o certificados de reexportación, y solo pueden expedirse si los ejemplares han sido legalmente obtenidos y si las exportaciones no son perjudiciales para la supervivencia de la especie. Para los ejemplares introducidos desde el mar, los permisos de exportación son expedidos por el Estado al que se están introduciendo los ejemplares.

d) Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) - La Recomendación GFCM/36/2012/3 prohíbe la extracción de aletas de los tiburones y prohíbe la retención, el transbordo, el desembarque, la transferencia, el almacenamiento, la venta o exhibición para la venta de las especies incluidas en el Anexo II del Convenio de Barcelona. La Recomendación requiere también que se consignen y comuniquen datos sobre las actividades pesqueras, las capturas, la captura fortuita, las liberaciones y los descartes de las especies incluidas en el Anexo II o el Anexo III del Convenio de Barcelona.

e) Recomendaciones de investigación anteriores del Grupo de especies de tiburones

A lo largo del tiempo, se ha producido una clara evolución en el alcance de las recomendaciones de investigación sobre tiburones planteadas por el Subcomité de capturas fortuitas (1995-2006) y posteriormente por el Grupo de especies de tiburones (2007-actualidad). Las primeras recomendaciones se centraban principalmente en la necesidad de contar con mejores datos sobre las capturas (principalmente capturas incidentales) y los desembarques, lo que incluía datos sobre descartes. Esta necesidad se ha enfatizado en repetidas ocasiones, y cada año se han hecho recomendaciones similares. Desde 1997, el Grupo ha destacado también de forma regular la necesidad de disponer de mejores datos de Tarea II para los tiburones.

Desde la primera evaluación de stock de tiburones de ICCAT de 2004, se han formulado también recomendaciones sobre investigación para mejorar la calidad de los resultados de estas evaluaciones. El Grupo ha indicado también la necesidad de realizar más investigaciones sobre la estructura del stock, los ciclos vitales, los movimientos de la población y la dinámica de todas las pesquerías de ICCAT que capturan tiburones, especialmente para resolver señales incoherentes entre las series de CPUE. Se ha destacado también la necesidad de estimar las capturas históricas y las frecuencias de talla, así como de contar con más análisis para evaluar la sensibilidad de los resultados de la evaluación ante los supuestos. Se ha recomendado también el uso de métodos alternativos para formular el asesoramiento de ordenación, como ERA, para las especies vulnerables para las que se dispone de pocos datos. Desde 2006, el Grupo ha solicitado investigaciones para mejorar los datos necesarios para las ERA. Tras la evaluación de marrajo dentado de 2012, el Grupo también recomendó el desarrollo y evaluación de modelos jerárquicos que puedan utilizar la información de múltiples stocks o flotas.

El Grupo ha recomendado también realizar investigaciones para indagar los posibles beneficios de las modificaciones en los artes de pesca para reducir la captura fortuita, de medidas para reducir la mortalidad por descartes, de restricciones espacio-temporales de pesca y tallas mínimas/máximas para la retención.

En líneas generales, el Grupo ha indicado que para proporcionar el asesoramiento solicitado y especialmente para formular un asesoramiento cuantitativo sobre los niveles de captura óptimos, es necesario que la Comisión haga una mayor inversión en investigación para mejorar los datos y facilitar una mayor participación de los científicos naciones y otros expertos en las evaluaciones.

C) PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN SOBRE TIBURONES

Objetivos generales

Aunque en años recientes se están haciendo esfuerzos para mejorar la recopilación de datos y la investigación sobre tiburones, los actuales conocimientos sobre muchas pesquerías y sobre la biología básica continúan siendo limitados. Estas lagunas en los conocimientos son responsables de gran parte de la incertidumbre en las evaluaciones de stock, y han provocado limitaciones en la formulación de asesoramiento científico. Por tanto, la presente propuesta para un Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones (SRDCP) representa un paso más para ajustarse a la Resolución de ICCAT 11-17 sobre la mejor ciencia disponible, con el fin de subsanar las lagunas en los temas relacionados con las pesquerías y la biología mejorando la recopilación de datos, la cooperación y la creación de capacidad.

Para lograr estos objetivos, el SRDCP tiene como fin orientar a los investigadores del SCRS estableciendo prioridades en los temas relacionados con la recopilación de datos y las líneas de investigación sobre biología y ecología de las especies, pesquerías y medidas de mitigación.

Por último, fomentando la coordinación entre los investigadores del SCRS, el SRDCP tiene como objetivo mejorar la calidad del asesoramiento científico sobre tiburones facilitado a la Comisión y reducir su incertidumbre para evaluar mejor el impacto de las medidas de ordenación sobre estas especies.

1 Recopilación de datos pesqueros

1.1 Caracterización del arte y la flota

Para entender el impacto de las pesquerías es fundamental contar con información precisa acerca de las especificaciones y características del arte con el que la especie es capturada. La potencia pesquera, la selectividad y la capturabilidad del arte pesquero responden a diversas variables que deben ser analizadas para entender la evolución de las capturas. A continuación se enumeran algunas de estas variables:

Palangre

Interacciones arte-pezu:

- Registradores de tiempo, profundidad y temperatura de los anzuelos (TDR)
- Posiciones de los peces respecto a otros peces próximos capturados en el palangre
- Tiempo de lucha de los peces, una vez enganchados (por ejemplo, temporizadores de anzuelo)

Datos de los artes:

- Número de cestas en la línea madre
- Número de anzuelos por cesta
- Tipo y tamaño del anzuelo
- Presencia o ausencia de bastones de luz (también si existen diferencias de color)
- Localización (longitud y latitud) del lance de palangre
- Hora de calado y virada (por ejemplo día frente a noche)
- Uso de pesos de plomo en las brazoladas
- Tipo de brazolada

Tipo de cebo

- Cebo vivo o muerto
- Especie (por ejemplo, calamar o caballa)

Cerco

Los requisitos mínimos en cuanto a datos para el cerco fueron definidos durante la reunión del Grupo de trabajo técnico conjunto sobre captura fortuita de Kobe III, respecto a la armonización de los datos de cerco recopilados por los programas de observadores de las OROP de túnidos. Los principales puntos son los siguientes: identificación del buque, información sobre la marea del buque, información del observador, información sobre la tripulación, atributos del arte y del buque, actividades diarias, información sobre el lance y el banco, información sobre captura, información sobre tallas, especies de especial interés.

- Características del buque y del arte
- Estrategia pesquera
- Interacciones arte-pezu

Red de enmalle

- Localizaciones (longitud y latitud) y hora del calado y virada de cada lance.
- Configuración de la red de enmalle

Arrastreros pelágicos

- Localizaciones (longitud y latitud) y hora del calado y virada de cada lance.
- Velocidad de remolque
- Características de la red

Pesquerías de recreo

- Características y tipo de arte
- Cebo
- Carnada

1.2 Dinámica de la flota

Dado que los tiburones se capturan principalmente como captura fortuita en las pesquerías de ICCAT, un cambio en la dinámica de la flota que se dirige a estos recursos podría tener importantes implicaciones en las capturas de tiburones. Dichos cambios están relacionados con diferentes temas, como el desarrollo tecnológico (por ejemplo, el cambio del palangre tradicional al arte semiautomático estilo Florida, el uso de DCP de alta tecnología en las pesquerías de cerco), cambios de especie objetivo como resultado de su abundancia, cambios en los mercados, la ordenación o la piratería (por ejemplo, algunas flotas cambian entre calado profundo para los túnidos y calado superficial para el pez espada a lo largo de todo el año, y por consiguiente, podrían cambiar las características del arte pesquero -estilo de anzuelo, tipo de cebo, material de la brazolada, etc. y el régimen de pesca- de lances diurnos a lances nocturnos; mientras que las flotas de cerco podrían tener un impacto diferente en los tiburones cuando cambian de pesca sobre banco libre a pesca sobre DCP) y movimientos de las flotas entre zonas de pesca durante todo el año (por ejemplo, debido al comportamiento migratorio de la especie objetivo, a la comunicación entre patrones relacionada con la presencia de mayores capturas, a los costes de explotación relacionados con el precio del cebo o del combustible, a la piratería, etc.).

1.3 Datos necesarios para evaluaciones de stock y asesoramiento de ordenación

- Captura (desembarques + descartes)
- Esfuerzo
- Captura por esfuerzo (índices de abundancia relativa)
- Selectividad del arte (si no está ajustada dentro del modelo)
- Información sobre tallas

Capturas - las entradas de capturas para las evaluaciones de stock pueden variar desde información muy agregada (por ejemplo, captura de "tiburones") hasta diferentes niveles de disgregación y detalle, oscilando entre capturas nominales por especie hasta series de captura específicas de cada especie por arte, zona geográfica y talla.

Descartes muertos - La estimación de los descartes muertos puede basarse también en la expansión a números totales desde un escaso número de observaciones, en la expansión a números totales basándose en un elevado nivel de cobertura de observadores de la flota y un nivel "fino" de estratificación (temporada o mes, pequeñas zonas de observación). Generalmente, los datos de observadores y de los cuadernos de pesca se utilizan para generar estimaciones de los descartes muertos.

Esfuerzo - Las series de esfuerzo por arte (por ejemplo, número de anzuelos) y la zona geográfica pueden utilizarse también en diversas metodologías de evaluación.

Índices de abundancia relativa - Los índices de abundancia relativa pueden variar también entre series temporales simples de CPUE nominal de corta duración (pocos años) y con poco contraste (de una dirección) hasta (preferiblemente independientes de la pesquería) series temporales de CPUE estandarizadas mediante diferentes técnicas estadísticas (GLM, GLMM, GAM). De forma ideal, estos índices deberían ser de larga duración, tener una amplia cobertura geográfica y tener un buen contraste (tendencia creciente y decreciente resultante de varios niveles de pesca).

Selectividad - Cuando no se dispone de suficiente información sobre tallas o edad para estimar la selectividad dentro del modelo, deben generarse curvas de selectividad para los diferentes índices de abundancia basándose en la información auxiliar de forma externa al modelo y posteriormente imputarlas como formas funcionales en los modelos estructurados por edad.

Información sobre tallas - No está disponible información de captura por edad para los tiburones capturados en las pesquerías de ICCAT, pero está disponible para algunas especies información limitada sobre frecuencia de tallas.

2 Modelos de evaluación pobres en datos

Dada la falta de información sobre captura total en algunos casos y de alguna información biológica clave en otros, los modelos de evaluación de stock tradicionales no pueden ser aplicados sistemáticamente a todas las especies. Es necesario desarrollar métodos innovadores de evaluación para los recursos de tiburones, especialmente métodos aplicables en situaciones de escasez de datos. Afortunadamente, en años recientes se han desarrollado varios de dichos métodos, que requieren diferentes tipos y cantidades de datos (**Tabla 5 del Apéndice 7**).

2.1 Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA)

Las evaluaciones del riesgo ecológico (ERA), también conocidas como Análisis de productividad y susceptibilidad (PSA), fueron desarrolladas originalmente para evaluar la vulnerabilidad de los stocks de especies de captura fortuita en la pesquería australiana de camarón (Stobuzki *et al.* 2001a, b; Milton 2001) y aunque surgieron hace apenas una década, ahora se usan de forma muy extendida para evaluar la vulnerabilidad a la pesca de elasmobranquios o de otros taxones marinos. Las evaluaciones de riesgo ecológico son, de hecho, una familia de modelos que puede variar entre análisis puramente cualitativos en su forma más simple hasta análisis más cuantitativos, dependiendo de la disponibilidad de datos (Waljer 2005b; Hobday *et al.* 2007). La mayoría de los PSA han sido enfoques semicuantitativos en los que la vulnerabilidad de un stock a la pesca se expresa como una función de su productividad o de su capacidad de recuperación después de que haya sido mermado, y su susceptibilidad o la propensión a la captura y mortalidad derivadas de la pesca (Stobuzki *et al.* 2001a). Cada uno de estos dos componentes, productividad y susceptibilidad, son a su vez definidos por un número de atributos a los que se asigna una puntuación en una escala predeterminada. Las puntuaciones son posteriormente promediadas de forma típica para cada índice y presentadas gráficamente en un diagrama X-Y (Diagrama PSA). Además, la vulnerabilidad puede calcularse, por ejemplo, como la distancia euclidiana de las puntuaciones de productividad y susceptibilidad en el diagrama PSA. Las aplicaciones a los elasmobranquios han oscilado entre PSA semicuantitativos (Stobuzki *et al.* 2002; Griffiths *et al.* 2006; Rosenberg *et al.* 2007; Patrick *et al.* 2010) hasta diferentes grados de análisis cuantitativos en los que el componente de productividad se estimó directamente como r (tasa máxima de crecimiento de la población) en modelos demográficos estocásticos (Braccini *et al.* 2006; Zhou y Griffiths 2008; Simpfendorfer *et al.* 2008; Cortés *et al.* 2010; Tovar-Avila *et al.* 2010). Las principales ventajas de los PSA pueden resumirse de la siguiente manera: (1) ser una herramienta práctica para evaluar la vulnerabilidad de un stock a ser sobrepescado basándose en sus características biológicas y en su susceptibilidad a la pesquería o pesquerías que lo explotan, (2) pueden utilizarse para ayudar a los organismos de ordenación a identificar qué stocks son más vulnerables a la sobrepesca para que puedan hacer un seguimiento y ajustar sus medidas de ordenación con el fin de proteger la viabilidad de estos stocks y (3) pueden utilizarse también para establecer prioridades en los esfuerzos de investigación para las especies que son muy susceptibles pero para las que la información biológica es muy escasa.

2.2. Modelos basados en la talla: SEINE (Estimación de supervivencia en situaciones de no equilibrio)

Uno de los métodos más simples con pocos datos se basa en la premisa de que la presión pesquera extrae de forma proporcional peces mayores y más grandes de la población y en que los aumentos (o descensos) en las tasas de mortalidad se reflejan en descensos (o aumentos) en la talla media. Estos enfoques tienen normalmente requisitos mínimos en cuanto a datos y son, por tanto, atractivos para utilizarlos con los elasmobranquios, pero tienen supuestos estrictos que a veces pueden ser difíciles de cumplir con las especies de larga vida. El método SEINE (Gedamke y Hoenig, 2006) es una reformulación del ampliamente utilizado de Beverton-Holt (1956, 1957), que solo requiere parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, una talla de total vulnerabilidad y la talla media de los animales completamente vulnerables, y relaja los supuestos de que el crecimiento, el reclutamiento y la mortalidad han estado en equilibrio por un periodo igual a, al menos, la edad máxima de las especies del método Beverton-Holt.

Esta formulación en no equilibrio permite inspeccionar las tendencias mediante un análisis de la serie temporal de los datos de talla media y proporciona la capacidad de estimar múltiples tasas de mortalidad y el(los) año(s) en que la mortalidad ha cambiado. Sin embargo, la aplicación de enfoques basados en la talla a elasmobranquios de vida relativamente larga debería hacerse con precaución y los supuestos del modelo deberían ser cuidadosamente considerados antes de la aplicación y al interpretar los resultados y formular el asesoramiento de ordenación.

2.3 Modelos demográficos estructurados por edad (tablas vitales/ecuación Euler-Lotka; matrices de Leslie) y análisis de elasticidad

Los análisis demográficos de poblaciones de elasmobranquios pueden realizarse como (1) tablas vitales basadas en una implementación separada de la ecuación Euler-Lotka o (2) modelos de población de matrices de Leslie basadas en la edad. Estos modelos se basan habitualmente en la teoría determinista de crecimiento de la población e independiente de la densidad, por la que la población crece a una tasa exponencial r y converge en una distribución de edad estable. Los requisitos en cuanto a datos incluyen edad máxima, supervivencia a la mortalidad natural, fecundidad específica de la edad (número de descendientes producidos por hembra reproductora de edad x), proporción de sexos en el nacimiento, frecuencia de parto, proporción de hembras maduras o reproductoras por edad, y alguna información asociada como parámetros de la función de crecimiento y una relación talla-masa. El análisis de elasticidad es una extensión de las matrices de Leslie basadas en la edad o de modelos basados en etapas que permite identificar qué tasas vitales influyen más en la tasa de crecimiento de la población y por tanto qué etapas vitales (o edades) son más importantes para el crecimiento de la población.

2.4 Puntos de referencia analíticos

La metodología para calcular analíticamente los puntos de referencia sin un modelo de evaluación fue introducida por primera vez en Brooks *et al.* (2006) y en Brooks y Powers (2007), donde se demostró que los puntos de referencia correspondientes al máximo excedente de reclutamiento (MER, Goodyear 1980) podrían derivarse simplemente de parámetros biológicos y de un supuesto acerca de la forma de la función stock-reclutamiento. Brooks *et al.* (2010) rederivaron estas soluciones analíticas para calcular la ratio potencial de desove (SPR) en MER, y posteriormente demostraron cómo podría determinarse el estado del stock teniendo en cuenta la información auxiliar, e ilustraron el método para 11 stocks de tiburones. Aunque sólo son necesarias las tasas vitales para derivar estos puntos de referencia analíticos, es necesaria una estimación de la biomasa actual o una serie temporal de abundancia relativa para evaluar el criterio de sobrepescado. Aunque esta metodología debe probarse más, los resultados iniciales son alentadores. Brooks *et al.* (2010) compararon los resultados para el estatus de sobrepescado de las evaluaciones de stock con predicciones procedentes del método analítico y hallaron una correspondencia total para los nueve stocks de tiburones para los que se disponía de una estimación derivada de un método de evaluación para stocks más ricos en datos.

2.5 DCAC (Depletion-Corrected Average Catch)

El DCAC se basa en la fórmula del rendimiento potencial de Alverson y Pereyra (1969) y Gulland (1970) en la que $B_{RMS} = 0.5B_0$, $F_{RMS} = M$, y $Y_{pot} = 0.5MY_{pot}$. Si la abundancia se reduce desde B_0 a B_{RMS} , una captura "imprevista" puede calcularse como $W = 0.5B_0$ e Y_{pot} puede considerarse un rendimiento anual sostenible. La ratio de imprevisión expresa la magnitud de la captura imprevista en relación con un único año de rendimiento potencial. Esta ratio imprevista es la base para una corrección de la merma de la captura media. Para una serie de captura de n años, la captura total acumulativa consiste en n años de producción sostenible más un imprevisto equivalente a W/Y_{pot} años de rendimiento potencial.

La DCAC proporciona a la larga una estimación del rendimiento que podría haberse sostenido durante un periodo de n años.

2.6 AIM (An Index Method)

El modelo AIM (An Index Method, NOAA Fisheries Toolbox 2011) es un marco analítico para interpretar tendencias de abundancia que relaciona las tendencias de las encuestas con las extracciones pesqueras. El modelo AIM estima una tasa de mortalidad por pesca relativa a partir de una ratio entre captura y un índice de abundancia alisado. La segunda cantidad calculada es la ratio de sustitución, que se obtiene tomando los valores del índice de abundancia divididos entre una media móvil del índice de abundancia. La idea que subyace en la ratio de sustitución es que los valores superiores a uno indican que la población ha aumentado mientras que los valores inferiores a uno sugieren un crecimiento negativo de la población. Una regresión del logaritmo natural de la ratio de sustitución frente al logaritmo natural de la F relativa puede solucionarse para el valor de F relativa que produce $\ln(\text{ratio de sustitución})=0$, es decir un crecimiento estable de la población. La F que produce un crecimiento estable puede considerarse como un punto de referencia de F con el que puede compararse la serie temporal de F relativa para evaluar la sobrepesca. Algo implícito en este enfoque es que la captura y el índice de abundancia tienen la misma selectividad. Esta metodología asume fundamentalmente un crecimiento de la población lineal (independiente de la densidad). Además, no hay estructura por edad, por lo tanto se ignoran los parámetros biológicos que tienen fuertes tendencias de edad o desfases muy largos en la dinámica de población debido a un tiempo de generación y maduración tardío y prolongado.

2.7 Modelos de producción excedente

Los modelos de dinámica de biomasa, también conocidos como modelos de producción (excedente), han sido y siguen siendo muy ampliamente utilizados en la evaluación de stocks de teleósteos. El uso de estos modelos en la evaluación de stocks de elasmobranchios, sin embargo, ha sido criticado por la violación de los supuestos subyacentes, principalmente la presuposición de que r responde de forma inmediata a cambios en la densidad del stock y de que es independiente de la estructura de edad del stock (Holden 1977; Walker 1998). En general, los modelos de producción cambian el realismo biológico por la simplicidad matemática, combinando crecimiento, reclutamiento y mortalidad en un único término "producción excedente". Sin embargo, son útiles en situaciones en las que solo se dispone de los datos de captura y esfuerzo del stock y para evaluaciones de stock prácticas porque son fáciles de implementar y proporcionan parámetros de ordenación, como el rendimiento máximo sostenible (RMS) y la biomasa virgen (Meyer y Millar 1999a).

Los modelos de dinámica de biomasa utilizados en la última década han caracterizado la incertidumbre mediante el uso de la inferencia Bayesiana o de métodos frecuentistas clásicos. Por lo general, en el trabajo de evaluación de stocks deben tenerse en cuenta dos componentes estocásticos (Hilborn y Mangel, 1997): la variabilidad natural que afecta al cambio anual en la biomasa de la población (también conocido como error de proceso) y la incertidumbre en los índices de abundancia relativa observados debido al error de muestreo y de medición (error de observación). Varios investigadores han utilizado los modelos de producción excedente bayesianos para evaluar el estado de las poblaciones de tiburones. El modelo de producción excedente bayesiano (BSP) (McAllister *et al.* 2001; McAllister y Babcock 2006), un modelo de producción de Schaefer que utiliza el algoritmo SIR (Sampling Importance Resampling) para la integración numérica, se ha utilizado en numerosas evaluaciones del estado de los stocks de tiburones del Atlántico (McAllister *et al.* 2001, 2008; Cortés 2002b; Cortés *et al.* 2002, 2006 por citar algunos). El BSP considera solo el error de observación, que se integra junto con q (coeficiente de capturabilidad) de la distribución posterior conjunta utilizando el enfoque analítico descrito por Walters y Ludwig (1994).

Tanto los errores de proceso como de observación pueden incorporarse al usar un marco de modelación dinámico estado-espacio de la serie temporal (Meyer y Millar 1999a). Este enfoque relaciona los estados observados (observaciones de CPUE) con los estados no observados (biomasas) a través de un modelo estocástico. Los modelos estado-espacio permiten la estocasticidad en la dinámica de población porque tratan las biomasas anuales como estados desconocidos, que son una función de estados anteriores, otros parámetros desconocidos del modelo y variables explicativas (por ejemplo, captura). Los estados observados están, a su vez, vinculados a las biomasas de una forma que incluye el error de observación especificando la distribución de cada índice de CPUE observado teniendo en cuenta la biomasa del stock en ese año. El enfoque bayesiano de la modelación estado-espacio se ha aplicado, solo recientemente, en las pesquerías (Meyer y Millar 1999a). Una ventaja de utilizar un enfoque bayesiano es que permite ajustar los modelos no lineales y muy parametrizados que es más probable que capturen la dinámica compleja de las poblaciones naturales. Meyer y Millar (1999a, b) apoyaron el uso del muestreador Gibbs, un método especial Markov chain Monte Carlo (MCMC), para calcular

distribuciones posteriores en modelos estado-espacio no lineales. Este modelo de producción excedente bayesiano no lineal de estado-espacio se ha adaptado y aplicado en varias evaluaciones de stocks de tiburones del Atlántico (Cortés *et al.* 2002, 2006). Además, Jiao *et al.* (2009) compararon los modelos de producción bayesianos jerárquicos y no jerárquicos aplicados a un grupo de tres especies de tiburón martillo (*Sphyrna lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) para solucionar el problema de evaluar grupos de peces para los que no se dispone de datos específicos de cada especie. Descubrieron que el ajuste de los modelos jerárquicos bayesianos era mejor que el de los modelos bayesianos tradicionales debido posiblemente al añadido de distribuciones previas de varios niveles, entre las que se encontraba una distribución previa de varios niveles de r para capturar la variabilidad de las tasas intrínsecas de crecimiento entre especies y poblaciones del grupo de peces martillo.

3 Recuperación de datos históricos

Recientemente, el SCRS ha adoptado el Programa ICCAT de investigación sobre pequeños túnidos y la primera fase de dicho programa de investigación consiste en la recuperación de conjuntos de datos históricos de pequeños túnidos de varias instituciones científicas de las CPC de ICCAT y que actualmente no están disponibles en la base de datos de ICCAT. La recuperación de datos incluye:

- Series de captura nominal de Tarea I por especies, arte, zona, pabellón y año.
- Estadísticas de captura y esfuerzo de Tarea II, por especies, mes, cuadrícula de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ o zona.
- Muestras de talla (y/o peso) de Tarea II por especies, arte, estrato temporal y zona.

Para abordar esta cuestión se redactó una convocatoria de ofertas con el objetivo específico de recuperar series temporales históricas de todas las pesquerías en la zona del Convenio de ICCAT, ya sea de pesquerías dirigidas a pequeños túnidos o de pesquerías que capturan dicha especie de forma fortuita. Se siguió un proceso similar en el contexto del Programa de Investigación sobre atún rojo para todo el Atlántico (GBYP). Estos procesos deberían repetirse para recuperar conjuntos de datos históricos sobre especies de tiburones. El Grupo puede basarse en la experiencia adquirida en dichos ejercicios con el fin de agilizar y facilitar esta importante iniciativa.

4 Datos comerciales

Los datos comerciales pueden ser útiles como fuente complementaria de información para la ordenación y evaluación de las especies de tiburones capturadas en asociación con las pesquerías de ICCAT. La identificación de tendencias y cambios en el comercio de productos de tiburones (por ejemplo, rutas, volúmenes, valores) podría contribuir también a nuestros conocimientos de la dinámica de las pesquerías que capturan tiburones. En el contexto específico de evaluaciones de tiburones, podrían utilizarse los datos de comercio actuales e históricos para identificar posibles lagunas en las capturas comunicadas y para desarrollar índices aproximados con el fin de estimar las capturas históricas.

En la reunión de evaluación de tiburones de ICCAT se han utilizado datos comerciales. En la evaluación de tintorera y marrajo dientuso de 2004, el Grupo debatió un análisis del comercio de aletas de tiburón de Hong Kong que proporcionaba estimaciones anuales aproximadas de captura de tiburones en el Atlántico. Ante estas estimaciones y ante el carácter muy incompleto de las comunicaciones de capturas a la Secretaría para la tintorera y el marrajo, el Grupo de evaluación exploró la utilización de un enfoque alternativo para estimar las capturas históricas, basándose en la ratio de tiburones con respecto a los desembarques de túnidos. Tras las evaluaciones de 2004, el Grupo recomendó que se utilizaran más las estadísticas comerciales, sobre todo para ampliar las series temporales históricas de estimaciones de capturas.

5 Programa de observadores

Tal y como afirmó la FAO (1995), para conseguir una ordenación responsable y sostenible de las pesquerías, los países pesqueros tienen que garantizar una recopilación completa, fiable y puntual de las estadísticas de las pesquerías sobre captura y esfuerzo pesquero. Dichos datos tienen que actualizarse regularmente y presentarse a la OROP pertinente para que se utilicen en evaluaciones de las pesquerías y en la provisión de asesoramiento científico. En el Código de Conducta para la pesca responsable de la FAO también se establece que los países pesqueros deberían implementar medidas eficaces de control, seguimiento y vigilancia de las pesquerías y medidas de ejecución, que incluyan, cuando proceda, programas de observadores con el fin de recopilar estadísticas básicas de pesca. En el caso de los tiburones pelágicos, que a menudo se capturan de forma fortuita

(y se descartan) en las pesquerías de ICCAT, la implementación de programas de observadores resulta esencial. De hecho, cuando los objetivos de ordenación de las pesquerías incluyen temas de conservación, el conocimiento de la mortalidad por pesca de los tiburones resulta esencial para cualquier marco de ordenación, y los programas de observadores constituyen la fuente de información más fiable para estas especies. Además, los programas de observadores son el único método disponible para recopilar de forma precisa datos sobre una serie de cuestiones importantes como: mortalidad individual al izar los ejemplares a bordo, destino y estado cuando se descartan, muestras para especies menos comunes o raras, etc.

En la **Tabla 6** del **Apéndice 7** se presentan las recomendaciones de ICCAT sobre los programas de observadores (la CGPM adopta las resoluciones de ICCAT en relación con los tiburones en el mar Mediterráneo, aunque la adopción por parte de la CGPM tiene lugar algo después) y su cobertura actual.

Al diseñar un programa de observadores el nivel de cobertura requerido constituye un elemento clave. Depende de los objetivos del programa de observadores (por ejemplo, niveles de precisión deseados para las tasas de captura fortuita y la variabilidad de los sucesos de captura fortuita, que dependen de los taxones específicos y de las combinaciones de pesquerías). En el caso de las pesquerías de túnidos que afectan a los tiburones, el programa de observadores debería recopilar datos con el objetivo de: i) mejorar la recopilación de datos de captura para evaluaciones de población; ii) estimar los niveles de captura fortuita y de descartes; iii) recopilar datos biológicos básicos y iv) recopilar información sobre artes y estrategias pesqueras

En la mayoría de los casos las estimaciones de captura fortuita son muy imprecisas para coberturas de observadores por debajo del 5 y 10%, por tanto, se requerirán tasas de cobertura de observadores por encima de dichos niveles. Las estimaciones de captura fortuita seguirán siendo muy imprecisas para especies con escasa presencia, para las cuales podría estar justificado un nivel de cobertura mucho más elevado.

En general, la composición por especies de las capturas de tiburones es similar en las diferentes pesquerías de túnidos en la zona del Convenio. Sin embargo, las diferentes pesquerías podrían tener un impacto diferente en las especies de tiburones: El palangre (en sentido amplio) afecta sobre todo a la tintorera (BSH) y marrajo dientuso (SMA) y en menor medida a los peces martillo, a los tiburones zorro, al tiburón jaquetón y al tiburón oceánico; las redes de enmalle (en sentido amplio) afectan sobre todo al tiburón jaquetón (FAL), a los tiburones zorro (THR), al tiburón oceánico (OCS) y al marrajo dientuso; el cerco afecta sobre todo al tiburón oceánico (OCS) y al tiburón jaquetón (FAL).

Las flotas industriales son las que tienen más impacto en los stocks de tiburones dentro del ámbito de actuación de las pesquerías de túnidos. La implementación de los programas de observadores científicos diseñados para mejorar la recopilación de datos de tiburones deberían centrarse en las dos flotas principales: la de palangreros pelágicos, sobre todo los que se dirigen al pez espada o túnidos tropicales, y la de cerqueros que se dirige a los túnidos tropicales. Aunque las flotas artesanales podrían tener un impacto considerable en algunas especies protegidas, el pequeño tamaño de los buques constriñe las posibilidades de los programas de observadores. Por tanto, deberían implementarse otros programas de recopilación de datos para estas pesquerías.

6 Información biológica

6.1 Estructura del stock

Para comprender mejor el impacto de las actividades pesqueras en las poblaciones de elasmobranquios y fomentar una ordenación más eficaz de sus pesquerías es necesario, en primer lugar, conocer si los elasmobranquios emigran entre regiones en las que puedan estar desarrollándose diferentes tipos y niveles de actividad pesquera. Sin embargo, incluso aunque estos temas revisten gran importancia, todavía existe información muy limitada sobre la estructura de stock de la mayoría de los elasmobranquios pelágicos a nivel de todo el océano, por lo que reviste la mayor importancia fomentar estos tipos de estudios. La utilización de supuestos incorrectos sobre la estructura del stock y los movimientos puede dar lugar a conclusiones sesgadas sobre los niveles de pesca sostenibles en una región determinada y, por tanto, la información sobre estos procesos deberían incorporarse en las evaluaciones de stock.

Pueden utilizarse diferentes enfoques para identificar y clasificar los stocks. Sin embargo, dadas las dificultades y posibles limitaciones de cada una de las técnicas y con el fin de proporcionar la identificación más precisa posible de los stocks, el conocimiento científico debería recurrir a diferentes fuentes de información y, por consiguiente, se recomienda que se aplique un enfoque multidisciplinar que utilice una combinación de técnicas.

6.1.1 Estudios genéticos

El estudio de la estructura genética de una población puede constituir una herramienta muy útil para contribuir a determinar si existe migración entre las zonas geográficas. Cuando los ejemplares de una especie se segregan en varios stock reproductivos, las frecuencias de alelos en marcadores genéticos neutrales divergen de tal modo que la variación en frecuencias de genes refleja la magnitud del aislamiento reproductivo entre estos stocks (Heist, 2004). Sin embargo, surgen dificultades en los estudios genéticos de población en especies de mar abierto. Por ejemplo, un pequeño número de migradores por generación podría ser suficiente para que dos poblaciones no puedan distinguirse genéticamente (Camhi *et al.*, 2008).

Durante las últimas décadas, se han utilizado varios tipos de marcadores moleculares para estimar la estructura del stock en poblaciones marinas (Utter, 1991). La elección de la técnica que se tiene que utilizar depende de las capacidades del equipo de investigación, de sus preferencias, del tipo de equipamiento disponible y de la calidad del tejido disponible para el análisis. En general, los marcadores genéticos utilizados incluyen alozimas, ADN mitocondrial y microsátélites, aunque también existen otras técnicas. Cada técnica tiene sus propios puntos débiles y fuertes, y en Heinst (1999, 2004, 2008) se presentan revisiones de éstos. Una consideración final concerniente a los estudios genéticos de tiburones pelágicos es que estas especies pueden realizar migraciones estacionales de gran escala y pueden segregarse por sexos y/o estadio de madurez. Por tanto, reviste gran importancia planificar detenidamente dónde y cómo realizar muestreos y recoger tejidos.

6.1.2 Análisis biométrico

El análisis biométrico, que incluye rasgos merísticos y morfométricos, proporciona un complemento importante para los enfoques genéticos de identificación de stocks. Los rasgos merísticos conllevan mediciones repetidas en serie como recuentos de vértebras. El trabajo experimental ha demostrado que los factores medioambientales, como temperatura, salinidad y tensión del oxígeno, pueden modificar la expresión de los genes responsables de caracteres merísticos. Algunos estudios merísticos han proporcionado evidencias de estructura del stock que coinciden con la información genética.

6.1.3 Parámetros de población

Los parámetros típicos de población que son útiles para los estudios de dinámica de población incluyen edad, crecimiento y reproducción, parámetros que pueden utilizarse para estimar las mortalidades y las tasas de crecimiento intrínseco de la población. Diferentes poblaciones de una misma especie pueden mostrar diferentes parámetros biológicos, y estos deberían tenerse en cuenta durante los estudios de dinámica de población y durante las evaluaciones de stocks. Además, dado que diferentes poblaciones de la misma especie pueden estar sometidas, a lo largo del tiempo, a diferentes presiones y mortalidades por pesca, los mecanismos dependientes de la densidad podrían producir también cambios en los parámetros biológicos y afectar a la dinámica de las poblaciones.

Estas diferencias podrían observarse mediante estudios comparativos de los parámetros biológicos entre varias poblaciones de una especie, y podrían servir para verificar otras metodologías de estructura del stock. Algunos estudios han utilizado este enfoque para los tiburones, tratando de determinar posibles separaciones de stock basadas en parámetros del ciclo vital, pero la mayoría se ha realizado en tiburones costeros. Ejemplos de esto son los trabajos de Carlos y Parsons (1997), Yamaguchi *et al.* (2000) and Coelho *et al.* (2010).

Estas técnicas comparativas no han sido aplicadas comúnmente a los tiburones pelágicos y, aunque se ha reconocido su importancia, para las evaluaciones de stocks (lo que incluye evaluaciones de riesgo ecológico), se han utilizado parámetros biológicos diferentes para cada uno de los stocks (Atlántico norte, Atlántico sur y Mediterráneo). En términos de metodología, los detalles sobre la recopilación y análisis de datos para utilizar dichos parámetros con miras a realizar comparaciones entre regiones, se especifican en la Sección 6.2 (información sobre el ciclo vital) de este plan de investigación. Este componente del plan podría contribuir a separar stocks, y podría producir importantes parámetros biológicos para su utilización en cada uno de los stocks.

6.1.4 Marcado

Puede utilizarse el enfoque convencional de colocación y recuperación de marcas. Las recuperaciones en el tiempo proporcionan gamas y patrones de movimiento que pueden contribuir a la inferencia del grado de mezcla entre los stocks. Sin embargo, el éxito de dichas técnicas depende en gran medida de los esfuerzos de marcado y

recuperación, y dichos estudios se ven generalmente limitados por sus costes más elevados. Se insta a la utilización de tecnologías de marcado vía satélite, ya que este tipo de marca transmite datos sobre la localización del ejemplar sin tener que recuperarlo, por lo que dichas tecnologías son totalmente independientes de la pesquería. Además, las marcas proporcionan localizaciones en posiciones intermedias y no solo dos observaciones en el espacio-tiempo (captura y recaptura terminal) como sucede con el enfoque convencional de colocación y recuperación de marcas. Un punto débil de algunos tipos de marcas vía satélite (por ejemplo, marcas pop-up) es que las estimaciones de la posición geográfica basadas en la luz pueden generar errores importantes, y esto puede limitar sus ventajas con respecto a las marcas convencionales. Estas marcas funcionan con electricidad (pilas, energía solar, energía cinética, etc.) lo que da lugar a que, como promedio, el tiempo en libertad sea inferior al de las marcas convencionales.

6.1.5 Parásitos (marcas biológicas)

Mediante el estudio de parásitos puede obtenerse información sobre patrones de distribución geográfica, migraciones y hábitos alimentarios de los peces. La investigación de anfitriones y de sus parásitos ha mejorado los conocimientos sobre la distribución espacial de la población de huéspedes (Abaunza *et al.* 2008). Lester and MacKenzie (2009) proporcionan directrices sobre cómo utilizar los parásitos como marcas biológicas en los estudios de población de peces. En el Atlántico, por ejemplo, García (2011) utilizó parásitos como complemento de otras técnicas, para establecer una diferenciación entre los stocks de pez espada (*Xiphias gladius*).

6.2 Información sobre el ciclo vital

6.2.1 Edad y crecimiento

El conocimiento de la estructura de edad y de la dinámica de crecimiento de una población es crucial para la aplicación de modelos de evaluación de stock realistas desde el punto de vista biológico y, en última instancia, para conseguir una ordenación y una conservación eficaces. La información sobre edad y crecimiento se utiliza a menudo para estimar la mortalidad natural o la mortalidad total, información que constituye un componente crucial de los modelos de evaluación de stock, y en el cálculo de importantes parámetros demográficos y de población, como las tasas de crecimiento de la población y el tiempo de generación. Por tanto, una ordenación pesquera adecuada requiere información precisa y exacta sobre la edad para poder tomar decisiones informadas, ya que las estimaciones inexactas de la edad pueden dar lugar a importantes errores en las evaluaciones de stock y posiblemente a la sobreexplotación (Campana 2011). A pesar de su importancia, todavía son escasos los estudios publicados sobre edad y crecimiento de los tiburones, y sólo unos pocos proporcionan una validación del método de determinación de la edad utilizado (por ejemplo, ratificación, mediante un método directo, como una inyección de marcador químico, de que las bandas de crecimiento de la estructura para la cual se está determinado la edad se depositan con una periodicidad determinada, por lo general anualmente.)

Dado que los tiburones no tienen partes duras, como grandes escamas y otolitos, la información sobre edad y crecimiento de los tiburones se suele obtener de recuentos de bandas traslúcidas y opacas en el centro de las vértebras o en las espinas. El procesamiento de las muestras resulta laborioso y requiere muchas horas de trabajo en laboratorio. La preparación de las vértebras para la determinación de la edad requiere varios pasos. Para mejorar la visibilidad de las bandas de crecimiento, las vértebras pueden cortarse por la mitad sagitalmente o en rodajas de diferentes grosores. En función de las especies, las secciones pueden teñirse con diferentes productos químicos para resaltar las bandas de crecimiento (por ejemplo, violeta cristal y rojo alizarín). Las bandas opacas y translúcidas se cuentan colocando una sección bajo un microscopio de disección conectado a un sistema de análisis de imagen. Generalmente, dos biólogos leen las muestras sin información previa (a saber, sin conocimientos de la talla o sexo del ejemplar) y las estimaciones de edad que acuerdan los lectores se vuelven a utilizar utilizando imágenes digitales almacenadas.

Históricamente, el modelo de crecimiento von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938) ha sido el modelo que se ha aplicado a la mayor parte de los elasmobranchios (Cailliet and Goldman, 2004), pero, en años recientes, también se han aplicado modelos de crecimiento alternativos (Carlson and Baremore 2005; Neer *et al.* 2005, Coelho and Erzini, 2007, 2008). Muchos de estos modelos no cuentan todavía con validación de la edad y sólo disponen de muestras de tallas pequeñas para algunos grupos de edad. Para resolver estos problemas, se insta a la colaboración entre los científicos de las diferentes CPC de ICCAT y de diferentes instituciones con el fin de desarrollar modelos más completos.

Otros medios prometedores para la validación de la edad para especies longevas es la datación mediante huellas de radiocarbono. Esta técnica se centra en el incremento bien documentado de radiocarbono (C^{14}) en los océanos mundiales, provocado por las pruebas atmosféricas de bombas atómicas en los sesenta (Druffel and Linick 1978). Se ha constatado que el incremento del radiocarbono en los océanos y en la atmósfera es sincrónico con organismos marinos que contienen carbonato, como vivalvos, corales y huesos de peces (Kalish 1993, Weidman and Jones 1993, Campana 1997). La sincronía permite que el periodo de incremento pueda utilizarse como marcador de datación en estructuras calcificadas que muestran bandas de crecimiento, como otolitos de teleósteos y vertebras de tiburones (Campana *et al.* 2002a). Esta técnica se ha utilizado con éxito para validar la estimación de la edad del marrajo sardinero (*Lamna nasus*), y ha tenido algún éxito para un único marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) (Campana *et al.*, 2002b), y dos grandes peces martillo (*Sphyrna mokarran*) (Passerotti *et al.* 2010). Algunos trabajos anteriores de Kerr *et al.* (2004) en jaquetón blanco (*Carcharodon carcharias*) también resultaron prometedores. Esta técnica podría contribuir a la validación de la edad y a la evaluación de la población de muchas especies longevas de elasmobranquios. Una financiación adecuada permitiría la colaboración entre colegas expertos en la aplicación de esta técnica específica.

6.2.2 Biología reproductiva

El conocimiento de la biología reproductiva resulta esencial para los modelos de evaluación de stock que tratan de conocer con precisión la biología de una especie, como los modelos estructurados por sexo y edad. Los límites de talla mínimos, por ejemplo, suelen establecerse tras considerar la talla en la que los ejemplares más importantes alcanzan la madurez sexual. Las hembras de tiburones tienden a madurar en una edad más tardía y con una talla mayor y alcanzan tallas mayores y edades más avanzadas que sus homólogos masculinos. Este patrón se refleja en las curvas de crecimiento respectivas de cada sexo, y deben tenerse en cuenta en las evaluaciones de stock. La duración del ciclo reproductivo (específicamente, con que frecuencia se reproducen las hembras), el número de crías por camada para las hembras de diferentes tallas o edades, así como la proporción de hembras maduras y preñadas en cada talla constituyen una información fundamental para calcular la fecundidad, que es uno de los principales valores de entrada para cualquier análisis demográfico o evaluación de stock. La estimación incorrecta de cualquiera de estos parámetros reproductivos afectará a las estimaciones de fecundidad, dando lugar a sesgos en los análisis demográficos y en las evaluaciones de stock subsiguientes.

En los peces elasmobranquios los patrones reproductivos suelen caracterizarse por una madurez sexual tardía, la reproducción cada año, cada dos años e incluso cada tres años, largos periodos de gestación, fecundidad reducida y unas crías bien desarrolladas, con una elevada movilidad y con una mortalidad natural relativamente baja. Pero la información sobre la biología reproductiva de muchas especies, incluso de algunas comúnmente explotadas, es todavía fragmentaria. La financiación nos permitiría realizar estudios sobre la biología reproductiva de varias especies importantes en aguas del Atlántico, con el objetivo final de proporcionar información para fines de evaluaciones de stocks. Se requieren fondos para incrementar los esfuerzos de muestreo y ampliar el número de especies que se están examinando actualmente.

6.2.3 Mortalidad

Existen pocas estimaciones directas de la tasa de mortalidad natural instantánea (M) o de la tasa de mortalidad total instantánea (Z) para los elasmobranquios basadas en técnicas de colocación y recuperación de marcas o en curvas de captura. Se han obtenido estimaciones directas de mortalidad natural en experimentos de marcaje-reducción, únicamente para ejemplares juveniles de tiburón limón, y se han obtenido estimaciones de M derivadas de Z o de Z directamente en estudios de colocación y recuperación de marcas para unas pocas especies. Sin embargo, la mayoría de los estudios de modelación de la población para los elasmobranquios se ha basado en estimaciones indirectas de la mortalidad obtenidas mediante métodos basados en ecuaciones predictivas de rasgos del ciclo vital. La mayoría de estos métodos utilizan parámetros estimados de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (VBG), lo que incluye los de Pauly (1980), Hoenig (1983), Chen y Watanabe (1989), y Jensen (1996) (véase Roff 1992; Cortés 1998, 1999; Simpfendorfer, 1999a, 2005 para revisiones de estos métodos) entre otros. Estas ecuaciones no producen estimaciones de mortalidad natural específicas de la edad, con la excepción del método de Chen y Watanabe (1989). Por el contrario, los métodos propuestos por Peterson y Wroblewski (1984) y Lorenzen (1996, 2000) permiten obtener estimaciones de la mortalidad natural específica de la talla que pueden transformarse en estimaciones específicas de la edad mediante la función VBG. También se ha afirmado que la utilización de las curvas en forma de U (Walker 1998) tiene en cuenta el hecho de que los individuos se van muriendo en los últimos años de su vida. También se ha propuesto una curva en forma de U modificada, la denominada curva "en forma de bañera" (Chen y Watanabe 1989; Siegfried 2006) para los elasmobranquios, ya que al descenso inicial de la mortalidad natural (M) en edades jóvenes le sigue un perfil más plano y M muestra un incremento marcado únicamente en las edades más avanzadas, posiblemente debido a la senectud.

6.3 Enfoques basados en el ecosistema

6.3.1 Estudios tróficos, ecología trófica y bioenergética de tiburones

En años recientes, las organizaciones de ordenación pesquera (OROP) han resaltado la necesidad de adoptar un enfoque ecosistémico para la ordenación. Los trabajos realizados hasta la fecha para los tiburones consideran poco la función de ecosistema debido a que se dispone de pocos datos cuantitativos específicos de las especies, de pocos datos sobre interacciones depredador-presa y sobre requisitos de hábitat de los tiburones. Se requieren más estudios sobre dieta, utilización del hábitat y modelación ecosistémica para poder comprender plenamente el modo en que los tiburones utilizan los ecosistemas e interactúan con otras especies.

Para una evaluación completa del impacto de los tiburones en el ecosistema, pueden utilizarse los datos de dieta que incorporen información publicada sobre tasa metabólica (véase la revisión en Carlson *et al.* 2004) e información sobre excreción y egestión (véase la revisión en Wetherbee y Cortés 2004) con el fin de obtener modelos bioenergéticos para las poblaciones de tiburones. Los modelos bioenergéticos pueden utilizarse para evaluar los efectos de depredación de los tiburones (a saber, tasas de consumo) sobre la abundancia de presas, así como las consecuencias de la reducción en las tasas de depredación mediante un incremento de la mortalidad por pesca en las poblaciones de tiburones. Un ejemplo es el modelo bioenergético elaborado para la raya gavián (*Rhinoptera bonasus*), que se utilizó para determinar los efectos relativos de la variación de diferentes variables medioambientales en el crecimiento (Neer *et al.* 2004). El crecimiento individual del modelo bioenergético puede utilizarse también para desarrollar modelos de proyección de matriz, que están diseñados para simular la dinámica de la población a largo plazo, y examinar el modo en que diferentes estrategias de captura afectan al estado del stock a largo plazo.

Aunque es un hecho comúnmente aceptado que los tiburones son depredadores que se hallan en la cúspide de la cadena alimentaria en muchas comunidades marinas (Wetherbee y Cortés 2004), existen muy pocas estimaciones de los niveles tróficos (Cortés 1999). Una alternativa para estimar el nivel trófico basada en contenidos estomacales es la utilización de isótopos estables de nitrógeno y carbono obtenidos de tejidos de consumidores marinos. Este enfoque se utiliza cada vez más para estimar la posición trófica de los tiburones en las pirámides alimentarias marinas, y puede proporcionar una alternativa viable a la estimación de niveles tróficos basada en la dieta.

6.3.2 Utilización del hábitat

La cuantificación del uso del hábitat de los peces es importante para la ordenación de las poblaciones de peces y para la planificación de su conservación. Los estudios de uso del hábitat se utilizan para documentar la calidad del hábitat y su especificidad en las diferentes fases del ciclo vital. El conocimiento de los patrones de movimiento (por ejemplo, utilización del espacio y patrones de actividad) resulta esencial para comprender el comportamiento de una especie, así como para definir el hábitat para dicha especie. Los patrones de movimiento de un animal pueden tener efectos importantes en su energética, capacidad de reproducción y supervivencia (Matthews, 1990).

A diferencia de los animales que se desplazan en medios marinos costeros, que pueden utilizar puntos de referencia más definidos para la navegación (por ejemplo, batimetría), los depredadores pelágicos tienen que basarse en indicios, que son más difíciles de definir (por ejemplo, gradientes geomagnéticos). A pesar de estas limitaciones, puede haber lugares predecibles con abundancia de presas, como, por ejemplo, el interior de los frentes termales, que se sabe desde hace tiempo que son zonas con una elevada abundancia de peces (Block *et al.* 2011; Queiroz *et al.* 2012). Es posible que las condiciones oceanográficas sean las que rijan en gran medida los movimientos y la distribución de los tiburones pelágicos (Queiroz *et al.* 2012).

Para comprender mejor la influencia del ecosistema marino en la utilización del hábitat por parte de las especies, es necesario recopilar información oceanográfica (por ejemplo, temperatura de la superficie del mar, concentraciones de clorofila, velocidad de la corriente, profundidad de la termoclina, frentes oceánicos y afloramientos). Esta información puede recopilarse in situ o mediante técnicas de teledetección. La capacidad de recopilar datos sobre movimientos de peces pelágicos y sobre su relación con el medio ambiente se ha incrementado en gran medida gracias a los últimos avances tecnológicos, tal y como evidencia la amplia gama de sistemas de telemetría vía satélite y otros tipos de técnicas de investigación (Campana *et al.* 2011).

6.3.3 Hábitat esencial de los peces y patrones de migración

Una mejor ordenación de las poblaciones de tiburones mediante la protección del hábitat es el objetivo del mandato para la descripción e identificación de hábitats esenciales de peces. Con esto se reconoce la importancia de todas las fases del ciclo vital de las especies y no sólo de las fases vulnerables a la explotación. Sin embargo, debido a su carácter migratorio, la identificación de hábitats esenciales de los peces (EFH) para los tiburones pelágicos supone un gran reto.

La utilización de tecnologías modernas puede mejorar la identificación y cuantificación de los EFH para los tiburones. Esto incluye la utilización de estaciones acústicas para hacer un seguimiento de los movimientos de algunas fases de los tiburones, aunque la aplicación de dichas técnicas en mar abierto plantea muchas dificultades. De todos modos, los trabajos realizados con este sistema podrían proporcionar información sobre el tamaño de la zona de origen, los cambios en la utilización del hábitat en el tiempo, la distribución de los tiburones con respecto a la densidad de presas, los momentos de la inmigración y de emigración, la observación de comportamientos filopátricos (por ejemplo si los tiburones regresan a sus territorios natales), el examen de relaciones intraespecíficas (por ejemplo, agregación, competencia y dinámicas de grupo) y la evaluación de las tasas de mortalidad dentro de la población.

Los análisis de isótopos estables y la microquímica también son dos campos de investigación en expansión. Aunque los isótopos estables como N^{15} y C^{15} se han utilizado tradicionalmente para estudiar la estructura de la cadena alimentaria y estimar el nivel trófico (véase la sección anterior), los investigadores están utilizando actualmente isótopos estables para rastrear el movimiento de los ejemplares individuales utilizando estas señales químicas como marcadores naturales. También puede utilizarse la microquímica de partes duras de elementos raros como el estroncio para examinar los movimientos de los peces entre las zonas natal y de reproducción. Ambas técnicas han dado resultados prometedores para los peces con huesos, mientras que las investigaciones en este sentido siguen siendo muy preliminares para los elasmobranquios. El Grupo puede respaldar las investigaciones sobre dichas técnicas y obtener una perspectiva de los patrones migratorios, de la estructura del stock y de las tasas de mezcla de importantes especies de tiburones, todos ellos factores importantes para mejorar las evaluaciones de stocks.

6.3.4 Modelación basada en el ecosistema y en el hábitat

Se han utilizado diversos enfoques para predecir las potenciales distribuciones de peces basándose en modelos de la utilización del hábitat de una especie. Por ejemplo, la modelación del nicho ecológico se ha utilizado para predecir la distribución potencial ecológica y geográfica de una amplia variedad de especies de fauna. Un nicho es un concepto ecológico que define el medio ambiente óptimo para el crecimiento, reproducción y supervivencia de una especie. Un modo de investigar la respuesta de las especies al hábitat es realizar un examen de las preferencias de hábitat mediante el desarrollo de modelos de nicho ecológico.

La información sobre el movimiento vertical de los peces en la columna de agua recopilada por marcas satélite puede incorporarse también en los modelos de estandarización basados en el hábitat (HBS) (Bigelow *et al.* 1999). En los modelos HBS el esfuerzo efectivo se modela como una función de la probabilidad de interacción entre la distribución en profundidades de los anzuelos y las especies presentes en la columna de agua. Este modelo también requiere información sobre la configuración de los artes (por ejemplo, profundidad de los anzuelos).

También se están desarrollando modelos ecosistémicos para comprender la función de los ecosistemas marinos y sus respuestas potenciales ante las alteraciones naturales y antropogénicas. Una cuestión importante consiste en evaluar el modo en que la extracción de los depredadores de la cúspide de la pirámide alimentaria mediante la pesca y otras fuentes de mortalidad afectará a la función global del ecosistema. Este tema adquiere mayor importancia si se consideran las reducciones observadas de especies en niveles tróficos más elevados, y una mayor pesca en niveles más bajos de la cadena alimentaria (Pauly *et al.* 1998). Por otro lado, el trabajo reciente de modelación en zonas costeras de pequeña escala halló que la reducción de la abundancia de algunos tiburones debido al incremento de la mortalidad por pesca no generó cambios estructurales importantes en el sistema global (Carlson 2007). Trabajos adicionales de modelación en el océano Pacífico septentrional han hallado también que la reducción de uno o unos pocos grupos de tiburones no causa efectos de "descenso" debido a incrementos complementarios de otros grupos de depredadores de la cúspide de la cadena alimentaria, que aparentemente cubren los nichos vacíos (Kitchell *et al.* 2002). Sin embargo, el trabajo de modelación de un sistema de arrecifes rocosos indicó que los tiburones podrían ser importantes artífices de la comunidad marina y que podrían haberse producido ya considerables modificaciones debido a la extracción de tiburones por parte de

las pesquerías de Galápagos (Okey *et al.* 2004). Este tipo de estudios tiene que llevarse a cabo también en los medios pelágicos, con el fin de desarrollar métodos para seguir probando hipótesis similares. Además, podrían evaluarse una serie de hipótesis relacionadas con la eficacia, tamaño y diseño de posibles reservas marinas en mar abierto.

7 Mitigación de la captura fortuita

Se están desarrollando numerosos proyectos de investigación para mitigar la captura fortuita, sobre todo en lo que concierne a aves marinas, tortugas marinas y mamíferos marinos. Algunas de estas investigaciones incluyen la utilización de líneas espantapájaros, cebo teñido, pruebas con dispositivos de colocación de anzuelos bajo el agua, dispositivos para evitar que las aves marinas se enreden en la urdimbre de cables de las redes de arrastre, la utilización de anzuelos circulares, la utilización de equipos para la liberación de la fauna tras la captura, estudios sobre utilización del hábitat y la posible aplicación de dispositivos excluidores de tortugas (DET) en la pesquería de arrastre. También se han realizado modificaciones en los artes para proteger a las tortugas, se han utilizado redes reflectantes y alarmas acústicas para los mamíferos y se han realizado estudios sobre el comportamiento y la utilización del hábitat por parte de los tiburones. Sigue siendo prioritario que se realicen estudios ecosistémicos sobre los efectos colaterales de la pesca, como la extracción de especies con un elevado valor trófico. También se están realizando investigaciones sobre modos de reducir la captura fortuita de tiburones (beneficios de la prohibición de utilización de alambre en las brazoladas, anzuelos que repelen a los tiburones, cambios en la profundidad de inmersión, tipo de anzuelo, tipo de cebo, etc.).

Una práctica habitual a bordo de los buques pesqueros es tirar por la borda de diferentes maneras a los tiburones o rayas que no se quieren. De hecho, los pescadores suelen considerar que los tiburones, y en menor medida las rayas, son animales duros y dan por supuesto que podrán sobrevivir fácilmente si se devuelven al mar. Sin embargo, existen incertidumbres sobre el destino de estos ejemplares tras su liberación y las tasas de supervivencia de tiburones y rayas varían probablemente entre las diferentes especies dentro de una misma pesquería. El desarrollo y fomento de prácticas que maximicen el buen estado de los tiburones y rayas cuando se manipulan y liberan están plenamente justificados. Deberían difundirse entre los pescadores las prácticas adecuadas identificadas para los principales artes que afectan a los tiburones y rayas y debería realizarse un seguimiento de su implementación a bordo.

8 Otras consideraciones para el programa de investigación sobre tiburones

8.1 Creación de capacidad

Uno de los mayores retos a los que se enfrentan la ordenación inteligente de las pesquerías es la adquisición de datos precisos y robustos de captura, esfuerzo, desembarques, localización y profundidad. Aunque se han producido algunas mejoras, la recopilación de dichos datos en el Mediterráneo no se produce o es incompleta. La realización de un esfuerzo concertado para reforzar las capacidades de recopilación de datos en estas regiones debería ser una prioridad con el objetivo de que la calidad y cantidad de datos alcancen los estándares actualmente aceptados.

La identificación precisa y la cuantificación a nivel de especies es un imperativo fundamental. La identificación de especies es a menudo una tarea difícil ya que muchas especies de elasmobranquios tienen una apariencia similar y es fácil incurrir en errores de identificación, incluso para los expertos. Aunque se han publicado guías de identificación para muchas zonas clave, se aprende mucho mejor a diferenciar las especies mediante la experiencia práctica. Las jornadas de trabajo en las que participan especialistas en identificación reconocidos, dirigidas a biólogos locales y celebradas en sus zonas utilizando la biota local, tienen un valor inestimable a la hora de producir controles de calidad en las fases más básicas de recopilación de datos.

Es esencial entender las prioridades en la recopilación de categorías de datos, y deben establecerse y recopilarse de forma uniforme informaciones detalladas sobre la utilización de mediciones de talla estandarizadas (TL, FL, PCL, DW), determinación de sexos externa, signos morfológicos de madurez, etc. Pueden compartirse las hojas de datos probadas in situ ya existentes así como los conocimientos sobre cómo y cuándo modificar los cambios cuando se requiera en función de las condiciones locales, lo que ahorrará a los científicos locales tener que realizar periodos de ensayo y error que tengan como resultado la recopilación de datos erróneos o insuficientes. Se insta al archivo de datos antiguos, junto con anotaciones que describan las metodologías empleadas. Al igual que ocurre con la identificación de especies, la celebración de jornadas con instructores bien formados y biólogos locales han demostrado resultar un enfoque adecuado para crear capacidad en este campo.

En muchas regiones los conocimientos de técnicas básicas de laboratorio son escasos o inexistentes. Deben emplearse las partes duras seccionadas morfológicamente y las técnicas de validación para determinar de edad, así como enfoques para documentar la biología reproductiva, ya que estos parámetros del ciclo vital pueden variar localmente y son esenciales para el proceso de evaluación. Las sesiones de formación prácticas con instructores veteranos y biológicos locales son una importante herramienta de creación de capacidad para adquirir estos parámetros clave del ciclo vital.

En muchas zonas apenas se emplean herramientas analíticas modernas para la evaluación básica de pesquerías ni programas de ordenación y los análisis más avanzados basados en el conocimiento de los primeros son ampliamente ignorados. Cuando más complejo es el análisis, menor es el número de las personas con la formación adecuada para realizarse. Para que se puedan alcanzar dichos niveles se requiere un enfoque gradual para garantizar que las personas se sientan cómodas en niveles previos antes de comenzar la curva de aprendizaje para llegar al nivel siguiente.

Siempre es importante debatir el contexto. Un curso que resuma las actividades de los principales participantes en la conservación y ordenación regional e internacional -como ICCAT; CGPM, ICES, FAO e IUCN - proporciona una revisión de las condiciones actuales de los stocks del Atlántico y Mediterráneo, de qué acciones están vigentes y cuáles están previstas y una actualización sobre la calidad de la biodiversidad regional existente. Si se identifican los potenciales escollos se podría hacer que los esfuerzos regionales se centraran en rectificarlos.

La producción periódica de jornadas de trabajo centradas en esta cuestión práctica incrementaría en gran medida la calidad y cantidad de datos. Y, lo que es igual de importante, estas actividades darán lugar a la formación de uno o más instructores que a su vez podrán transmitir conocimientos y difundirlos en jornadas de trabajo similares en sus países de origen (“enseña a los profesores”), una estrategia que sigue dando sus frutos. Además, tener la oportunidad de “devolver” resulta satisfactorio tanto para los instructores como para sus estudiantes.

Los requisitos de financiación para Jornadas de trabajo de varios días incluyen gastos de viajes, alojamiento y dietas para todos los participantes, incluidos los formadores, y pequeños importes para los viajes del grupo dentro del país (visitas a playas de desembarque de la pesca, mercados, etc.), adquisición de ejemplares para la identificación en laboratorios y alquiler de salas de clase y de laboratorios (quizá estos últimos puedan utilizarse gratuitamente).

Las sesiones informativas y de formación a larga distancia son mecanismos empleados para llegar a grupos no científicos, pero también pueden atraer a científicos que no puedan asistir a algunas de las jornadas. La publicación de las actividades de las jornadas de trabajo y de documentos adicionales en un sitio web permite llegar a una audiencia científica más amplia que unas jornadas presenciales, con mayores limitaciones físicas y presupuestarias; sin embargo, el enfoque de enseñanza práctica es siempre el mejor modo de proceder. El grupo no científico, incluidos los pescadores, se beneficiará sobre todo del desarrollo y publicación de carteles que insten a la devolución en buen estado de especies en peligro, como las tortugas marinas (*Chelonia*), peces sierra (*Pristidae*) y otros elasmobranquios incluidos en las listas de CITES, así como los elasmobranquios y los teleósteos prohibidos local y regionalmente. La ausencia de ejecución es un problema fundamental en prácticamente todas las regiones, por lo que el desarrollo de una campaña de concienciación que conlleve el desarrollo y publicación de carteles y la entrega de folletos educativos en los puertos, playas de pesca, mercados de pescado, etc. propiciará la autoejecución por parte de los pescadores.

Podrían organizarse jornadas de formación de un día dirigidas a los pescadores locales, observadores de pesquerías y científicos para revisar los métodos actuales de mitigación y las mejores prácticas pesqueras para reducir la mortalidad de tiburones. La implementación de unas directrices adecuadas de manipulación/liberación podrían incrementar la seguridad de la tripulación y optimizar la supervivencia de los ejemplares liberados.

Tal y como se indicó en la Reunión de 2011 del Grupo de trabajo sobre organización del SCRS, el número de CPC que se ha adherido a ICCAT se ha incrementado rápidamente en la última década. Lamentablemente, el nivel de participación de científicos de las CPC en los trabajos del SCRS no ha seguido el mismo ritmo. En particular, dadas las limitaciones reconocidas de datos para muchas especies de tiburones, el SRDCP debería seguir basándose en los esfuerzos de ICCAT para fomentar una mayor participación de los científicos de las CPC en los trabajos del SCRS (a saber, recopilación de datos, contribución a las evaluaciones de stocks, cálculo de los indicadores de pesquerías locales, participación en los grupos de trabajo, etc.).

8.2 Colaboración y coordinación

La colaboración y cooperación son acciones esenciales que constituyen los cimientos de cualquier actividad de investigación transnacional. En el caso de las especies de tiburones pelágicos presentes en el Atlántico y el Mediterráneo, cualquier plan de investigación y de recopilación de datos eficaz centrado en estas especies con una amplia distribución requiere la puesta en práctica de mecanismos que refuercen las relaciones entre los equipos científicos que participan en el proceso. Los campos de colaboración que deberían reforzarse en el marco de esta acción colectiva y que fueron identificados por el el Grupo de especies de tiburones son los siguientes:

- elaboración de protocolos comunes para la recopilación y análisis de muestras biológicas;
- protocolos para el almacenaje y la conservación de muestras biológicas;
- creación de capacidad y formación en lo que concierne a la recopilación y análisis de datos;
- distribución equitativa del esfuerzo de muestreo biológico encuadrado en un programa de muestreo científicamente predefinido;
- promoción de las oportunidades de visita e intercambio para los científicos en los laboratorios nacionales que priorice la colaboración multilateral para los proyectos científicos con el fin de fomentar la colaboración entre equipos científicos que participan de forma constante en la investigación sobre tiburones en el SCRS.

Con respecto a la colaboración con otras organizaciones, es importante que ICCAT continúe interactuando con otras OROP que realizan estudios científicos y establecen medidas de ordenación para las especies de tiburones de interés en dicho plan de investigación (por ejemplo, OROP de túnidos, CGPM, NAFO e ICES). La evaluación conjunta de marrajo sardinero realizada junto con ICES en 2009 y el Grupo de trabajo conjunto de OROP de túnidos sobre captura fortuita de Kobe son ejemplos de cómo puede facilitarse dicha colaboración. Es crucial que se realicen trabajos de colaboración para mejorar el asesoramiento científico necesario para estas especies.

En términos de colaboración con otros grupos, es probable que se capturen de forma incidental amplia variedad de aves marinas, tortugas, mamíferos marinos y tiburones (que incluyen también en general tiburones y batoideos) en diferentes pesquerías. Estos cuatro taxones incluyen los depredadores de la cúspide de la cadena alimentaria que se cree que desempeñan un importante papel en el ecosistema. Se están desarrollando varios iniciativas nacionales y regionales con el objetivo de minimizar la captura fortuita. La investigación asociada con estos esfuerzos es la fuente de información más importante sobre las especies afectadas y ha permitido la recopilación de valiosa información sobre diferentes aspectos de su biología y comportamiento, sobre todo en lo que concierne a sus interacciones con buques pesqueros. Hemos observado que algunas medidas de mitigación desarrolladas para algunos de estos taxones podrían dar lugar a un incremento de las capturas de tiburones. En este contexto, es importante identificar y contactar con organizaciones y grupos de trabajo que adopten un enfoque y análisis de múltiples taxones con el fin de optimizar los resultados y beneficios de los trabajos de investigación.

8.3 Financiación

El Grupo de especies sobre tiburones debatió fuentes potenciales de financiación para respaldar el SRDCP. Se acordó que en esta fase de la definición de esta ambiciosa acción de investigación no es posible estimar los fondos requeridos para abordar los diferentes elementos identificados en el programa. El Grupo de especies sobre tiburones consideró que el mejor enfoque para obtener una estimación apropiada del presupuesto requerido sería asignar esta tarea a un grupo de científicos del SCRS familiarizados con las pesquerías de elasmobranquios. A este efecto, se requeriría apoyo financiero para un contrato de breve duración.

La implementación del SCRDCP se integrará en el plan estratégico para la ciencia del SCRS para 2015-2020, que proporcionará un marco global para la coordinación requerida y para el desarrollo del plan. En cualquier caso, el Grupo de especies sobre tiburones concluyó que, con el fin de respaldar las actividades en curso, existe una necesidad urgente de esfuerzos combinados para establecer un programa conjunto y coordinado de muestreo biológico para todo el Atlántico y el Mediterráneo. Este aspecto es clave para una mayor eficacia y sinergia en el contexto de los múltiples programas de observadores nacionales que se están llevando a cabo en la actualidad. En un futuro inmediato es necesario que se concreten aspectos como la definición de los protocolos de muestreo biológico, los estratos de tiempo-zona-talla-sexo para las diferentes especies de tiburones y la distribución equitativa del esfuerzo de muestreo entre los diferentes equipos de muestreo. Por consiguiente, el Grupo de especies sobre tiburones recomienda que un pequeño grupo de científicos del SCRS debería encargarse de elaborar el diseño del muestreo biológico; el Grupo también recomienda que esta tarea se realice en 2014 y que los costes correspondientes sean financiados por ICCAT. El presupuesto previsto de estas acciones debería evaluarse y proponerse al SCRS para su aprobación.

Tabla 1 del Apéndice 7. Enfoque de semáforo utilizado para establecer categorías del nivel de información (expresado como número de estudios) disponible por tema en cuatro zonas geográficas para 16 especies de tiburones atlánticos. Rojo = no hay estudios disponibles, amarillo = 1 o 2 estudios, verde = 3+ estudios, blanco = la especie no se halla en esa zona.

Area	NORTH ATLANTIC				SOUTH ATLANTIC				EQUATORIAL ATLANTIC				MEDITERRANEAN			
	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration	Reproduction	Age and growth	Stock ID	Movement and migration
BSH	Green	Green	Red	Green	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Red	Yellow
SMA	Green	Green	Green	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
LMA	Yellow	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
POR	Green	Green	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPZ	Yellow	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPK	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SPL	Green	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Yellow	Red	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
ALV	Green	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
BTH	Green	Yellow	Red	Green	Yellow	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
FAL	Green	Green	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Yellow	White	White	White	White
OCS	Green	Yellow	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Green	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red
DUS	Green	Green	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
CCP	Green	Green	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red
CCS	Yellow	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Red	Red	White	White	White	White
TIG	Green	Yellow	Red	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
PLS	Yellow	Red	Red	Red	Green	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Red	Red	Red

Tabla 2 del Apéndice 7. Clasificación de las especies según la "pobreza en datos" (proporción de celdas rojas en la Tabla 1, es decir, sin información) y "riqueza en datos" (proporción de celdas verdes en la Tabla 1, es decir 3+ estudios). Respecto a la pobreza en datos, las especies se incluyen en la lista desde la peor a la mejor y para la riqueza en datos las especies se incluyen desde la mejor hasta la peor. Los valores indican el número de celdas (rojas o verdes) como una proporción del número total de celdas para cada especie.

ranked	red	ranked	green
LMA	0.88	BSH	0.31
SPK	0.81	SMA	0.25
DUS	0.81	CCP	0.25
TIG	0.81	SPL	0.19
PLS	0.81	OCS	0.19
POR	0.75	FAL	0.17
SPZ	0.75	POR	0.13
ALV	0.69	BTH	0.13
OCS	0.69	DUS	0.13
CCP	0.69	ALV	0.06
CCS	0.67	TIG	0.06
FAL	0.58	PLS	0.06
BTH	0.56	LMA	0.00
SMA	0.50	SPZ	0.00
SPL	0.50	SPK	0.00
BSH	0.19	CCS	0.00

Tabla 3 del Apéndice 7. Recomendaciones y Resoluciones adoptadas por ICCAT que se relacionan específicamente con los tiburones.

Número	Nombre (EN)	Estado
12-05	Recomendación de ICCAT sobre el cumplimiento de las medidas existentes de conservación y ordenación para los tiburones	Activa en mayo de 2013
11-10	Recomendación de ICCAT sobre recopilación de información y armonización de datos sobre captura fortuita y descartes en las pesquerías de ICCAT	Activa
11-08	Recomendación de ICCAT sobre la conservación del tiburón jaquetón capturado en asociación con las pesquerías de ICCAT	Activa
10-08	Recomendación de ICCAT sobre peces martillo (familia Sphyrnidae) capturados en asociación con las pesquerías gestionadas por ICCAT	Activa
10-07	Recomendación de ICCAT sobre la conservación de los tiburones oceánicos capturados en asociación con las pesquerías en la zona del Convenio de ICCAT	Activa
10-06	Recomendación de ICCAT sobre marrajo dientuso del Atlántico capturado en asociación con pesquerías de ICCAT	Activa
09-07	Recomendación de ICCAT sobre la conservación de los tiburones zorro capturados en asociación con las pesquerías en la zona del Convenio ICCAT	Activa
08-08	Resolución de ICCAT sobre el marrajo sardinero (<i>Lamna nasus</i>)	<i>Inactiva</i>
08-07	Recomendación de ICCAT sobre la conservación del zorro ojón (<i>Alopias superciliosus</i>) capturado en asociación con las pesquerías gestionadas por ICCAT	<i>Inactiva</i>
07-06	Recomendación suplementaria de ICCAT sobre tiburones	Activa
06-10	Recomendación suplementaria de ICCAT sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con las pesquerías que son competencia de ICCAT	Activa
05-05	Recomendación de ICCAT para enmendar la Recomendación [Rec. 04-10] sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con las pesquerías que son competencia de ICCAT	Activa
04-10	Recomendación de ICCAT sobre la conservación de tiburones capturados en asociación con las pesquerías que son competencia de ICCAT	Activa
03-10	Resolución de ICCAT sobre la pesquería de tiburones	Activa
01-11	Resolución de ICCAT sobre tiburones Atlánticos	<i>Inactiva</i>
95-02	Resolución de ICCAT sobre cooperación con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) respecto al estudio sobre el estado de los stocks y capturas fortuitas de especies de tiburones	Activa

Tabla 4 del Apéndice 7. Medidas internacionales que se aplican a los elasmobranquios dentro del Programa propuesto por ICCAT sobre recopilación de datos e investigación sobre tiburones.

Convenio	Medida	Especie
Convenio de Barcelona	Anexo II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Lamna nasus</i> <i>Mobula mobular</i> <i>Sphyrna lewini</i> <i>Sphyrna mokarran</i> <i>Sphyrna zygaena</i>
	Anexo III	<i>Alopias vulpinus</i> <i>Carcharhinus plumbeus</i> <i>Prionace glauca</i>
CITES	Apéndice II	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Carcharhinus longimanus</i> ^a <i>Lamna nasus</i> ^a <i>Manta alfredi</i> ^a <i>Manta birostris</i> ^a <i>Sphyrna lewini</i> ^a <i>Sphyrna mokarran</i> ^a <i>Sphyrna zygaena</i> ^a
CMS	Apéndice I	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Manta birostris</i>
	Memorando de entendimiento	<i>Carcharodon carcharias</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Isurus paucus</i> <i>Lamna nasus</i>
CGPM	Rec. CGPM/36/2012/3	Convenio de Barcelona, la inclusión en la lista de las especies del Anexo II y Anexo III (arriba)

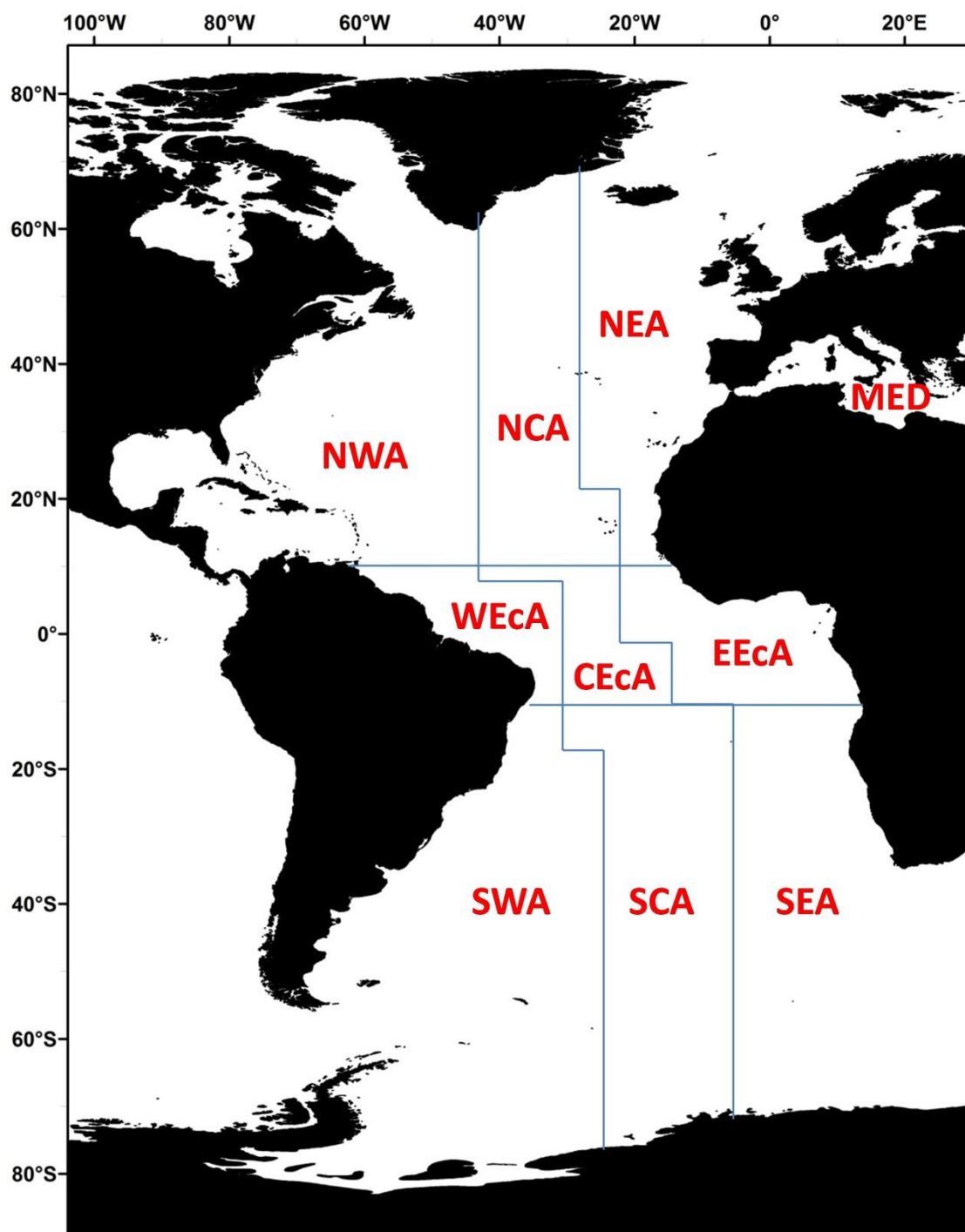
^a La lista entra en vigor en septiembre de 2014.

Tabla 5 del Apéndice 7. Requisitos en cuanto a datos biológicos y pesqueros, así como el resultado facilitado por un conjunto de métodos pobres en datos que podría utilizarse potencialmente para evaluar el estado de los tiburones del Atlántico y generar asesoramiento en materia de ordenación y recomendaciones de investigación.

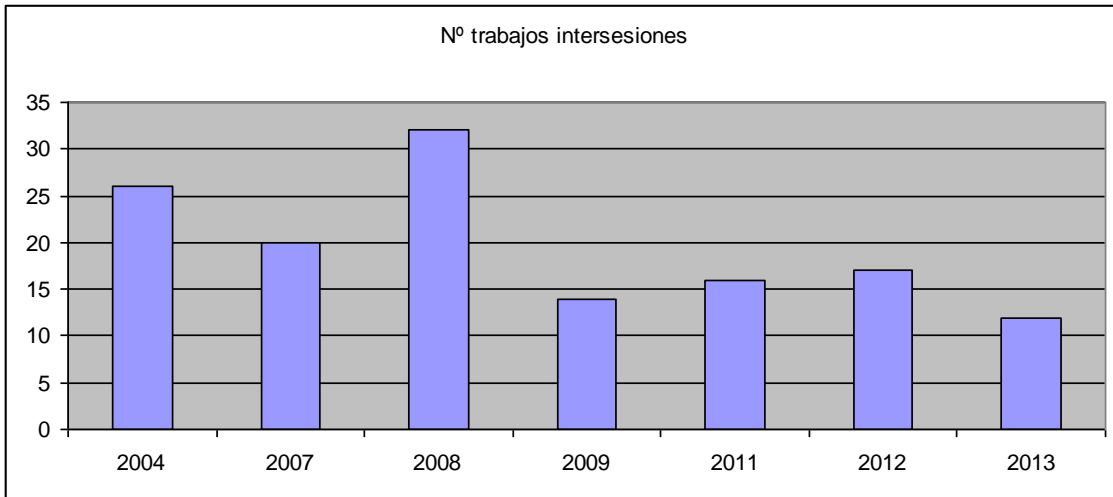
METHOD	DATA REQUIREMENTS		REFERENCE POINTS	MANAGEMENT ADVICE	RESEARCH RECOMMENDATIONS			
	Biology	Fishery						
PSA level I, II	qualitative	qualitative	No	Qualitative	Yes			
Length-based methods (SEINE)	VBGF parameters	mean recruitment length, time series of lengths	Changes in Z	Qualitative	Yes			
PSA level III; Demographic models; Elasticity analysis	age & growth, reproduction, M	several (PSA only)	No	Mostly qualitative (e.g., size limits), but also F	Yes			
Analytical benchmarks	age & growth, reproduction, M	Index of relative abundance	B/B _{msy}	Quantitative	Yes			
DCAC	M	catch, index of relative abundance	Sustainable catch	Quantitative	Yes			
AIM		catch, index of relative abundance	F/F _{msy}	Quantitative (sustainable F)	Yes			
Surplus production (ASPIC, BSP, others)	r	catch, index of relative abundance	B/B _{msy} and F/F _{msy}	Quantitative, projections	Yes			

Tabla 6 del Apéndice 7. Recomendaciones de ICCAT sobre programas de observadores.

Recomendación	Objetivo	% de cobertura	Recopilación de datos de tiburones	Cobertura actual
Rec. 2011-10 - Recomendación de ICCAT sobre recopilación de información y armonización de datos sobre captura fortuita y descartes en las pesquerías de ICCAT	Datos de captura fortuita y descartes	No definidos	captura fortuita/descartes	No aplicable
Rec. 2011-01 - sobre un programa plurianual de conservación y ordenación para el patudo y el rabil	El Programa regional de observadores de ICCAT se establecerá en 2013 para garantizar la cobertura de observadores del 100% de todos los buques pesqueros de superficie de 20 m de LOA o superior que pescan patudo y/o rabil en la zona de veda espaciotemporal.	100 % del cerco	captura fortuita/descartes	No aplicable
Rec. 2012-03 - Recomendación que enmienda la Rec. para establecer un plan de recuperación plurianual para el atún rojo	Cumplimiento de la captura de atún rojo	100% del cerco, 100% de las transferencias del cerco, 100% de las transferencias desde las almadrabas a las jaulas, 100% de las granjas, almadrabas y remolcadores. 20% de los cañeros, palangreros y arrastreros pelágicos activos.	captura fortuita/descartes	≈ 100%
Implementación voluntaria en el cerco	Datos de captura de túnidos y captura fortuita	100 % desde 2013	captura fortuita/descartes	No evaluado aún.



Apéndice 7-Figura 1. Mapa de las áreas geográficas consideradas en la evaluación del estado actual de los conocimientos biológicos resumidos en las tablas del apéndice.



Apéndice 7-Figura 2. Evolución del número de documentos presentados en las reuniones intersesiones del Grupo de especies de tiburones.

FIGURES

Figure 1. Information de marquage pour le requin peau bleue dans l'Atlantique et en Méditerranée.

Figure 2. Information de marquage pour le requin-taupe commun dans l'Atlantique et en Méditerranée.

Figure 3. Information de marquage pour le requin-taupe bleu dans l'Atlantique et en Méditerranée.

FIGURAS

Figura 1. Información de marcado de la tintorera en el Atlántico y Mediterráneo.

Figura 2. Información de marcado del marrajo sardinero en el Atlántico y Mediterráneo.

Figura 3. Información de marcado del marrajo dientuso en el Atlántico y Mediterráneo.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

Appendice 4. Déclaration annuelle des prises de tous requins et autres élasmobranches dans la base de données de Tâche I par pavillon (t).

Appendice 5. Prises annuelles déclarées de requins par espèce et zone d'après la Tâche I (t).

Appendice 6. Catalogue des données de tailles disponibles pour chaque espèce de requins par zone. Une valeur de 1 indique que des informations sont disponibles.

Appendice 7. Programme de recherche et de collecte de données sur les requins. (*Cet appendice a été traduit par le Secrétariat et est joint ci-dessous*). L'Appendice 7 est présenté à la fin du rapport.

Appendice 8. Tableaux incluant les résumés des données sur le cycle vital.

Appendice 9. Références.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos.

Apéndice 4. Informe de captura anual de todos los tiburones y otros elasmobranchios en la base de datos de Tarea I por pabellón (t).

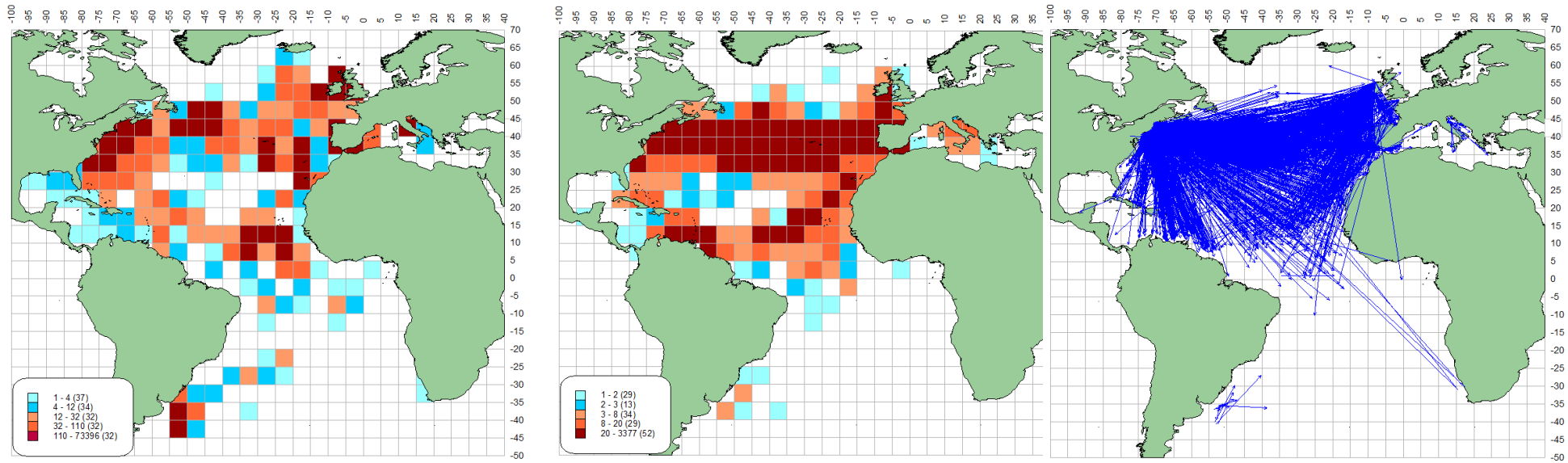
Apéndice 5. Captura anual de tiburones de la Tarea I declarada por especies y área (t).

Apéndice 6. Catálogo de información sobre tallas disponible para cada especie por área. Un valor de 1 indica que se dispone de alguna información.

Apéndice 7. Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones (*Este Apéndice ha sido traducido por la Secretaría y se adjunta a continuación*). El Apéndice 7 se incluye después del informe.

Apéndice 8. Tablas con resúmenes de información sobre el ciclo vital.

Apéndice 9. Referencias.



a)-Density of releases.

b)-Density of recoveries.

c)-Straight displacement between release and recovery locations.

Figure 1. Blue shark tagging information in the Atlantic and Mediterranean.

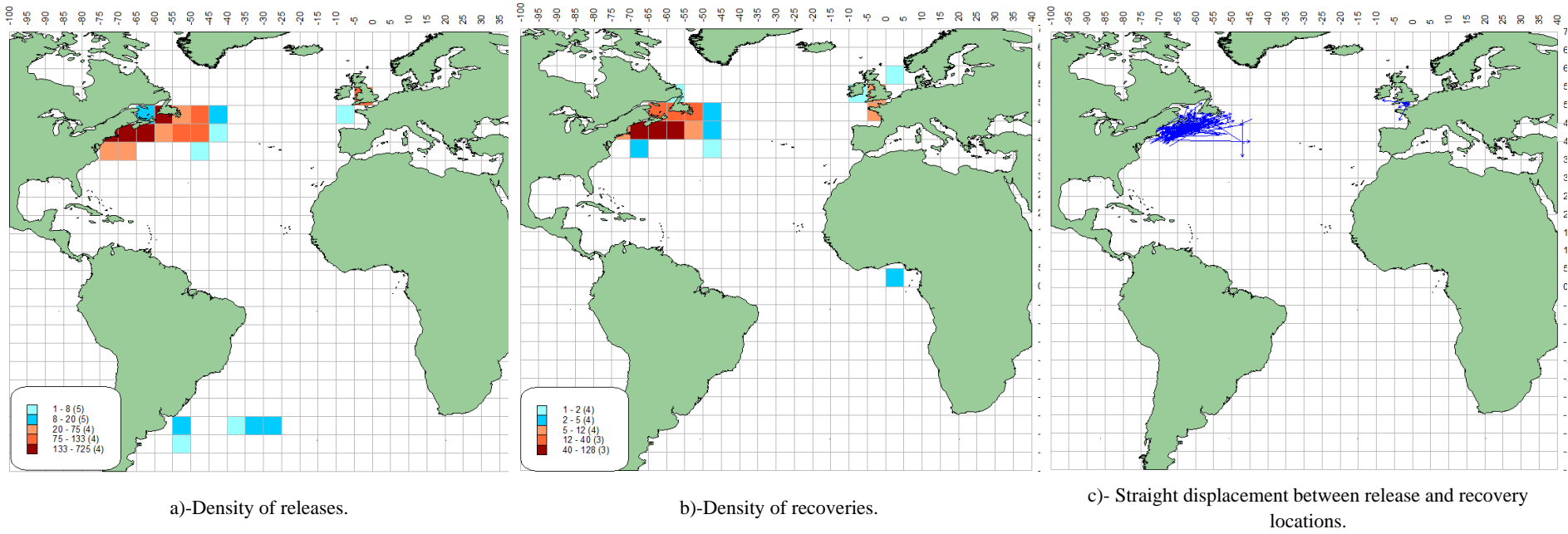
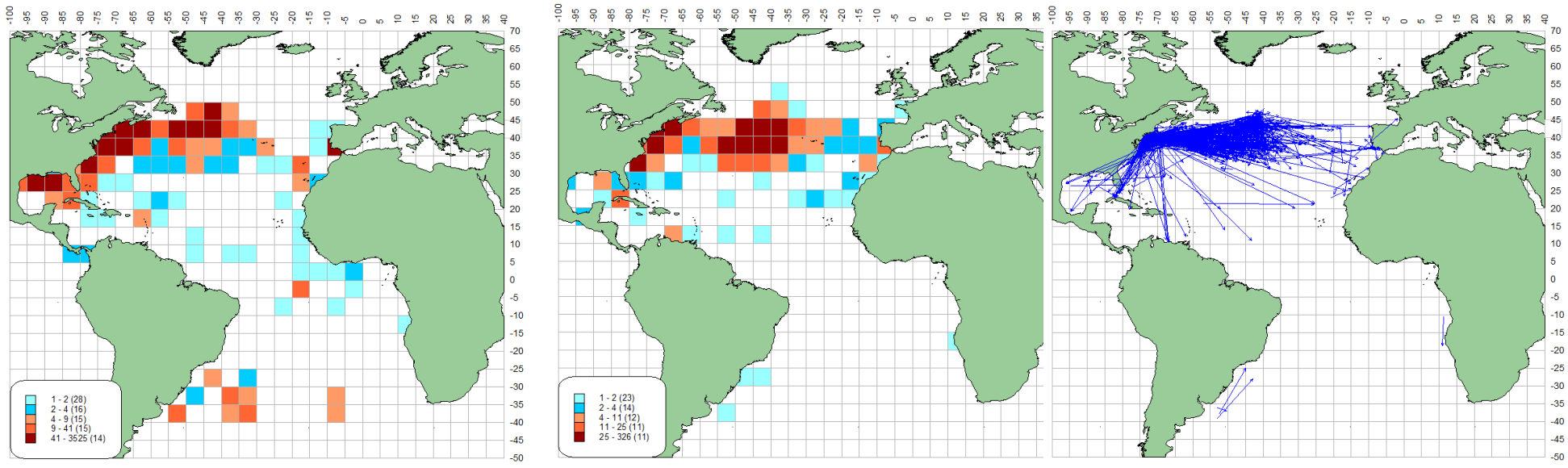


Figure 2. Porbeagle tagging information in the Atlantic and Mediterranean.



a) Density of releases.

b) Density of recoveries.

c) Straight displacement between release and recovery locations.

Figure 3. Shortfin mako tagging information in the Atlantic and Mediterranean.

AGENDA

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Presentation of documents
3. Presentation of Task I, Task II and tagging data
4. Current status of knowledge and research on pelagic sharks in the Atlantic and Mediterranean
5. Scientific Research plan for sharks and the compilation of data
 - Presentation of the SCRS strategic research plan
 - 5.1 Objectives and targets of the Shark Research and Data Collection Programme
 - 5.2 Development of the programme
6. Other matters
7. Recommendations
8. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

SCRS CHAIRMAN**Santiago Burrutxaga, Josu**

Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia) País Vasco, Spain
 Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es; flarrauri@azti.es

BRAZIL**Burgess, George**

Florida Program for Shark Research, Florida Museum of Natural History, University of Florida, Gainesville Florida 32611, United States
 Tel: +352 392 2360, Fax: +352 392 7158, E-Mail: gburgess@flmnh.ufl.edu

Carvalho, Felipe

University of Florida, Program of Fisheries and Aquatic Sciences, 7922 NW, 71 St., Gainesville Florida 32653, United States
 Tel: +352 246 4240, E-Mail: fcorreia@ufl.edu

CAPE VERDE**Gominho, Vera**

Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas, Praia- Santiago, C.P. 545, Mindelo, Sao Vicente
 Tel: +238 261 2865, Fax: +238 2612502 E-Mail: vera.gominho@indp.gov.cv

Marques da Silva Monteiro, Vanda

Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas, Cova de Inglesa, C.P. 132, Mindelo, Sao Vicente
 Tel: +238 232 13 73, Fax: +238 232 16 16, E-Mail: vanda.monteiro@indp.gov.cv

Martins, Albertino

Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas, Cova de Inglesa, C.P. 132, Mindelo, Sao Vicente
 Tel: +238 232 1373, Fax: +238 232 16 16 E-Mail: albertino.martins@indp.gov.cv

Tavares, Mecildes

Direcção Geral das Pescas, Praia-Santiago C.P. 206, Mindelo, Sao Vicente
 Tel/Fax: +238 261 3758, E-Mail: mecildes.tavares@dgpescas.gov.cv

CÔTE D'IVOIRE**Konan, Kouadio, Justin**

Centre de Recherches Océanologiques (CRO), B.P. V-18, Abidjan
 Tel: +225 07 625 271, Fax: +225 21 351155, E-Mail: konankouadjustin@yahoo.fr

EUROPEAN UNION**Coelho, Rui**

Instituto Portugues do Mar e da Atmosfera -I.P./IPMA, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 520, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

Santos, Miguel Neves

Instituto Portugues do Mar e da Atmosfera -I.P./IPMA, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 504, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: mnsantos@ipma.pt

Poisson, François

IFREMER, l'Unité Halieutique Méditerranée (HM) UMR- Écosystème Marin Exploité (EME), Avenue Jean Monet, B.P.171
34203 Sète, France
Tel: 33 499 57 32 45/33 679 05 73 83, E-Mail: francois.poisson@ifremer.fr

Séret, Bernard

IRD (UMR Ecosystèmes Marins Exploités) - Muséum national d'histoire naturelle, Département Systématique et Évolution,
C.P. 51-55, Rue Buffon, 75231 Paris Cedex 5, France
Tel: +33 1 4079 3738, E-Mail: seret@mnhn.fr

UNITED STATES**Cortés, Enric**

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

URUGUAY**Domingo, Andrés**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos-DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497,
11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS**Oceana****Perry, Allison**

Oceana, C/ Leganitos, 47, 6º, 28013 Madrid, Spain
Tel: +34 91 144 0880, Fax: +34 91 144 0890, E-Mail: aperry@oceana.org

Pew Charitable Trusts**Bello, Maximiliano**

Pew charitable trusts, 901 E Street, NW, 10th floor, Washington, DC 20004, United States
Tel: +56 9 7516 4960, E-Mail: mbello-consultant@pewtrusts.org

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 – 6 & 7 fl., 28002 Madrid
Tel: +3491 4165600; Fax:+34 91 4152612; E-mail: Info@iccat.int

De Bruyn, Paul

LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2013/037 Preliminary results on habitat use of bigeye thresher (*Alopias superciliosus*) and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*) sharks based on electronic taggings. Coelho R., Santos M.N. and Fernandez-Carvalho J.
- SCRS/2013/038 Reproductive biology of bigeye thresher (*Alopias superciliosus*) in the Atlantic Ocean. Fernandez-Carvalho J., Coelho R and Santos M.N.
- SCRS/2013/039 Observations on the elasmobranchs by-catch composition and by-catch-at-size of the Portuguese pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. Santos M.N., Coelho R., Lino P.G. and Fernandez-Carvalho J.
- SCRS/2013/040 At-vessel mortality, post-release survival rate and total mortality of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) in the French tropical purse seiners fishery. Poisson F., Filmalter J., Vernet A., Goujon M. and Dagorn L.
- SCRS/2013/041 Good practices to reduce the mortality of sharks and rays caught incidentally by the tropical tuna purse seiners. Poisson F., Séret B., Vernet A., Goujon M. and Dagorn L.
- SCRS/2013/042 Some information of shortfin mako growth analysis. Semba Y. and Yokawa K.
- SCRS/2013/044 Incorporating changes in target species in a fisheries stock assessment model: An illustration of alternative methods applied to the blue shark (*Prionace glauca*) in the Atlantic. Carvalho, F., Ahrens, R., Murie, D., Ponciano, J. M., Aires-da-Silva, A., Maunder, M., and F. Hazin.
- SCRS/2013/045 Habitat selection and trans-oceanic migration by blue sharks (*Prionace glauca*) in the South Atlantic Ocean and its implications for management. Carvalho, F., Murie, D., Parkyn, D., Ahrens, R., Ponciano, J. M., Da Silva, C., West, W. M., Kerwath, S. E., Wilke, C. G., Travassos, M., Martins, D., Travassos, P., Papastamatiou, Y., Aires-da-Silva, A., Maunder, M., Hazin, H., Montealegre, S., Burgess, G., and F. Hazin.
- SCRS/2013/046 Length-length relationships for six pelagic shark species commonly caught in the southwestern Atlantic Ocean. Mas, F., Forselledo R. and A. Domingo.
- SCRS/2013/047 Importance des requins dans les captures de la pêche artisanale aux filets maillants dérivants de Côte d'Ivoire. Konan, K. J., Diaha, N., Sylla, S., Amandè, M. J. and T. G. Joanny.
- SCRS/2013/048 French tagging program on porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the north-east Atlantic. Séret, B., Biais, G. and Y. Coupeau.
- SCRS/2013/049 Ecology of the large pelagic sharks in the Mediterranean Sea: A pilot study. Poisson F., Banegue A. and Groul J.M., B. Séret.

**ANNUAL CATCH REPORT OF ALL SHARKS AND OTHER ELASMOBRANCHS
IN THE TASK I DATABASE BY FLAG (MT)**

Flag	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012*
Albania						1	15	13	13	13										50		0	
Algerie	2801	2406	2804	3171	3496	2343	2150	2172	4265	4320	4494	4302	3878	2251	2930	3403	3197	3595	4431	2369	2733	1797	69
Angola	802	985	500	452	291	366	396	241	554	324	337	336	336	48	520	3847		5796	98	3767	1933	2752	
Antigua and Barbuda				2																			
Argentina	1807	2276	2078	500	31	138	8	6	7	1	7967	1	8161	9105	9889	8				229	341	7	
Aruba	83	69	55	60	135	50	60	60	60	60	60	50	50										
Barbados	304	356	482	580	533	748	415	402	362	317	318	255	197	313	337	462	434	293	258	135	232	234	1440
Belize						4		4		36	23				37	302	201	1676	1431	1664	6852	9	
Benin	346	343	315	333	317	308	307	683	652	366	287	287	276	2	5	3	3	4					
Brasil	3198	2988	3329	3477	3605	3491	4034	4490	4395	4443	5206	5167	4918	4841	4431	4828	4147	4671	3497	4094	4168	5308	
Brasile	6	4	3	5	8	3	1	4	1	0	3	6	4	8	1	3	6	5	6	3	5	1	
Cambodia										56													
Cameroon	3	3	6	6																			
Canada	2130	2674	4176	5527	5103	5525	3326	4184	3786	3670	3788	3231	3269	2821	3563	4190	3945	3365	2455	2138	2309	2357	
Cape Verde	3592	3976	2975	2939	3415	3655	2606	3278	2833	4143	3701	3405	3241	2962	5273	9	5	4	3	0	4	1	
Chile					1			0															
China P.R.				357	971	1114	1091	807	2880	8	9361	3	8655	8	8622	8969	9907	5	7296	6358	6832	4997	
Chinese Taipei	4174	4888	4628	4800	6538	5399	6023	5387	4654	5013	5066	4492	4765	5405	4372	3162	2228	3247	2588	2678	2920	3334	
Colombia	478	159	4319	5092	4638	9246	804	46	46	46	46	46	46	46	46	46	46						
Congo	49	38	39	41	30	29	26																
Costa Rica				2						3	14				1								

Sta. Lucia	295	345	474	521	554	445	468	484	869	639	714	633	566	649	654	654	656	378	732	550	998	441	
Suriname																							2045
Syria Rep.	127	110	156	161	156	155	270	350	417	390	370	370	330					435	328	250	263	240	
Togo	192	183	114	405	291	165	294	262	252	307	77	205	158	872	1982	1371	2476	71					
Trinidad and Tobago	6898	4515	7375	3379	3225	3013	4236	4395	4207	3159	2904	4109	5217	4336	5122	5597	3951	4325	4274	4196	4333	2619	
Tunisie	4168	4180	2735	3849	3698	3513	4357	4179	4226	5781	6568	8568	6674	3576	7998	4040	3494	3646	3690	2944	2058	1865	
	1703	2174	1181	2324	1416	1347	1522	1325	3084	2039	1450	1698	1002			7450	3390	1043	1024	1243	1402	1612	
Turkey	9	5	6	8	9	0	0	3	9	6	6	6	2	9650	8499	3	8	2	4	3	8	1	
	2401	3287	3365	3541	3337	3367	3160	3292	2748	2870	2769	2730	2600	2782	2761	2400	1935	2963	1451	2122	1767	2085	
U.S.A.	8	5	6	9	6	1	3	3	0	2	2	7	7	8	9	1	3	3	5	3	7	0	
	1633																						
U.S.S.R.	1																						
UK.Bermuda	128	121	159	138	123	179	204	192	198	205	122	105	153	151	184	161	136	179	156	163	141	224	
UK.British Virgin Islands																7	4	18		3		7	
UK.Sta Helena	285	144	237	315	242	415	319	434	499	140	270	344	88	64	63	63	520	350	264	247	124	878	
UK.Turks and Caicos																0	2	2	0				
Ukraine		324	121	3	4		342	2786	2221	1150	496	444	1436	46									
Unclassified flag							50																
Uruguay	440	322	501	395	379	1163	1869	1261	1860	1315	1195	1174	1667	2254	2467	2370	1492	988	1036	2587	644	1067	
Vanuatu																1454	2303	2924	2266	2078	1385	1109	764
	2548	3889	3239	3986	4690	2723	3166	3206	3103	2629	2278	3579	2302	1248	1190								
Venezuela	9	2	9	7	1	3	7	0	3	1	7	3	8	2	4	7414	9986	7095	5050	7103	8420	8042	
Yugoslavia Fed.	1051																						
total	7114	7609	7297	7849	7970	7513	7587	7407	7571	7640	7208	7534	6496	6567	6624	7163	6162	6222	5834	6198	6498	6777	
	65	27	46	98	22	27	52	20	20	56	91	90	32	63	24	35	66	18	33	42	46	93	2177

*2012 data are preliminary.

Appendix 5

ANNUAL CATCH REPORTED FOR SHARKS BY SPECIES AND AREA FROM TASK I (MT)

Sp. Grp	Sp.	Stock	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
4-SHK (major)	BSH	ATN	3028	4299	3536	9566	8084	8285	7258	29053	26510	25741	27965	21022	20037	22911	21740	22357	23215	26925	30722	35196	37178	38592	88
		ATS		8	107	10	1472	1341	2301	8409	7238	9332	11091	13378	12682	12650	14438	20642	16957	20068	23097	23459	27814	34821	
		MED					6	8	2	148	61	20	44	47	17	10	125	72	178	51	82	185	216	40	
	POR	ATN	1309	1990	2603	1909	2726	2136	1556	1833	1451	1393	1457	998	838	604	725	539	470	502	513	412	119	72	
		ATS		0	0	1	2	3	3	26	17	10	11	1	11	43	17	31	37	13	85	62	14	21	
		MED					0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	3	2	1	0	2	1	1	0	
	SMA	ATN	785	797	953	2193	1526	3109	2019	3545	3816	2738	2568	2651	3395	3895	5174	3472	3370	4075	3559	4109	4181	3820	
		ATS	564	529	493	773	1446	1761	759	2019	1652	1355	2422	1996	1964	3426	2423	3130	2951	2834	1880	2034	2470	3237	
		MED								6	8	5	4	7	2	2	2	17	10	2	1	1	2	2	
4- Total		5686	7623	7692	14452	15262	16644	13898	45039	40754	40593	45564	40100	38945	43543	44646	50260	47188	54471	59940	65458	71995	80606	88	
5-SHK (other)	AGN	A+M														2	3	0	1	0	1	2	1		
	ALS	A+M																				0	0		
	ALV	A+M				2	7	9		30	45	1	14	25	136	30	65	104	109	158	70	148	51	41	
	API	A+M																			0	1	0	0	
	ASK	A+M																10	8	8	10	3	3	375	
	BLR	A+M																			0		0		
	BRO	A+M												1				1	2	3	8	1	51		
	BSK	A+M									0		1	200	135	319		224	8222	3680	2	0	0	2	
	BTH	A+M				20	18	39	14	185	114		43	108	114	133	121	74	83	131	108	135	50	35	
	CCA	A+M			5							1				0	43				0		0		
	CCB	A+M			1		1		22	7	5	6	3	1	0	0	19					0			
	CCE	A+M		0	19	3	8	7	1	0	0		7	0		375	138	1	0	0	11	0	0	9	
	CCG	A+M						10	5	4	6		10									1			
CCL	A+M	7	13	40	20	120	44	50	206	21	24	101	34	107	53	219	565	42	58	62	48	12	1		

LES	A+M																						0
LMA	A+M	1	1	29	8	18	17	3	29	10	2	20	51	67	63	52	0	1	65	15	109	79	98
MSK	A+M											254							70	8			
NGB	A+M														0	53		0	0	0	0	0	
NTC	A+M																					0	
OCS	A+M	0	0	8	11	10	14	8	12	15	2	642	543	205	179	189	82	78	36	246	54	124	8
OXN	A+M																		1				
OXY	A+M																38	244	100	63	76	50	15
PTH	A+M																			7	3		
PTM	A+M																					17	
PXX	A+M					625	996	275	1011	123	489	727					15						
RHA	A+M	52	9	7	12	5	5	12		5	10	20	138	11	23	1	11	16	5		68		6
RHN	A+M																					0	0
RHT	A+M			2								22					144		1681	988		370	384
RHZ	A+M																		0				
RSK	A+M	389	375	1034	1016	1720	998	1586	425	1084	1133	1714	2103	1669	1743	1874	5851	1454	1415	2114	517	609	1278
SBL	A+M					8	3	3	4	5	4	5	7	10	6	5	17	22	60	5	12	21	21
SCK	A+M					1	0										354	42	5	17	2	7	10
SCL	A+M															42	525	333	366	136	1928	643	411
SDP	A+M							10245	9956	11264	9786	7119	9613	7019	7900	7715	7744						0
SDS	A+M																10	23	31	9	16	7	22
SDV	A+M												76		71	2477	2588	432	3180	3382	220	3605	3555
SHB	A+M																0	1	1	0	2	1	0
SHL	A+M																0	0					0
SHO	A+M					1	0	1	1	0	2	2	2	1	0	0	52	31	42	15	22	6	4
SHX	A+M	332	259	275	250	2180	2443	4949	3360	8371	8037	8073	9869	8123	9901	9591	8475	3503	3681	4554	2869	2371	71
SKH	A+M	36	23	295	310	2780	4658	3693	2889	4934	1726	265	74	13	64	4	3	2	3	40	2	17	504
SMD	A+M	398	462	386	437	690	379	596	158	100	155	255	4019	78	143	109	107	277	258	275	387	352	1178
SOR	A+M																				0	0	1
SPJ	A+M																77						

SPK	A+M			19	2	4	1			1					0		0	1	1	1	0			
SPL	A+M			363	14	33	93	50	185	16	23	272	319	16	22	20	0	0	56	63	0	21		
SPN	A+M	303	292	238	257	318	254	230	1009	889	166	690	2018	583	938	870	599	474	657	337	435	219	193	
SPY	A+M														65	47				198		13		
SPZ	A+M			4		3	1	42	83	48	38	40	38	44	58	40	56	360	57	6	17	9	190	
SYC	A+M					1	1	1	1	2	1	1	1	0		5648	5792	141	5937	5422	3052	6152	5568	
SYO	A+M																					0		
SYR	A+M																		178	117	94	121	4	
SYT	A+M														181	405	425	171	596	652	707	689		
SYX	A+M														133		4	13	5	24	12	28		
THR	A+M	62	42	60	38	65	60	98	140	102	112	172	90	32	70	47	90	36	58	109	26	69	120	
TIG	A+M	4	7	13	11	10	20	5	5	9	1	13	10	4	4	22	1	8	65	65	69	23	426	
TRK	A+M																0		0	1	0			
WSH	A+M	2	3														8		177			18	92	
5- Total		1853	1717	3516	2922	9797	11123	23459	20889	27870	22312	21426	32396	23638	26655	35289	41175	23768	28662	21877	18742	18986	17853	
Total		7539	9340	11208	17375	25060	27767	37357	65928	68625	62905	66990	72497	62583	70198	79935	91435	70956	83133	81817	84200	90981	98459	88

**CATALOGUE OF AVAILABLE SIZE INFORMATION
FOR EACH SHARK SPECIES BY AREA**
(A value of 1 indicates some information is available.)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
SH																		
ATN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS							1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
MED															1	1	1	1
MAK																		
ATN								1	1	1				1				1
ATS								1	1	1				1		1	1	1
POR																		
ATN									1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS															1			1
MED															1	1	1	1
SMA																		
ATN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS							1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AGN																		
MED															1			
ALV																		
ATN																		1
MED															1		1	1
BTH																		
ATS														1				
CCB																		
ATS									1	1								
CCE																		
ATN									1		1			1				
CCL																		
ATN									1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CCP																		

ATN		1	1	1	1	1	1				
MED											1
CCS											
ATN		1	1								
DUS											
ATN		1	1								
FAL											
ATN		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS		1	1	1	1	1	1				
GAG											
MED											1
OCS											
ATN		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS			1	1						1	1
SBL											
MED								1	1	1	1
SDS											
MED											1
SHX											
ATN		1	1	1	1	1					
ATS		1	1	1							
SKH											
ATN			1			1					
SMD											
MED											1
SPL											
ATS		1	1			1					
SPN											
ATN		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ATS			1								
SPZ											
ATS		1	1			1					

SYT	
MED	1
THR	
ATN	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1
TIG	
ATN	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1

Appendix 7 (included after the Report)

Appendix 8

TABLES WITH SUMMARIES OF LIFE HISTORY INFORMATION

Appendix 8-Table 1. Summary of the number of studies presenting life history parameters that are available in each region across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea for 16 species combined (see text for details).

	RESUMEN (numero de especies)										
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA
Reproduccion											
L _{mat} (♂)	1		4			10		4	3	2	2
T _{mat} (♂)			3			9			2	1	
L _{mat} (♀)	1		3			13		3	3	2	2
T _{mat} (♀)			3			10			2	1	
Frec. Reprod.	3	1	2			8		3	1	1	
Gestacion	3	1	3			8		1	2	2	
L _{nac}	3	1	3			11		4	2	1	
Fec. Uterina	3	2	8	1	1	13	1	7	5	2	3
Period. Particion	1	1	5			13		6	2	2	
Period. Copula			1			8			2	2	
Edad y Crecim.											
L _{inf}			2			6		1	3		
k			2			7		1	3		
T ₀ / L ₀			2			6		1	3		
T _{max}			2			10		1	3		1
Longev			2			8			1		
L _{inf} (♂)			3			9					1
k (♂)			3			9					1
T ₀ / L ₀ (♂)			3			9					1
T _{max} (♂)			3			11		1	2		1
Longev (♂)			3			5					
L _{inf} (♀)			3			9					1
k (♀)			3			9					1
T ₀ / L ₀ (♀)			3			9					1
T _{max} (♀)			3			11		1	2		1
Longev (♀)			3			6					
Dieta											
Clasico	2	14	5			14		3	3		
Isotopos						3					
Genetica											
mtADN		2	2			4	3	2			
nADN		1	3		1	3	1	1	1		
Track. y Desp.											
Marc. / Recap.	1		1		1	15	1	1			
Telemet. Satel.			1			9		2	1		
Telemet. Acust.						1					
Pref. Ambientales											
Temp. Superf.			6			7		1			
Temp.			1			8		3			
Prof.			1			9		3			
Sal.						2					
Ox. Dis.											
Varios											
Haulback Mort.		10				10					
conv. Talla - Talla	4		5			11		5	1		2
conv. Peso - Talla	3		6			12		3	2	4	5

Appendix 8-Table 2. Summary of the studies focusing on blue shark (BSH, *Prionace glauca*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Prionace glauca (BSH)												Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA		
Reproduccion													
L _{mat} (♂)	45		21,22,24			18			10				6
T _{mat} (♂)	45		22,24			12,18			10,19				7
L _{mat} (♀)	45		16,22,24			18			10				6
T _{mat} (♀)	45		22,24			12,18			10				6
Frec. Reprod.			24			18							2
Gestation			22,24			18			19,22				5
L _{nac}			21			18		35	10				4
Fec. Uterina		23	7,23,24	23	23	18,23,37	23	23	23	23	17,23		15
Period. Particion			24			18			19,22				4
Period. Copula			24			18			19				3
Total	4	1	19	1	1	14	1	2	12	1	2		58
Edad y Crecim.													
L _{inf}						11,12,20		13,35	10				6
k						11,12,20		13,35	10				6
T ₀ /L ₀						11,12,20		13,35	10				6
T _{max}			24			11,12		13,35	10				6
Longev			24			12							2
L _{inf} (♂)	45		24			12							3
k (♂)	45		24			12							3
T ₀ /L ₀ (♂)			24			12							2
T _{max} (♂)	45		24			12		35	10				5
Longev (♂)	45		24			12							3
L _{inf} (♀)	45		24			12							3
k (♀)	45		24			12							3
T ₀ /L ₀ (♀)			24			12							2
T _{max} (♀)	45		24			12		35	10				5
Longev (♀)	45		24			12							3
Total	8	0	12	0	0	22	0	10	6	0	0		58
Dieta													
Clasico		5	7,9			6		8,35	9				7
Isotopos						44							1
Total	0	1	2	0	0	2	0	2	1	0	0		8
Genetica													
mtADN			14										1
nADN			15						15				2
Total	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0		3
Track. y Desp.													
Marc. / Recap.	38		27		27	3,38,39	38	28,29,31,34,38					12
Telemet. Satel.			30			25		32,33					4
Telemet. Acust.						26							1
Total	1	0	2	0	1	5	1	7	0	0	0		17
Prof. Ambientales													
Temp. Superf.			36,43			25,26		33					5
Temp. Prof.			30			25,26		32,33					5
Sal.			30			25,26		32,33					5
Ox. Dis.													0
Total	0	0	4	0	0	6	0	5	0	0	0		15
Varios													
Haulback Mort.		2				1							2
conv. Talla - Talla	40		7,43			4		42			17		6
conv. Peso - Talla	40		16,24,41			4		13,41		41	41		9
Total	2	1	5	0	0	3	0	3	0	1	2		17

1=Beerkircher et al. (2002); 2=Coelho et al. (2012); 3=Kohler & Turner (2001); 4=Kohler et al. (1995); 5=Cortes (1999); 6=Bowmant et al. (2000); 7=Bornatowski & Schwingel (2008); 8=Calrke et al. (1996); 9=Vaske Junior et al. (2009b); 10=Lessa et al. (2004); 11=MacNeil & Campana (2002); 12=Skomal & Natanson (2003); 13=Stevens (1975); 14=Texeira (2011); 15=Ussami (2011); 16=Bodas & Amorim (2009); 17=Castro & Mejuto (1995); 18=Pratt (1979); 19=Hazin et al. (2000); 20=Aasen (1966); 21=Kotas et al. (2010); 22=Legat & Vooren (2004); 23=Mejuto & Garcia-Cortes (2005); 24=Montealegre-Quijano (2007); 25=Campana et al. (2011); 26=Carey & Scharold (1990); 27=da Silva et al. (2010); 28=Fitzmaurice et al. (2005); 29=Matsunaga (2009); 30=Miller et al. (2011); 31=Queiroz et al. (2005); 32=Queiroz et al. (2010); 33=Queiroz et al. (2012); 34=Stevens (1976); 35=Henderson et al. (2001); 36=Montealegre-Quijano & Vooren (2010); 37=Tavares et al. (2012); 38=Kohler et al. (2002); 39=Burnett et al. (1987); 40=Megalofonou et al. (2005); 41=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 42=Buencuerpo et al. (1998); 43=Mas (2012); 44=MacNeil et al. (2005); 45=Megalofonou et al. (2009).

Appendix 8-Table 3. Summary of the studies focusing on shortfin mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Isurus oxyrinchus</i> (SMA)											
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	Total
Reproduccion												
L _{mat} (♂)						16		21				2
T _{mat} (♂)						16,25						2
L _{mat} (♀)						16,22						2
T _{mat} (♀)						16,25						2
Frec. Reprod.	22	22				22						3
Gestacion	22	22				22						3
L _{nac}	22	22				16						3
Fec. Uterina	22		20,22			1,11,22		29			22	8
Period. Particion		22				22		21				3
Period. Copula												0
Total	4	4	2	0	0	14	0	3	0	0	1	28
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T _o / L _o												0
T _{max}						15,16						2
Longev						16,25						2
L _{inf} (♂)						16						1
k (♂)						16						1
T _o / L _o (♂)						16						1
T _{max} (♂)						16						1
Longev (♂)						16						1
L _{inf} (♀)						16						1
k (♀)						16						1
T _o / L _o (♀)						16						1
T _{max} (♀)						16						1
Longev (♀)						16						1
Total	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	14
Dieta												
Clasico	4	5	12			14		13				5
Isotopos						28						1
Total	1	1	1	0	0	2	0	1	0	0	0	6
Genetica												
mtADN			17			17,19	17					4
nADN			18		18	18	18	18				5
Total	0	0	2	0	1	3	2	1	0	0	0	9
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						2,3,23						3
Telemet. Satel.						24						1
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.			27			23,24						3
Temp.						24						1
Prof.						24						1
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	5
Varios												
Haulback Mort.		7				6						2
conv. Talla - Talla	8		27			5,25		10,21	26			7
conv. Peso - Talla			9			1,5,25		9,21		9	9	8
Total	1	1	2	0	0	6	0	4	1	1	1	17

1=Guitart-Manday (1975); 2=Burnett et al. (1987); 3=Kohler et al. (2002), 4=Cortes (1999), 5=Bowman et al. (2000); 6=Beerkircher et al. (2002), 7=Coelho et al. (2012), 8=Megalofonou et al. (2005);9=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 10=Buencuerpo et al. (1998); 11=Gilmore (1993); 12=Gorni et al. (2012); 13=Maia et al. (2006); 14=Wood et al. (2009), 15=Ardizzone et al. (2006); 16=Natanson et al. (2006); 17=Heist et al. (1996); 18=Schrey & Heist (2003); 19=Taguchi et al. (2011); 20=Costa et al. (2002); 21=Maia et al. (2007); 22=Mollet et al. (2000, 2002); 23=Casey & Kohler (1992); 24=Loefer et al. (2005); 25=Campana et al. (2005); 26=Freitas et al. (2009); 27=Mas (2012); 28=MacNeil et al. (2005); 29=Castro & Mejuto (1995).

Appendix 8-Table 4. Summary of the studies focusing on longfin mako (LMA, *Isurus paucus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Isurus paucus</i> (LMA)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)												0
T _{mat} (♂)												0
L _{mat} (♀)												0
T _{mat} (♀)						6						1
Frec. Reprod.												0
Gestacion												0
L _{nac}						6						1
Fec. Uterina						1,5,6						3
Period. Particion												0
Period. Copula												0
Total	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T _o / L _o												0
T _{max}												0
Longev												0
L _{inf} (♂)												0
k (♂)												0
T _o / L _o (♂)												0
T _{max} (♂)												0
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)												0
k (♀)												0
T _o / L _o (♀)												0
T _{max} (♀)												0
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dieta												
Clasico						2						1
Isotopos												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						4						1
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Varios												
Haulback Mort.		3										1
conv. Talla - Talla												0
conv. Peso - Talla												0
Total	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1=Guitart-Manday (1975), 2=Bowman et al. (2000); 3=Coelho et al. (2012); 4=Kohler & Turner (2001); 5=Gilmore (1983, 1993); 6=Guitart-Manday (1966).

Appendix 8-Table 5. Summary of the studies focusing on porbeagle (POR, *Lamna nasus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Lamna nasus</i> (POR)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)			6			7,11,15			16			5
T _{mat} (♂)						11,15						2
L _{mat} (♀)						7,11,15						3
T _{mat} (♀)						11,15						2
Frec. Reprod.						7,11			17			3
Gestacion						7,11						2
L _{nac}			6			7,11						3
Fec. Uterina			6			11			17			3
Period. Particion			6			7,11			17			4
Period. Copula						7,11						2
Total	0	0	4	0	0	21	0	4	0	0	0	29
Edad y Crecim.												
L _{inf}						7,8,15						3
k						7,8,15						3
T _o / L _o						7,8,15						3
T _{max}						7,8,15						3
Longev						7,8						2
L _{inf} (♂)												0
k (♂)												0
T _o / L _o (♂)												0
T _{max} (♂)						8						1
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)												0
k (♀)												0
T _o / L _o (♀)												0
T _{max} (♀)						7,8						2
Longev (♀)						7						1
Total	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	18
Dieta												
Clasico		2				3		16,17				4
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	0	4
Genetica												
mtADN		9										1
nADN												0
Total	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						1						1
Telemet. Satel.						10		13,14				3
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	4
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.			6			10,12						3
Temp.						10,12		13,14				4
Prof.						10,12		13,14				4
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	1	0	0	6	0	4	0	0	0	11
Varios												
Haulback Mort.		4										1
conv. Talla - Talla			6			5,8,11,15						5
conv. Peso - Talla						1,5,15		17,18				5
Total	0	1	1	0	0	7	0	2	0	0	0	11

1=Kohler et al. (2002); 2=Cortes (1999); 3=Bowman et al. (2000); 4=Coelho et al. (2012); 5=Kohler et al. (1995); 6=Forselledo (2012); 7=Aasen (1963); 8=Natanson et al. (2002b); 9=Kitamura & Matsunaga (2010); 10=Campana et al. (2010); 11=Jensen et al. (2002); 12=Campana & Joyce (2004); 13=Pade et al. (2009); 14=Saunders et al. (2011); 15=Cassoff et al. (2007); 16=Ellis & Schakley (1995); 17=Gauld (1989); 18=Jung (2009).

Appendix 8-Table 6. Summary of the studies focusing on smooth hammerhead (SPZ, *Sphyrna zygaena*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Sphyrna zygaena</i> (SPZ)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)												0
T _{mat} (♂)												0
L _{mat} (♀)												0
T _{mat} (♀)												0
Frec. Reprod.												0
Gestacion												0
L _{nac}			12									1
Fec. Uterina			10					11				2
Period. Particion			12			13						2
Period. Copula												0
Total	0	0	3	0	0	1	0	1	0	0	0	1
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T _o / L _o												0
T _{max}										7		1
Longev												0
L _{inf} (♂)											7	1
k (♂)											7	1
T _o / L _o (♂)											7	1
T _{max} (♂)											7	1
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)											7	1
k (♀)											7	1
T _o / L _o (♀)											7	1
T _{max} (♀)											7	1
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9
Dieta												
Clasico		1	5,6			3						4
Isotopos												0
Total	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	4
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						4						1
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.			10									1
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Varios												
Haulback Mort.		2										1
conv. Talla - Talla			10					9			7,8	4
conv. Peso - Talla												0
Total	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	5

1=Cortes (1999); 2=Coelho et al. (2012); 3=Bowman et al. (2000); 4=Kohler & Turner (2001); 5=Bornatowski & Schwingel (2009); 6=Bornatowski et al. (2007); 7=Coelho et al. (2011); 8=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 9=Buencuerpo et al. (1998); 10=Mas (2012); 11=Castro & Mejuto (1995); 12=Vooren et al. (2005); 13=Bigelow & Schroeder (1984).

Appendix 8-Table 7. Summary of the studies focusing on great hammerhead (SPK, *Sphyrna mokarran*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Sphyrna mokarran</i> (SPK)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)												0
T _{mat} (♂)												0
L _{mat} (♀)						7						1
T _{mat} (♀)												0
Frec. Reprod.									6			1
Gestacion									6			1
L _{nac}									6			1
Fec. Uterina						7						1
Period. Particion						7			6			2
Period. Copula												
Total	0	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	7
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T ₀ / L ₀												0
T _{max}						3,4						2
Longev												0
L _{inf} (♂)						4						1
k (♂)						4						1
T ₀ / L ₀ (♂)						4						1
T _{max} (♂)						4						1
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)						4						1
k (♀)						4						1
T ₀ / L ₀ (♀)						4						1
T _{max} (♀)						4						1
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
Dieta												
Clasico		1										1
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						2						1
Telemet. Satel.						5						1
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.						5						1
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Varios												
Haulback Mort.												0
conv. Talla - Talla						4						1
conv. Peso - Talla												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1

1=Cortes (1999); 2=Kohler & Turner (2001); 3=Passerotti et al. (2010); 4=Piercy et al. (2010); 5=Hammerschlag et al. (2011); 6=Cadenat & Balche (1981); 7=Clark & von Schimdt (1965).

Appendix 8-Table 8. Summary of the studies focusing on scalloped hammerhead (SPL, *Sphyrna lewini*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Sphyrna lewini</i> (SPL)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)			3			1			6			3
T _{mat} (♂)			2			1,4						3
L _{mat} (♀)			3			1,25			6			4
T _{mat} (♀)			2			1,4						3
Frec. Reprod.						24			2			2
Gestacion			3			1						2
L _{nac}						24			2			2
Fec. Uterina		9	3			24,25					7	5
Period. Particion			21,22			1,8,24			2			6
Period. Copula												0
Total	0	1	8	0	0	15	0	0	5	0	1	30
Edad y Crecim.												
L _{inf}			5			1						2
k			5			1						2
T ₀ / L ₀			5			1						2
T _{max}			2			1,4						3
Longev			2									1
L _{inf} (♂)			2			4						2
k (♂)			2			4						2
T ₀ / L ₀ (♂)			2			4						2
T _{max} (♂)			2			4						2
Longev (♂)			2									1
L _{inf} (♀)			2			4						2
k (♀)			2			4						2
T ₀ / L ₀ (♀)			2			4						2
T _{max} (♀)			2			4						2
Longev (♀)			2									1
Total	0	0	15	0	0	13	0	0	0	0	0	28
Dieta												
Clasico		13				1			12			3
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3
Genetica												
mtADN		15,16										2
nADN		15	18			17						3
Total	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	5
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						10						1
Telemet. Satel.						11						1
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.						11						1
Prof.						11						1
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Varios												
Haulback Mort.		20				19						2
conv. Talla - Talla						1,4						2
conv. Peso - Talla			14			1			2		23	4
Total	0	1	1	0	0	4	0	0	1	0	1	8

1=Branstetter (1987); 2=Kotas et al. (2011); 3=Vooren et al. (2005); 4=Piercy et al. (2007); 5=Mazzoleni et al. (2004); 6=Hazin et al. (2001); 7=Capape et al. (1998); 8=Adams & Paperno (2007); 9=Cadenat & Blache (1981); 10=Kohler & Turner (2001); 11=Hoffmeyer et al. (2011b); 12=Vaske Junior et al. (2009); 13=Cortes (1999); 14=Amorim et al. (2011); 15=Daly-Engle et al. (2012); 16=Duncan et al. (2006); 17=Quattro et al. (2006); 18=Pinhal et al. (2012); 19=Beerkircher et al. (2002); 20=Coelho et al. (2012); 21=Doño (2008); 22=Gadig et al. (2002); 23=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 24=Castro (1983, 1993, 2009); 25=Berkeley & Campos (1988).

Appendix 8-Table 9. Summary of the studies focusing on common thresher (ALV, *Alopias vulpinus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Alopias vulpinus</i> (ALV)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)												0
T _{mat} (♂)						5						1
L _{mat} (♀)								8				1
T _{mat} (♀)						5						1
Frec. Reprod.												0
Gestacion												0
L _{nac}						12		8,9				3
Fec. Uterina			10					8				2
Period. Particion			10					8				2
Period. Copula												0
Total	0	0	2	0	0	3	0	5	0	0	0	10
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T _o / L _o												0
T _{max}						5						1
Longev						5						1
L _{inf} (♂)						5						1
k (♂)						5						1
T _o / L _o (♂)						5						1
T _{max} (♂)						5						1
Longev (♂)						5						1
L _{inf} (♀)						5						1
k (♀)						5						1
T _o / L _o (♀)						5						1
T _{max} (♀)						5						1
Longev (♀)						5						1
Total	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	12
Dieta												
Clasico		2				3						2
Isotopos						11						1
Total	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3
Genetica												
mtADN						1	1	1				3
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	3
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						4						1
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Varios												
Haulback Mort.												0
conv. Talla - Talla	7					6,12		9				4
conv. Peso - Talla	7					6						2
Total	2	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	6

1=Trejo (2005); 2=Cortes (1999); 3=Bowman et al. (2000); 4=Kohler & Turner (2001); 5=Gervelis (2005); 6=Kohler et al. (1995); 7=Megalofonou et al. (2005); 8=Moreno et al. (1989); 9=Buencuerpo et al. (1998); 10=Mancini & Amorim (2006); 11=MacNeil et al. (2005); 12=Natanson et al. (2002a).

Appendix 8-Table 10. Summary of the studies focusing on bigeye thresher (BTH, *Alopias superciliosus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Alopias superciliosus</i> (BTH)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)						9		8			7	3
T _{mat} (♂)												0
L _{mat} (♀)						9,18		8			7	4
T _{mat} (♀)												0
Frec. Reprod.												0
Gestacion												0
L _{nac}								8				1
Fec. Uterina			11			10,17,18		8,16				6
Period. Particion								8				1
Period. Copula												0
Total	0	0	1	0	0	6	0	6	0	0	2	15
Edad y Crecim.												
L _{inf}			6									1
k			6									1
T _o / L _o			6									1
T _{max}			6					5				2
Longev												0
L _{inf} (♂)			6					5				2
k (♂)			6					5				2
T _o / L _o (♂)			6					5				2
T _{max} (♂)			6					5				2
Longev (♂)			6									1
L _{inf} (♀)			6					5				2
k (♀)			6					5				2
T _o / L _o (♀)			6					5				2
T _{max} (♀)			6					5				2
Longev (♀)			6									1
Total	0	0	14	0	0	0	0	9	0	0	0	23
Dieta												
Clasico		1				2						2
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Genetica												
mtADN						14	14	14				3
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	3
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						19						1
Telemet. Satel.						12,13						2
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.						9						1
Temp.						12,13						2
Prof.						12,13						2
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
Varios												
Haulback Mort.		4				3						2
conv. Talla - Talla								5,16				2
conv. Peso - Talla			6,15			9,10						4
Total	0	1	2	0	0	3	0	2	0	0	0	8

1=Cortes (1999); 2=Bowman et al. (2000); 3=Beerkircher et al. (2002); 4=Coelho et al. (2012); 5=Fernandez-Carvalho et al. (2011); 6=Mancini (2005); 7=Fernandez-Carvalho et al. (2012); 8=Moreno & Moron (1992); 9=Stilwell & Casey (1976); 10=Guitart-Manday (1975); 11=Amorim et al. (1998); 12=Weng & Block (2004); 13=Carlson & Gulak (2012); 14=Trejo (2005); 15=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 16=Buencuerpo et al. (1998); 17=Gilmore (1983); 18=Berkeley & Campos (1988); 19=Kohler & Turner (2001).

Appendix 8-Table 11. Summary of the studies focusing on silky shark (FAL, *Carcharhinus falciformis*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Carcharhinus falciformis (FAL)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)						1,3,4			6	2		5
T _{mat} (♂)						1,3,4						3
L _{mat} (♀)						1,3,14			6	2		5
T _{mat} (♀)						1,3						2
Frec. Reprod.						3				2		2
Gestacion						1,3				2		3
L _{nac}						1,3,4,9,11						5
Fec. Uterina						3,9,11,14		13	6	2		7
Period. Paricion						1,3,11				2		4
Period. Copula						3				2		2
Total	0	0	0	0	0	27	0	1	3	7	0	38
Edad y Crecim.												
L _{inf}						1,3						2
k						1,3,9						3
T ₀ / L ₀						1,3						2
T _{max}						1,3						2
Longev						1,3						2
L _{inf} (♂)												0
k (♂)												0
T ₀ / L ₀ (♂)												0
T _{max} (♂)						1,3						2
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)												0
k (♀)												0
T ₀ / L ₀ (♀)												0
T _{max} (♀)						1,3						2
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	15
Dieta												
Clasico		15				1						2
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						10						1
Telemet. Satel.						5			6			2
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.						5			6			2
Prof.						5			6			2
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	4
Varios												
Haulback Mort.		8				7						2
conv. Talla - Talla						3						1
conv. Peso - Talla						1,11,14				12	12	5
Total	0	1	0	0	0	5	0	0	0	1	1	8

1=Brasntetter (1987); 2=Hazin et al. (2007); 3=Bonfil et al. (1993); 4=Springer (1960); 5=Hoffmeyer et al. (2011); 6=Lana et al. (2012); 7=Beerkircher et al. (2002); 8=Coelho et al. (2012); 9=Brasntetter (1990); 10=Kohler & Turner (2011); 11=Guitart-Manday (1975); 12=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 13=Bane (1966); 14=Berkeley & Campos (1988); 15=Cortes (1999).

Appendix 8-Table 12. Summary of the studies focusing on oceanic whitetip (OCS, *Carcharhinus longimanus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Carcharhinus longimanus</i> (OCS)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
$L_{mat} (\sigma)$									1,3,4			3
$T_{mat} (\sigma)$									1			1
$L_{mat} (\varphi)$						15			1,3,4			4
$T_{mat} (\varphi)$									1			1
Frec. Reprod.												0
Gestacion									3,4			2
L_{nac}						6			2			2
Fec. Uterina						5,6,13			2,3,4			6
Period. Particion						5			3,4			3
Period. Copula						5			3,4			3
Total	0	0	0	0	0	7	0	0	18	0	0	25
Edad y Crecim.												
L_{inf}									1			1
k						6			1			2
T_0 / L_0									1			1
T_{max}									1			1
Longev												0
$L_{inf} (\sigma)$												0
k (σ)												0
$T_0 / L_0 (\sigma)$												0
$T_{max} (\sigma)$									1			1
Longev (σ)												0
$L_{inf} (\varphi)$												0
k (φ)												0
$T_0 / L_0 (\varphi)$												0
$T_{max} (\varphi)$									1			1
Longev (φ)												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	6	0	0	7
Dieta												
Clasico		1				5						2
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						11						1
Telemet. Satel.						7,8						2
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.						5						1
Temp.						7,8						2
Prof.						7,8						2
Sal.						5						1
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
Varios												
Haulback Mort.		10				9						2
conv. Talla - Talla												0
conv. Peso - Talla			14			13			1	14	14	5
Total	0	1	1	0	0	2	0	0	1	1	1	7

1=Lessa et al. (1999a); 2=Lessa et al. (1999b); 3=Coelho et al. (2009); 4=Tambourgi (2010); 5=Backus et al. (1956); 6=Branstetter (1990); 7=Howey-Jordan et al. (2013); 8=Carlson & Gulak (2012); 9=Beerkircher et al. (2002); 10=Coelho et al. (2012); 11=Kohler & Turner (2001); 12=Cortes (1999); 13=Guitart-Mandat (1975); 14=Garcia-Cortes & Mejuto (2002); 15=Berkeley & Campos (1988).

Appendix 8-Table 13. Summary of the studies focusing on dusky shark (DUS, *Carcharhinus obscurus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Carcharhinus obscurus (DUS)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
$L_{mat} (\sigma)$						7						1
$T_{mat} (\sigma)$						7						1
$L_{mat} (\varphi)$						7						1
$T_{mat} (\varphi)$						7						1
Frec. Reprod.						9,12						2
Gestacion						9,10,12						3
L_{nac}						12						1
Fec. Uterina						9,10						2
Period. Particion						9,10						2
Period. Copula						9,10						2
Total	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	16
Edad y Crecim.												
L_{inf}												0
k												0
T_0 / L_0												0
T_{max}						7						1
Longev						7						1
$L_{inf} (\sigma)$						7						1
k (σ)						7						1
$T_0 / L_0 (\sigma)$						7						1
$T_{max} (\sigma)$						7						1
Longev (σ)												0
$L_{inf} (\varphi)$						7						1
k (φ)						7						1
$T_0 / L_0 (\varphi)$						7						1
$T_{max} (\varphi)$						7						1
Longev (φ)												0
Total	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
Dieta												
Clasico		1				6,8,10						4
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	4
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						1,11						2
Telemet. Satel.						2						1
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.						2						1
Prof.						2						1
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Varios												
Haulback Mort.						4,9						2
conv. Talla - Talla						5,7						2
conv. Peso - Talla						5						1
Total	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5

1=Kohler & Turner (2001); 2=Hoffmayer et al. (2011); 3=Cortes (1999); 4=Beerkircher et al. (2002); 5=Kohler et al. (1995); 6=Gelsleichter et al. (1999); 7=Natanson et al. (1995); 8=Bowman et al. (2000); 9=Romine et al. (2009); 10=Clark & von Schmidt (1965); 11=Burnett et al. (1987); 12=Castro (1993, 2009).

Appendix 8-Table 14. Summary of the studies focusing on sandbar shark (CCP, *Carcharhinus plumbeus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Carcharhinus plumbeus (CCP)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)	14,18					5,6,15,16,19					17	8
T _{mat} (♂)						6,19,24						3
L _{mat} (♀)	14,18					5,6,15,16,19					17	8
T _{mat} (♀)						6,19,24						3
Frec. Reprod.	14					15,23			12			4
Gestacion	14					15,19,25			12			5
L _{nac}	14					15,19,20,23,25						6
Fec. Uterina	14					13,15,16,19,23			12			7
Period. Particion	14					3,13,15,19,23			12			7
Period. Copula						15,19			12			3
Total	9	0	0	0	0	38	0	0	5	0	2	54
Edad y Crecim.												
L _{inf}						5,6,24,25						4
k						5,6,24						3
T ₀ / L ₀						5,6,24						3
T _{max}						5,6,20						3
Longev						1,6,24						3
L _{inf} (♂)						5,6,20						3
k (♂)						5,6,20						3
T ₀ / L ₀ (♂)						5,6,20						3
T _{max} (♂)						5,6,20						3
Longev (♂)						6						1
L _{inf} (♀)						5,6,20						3
k (♀)						5,6,20						3
T ₀ / L ₀ (♀)						5,6,20						3
T _{max} (♀)						5,6,20						3
Longev (♀)						6						1
Total	0	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	42
Dieta												
Clasico		11				15,16,21						4
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	4
Genetica												
mtADN						7,8,9						3
nADN						9,13						2
Total	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						3,4,22						3
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.						3						1
Temp.												0
Prof.						3						1
Sal.						3						1
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Varios												
Haulback Mort.						10						1
conv. Talla - Talla						2,24						2
conv. Peso - Talla						2						1
Total	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4

1=Andrews et al. (2011); 2=Kohler et al. (1995); 3=Merson & Pratt (2001); 4=Kohler & Turner (2001); 5=Sminkey & Musick (1995); 6=Casey et al. (1985); 7=Heist et al. (1995); 8=Heist et al. (1999); 9=Portnoy et al. (2010); 10=Beerkircher et al. (2002); 11=Cortes (1999); 12=Hazin et al. (2007b); 13=Portnoy et al. (2007); 14=Saidi et al. (2005); 15=Springer (1960); 16=Calrk & von Schmidt (1965); 17=Cadenat & Blache (1981); 18=Capape (1984); 19=Baremore & hale (2010); 20=Hale & Baremore (2010); 21=Bowman et al. (2000); 22=Burnett et al. (1987); 23=Castro (1983, 1993); 24=Casey & Natanson (1992); 25=Branstetter (1990).

Appendix 8-Table 15. Summary of the studies focusing on night shark (CCS, *Carcharhinus signatus*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Carcharhinus signatus (CCS)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)									6			1
T _{mat} (♂)									5			1
L _{mat} (♀)						11			6			2
T _{mat} (♀)									5			1
Frec. Reprod.												0
Gestacion												0
L _{nac}									5			1
Fec. Uterina						9,11			6			3
Period. Particion						9						1
Period. Copula												0
Total	0	0	0	0	0	4	0	0	6	0	0	10
Edad y Crecim.												
L _{inf}									5			1
k									5			1
T ₀ / L ₀									5			1
T _{max}									5			1
Longev									5			1
L _{inf} (♂)												0
k (♂)												0
T ₀ / L ₀ (♂)												0
T _{max} (♂)												0
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)												0
k (♀)												0
T ₀ / L ₀ (♀)												0
T _{max} (♀)												0
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Dieta												
Clasico		3				4			8			3
Isotopos												0
Total	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						2						1
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.			10									1
Temp. Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Varios												
Haulback Mort.						1						1
conv. Talla - Talla			10			7						2
conv. Peso - Talla						7,11						2
Total	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	5

1=Beerkircher et al. (2002); 2=Kohler & Turner (2001); 3=Cortes (1999); 4=Bowman et al. (2000); 5=Santan & Lessa (2004); 6=Hazin et al. (2000); 7=Kohler et al. (1995); 8=Vaske Junior et al. (2009a); 9=Guitart-Manday (1975); 10=Mas (2012); 11=Bekeley & Campos (1988).

Appendix 8-Table 16: Summary of the studies focusing on tiger shark (TIG, *Galeocerdo cuvier*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	Galeocerdo cuvier (TIG)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)						7,11						2
T _{mat} (♂)						11						1
L _{mat} (♀)						7,11						2
T _{mat} (♀)						11						1
Frec. Reprod.						7,13						2
Gestacion						7,13						2
L _{nac}						14						1
Fec. Uterina						7,12						2
Period. Particion						7						1
Period. Copula												0
Total	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	14
Edad y Crecim.												
L _{inf}						11						1
k						11						1
T ₀ / L ₀						11						1
T _{max}						11,14						2
Longev						11,14						2
L _{inf} (♂)						14						1
k (♂)						14						1
T ₀ / L ₀ (♂)						14						1
T _{max} (♂)						11,14						2
Longev (♂)						14						1
L _{inf} (♀)						14						1
k (♀)						14						1
T ₀ / L ₀ (♀)						14						1
T _{max} (♀)						11,14						2
Longev (♀)						14						1
Total	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	19
Dieta												
Clasico		4	8,9,10			5						5
Isotopos												0
Total	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	5
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.						3						1
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.												0
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Varios												
Haulback Mort.		2				1						2
conv. Talla - Talla						6						1
conv. Peso - Talla						6						1
Total	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	4

1=Beerkircher et al. (2002); 2=Coelho et al. (2012); 3=Kohler & Turner (2001); 4=Cortes (1999); 5=Bowman et al. (2000); 6=Kohler et al. (1995); 7=Calrk & von Schmidt (1965); 8=Bornatowski et al. (2007a); 9=Bornatowski et al. (2012); 10=Miller & Domingo (2011); 11=Branstetter (1987b); 12=Guitart-Manday (1975); 13=Castro (2009); 14=Kneebone et al. (2008).

Appendix 8-Table 17. Summary of the studies focusing on pelagic stingray (PLS, *Pteroplatytrygon violacea*) life history parameters in each of the regions across the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. Each value in each table cell refers to a particular study, with the abbreviated references provided as a footnote to the table.

	<i>Pteroplatytrygon violacea</i> (PLS)											Total
	Med.	Atlant.	SWA	SCA	SEA	NWA	NCA	NEA	WEcA	CEcA	EEcA	
Reproduccion												
L _{mat} (♂)			2,3			7						3
T _{mat} (♂)			4									1
L _{mat} (♀)			2,3			7						3
T _{mat} (♀)			4									1
Frec. Reprod.	5		1									2
Gestacion	5		1									2
L _{nac}	5											1
Fec. Uterina	5		1,2									3
Period. Particion						7						1
Period. Copula						7						1
Total	4	0	10	0	0	4	0	0	0	0	0	18
Edad y Crecim.												
L _{inf}												0
k												0
T ₀ / L ₀												0
T _{max}												0
Longev												0
L _{inf} (♂)												0
k (♂)												0
T ₀ / L ₀ (♂)												0
T _{max} (♂)												0
Longev (♂)												0
L _{inf} (♀)												0
k (♀)												0
T ₀ / L ₀ (♀)												0
T _{max} (♀)												0
Longev (♀)												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dieta												
Clasico	8		3,6,10			7						5
Isotopos												0
Total	1	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	5
Genetica												
mtADN												0
nADN												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Track. y Desp.												
Marc. / Recap.												0
Telemet. Satel.												0
Telemet. Acust.												0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prof. Ambientales												
Temp. Superf.			9									1
Temp.												0
Prof.												0
Sal.												0
Ox. Dis.												0
Total	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Varios												
Haulback Mort.												0
conv. Talla - Talla	5											1
conv. Peso - Talla	5		3									2
Total	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3

1=Forselledo et al. (2008); 2=Veras et al. (2009a); 3=Ribeiro-Prado & Amorim (2008); 4=do Passo & Lessa (2008); 5=Hemida et al. (2003); 6=Veras et al. (2009b); 7=Wilson & Becket (1970); 8=Mavric et al. (2004), 9=Domingo et al. (2005); 10=Vaske Junior & Rotundo (2012).

REFERENCES

- AASEN, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus*, Bonnaterre) in the North West Atlantic. Fiskeridirektoratets Skrifter, Serie Havundersøkelser 13: 20–37.
- AASEN, O. 1966. Blahaien, *Prionace glauca* (Linnaeus), 1758. FiskenogHavet 1: 1–15.
- ADAMS, D.H. & R. Paperno. 2007. Preliminary Assessment of a Nearshore Nursery Ground for the Scalloped Hammerhead off the Atlantic Coast of Florida. American Fisheries Society Symposium 50: 165–174.
- ARDIZZONE, D., G.M. Cailliet, L. J. Natanson, A. H. Andrews, L. A. Kerr & T. A. Brown. 2006. Application of bomb radiocarbon chronologies to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) age validation. Environmental Biology of Fishes 77: 355–366.
- AMORIM, A.F., C.A. Arfelli & L. Fagundes. 1998. Pelagic elasmobranchs caught by longliners off southern Brazil during 1974-97: an overview. Marine Freshwater Research 49: 621–632.
- AMORIM, A.F., N. Della-Fina & N. Piva-Silva. 2011. Hammerheads sharks, *Sphyrna lewini* and *S. zygaena* caught by longliners off southern Brazil, 2007-2008. Collect. Vol. Sci. Papers, ICCAT 66: 2121–2133.
- ANDREWS, A.H., L.J. Natanson, L. A. Kerr, G. H. Burgess & G. M. Cailliet. 2011. Bomb radiocarbon and tag-recapture dating of sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*). Fishery Bulletin 109:454–465.
- BACKUS, R.H., Springer, S. and Arnold Jr., E. L. 1956. A contribution to the natural history of the white-tip shark, *Pterolamiops longimanus* (Poey). Deep-Sea Research 3: 178–188.
- BANE Jr., G.W. 1966. Observations on the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, in the Gulf of Guinea. Copeia 1966: 354–356.
- BAREMORE, I. & L. Hale. 2010. Reproduction of the sandbar shark *Carcharhinus plumbeus* in the U.S. Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. SEDAR21-DW-06. 30p.
- BEERKIRCHER, L.R., E. Cortés & M. Shivji. 2002. Characteristics of shark by-catch observed on pelagic longlines off the southeastern United States, 1992–2000. Marine and Fisheries Review 64: 40–49.
- BERKELEY, S.A. & W.L. Campos. 1988. Relative abundance and fishery potential of pelagic sharks along Florida's East coast. Marine Fisheries Review 50: 9–16.
- BIGELOW, H.B. & W.C. Schroeder. 1948. Sharks, volume 1 de Memoir. New Haven: Sears Foundation for Marine Research. 546p.
- BODAS, M. & A. Amorim. 2009. Desenvolvimento embrionário de cação-azul, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), no Sudeste e Suldo Brasil. Revista Ceciliana 1: 101–106.
- BONFIL, R., R. Mena & D. de Anda. 1993. Biological parameters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, Mexico. NOAA Technical report NMFS 115:73-86.
- BORNATOWSKI, H., M.C. Robert & L. Costa. 2007a. Dados sobre a alimentação de jovens de tubarão-tigre, *Galeocerdo cuvier* (Péron & Lesueur) (Elasmobranchii, Carcharhinidae), do sul do Brasil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 2: 10–13.
- BORNATOWSKI, H., L. Costa, M. de Castro Robert & J. Ventura da Pina. 2007b. Hábitos alimentares de tubarões-martelo jovens, *Sphyrna zygaena* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae), no litoral sul do Brasil. Biota Neotropica 7: 213-216.
- BORNATOWSKI, H. & P.R. Schwingel. 2008. Alimentação e reprodução do tubarão-azul, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), capturado na costa Sudeste e Sul do Brasil. Arquivos de Ciências do Mar 41: 98–103.
- BORNATOWSKI, H. & P.R. Schwingel. 2009. Sobre a alimentação do tubarão-martelo, *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758), capturado por espinhel pelágico no sudeste e sul do Brasil. Arquivos de Ciências do Mar 42: 1–4.
- BORNATOWSKI, H., M.R. Heithaus, C. M.P. Batista & R. Mascarenhas. 2012. Shark scavenging and predation on sea turtles in northeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 33: 495–502.
- BOWMAN, R.E., C.E. Stillwell, W. L. Michaels & M. D. Grosslein. 2000. Food of northwest Atlantic fishes and two common species of squid. NOAA Technical Memorandum, NMFS-NE-155, 138 p.

- BRANSTETTER, S. 1987. Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrnalewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes* 19: 161–173.
- BRANSTETTER, S., J.A. Musick & J. A. Colvocoresses. 1987. A comparison of the age and growth of the tiger shark, *Galeocerdocuvieri*, from off Virginia and from the northwestern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin* 85: 269–279.
- BRANSTETTER, S. 1990. Early life-history implications of selected carcharhinoid and lamnoidsharks of the northwest Atlantic. *In: Elasmobranchs As Living Resources: Advances in Biology, Ecology, Systematics, and the Status of the Fisheries* (eds. H.L. Pratt Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi). NOAA Technical Report NMFS 90. NOAA/NMFS, Silver Spring, MD, pp. 17–28.
- BUENCUERPO, V., S. Rios & J. Morón. 1998. Pelagic sharks associated with the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. *Fishery Bulletin* 96: 667–685.
- BURNETT, C.D., J.S. Beckett, C.A. Dickson, P.C.F. Hurley & T.D. Iles. 1987. A summary of releases and recaptures in the Canadian large pelagic fish tagging program 1961–1986. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 673: 1–99.
- CADENAT, J. & J. Blanche. 1981. Requins de Méditerranée et d'Atlantique (Plus Particulièrement de la Côte Occidentale d' Afrique). *Faune Tropicale XXI*. ORSTROM, Paris. pp 145-149.
- CAMPANA, S.E. & W.N. Joyce. 2004. Temperature and depth associations of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic. *Fisheries Oceanography* 13: 52–64.
- CAMPANA, S.E., L. Marks & W. Joyce. 2005. The biology and fishery of shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in Atlantic Canadian waters. *Fisheries Research* 73: 341–352.
- CAMPANA, S.E., W. Joyce & M. Fowler. 2010. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 769–773.
- CAMPANA, S. E., A. Dorey, M. Fowler, W. Joyce, Z. Wang, D. Wright & I. Yashayaev. 2011. Migration Pathways, Behavioural Thermoregulation and Overwintering Grounds of Blue Sharks in the Northwest Atlantic. *PLoS ONE* 6(2): e16854. doi:10.1371/journal.pone.0016854.
- CAPAPÉ, C. 1984. Nouvelles données sur lamorphologie et la biologie de la reproduction de *Carcharhinus plumbeus* (Nardo, 1827) (Pisces, Carcharhinidae) des côtestunisiennes. *Investigación Pesquera* 48: 115–137.
- CAPAPÉ, C., M. Diop & M. N'Dao. 1998. Record of four pregnant females of the scalloped hammerhead, *Sphyrnalewini* (Sphrynidae) in Senegalese waters. *Cybium* 22: 89–93.
- CAREY, F.G. & J. V. Scharold. 1990. Movements of blue sharks (*Prionace glauca*) in depth and course. *Marine Biology* 106: 329–342.
- CARLSON, J.K., & S. Gulak. 2012. Habitat use and movement patterns of oceanic whitetip, bigeye thresher and dusky sharks based on archival satellite tags. *ICCAT Collect. Vol. Sci. Papers, ICCAT* 68: 1922–1932.
- CASEY, J.G., H.L. Pratt Jr. & C. Stillwell. 1985. Age and growth of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) from the western North Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42:963–975.
- CASEY, J.G. & L.J. Natanson. 1992. Revised estimates of age and growth of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) from the western North Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:1474–1477.
- CASEY, J.G. & N.E. Kohler. 1992. Tagging studies on the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the western North Atlantic. *In: Sharks: Biology and Fisheries* (ed. J. G. Pepperell). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43: 45–60.
- CASSOFF, R.M., S.E. Campana & S. Myklevoll. 2007. Changes in baseline growth and maturation parameters of northwest Atlantic porbeagle, *Lamna nasus*, following heavy exploitation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 19–29.
- CASTRO, J. 1983. *The sharks of North American waters*. Texas A&M Univ. Press, College Station, TX, 180p.
- CASTRO, J.I. 1993. The nursery of Bull Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishes* 38: 37–48.

- CASTRO, J.A. & J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. *Marine and Freshwater Research* 46: 967–973.
- CASTRO, J.I. 2009. Observations on the reproductive cycles of some viviparous North American sharks. *aqua, International Journal of Ichthyology* 15: 205–222.
- CLARK, E. & K. von Schmidt. 1965. Sharks of the central Gulf Coast of Florida. *Bulletin of Marine Science* 15: 13–83.
- CLARKE, M.R., D.C. Clarke, H.R. Martins & H.M. da Silva. 1996. The diet of the blue shark (*Prionace glauca* L.) in Azorean waters. *Arquipélago Life and Marine Sciences* 14: 41–56.
- COELHO, R., Hazin, F.H.V., Rego, M., Tambourgi, M., Oliveira, P., Travassos, P., Carvalho, F., Burgess, G. 2009. Notes on the reproduction of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, in the Southwestern Equatorial Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Papers, ICCAT* 64: 1734–1740.
- COELHO, R., J. Fernandez-Carvalho, S. Amorim & M.N. Santos. 2011. Age and growth of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, in the eastern Equatorial Atlantic Ocean, using vertebral sections. *Aquatic Living Resources* 24: 351–357.
- COELHO, R., J. Fernandez-Carvalho, P.G. Lino & M.N. Santos. 2012. An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources* 25: 311–319.
- CORTÉS, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*. 56: 707–717.
- COSTA, F.E.S., F.M.S. Braga, C.A. Arfelli & A.F. Amorim. 2002. Aspects of the reproductive biology of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, (Elasmobranchii Lamnidae), in the southeastern region of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62: 239–248.
- DA SILVA, C., S.E. Kerwath, C.G. Wilke, M. Meyer & S.J. Lamberth. 2010. First documented southern transatlantic migration of a blue shark *Prionace glauca* tagged off South Africa. *African Journal of Marine Science* 32: 639–642.
- DALY-ENGEL, T.S., K.D. Seraphin, K.N. Holland, J.P. Coffey, H.A. Nance, R.J. Toonen & B.W. Bowen. 2012. Global Phylogeography with Mixed-Marker Analysis Reveals Male-Mediated Dispersal in the Endangered Scalloped Hammerhead Shark (*Sphyrna lewini*). *PLoS ONE* 7: e29986. doi:10.1371/journal.pone.0029986.
- DOMINGO, A., R.C. Menni & R. Forselledo. 2005. By-catch of the pelagic stingray *Dasyatis violacea* in Uruguayan longline fisheries and aspects of distribution in the southwestern Atlantic. *Scientia Marina* 69: 161–166.
- DOÑO, F. 2008. Identificación y caracterización de áreas de cría del tiburón martillo (*Sphyrna* spp.) en las costas de Uruguay. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo, Uruguay. 34p.
- DO PASSO, M.A.G. & R. Lessa. 2008. Análise do número de anéis de crescimento nas vértebras da raiaroxa, *Pteroplatytry gonviolacea* (Bonaparte, 1832), capturada no Atlântico Sul Equatorial. *Resumo SBEEL*. pp. 58–59.
- DUNCAN, K.M., A.P. Martin, B.W. Bowen & H.G. De Couet. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*). *Molecular Ecology* 15: 2239–2251.
- ELLIS, J.R. & S.E. Shackley. 1995. Notes on porbeagle sharks, *Lamna nasus*, from the Bristol Channel. *Journal of Fish Biology* 46: 368–370.
- FERNADEZ-CARVALHO, J., R. Coelho, K. Erzini & M. Neves Santos. 2011a. Age and growth of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, from the pelagic longline fisheries in the tropical northeastern Atlantic Ocean, determined by vertebral band counts. *Aquatic Living Resources* 24: 359–368.
- FITZMAURICE, P., P. Green, G. Keirse, M. Kenny & M. Clarke. 2005. Stock discrimination of the blue shark, based on Irish tagging data. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers* 58: 1171–1178.
- FORSELLEDO, R., M. Pons, P. Miller & A. Domingo. 2008. Distribution and population structure of the pelagic stingray, *Pterolamiops longimanus* (Poey). (Dasyatidae), in the south-western Atlantic. *Aquatic Living Resources*: 21: 357–363.

- FORSELLEDO, R. 2012. Estructura poblacional y aspectos reproductivos de *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) en el Atlántico Sudoccidental. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo, Uruguay. 43p.
- FREITAS, D., R. Barreto, I. Fernandes & R.Lessa. 2009. Composição de tamanhos e relações biométricas do tubarão mako (*Isurus oxyrinchus*) capturados no Atlântico Sul Equatorial Ocidental. IX Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão (JEPEX) 1408-1.
- GADIG, O.B.F., F.S. Motta & R.C. Namora. 2002. Projeto Cação: a study on small coastal sharks in São Paulo southeast Brazil. En: Proceedings of the International Conference on Sustainable Management of Coastal Ecosystem. P. Duarte (Ed.). Porto, Portugal. pp. 239–246.
- GARCÍA-CORTÉS B. & J. Mejuto. 2002. Size-weight relationships of the swordfish (*Xiphias gladius*) and several pelagic shark species caught in the Spanish surface longline fishery in the Atlantic, Indian and Pacific oceans. Collect. Vol. Sci. Papers, ICCAT 54: 1132–1149.
- GAULD, J.A. 1989. Records of porbeagles landed in Scotland, with observations on the biology, distribution and exploitation of the species. Report No. 45. Fisheries Research Services, Aberdeen, Scotland. 15p.
- GERVELIS, B.J. 2005. Age and growth of the thresher shark, *Alopias vulpinus*, in the northwest Atlantic Ocean. Master's Thesis. University of Rhode Island, Kingston, Rhode Island. 92p.
- GILMORE, R.G. 1983. Observations on the Embryos of the Longfin Mako, *Isurus paucus*, and the Bigeye Thresher, *Alopias superciliosus*. Copeia 1983: 375–382.
- GILMORE, R.G. 1993. Reproductive biology of lamnoid sharks. Environmental Biology of Fishes 38: 95–114.
- GORNI, G.R., S. Loibel, R. Goitein & A.F. Amorim. 2012. Stomach contents analysis of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught off Southern Brazil: A bayesian analysis. Collect. Vol. Sci. Papers, ICCAT 68: 1933–1937.
- GUITART MANDAY, D. 1975. Las pesquerías pelágico-oceánicas de corto radio de acción en la región Noroccidental de Cuba. Academia de Ciencias de Cuba Serie Oceanológica 31. 26p.
- HALE, L. & I. Baremore. 2010. Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, from the Gulf of Mexico and the United States southern Atlantic Ocean. SEDAR21-DW-21. 25p.
- HAMMERSCHLAG, N., A.J. Gallagher, D.M. Lazarre, & C. Slonim. 2011. Range extension of the Endangered great hammerhead shark *Sphyrna mokarran* in the Northwest Atlantic: preliminary data and significance for conservation. Endangered Species Research 13: 111–116.
- HAZIN, F.H.V., F.M. Lucena, T.A. Souza, C.E. Boeckman, M.K. Broadhurst & R.C. Menni. 2000a. Maturation of the night shark, *Carcharhinus signatus*, in the southwestern Equatorial Atlantic Ocean. Bulletin of Marine Science 66: 173–185.
- HAZIN, F.H.V., P.B. Pinheiro & P.B. Broadhurst. 2000b. Further notes on reproduction of the blue shark, *Prionace glauca*, and a postulated migratory pattern in the South Atlantic Ocean. Ciência e Cultura 52: 114–120.
- HAZIN, F.H.V., A. Fischer & M. Broadhurst. 2001. Aspects of reproductive biology of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, off northeastern Brazil. Environmental Biology of Fishes 61: 151–159.
- HAZIN, F.H.V., P.G.V. Oliveira & B.C.L. Macena. 2007a. Aspects of the reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis* (Nardo, 1827), in the vicinity of archipelago of Saint Peter and Saint Paul, in the equatorial Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60: 648–651.
- HAZIN, F.H.V., P.G.V. Oliveira & B.C.L. Macena. 2007b. Aspects of the reproductive biology of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus* (Nardo, 1827), in coastal waters off Pernambuco, Brazil. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 60: 629–635.
- HEIST, E.J., J.E. GRAVES & J.A. Musick. 1995. Population genetics of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) the Gulf of Mexico and mid-Atlantic Bight. Copeia 1995:555–562.
- HEIST, E.J., J.A. Musick & J.E. GRAVES. 1996. Genetic population structure of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 583–588.

- HEIST, E.J. & J.R. Gold. 1999. Microsatellite DNA Variation in Sandbar Sharks (*Carcharhinus plumbeus*) from the Gulf of Mexico and Mid-Atlantic Bight. *Copeia* 1999: 182–186.
- HEMIDA, F., R. Seridji, S. Ennajar, M. N. Bradai, E. Collier, O. Guélorget & C. Capapé. 2003. New observations on the reproductive biology of the pelagic stingray, *Dasyatis violacea* Bonaparte, 1832 (Chondrichthyes: Dasyatidae) from the Mediterranean Sea. *Acta Adriatica* 44: 193–204.
- HENDERSON, A.C., K. Flannery & J. Dunne. 2001. Observations on the biology and ecology of the blue shark in the North-east Atlantic. *Journal of Fish Biology* 58: 1347–1358.
- HOWEY-JORDAN, L.A., E.J. Brooks, D.L. Abercrombie, L.K.B. Jordan, A. Brooks, S. Williams, E. Gospodarczyk & D.D. Chapman. 2013. Complex Movements, Philopatry and Expanded Depth Range of a Severely Threatened Pelagic Shark, the Oceanic Whitetip (*Carcharhinus longimanus*) in the Western North Atlantic. *PLoS ONE* 8(2): e56588. doi:10.1371/journal.pone.0056588.
- JENSEN, C.F., L.J. Natanson, H.L. Pratt, N.E. Kohler & S.E. Campana. 2002. The reproductive biology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 100: 727–738.
- JOYCE, W., S.E. Campana, L. J. Natanson, N.E. Kohler, H.L. Pratt & C.F. Jensen. 2002. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark in the Northwest Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 59: 1263–1269.
- JUNG, A. 2009. Preliminary results on the French fishery that targeted porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic Ocean: biology and catch statistics. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54: 1693–1702.
- KITAMURA, T. & H. Matsunaga. 2010. Population structure of porbeagle (*Lamna nasus*) in the Atlantic Ocean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65: 2082–2087.
- KNEEBONE, J., L.J. Natanson, A.H. Andrews & W.H. Howell. 2008. Using bomb radiocarbon analyses to validate age and growth estimates for the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in the western North Atlantic. *Marine Biology* 154:423–434.
- KOHLER, N.E., J.G. Casey & P.A. Turner. 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fishery Bulletin* 93: 412–418.
- KOHLER, N.E. & P.A. Turner. 2001. Shark tagging: a review of conventional methods and studies. *Environmental Biology of Fishes* 60: 191–223.
- KOHLER, N.E., P.A. Turner, J.J. Hoey, L.J. Natanson & R. Briggs. 2002. Tag and recapture data for three pelagic sharks species: blue shark (*Prionace glauca*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54: 1231–1260.
- KOTAS, J.E., D. Tames & A.L.M. Moreira. 2010. Espermatogênese e maturação sexual nos machos do tubarão-azul, *Prionace glauca* Linnaeus (Elasmobranchii: Carcharhinidae), nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar* 43: 38–51.
- KOTAS, J.E., V. Mastrochirico & M. Petrer Junior. 2011. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini* (Griffith and Smith, 1834), from the southern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Biology* 71: 755–761.
- LANA, F., F. Hazin, P. Oliveira, M. Rego & P. Roque. 2012. Reproductive Biology, Relative Abundance and Distribution of Silky Shark, *Carcharhinus falciformis* (Muller & Henle, 1939), in the Southwestern and Equatorial Atlantic Ocean. Abstract/Vancouver 2012 AESA.
- LEGAT, J.F.A. & C.M. Vooren. 2004. Reproductive cycle and migration of the blue shark (*Prionace glauca*) in South Atlantic Ocean. In: *Fish Communities and Fisheries*. de Carvalho, C.E., Petrer Jr. M., Rivas A.A.F. & MacKinlay D. (Eds.). Symposium proceedings, International Congress on the Biology of Fish, Manaus, Brazil. pp. 25–35.
- LESSA, R., R. Paglerani & F.M. Santana. 1999a. Biology and morphometry of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus* (Carcharhinidae), off North-eastern Brazil. *Cybio* 23: 353–368.
- LESSA, R., F.M. Santana & R. Paglerani. 1999b. Age, growth and stock structure of the oceanic whitetip, *Carcharhinus longimanus*, from the southwestern equatorial Atlantic. *Fisheries Research* 42: 21–30.
- LESSA, R., F.M. Santana & F.H. Hazin. 2004. Age and growth of the blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) off northeastern Brazil. *Fisheries Research* 66: 19–30.

- LIPEJ, L., B. Mavrič, D. Paliska & C. Capapé. 2013. Feeding habits of the pelagic stingray, *Pterolamiops longimanus*. (Chondrichthyes: Dasyatidae) in the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93: 285–290.
- LOEFER, J.K., G. R. Sedberry & J. C. McGovern. 2005. Vertical movements of a shortfin mako in the western North Atlantic as determined by pop-up satellite tagging. *Southeastern Naturalist* 4:237–246.
- MACNEIL, M.A. & S.E. Campana. 2002. Comparison of whole and sectioned vertebrae for determining the age and growth of young blue shark (*Prionace glauca*). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 30: 77–82.
- MACNEIL, M.A., G.B. Skomal & A.T. Fisk. 2005. Stable isotopes from multiple tissues reveal diet switching in sharks. *Marine Ecology Progress Series* 302: 199–206.
- MAIA, A., N. Queiroz, J.P. Correia & H.N. Cabral. 2006. Food habits of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, off the southwest coast of Portugal. *Environmental Biology of Fishes* 77:157–167.
- MAIA, A., N. Queiroz, H.N. Cabral, A.M. Santos & J.P. Correia. 2007. Reproductive biology and population dynamics of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, off the southwest Portuguese coast, eastern North Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology* 23: 246–251.
- MANCINI, P. 2005. Estudo biológico-pesquero do tubarão-raposa, *Alopias superciliosus* (Lamniformes, Alopiidae) capturado no Sudeste-sul do Brasil. Dissertação do Mestre em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São Paulo. 195 pp.
- MANCINI, P.L. & A.F. Amorim. 2006. Embryos of common thresher shark *Alopias vulpinus* in southern Brazil, South Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* 69: 318–321.
- MAS, F. 2012. Biodiversidad, abundancia relativa y estructura poblacional de los tiburones capturados por la flota de palangre pelágico en aguas uruguayas durante 1998-2009. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo, Uruguay. 95p.
- MATSUNAGA, H. 2009. Tag and release of pelagic shark species by the observers on the Japanese tuna longline vessels in the Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64: 1690–1692.
- MAVRIČ, B., R. Jenko, T. Makovec & L. Lipej. 2004. On the occurrence of the pelagic stingray, *Dasyatis violacea* (Bonaparte, 1832), in the Gulf of Trieste (northern Adriatic). *ANNALES Series Historia Naturalis* 14: 181–186.
- MAZZOLENI, R.C., M.L.D. de Oliveira & J.E. Kotas. 2004. Estudo da idade e crescimento do tubarão-martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834), no Sudeste e Sul do Brasil, através de cortes em vértebras inteiras. *En: Resumos da IV Reunião da Sociedade Brasileira para o Estudo dos Elasmobrânquios. SBEEL, 2004*. pp 118–119.
- MEGALOFONOU, P., D. Damalas & C. Yannopoulos C. 2005. Composition and abundance of pelagic shark by-catch in the eastern Mediterranean Sea. *Cybium* 29: 135–140.
- MEGALOFONOU, P., D. Damalas & De Metrio G. 2009. Biological characteristics of blue shark, *Prionace glauca*, in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(6), 1233–1242.
- MEJUTO, J. & B. García-Cortés. 2005. Reproductive and distribution parameters of the blue shark *Prionace glauca*, on the basis of on-board observations at sea in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58: 951–973.
- MERSON, R.R. & H.L. Pratt. 2001. Distribution, movements and growth of young sandbar sharks, *Carcharhinus plumbeus*, in the nursery grounds of Delaware Bay. *Environmental Biology Fishes* 61: 13–24.
- MOLLET, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt & J.D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids. *Fishery Bulletin* 98: 299–318.
- MOLLET, H.F., A.D. Testi, L.J.V. Compagno, & M.P. Francis. 2002. Re-identification of a lamnid shark embryo. *Fishery Bulletin* 100: 865–875.
- MONTEALEGRE-QUIJANO, S. 2007. Biologiapoblacional do tubarão-azul, *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) (Carcharhinidae), naregião sudoeste do oceano Atlântico. Tesis de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 189p.

- MONTEALEGRE-QUIJANO, S. & C.M. Vooren. 2010. Distribution and abundance of the life stages of the blue shark *Prionace glauca* in the southwest Atlantic. *Fisheries Research* 101: 168–179.
- MORENO, J.A., J.I. Parajúa & J. Morón. 1989. Biología reproductiva y fenología de *Alopias vulpinus* (Bonnaterre, 1788) (Squaliformes: Alopiidae) en el Atlántico nor-oriental y Mediterráneo occidental. *Scientia Marina* 53: 37–46.
- MORENO, J.A. & J. Morón. 1992. Reproductive biology of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43: 77–86.
- NATANSON, L.J., J.G. Casey & N.E. Kohler. 1995. Age and growth estimates for the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 93: 116–126.
- NATANSON, L.J., J.G. Casey, N.E. Kohler & T. Colket. 1998. Growth of the tiger shark, *Galeocerdo cuvieri*, in the western North Atlantic based on tag returns and length frequencies; and a note on the effects of tagging. *Fishery Bulletin* 97: 944–953.
- NATANSON, L.J. 2002a. Preliminary investigations into the age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, white shark, *Carcharodon carcharias*, and the thresher shark, *Alopias vulpinus*, in the western North Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54: 1280–1293.
- NATANSON, L.J., J.J. Mello & S.E. Campana. 2002b. Validated age and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the western North Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 54: 1261–1279.
- NATANSON, L.J., N.E. Kohler, D. Ardizzone, G.M. Cailliet, S.P. Wintner & H.F. Mollett. 2006. Validated age and growth estimates for the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the North Atlantic Ocean. *Environmental Biology of Fishes* 77: 367–383.
- PADE, N.G., N. Queiroz, N.E. Humphries, M.J. Witt, C.S. Jones, L.R. Noble & D.W. Sims. 2009. First results from satellite-linked archival tagging of porbeagle shark, *Lamna nasus*: area fidelity, wider-scale movements and plasticity in diel depth changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 370: 64–74.
- PASSEROTTI, M.S., J.K. Carlson, A.N. Piercy & S.E. Campana. 2010. Age validation of great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*), determined by bomb radiocarbon analysis. *Fishery Bulletin* 108: 346–351.
- PIERCY, A.N., J.K. Carlson, J.A. Sulikowski, & G. Burgess. 2007. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in the north-west Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research* 58: 34–40.
- PIERCY, A.N., J.K. Carlson, & M.S. Passerotti. 2010. Age and growth of the great hammerhead shark, *Sphyrna mokarran*, in the north-western Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine and Freshwater Research* 61: 992–998.
- PINHAL, D., M.S. Shivji, M. Vallinoto, D.D. Chapman, O.B.F. Gadig & C. Martins. 2012. Cryptic hammerhead shark lineage occurrence in the western South Atlantic revealed by DNA analysis. *Marine Biology* 159: 829–836.
- PORTNOY, D.S., A.N. Piercy, J.A. Musick, G.H. Burgess & J.E. Graves. 2007. Genetic polyandry and sexual conflict in the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the western North Atlantic and Gulf of Mexico. *Molecular Ecology* 16: 187–197.
- PORTNOY, D.S., J.R. Mcdowell, E.J. Heist, J.A. Musick & J.E. Graves. 2010. World phylogeography and male-mediated gene flow in the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*. *Molecular Ecology* 19: 1994–2010.
- PRATT, H.W. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *Fishery Bulletin* 77: 445–470.
- QUATTRO, J.M., D.S. Stoner, W.B. Driggers, C.A. Anderson, K.A. Priede, E.C. Hoppmann, N.H. Campbell, K.M. Duncan & J.M. Grady. 2006. Genetic evidence of cryptic speciation within hammerhead sharks (Genus *Sphyrna*). *Marine Biology* 148: 1143–1155.
- QUEIROZ, N., F.P. Lima, A. Maia, P.A. Ribeiro, J.P.S. Correia & A.M. Santos. 2005. Movements of blue shark, *Prionace glauca*, in the north-east Atlantic based on mark-recapture data. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1107–1112.
- QUEIROZ, N., N.E. Humphries, L.R. Noble, A.M. Santos & D.W. Sims. 2010. Short-term movements and diving behavior of satellite-tracked blue sharks *Prionace glauca* in the northeastern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 406: 265–279.

- QUEIROZ, N., N.E. Humphries, L.R. Noble, A.M. Santos & D.W. Sims. 2012. Spatial Dynamics and Expanded Vertical Niche of Blue Sharks in Oceanographic Fronts Reveal Habitat Targets for Conservation. *PLoS ONE* 7(2): e32374. doi:10.1371/journal.pone.0032374.
- RIBEIRO-PRADO, C.C. & A.F. Amorim. 2008. Fishery biology on pelagic stingray *Pteroplatytrygon violacea* caught off southern Brazil by longliners settled in São Paulo State (2006-2007). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 62: 1883–1891.
- ROMINE J.G., J.A. Musick & G.H. Burgess. 2009. Demographic analyses of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the Northwest Atlantic incorporating hooking mortality estimates and revised reproductive parameters. *Environmental Biology of Fishes* 84:277–289.
- SAÏDI, B., M.N. Bradaï, A. Bouaïn, O. Guélorget & C. Capapé. 2005. The reproductive biology of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus* (Chondrichthyes: Carcharhinidae), from the Gulf of Gabès (southern Tunisia, central Mediterranean). *Acta Adriatica* 46: 47–62.
- SANTANA, F.M. & R.P. Lessa. 2004. Age determination and growth of the night shark (*Carcharhinus signatus*) off the northeastern Brazilian coast. *Fishery Bulletin* 102: 156–167.
- SAUNDERS, R.A., F. Royer & M.W. Clarke. 2011. Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 68: 166–174. doi:10.1093/icesjms/fsq145
- SCHREY, A.W. & E.J. Heist. 2003. Microsatellite analysis of population structure in the shortfin mako *Isurus oxyrinchus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 670–675.
- SKOMAL, G.B. & L.J. Natanson. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 101: 627–639.
- SMINKEY, T.R. & J.A. Musick. 1995. Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, before and after population depletion. *Copeia* 1995:871–883.
- SPRINGER, S. 1960. Natural history of the sandbar shark *Eulamiamberti*. *Fishery Bulletin* 61:1–38.
- STEVENS, J.D. 1975. Vertebral rings as a means of age determination in the blue shark (*Prionace glauca* L.). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 55: 657–665.
- STEVENS, J.D. 1976. First results of shark tagging in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 56: 929–937.
- STILLWELL, C.D. and J.G. Casey. 1976. Observations on the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, in the western North Atlantic. *Fishery Bulletin* 74: 221–225.
- TAMBOURGI, M.R. 2010. Biologia reproductiva do tubarão galha-branca oceânico, *Carcharhinus longimanus*, no Atlântico Sudoeste e Equatorial. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Pesca e Aqüicultura, Programa de pós-graduação em recursos pesqueiros e aqüicultura. 55 p.
- TAVARES, R., M. Ortiz & F. Arocha. 2012. Population structure, distribution and relative abundance of the blue shark (*Prionace glauca*) in the Caribbean Sea and adjacent waters of the North Atlantic. *Fisheries Research* 129-130: 137–152.
- TEIXEIRA, A.F. 2011. Análise da variabilidade e estruturação genética do tubarão azul, *Prionace glauca* (Chondrichthyes, Carcharhinidae) no Oceano Atlântico Sul Ocidental utilizando marcador molecular do DNA mitocondrial. MSc Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, Brasil. 50p.
- TREJO, T. 2005. Global population structure of thresher sharks (*Alopias* spp.) based upon mitochondrial DNA control region sequences. M.Sc. dissertation. Moss Landing Marine Laboratories, California State University, Monterey Bay, CA. 76 p.
- USSAMI, L.E.F. 2011. Análise da Variabilidade e Estruturação Genética do Tubarão-Azul, *Prionace glauca* (Chondrichthyes, Carcharhinidae) na Costa Brasileira, Utilizando Marcadores Microsatélites. MSc Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, Brasil. 68p.
- VASKE JÚNIOR, T., C.M. Vooren & R.P. Lessa. 2009a. Feeding strategy of the night shark (*Carcharhinus signatus*) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) near seamounts off northeastern Brazil. *Brazilian Journal of oceanography* 57: 97–104.
- VASKE JÚNIOR, T., R.P. Lessa & O.B.F. Gadig. 2009b. Feeding habits of the blue shark (*Prionace glauca*) off the coast of Brazil. *Biota Neotropica* 9: 55–60.

- VASKE JÚNIOR, T. & M.M. Rotundo. 2012. Inshore occurrences of the pelagic stingray, *Pteroplatytrygon violacea* (Bonaparte, 1832) (Elasmobranchii: Dasyatidae), in São Paulo State, southeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 7:182–186.
- VAUDO, J., B. Wetherbee, P. Howey & M. Shivji. 2012. Vertical movements of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) tagged in the US Virgin Islands. Abstract/Vancouver 2012 AESA.
- VÉRAS, D.P., I.S.L. Branco, F.H.V. Hazin, C. Wor & M. Travassos Tolotti. 2009a. Preliminary analysis of the reproductive biology of pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*) in the southwestern Atlantic. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64: 1755–1764.
- VÉRAS, D.P., T. VaskeJúnior, F.H.V. Hazin, R.P. Lessa, P.E. Travassos, M.T. Tolotti & T.M. Barbosa. 2009b. Stomach contents of the pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violace*) (Elasmobranchii: Dasyatidae) from the tropical Atlantic. *Brazilian Journal of Oceanography* 57: 339–343.
- VOOREN, C.M., S. Klippel & A.B. Galina. 2005. Biologia e status conservação dos tubarão-martelo *Sphyrnalewini* e *S. zygaena*. En: Vooren C.M. & Klippel S. (eds.), *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Igaré, Porto Alegre. pp. 97–112.
- WENG, K.C. & B.A. Block. 2004. Diel vertical migration of the bigeye thresher shark (*Alopiass superciliosus*), a species possessing orbital retina mirabilia. *Fishery Bulletin* 102: 221–229.
- WILSON, P.C. & J.S. Beckett. 1970. Atlantic Ocean distribution of the pelagic stingray, *Dasyatis violacea*. *Copeia*1970: 696–707.
- WOOD, A.D., B.M. Wetherbee, F. Juanes, N.E. Kohler & C.Wilga. 2009. Recalculated diet and daily ration of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), with a focus on quantifying predation on bluefish (*Pomatomus saltatrix*) in the northwest Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* 107:76–88.

References to Tables in Appendix 8 of Documents Presented at ICCAT to Provide Information to the Shark Working Group During Their Meeting in 2011 That Were Subsequently Withdrawn by the Authors

- FERNADEZ-CARVALHO, J., R. Coelho, S. Amorim & M. Neves Santos. 2011b. Maturity of the bigeye thresher, *Alopias superciliosus*, in the Atlantic Ocean (SCRS/2011/086).
- HOFFMAYER, E.R., J.S. Franks & W.B. Driggers. 2011a. Habitat use patterns and environmental preferences of juvenile silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in the Northern Gulf of Mexico (SCRS/2011/102).
- HOFFMAYER, E.R., J.S. Franks & W.B. Driggers. 2011b. Habitat, seasonal movements and environmental preferences of dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, in the Northern Gulf of Mexico (SCRS/2011/101).
- HOFFMAYER, E.R., J.S. Franks & W.B. Driggers. 2011c. Diel vertical movements of a scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, in the northern Gulf of Mexico based on high-rate archival pop-off tag data (SCRS/2011/100).
- MILLER, P. & A. Domingo. 2011. Ítems alimenticios del tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) en aguas subtropicales del Océano Atlántico Sur occidental (SCRS/2011/094).
- MILLER, P., E. Cortés, J. Carlson, S. Gulak & A. Domingo. 2011. Movimientos y uso de hábitat del tiburón azul (*Prionace glauca*) en el Océano Atlántico Suroccidental: resultados obtenidos mediante telemetría satelital. (SCRS/2011/092).
- TAGUCHI, M., T. Kitamura & K. Yokawa. 2011. Genetic population structure of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from mitochondrial DNA on interoceanic scale. ISC/11/SHARKWG-1/02.

**Additional References Provided During the Meeting
But Not Considered to Elaborate the Tables in Appendix 8**

- BIERY, L. & D. Pauly. 2012. A global review of species-specific shark fin to body mass ratios and relevant legislations. *J. Fish. Biol.*, 80: 1643-1677.
- BONFIL, R., S. Clarke & H. Nakano. 2008. The biology and ecology of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*. Pp. 129-139. *In*: Camhi M., Pikitch E., Babcock E. (eds.), *Sharks of the open ocean; biology, fisheries and conservation*. Blackwell Publishing Ltd.
- BRANCO, V., J. Canario, C. Vale, J. Raimundo & C. Reis C. 2004. Total and organic mercury concentrations in muscle tissue of the blue shark (*Prionace glauca* L.1758) from the Northeast Atlantic. *Mar. Pol. Bull.*, 49 (9–10): 871–874.
- BRUCE, B. 2008. The biology and ecology of the white shark, *Carcharodon carcharias*. Pp. 69-81. *In*: Camhi M., Pikitch E., Babcock E. (eds.) *Sharks of the open ocean; biology, fisheries and conservation*. Blackwell Publishing Ltd.
- CAILLET, G., L. Natanson, B. Welden & D. Ebert. 1985. Preliminary studies on the age and growth of the white shark, *Carcharodon carcharias*, using vertebral bands. *Mem. S. Calif. Acad. Sci.*, 9: 49-60.
- Campana S., Marks L., Joyce W., Hurley P., Showell M., Kulka D., 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. *CSAS. Res. Doc.* 99/158.
- CAMPANA, S., L. Marks, W. Joyce & N. Kohler. 2004. Influence of recreational and commercial fishing on the blue shark (*Prionace glauca*) population in Atlantic Canadian Waters. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2004/069*: 67 p.
- CAMPANA, S., L. Marks, W. Joyce & N. Kohler. 2005. Catch, by-catch and indices of population status of blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian Atlantic. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 58(3): 891-934.
- CASEY, J. & H. Jr Pratt. 1985. Distribution of the white shark, *Carcharodon carcharias*, in the western North Atlantic. *Mem. Southern Calif. Acad. Sci.*, 9: 2-14.
- COELHO, R. & G. Burgess. 2009. Notes on the reproduction of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus* in the south-western equatorial Atlantic Ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64(5): 1734-1740.
- CORTÉS, E. 2000; Life history patterns and correlations in sharks. *Rev. Fish. Sci.*, 8(4): 299-344.
- CORTÉS, E. & J. Neer. 2006. Preliminary reassessment of the validity of the 5% fin to carcass weight ratio for sharks. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 59: 1025-1036.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2006. *Assessment and Status Report on the Blue Shark, Prionace glauca, Atlantic Population, Pacific Population, in Canada*. COSEWIC, Ottawa, Ontario.
- COULL, K., A. Jermyn, A. Newton, G. Henderson G. & W. Hall. 1989. Length/weight relationships for 88 species of fish encountered in the North Atlantic. *Scottish Fish. Res. Rep.*, 43: 1-80.
- CRUZ-RAMIREZ, A., S. Soriano-Velásquez, H. Santana-Hernández, C. Ramírez-Santiago & D. Acal-Sánchez. 2012. Aspectos reproductivos del tiburón azul *Prionace glauca* capturado por la flota palangrera de mediana altura del Puerto de Manzanillo, Colima. *Ciencia Pesquera*, 20(1): 39-48.
- DE METRIO, G., M. Cacucci, M. Deflorio, S. Desnatis & N. Santamaria. 2000. Incidenza della pesca ai grandi pelagici sulle catture di squali. *Biol. Mar. Medit.*, 7(1): 334-345.
- FRANCIS, M. 1996. Observations on a pregnant white shark with a review of reproductive biology. Pp. 157-172. *In*: Klimley A., Ainley D. (eds.), *Great White Sharks: the biology of Carcharodon carcharias*. Academic Press, Inc., New York.
- FRANCIS, M., L. Natanson & S. Campana. 2008. The biology and ecology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*. Pp. 105-113. *In*: *Sharks of the open ocean*. Fish and Aquatic Resources Series 13.
- FROTA, L., P. Costa & A. Braga. 2004. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *NAGA WorldFish Center Q.*, 27(1&2): 20-26.
- GARCIA-ARTEAGA, J., R. Claro & S. Valle. 1997. Length-weight relationships of Cuban marine fishes. *Naga/CLARM Q.*, 20(1): 38-43

- GARRICK, J. 1967. Revision of sharks of genus *Isurus* with description of a new species (Galeoidea, Lamnidae). Proc. U.W. Natl. Mus., 118: 663-690.
- GRUBER, S. & L.J.V. Compagno. 1981. Taxonomic status and biology of the bigeye thresher *Alopias superciliosus*. Fisher. Bull., 79: 617-40.
- GUITART-MANDAY, D. 1966. Nuevo nombre para una especie de tihuron del genero *Isurus* (Elasmobranchii: Isuridae) de aguas Cubanas. Poeyana, 15: 1-9.
- HAZIN, F., C. Boeckman, E. Leal, R. Lessa, K. Kihara K. & K. Otsuka. 1994. Distribution and relative abundance of the blue shark, *Prionace glauca*, in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. Fish. Bull., 92 : 474-480.
- HAZIN, F., R. Lessa, M. Ishio, K. Otsuka & K. Kihara. 1991. Morphometric description of the blue shark, *Prionace glauca*, from the southwestern equatorial Atlantic. Tokyo Suisandai Kempo, 78: 137-144.
- IGFA. 2001. Database of IGFA angling records. IGFA, Fort Lauderdale, USA.
- KOHLER, N.E. 1987. Aspects of the feeding ecology of the blue shark, *Prionace glauca*, in the western North Atlantic. PhD Dissertation, University of Rhode Island, Kingston, 163p.
- KOTAS, J. & M. Petrere. 2002. Análise da distribuição e abundância relativa dos tubarões-martelo (*Sphyrna lewini* e *Sphyrna zygaena*) através do modelo linear generalizado (GLM). Capítulo da tese de doutoramento. Escola de Engenharia de São Carlos. CRHEA-USP.
- McCORD, M., S. Campana. 2003. A quantitative assessment of the diet of the blue shark (*Prionace glauca*) off Nova Scotia, Canada. J. Northwest. Atl. Fisher. Sci., 32: 57–63.
- MEGALOFONOU, P., C. Yannopoulos, D. Damals, G. De Metrio, M. Delflorio, J. De La Serna & D. Macias. 2005. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. Fish. Bull., 103: 620-634.
- MOLLET, H. & G. Cailliet. 1996. Using allometry to predict body mass from linear measurements of the white shark. Pp. 81-90. In: Klimley A., Ainley D. (eds.) Great white sharks. The biology of *Carcharodon carcharias*. Academic Press, Inc., San Diego.
- NAKANO, H. & M. Seki. 2002. Synopsis of biological data on the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus. Bull. Fish. Res., 6: 18-55.
- NAKANO, H. & J. Stevens. 2008. The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. In: Camhi M., Pikitch E., Babcock E. (Eds.). Sharks of the open Ocean. Blackwell Scientific UK., 536 p.
- NEVES DOS SANTOS, M. & A. Garcia. 2005. Factors for conversion of fin weight into round weight for the blue shark (*Prionace glauca*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 935-941.
- O'BOYLE, R., G. Fowler, P. Hurler, W. Joyce & M. Showell. 1998. Update on the status of NAFO SA 3–6. Porbeagle shark (*Lamna nasus*). Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document: 98/41: 2-58.
- OLIVEIRA, P., F. Hazin, F. Carvalho, M. Rego, R. Coelho, A. Piercy & G. Burgess. 2010. Reproductive biology of the crocodile shark *Pseudocarcharias kamoharui*. J. Fish. Biol., 76(7): 1655-1670.
- PRATT, H.W. Jr., 1996. Reproduction in the male white shark. Pp. 131-138. In: Klimley A., Ainley D. (eds.) Great white sharks: the biology of *Carcharodon carcharias*. Academic Press, Inc.
- RANDALL, J. 1973. Size of the great white shark (*Carcharodon*). Science, 181: 169-170.
- RANDALL, J. 1992. Review of the biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*). Aust. J. Mar. Freshw. Res., 43: 21–31.
- RIVERA-LOPEZ, J. 1970. Studies on the biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum* Bonnaterre, and the tiger shark, *Galeocerdo cuvieri* Peron and Le Sueur. MS thesis, Mayaguez, Puerto Rico.
- SANZO, L. 1912. Embrione di *Carcharodon rondeletii* M. Hie. (?) con particolare disposizione del sacco vitellino. Regio Comitatus Talassografico Italiano, Memoria, 11: 1-12.
- SHANKS, A. 1988. Whole weight/length and gutted weight/length relationships for porbeagles. DAFS Marine Laboratory Internal Report.

- SMITH, J. 1951. A juvenile of the man-eater *Carcharodon carcharias* Linn. Ann. Mag. Nat. Hist., 4: 729-736.
- SMITH, S., D. Au & C. Show. 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 49: 663–678.
- SMITH, S., R. Rasmussen, D. Ramon & G. Cailliet. 2008. The biology and ecology of thresher sharks (Alopiidae). Pp 60-68. In: Camhi M., Pikitch E., Babcock E. (eds.), Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation. Blackwell Science.
- STEVENS, J.D. 1983. Observation on reproduction in the shortfin mako *Isurus oxyrinchus*. Copeia, 1983(1): 126-130.
- STEVENS, J. & B. Brown. 1974. Occurrence of heavy metals in the blue shark (*Prionace glauca*) and selected pelagic in the N.E. Atlantic Ocean. Mar. Biol., 26: 287–293.
- STORELLI, M., R. Giacomini-Stuffer & G. Marcotrigiano. 2001. Total mercury and methyl mercury in tuna fish and sharks from the South Adriatic Sea. Ital. J. Food Sci., 13 (1): 101–106.
- SUDA, A. 1953. Ecological study on the Blue shark (*Prionace glauca* Linne). South Sea Area Fish. Res. Lab. Rep., 26: 1-11.
- TAGUCHI, M., T. Kitamura & K. Yokawa. 2011. Genetic population structure of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) inferred from mitochondrial DNA on interoceanic scale. ISC/11/SHARKWG-1/02.
- TANAKA, S., G. Cailliet & K. Yudin. 1990. Differences in growth of the blue shark, *Prionace glauca*: technique or population? Pp. 177-187. In: Pratt H. Jr., Gruber S., Taniuchi T. (eds.), Elasmobranchs as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics, and Status of the Fisheries. NOAA Tech. Rep., 90.
- TELLES, A. 1970. Presence de *Alopias superciliosus* (Lowe) dans les mers du Portugal. Remarques sur les *Alopias* (Selachii) recents et fossiles. Arquivos do Museu Bocage, 11(19) : 363-78.
- TORRES, F. Jr. 1991. Tabular data on marine fishes from southern Africa, Part I. Length-weight relationships. Fishbyte, 9(1): 50-53.
- TRICAS, T. & J. McCosker. 1984. Predatory behavior of the white shark (*Carcharodon carcharias*), with notes on its biology. Proc. Calif. Acad. Sci., 43: 221-238.
- UCHIDA, S., F. Yasuzumi, M. Toda & N. Okura. 1987. On the observations of reproduction in *Carcharodon carcharias* and *Isurus oxyrinchus*. Rep. Japanese Group for Elasmobranch Studies, 24: 5-6.