

2010 INTER-SESSIONAL MEETING OF THE SCRS SUB-COMMITTEE ON ECOSYSTEMS

(Madrid, Spain – May 31 to June 4, 2010)

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The Meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid from May 31 to June 4, 2010. Dr. Pilar Pallarés, on behalf the ICCAT Executive Secretary, opened the meeting and welcomed participants (“the Working Group”).

Dr. Haritz Arrizabalaga (Spain), meeting Chairperson, welcomed meeting participants and proceeded to review the Agenda which was adopted with changes (**Appendix 1**).

The List of Participants is included in **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**. The following participants served as rapporteurs:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
Items 1 and 9	P. Pallarés
Item 2	M. Schirripa and T. Carruthers
Item 3	G. Díaz
Item 4	M.J. Juan-Jordá and H. Arrizabalaga
Item 5	J. Cotter
Item 6	O. Anderson and A. Wolfaardt
Items 7 and 8	H. Arrizabalaga

2. Review of new information regarding ecosystems

Seven presentations, four accompanied by papers, described new information regarding ecosystem modelling research. Two presentations concerned the use of habitat based methods of simulating population distribution at fine spatio-temporal resolution using the SEAPODYM approach (Spatial Ecosystem and Populations Dynamics Model; SCRS/2010/059). Robert Olson of the Inter American Tropical Tuna Commission (IATTC) presented an overview of the Ecosystem Considerations section of the Fisheries Status Report published each year by the IATTC for the eastern Pacific Ocean (EPO). Two papers were described that concerned a spatially explicit, multispecies production model and the derivation of priors for this model (SCRS/2010/055 and SCRS/2010/056, respectively). A detailed report of observer detections of by-catch of non-target species by the Taiwanese longline fleet was also presented to the group (SCRS/2010/046). Additionally US scientists provided a summary of experiments evaluating the effect of hook type on the by-catch rates of bluefin tuna caught by longline fleets targeting yellowfin tuna in the Gulf of Mexico.

A general presentation of recent developments and applications of the SEAPODYM model was provided by Dr. Patrick Lehodey. SEAPODYM was developed for prediction and analysis of spatio-temporal dynamics of tuna populations under the influence of environmental factors and fishing pressure (e.g. Lehodey *et al.* 2008). It has been applied to skipjack, bigeye, yellowfin and (south Pacific) albacore in the Pacific Ocean (Lehodey and Senina, 2009).

The model has several components. The first is a Mid-Trophic Level (MTL) model (Lehodey *et al.* 2010) that predicts variables central to the feeding and spawning habitat of large oceanic species (in particular tunas). These habitats are defined in SEAPODYM and used alongside temperature and oceanic currents to control population dynamics processes (both spatial and temporal). For example, movement to the feeding or spawning grounds, natural mortality and predation. The current parameter estimation approach involves the minimization of a cost function (i.e. a log-negative likelihood). This objective function includes both predicted and observed catch or CPUE at the original resolution (usually 1x1 deg for pole-and-line and purse-seine fisheries and 5x5 for long liners), in addition to sampled versus computed relative length frequencies that are available at a coarser spatial resolution (5 x 5 deg up to 10 x 20 deg ocean squares).

Several applications were presented. A simplified version (i.e., for a single cohort) of the habitat and movement sub-models used likelihood approaches to assimilate electronic tagging data in the model. This model was used to obtain the best estimates of feeding habitat and movement parameters of Atlantic bluefin tuna based on two

pop-up tagging experiments off the Gulf of Maine. The same approach is intended for the modelling of Atlantic blue marlin (SCRS/2010/059, see below).

The type of results that may be obtained when modeling the full spatial population dynamics of a given species were exemplified by Pacific skipjack and bigeye tuna case studies. To evaluate the capacity of the model to capture the essential features of the dynamics of the tuna species, hindcast simulations back to the early 1960s were carried out with the fixed “best-parameterization” achieved from optimization experiments in a different time period. Predicted catches based on observed fishing effort were compared to observed catches. Predicted biomass trends are also compared to the estimates from stock assessment model (MULTIFAN-CL) used for tuna stock assessment studies by the WCPFC. Finally, projections based on future oceanic conditions can be simulated once the optimal parameterization has been achieved and evaluated. For example, a preliminary simulation of the impact of climate change (IPCC A2 scenario) has been tested (Lehodey *et al. in press*).

In addition to the details of applications in other oceans, the group was presented with a proposal to model the habitat of Atlantic blue marlin using the SEAPODYM approach (SCRS/2010/059). It is proposed that fishing data and electronic tagging data may be used to calibrate and evaluate the model. It is anticipated that this study will provide an estimate of the spatial distribution of blue marlin habitat. This estimated distribution will be a new piece of information not currently available to ICCAT. This study is also a preparatory phase to investigate in more detail the spatial population dynamics of blue marlin and to develop stock assessments studies with a new generation of model not yet used by ICCAT. The results of such modeling may be compared to other stock assessment models estimates.

Document SCRS/2010/055 describes a spatially explicit production model (SEMIPRO). The model has been made deliberately simple to (1) provide the basis for spatial modeling of those species with less supporting data such as non-target species and (2) provide a sufficiently fast model to undertake multispecies management strategy evaluation. The central objective is to offer a tractable solution to spatial modeling in order to investigate spatial management options. The model is simulation tested and applied to the assessment of yellowfin tuna, bigeye tuna, northern swordfish, southern swordfish, northern albacore, southern albacore, blue marlin and white marlin over 13 Atlantic regions from 1955 to 2006. The research reveals that spatial abundance indices can inform a simple spatial population dynamics model (no tagging data are required). Tagging data may be included to support the estimation of movement or to describe more complex movement dynamics. The model provides a basis with which to evaluate tagging designs and spatially allocate fishing in order to maximize yields while protecting the most vulnerable species.

The modeling of SCRS/2010/055 relies on the derivation of prior probability distributions for the intrinsic rate of increase, r for each species. The inputs and outputs of the demographic method for determining these priors are detailed in SCRS/2010/056. A central finding of this paper is that the prior probability distributions for r were much lower than those used in the most recent assessment of certain species such as Atlantic yellowfin and bigeye tunas. These priors use the same or a similar mathematics, have similar input values but have means that are up to 100 per cent higher than those calculated in this analysis (SCRS/2010/056).

Robert Olson of the IATTC presented an overview of the Ecosystem Considerations section of the Fisheries Status Report published each year by the IATTC for the eastern Pacific Ocean (EPO). The Fisheries Status Report provides an annual summary of the fishery for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO), assessments of the major stocks of tunas and billfishes that are exploited in the fishery and an evaluation of the pelagic ecosystem. Previous reports are available at <http://www.iattc.org/FisheryStatusReportsENG.htm>. The presentation was intended to familiarize the group with the format and content of the reported used by IATTC to summarize a variety of information concerning the pelagic ecosystem in the EPO. The Ecosystem Considerations section does not yet provide management advice.

The Ecosystem Considerations Report summarizes the direct impact of the tuna fishery on stocks of individual species including the tunas, billfishes, marine mammals, sea turtles, sharks, and other large fishes, as well as miscellaneous pertinent information on other major ecosystem components, for example, sea birds, forage organisms, larval fishes and plankton. These components and the physical environment are surveyed and studied during the STAR cruises of the Southwest Fisheries Science Center, U.S. National Marine Fisheries Service using acoustics, net sampling, dipnet surveys, and jigging for squids. Brief mention was made of the apparent increasing importance of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the ecosystem indicated by very large range expansions to the north and south.

A greater understanding of the trophic links and biomass flows in the food web is necessary for representative modeling of food webs. Currently, stomach contents and stable isotope analyses are used to inform such models. An ecosystem model based on Ecopath with Ecosim exists for the pelagic EPO with the goal to better understand the general construct of the ecosystem, the ecological impacts of different fisheries and fishing strategies and the variability imparted by a variable environment.

Document SCRS/2010/046 describes the sightings by observers (not necessarily interacting with fishing gear) of ecologically related species in the Atlantic Ocean on Taiwanese tuna longline fishing vessels from 2004 to 2008. More than 50 species were recorded including 36 species of seabirds, 5 species of sea turtles and 8 species of cetaceans. Most of the sea turtles and cetaceans were recorded in tropical areas including Olive Ridley turtles, leatherback turtles, pantropical spotted dolphins and bottlenose dolphins. A small number of loggerhead turtles and whales were observed in temperate waters. Sea birds were distributed over the entire range of the Atlantic Ocean with varying species composition among areas. Northern fulmar, black-legged kittiwake, and great shearwater were observed in the northern Atlantic Ocean. Shearwaters, boobies, terns, storm-petrels, gulls and gannets were abundant in tropical areas. Eight species of albatrosses and petrels were distributed in the southern area. In order to avoid the incidental catch of those species all Taiwanese vessels operating south of 20° S are required to set bird scaring lines and other mitigation measures. The continued collection of such data could provide valuable information for conservation purposes.

The United States presented the results of experiments conducted in 2008 and 2009 to mitigate bluefin tuna by-catch in the U.S. yellowfin longline fishery in the Gulf of Mexico. An experimental circle hook size 16/0 made with the material used for 15/0 hooks (3.65 mm wire) was developed and tested against the traditional 16/0 used by the yellowfin fishery (4.0 mm wire). The experimental hook was weaker than the traditional hook and therefore capable of bending under the stress exerted by large bluefin tuna, allowing the animal to escape. The experimental hook showed a statistically significant 75% reduction in bluefin tuna CPUE while the 5.6% reduction in yellowfin CPUE was not significant. The experimental hook has also the potential to reduce the by-catch of other large species. Preliminary results showed significant reductions in shark CPUE (all species combined) but not for blue marlin. The group discussed the impact of a potential widespread use of the experimental hook by the longline fleet in the Gulf of Mexico on the bluefin tuna CPUE time series. The Group also acknowledged that the experimental design used to test the experimental hooks (alternating experimental and control hooks along the longline) was the proper design to assess the performance of these hooks as a mitigation measure.

3. Optimum observer coverage for reliable estimates of by-catch

Document SCRS/2010/058 presented a simulation study to estimate the effect of different observer coverage on the coefficient of variation (CV) of estimated dead discards. The study used data collected during the extended observer coverage period of the US pelagic longline fleet in the Gulf of Mexico. This extended coverage has been in place approximately from mid-April through mid-June 2007-2009 to better characterize the interaction between the U.S. longline fleet and bluefin tuna during the spawning season. For each level of observer coverage considered, 1000 simulations were run. An average number of dead discards and the associated CV was estimated (for each level of coverage) from the 1000 simulations. Results were obtained for 27 different species that included both target and by-catch species. The results indicated that the level of observer coverage depends on several factors such as the objective of the program, the frequency of occurrence (proportion of positive trips/sets), the variability in the catch/discard rate of the positive trips, and lastly the desired coefficient of variation of the by-catch estimates. The document provided a table with estimated CV of by-catch rates at different levels of observer coverage. This table could be applied to any species with a similar frequency of occurrence and CV to those species included in the table.

Document SCRS/2010/062 presented a simulation framework to help assess on the optimum observer coverage required to get acceptable precision levels in by-catch rate estimates for different fleets and taxa. Simulation parameters were based on data of 17 species of shark by-catch on purse seiners but the framework can be adapted to any other taxa and fleet. Similarly to document SCRS/2010/058, the authors also indicated that the required level of observer coverage depends on the frequency of occurrence, variability of positive by-catch rates (CV), and the accepted level of precision of the estimated by-catch rates.

Document SCRS/2010/063 provided the species composition of the Uruguayan longline fleet catch using data collected by the Uruguayan observer program. A total of 89 species were part of this fleet catch during the period 1998-2009. An analysis based on data collected by the observer program during 2005-2007 provided the

proportion of capture, frequency of occurrence and species richness. The species with highest catch (42%-22%) and highest frequency of occurrence (96%) was the blue shark followed by swordfish. Nine species were found in the range of 1-5% of the total catch. Nine percent of the catches corresponded to 19 species whose frequency of occurrence varied from 0.1 to 0.9%. Species richness during this period (65 species) varied among years and areas and it was estimated to be probably 31% higher.

Document SCRS/2010/064 described the different factors affecting the observer coverage in the Uruguayan longline fleet such as climate, oceanographic conditions, fishing strategies, labor and union conflicts, etc. Some of these factors cannot be taken into consideration *a priori* while developing a sampling design. The document also described potential biases that might occur when less than 100% of the fishing operation (i.e., set and haulback) is observed.

The results presented in the documents described above and the discussions held by the Group indicated the difficulties on agreeing and recommending a single optimum level of observer coverage for the wide range of ICCAT fisheries and taxa being caught. In fact, within a single fishery, the optimum level of coverage would vary between the different taxa being caught. And similarly, the estimation of precise by-catch rates for a given taxa might require substantially different coverage rates in different fleet, (e.g. due to contrasting probabilities of occurrence).

The Group also noted that the estimation of relatively precise number of by-caught individuals for rare species would require extremely high (sometimes close to 100%) observer coverage. Moreover, for some of these species, by-catch rates are so low that the potential impact by ICCAT fisheries might be negligible and, therefore, high observer coverage to precisely estimate numbers of individuals taken might not be warranted for these species. However, this is difficult to determine *a priori* because assessing the impact of ICCAT fisheries on by-catch populations requires some analyses. It was therefore recommended to collect data on the whole range of species by-caught. Analysis of these data can provide a basis identifying species of concern. The Group also discussed that such priorities could be established on a scientific basis (e.g. through ERA including all by-catch species), or other criteria (e.g. requests from the Commission).

It was agreed that the level of observer coverage depends on several factors, the frequency of occurrence being one of the most important. **Table 1** shows ranges of frequency of occurrence for different species based on data from the U.S. and Uruguayan longline fleets. The table clearly shows that for some species these two fleets have very different frequencies of occurrence. Therefore, the same species might potentially require different observer coverage in each one of these fleets, and a given observer coverage would produce estimates of by-catch with different precision (as indicated in **Tables 2** and **3**). For example, sharks showed a frequency of occurrence ranging from 0% to 65% when excluding blue sharks (which have a frequency of occurrence as high as 97%) and Istiophorids from 1% to 47%. **Table 2** shows estimated catch rate CV with a 20% observer coverage. Using **Table 2** (as well as tables in SCRS/2010/062) and sailfish as an example, it can be seen that, depending on the CV of the positive catches, sailfish by-catch rate can be estimated with a CV of 6 to 33 % in the US fleet (frequency of occurrence 0.14 of sets), but with the same observer coverage the CV estimated for the Uruguayan fleet would be approximately 31-58% (frequency of occurrence 0.014 of sets).

In view of the difficulties in recommending one level of observer coverage, taking into consideration past ICCAT Recommendation [96-01], and results presented to the Subcommittee indicating levels of observer coverage at which gain of precision are the highest, the Subcommittee recommends the adoption of a minimum observer coverage for ICCAT fleets of 5-10%.

4. Ecosystem indicators useful for the SCRS

Three presentations were made in this section.

Robert Olson, on behalf of other coauthors, presented a case study to evaluate three possible metrics of ecosystem impact of the purse seine fishery in the eastern Pacific Ocean. Ecosystem-based fisheries management requires an understanding of the ecological implications of fisheries removals. The degree to which fisheries affect ecosystems depends on the composition, magnitude, life history, and ecological role of the different species captured. Previous analyses in the eastern Pacific Ocean (EPO) compared the relative impacts of three methods of purse-seine fishing based only on numbers of individuals in the by-catch (defined here as non-target species, either retained or discarded), and found levels of discarded by-catch in floating-object sets thousands of times greater than in dolphin sets and hundreds of times greater than in unassociated tuna sets. The authors expanded the analysis by examining a mix of ecosystem indicators based on the *type* and *amount* of biomass of

species and functional groups caught (total removals) by the fishery. They compared removals (landings and discards) in three ways: trophic level, replacement time, and diversity. They computed mean trophic level as the biomass-weighted mean of the trophic level of each ecological group, the mean replacement time as the biomass-weighted mean of the replacement time ($1/(\text{production}/\text{biomass ratio})$) of each ecological group, and diversity of removals using the Shannon diversity index.

Total annual biomass removals averaged more than 500,000 metric tons per year over the 16-year period from 1993-2008, and were dominated by the primary target species, yellowfin, skipjack and bigeye tunas. Fishing by setting on dolphins, floating objects, and unassociated schools of tuna averaged 30%, 44% and 26% of the biomass removed, respectively. Discarded by-catch in numbers of individuals was 70 times greater in floating-objects sets than in dolphin sets, not thousands of times greater, when discarded target species are also counted. The biomass-weighted average trophic levels of total removals were similar for the three fishing methods. Slight, but statistically significant, declines over the 16-year period were apparent for dolphin sets and unassociated sets, due to increasing catch proportions of skipjack tuna. Mean time to replace biomass varied by fishing method: lowest for dolphin sets (0.48 years), intermediate for unassociated sets (0.57 years), and highest for floating-object sets (0.74 years). Biomass-weighted average replacement times of the discards (non-retained by-catch and target species) were positively related to the proportions of dolphins discarded in dolphin sets, and to the proportions of sharks in the discards of unassociated sets. Diversity of removals across the whole time period was lowest for dolphin sets (0.64), intermediate for unassociated sets (1.30) and highest for floating-object sets (1.41). The diversity index for the discards was responsive to the proportions of by-catch taxa (especially dolphins, sharks, and billfishes) in the discards.

Although reduction of by-catch has played an important role in the management of the purse-seine fishery for tunas in the EPO, a full evaluation of ecosystem effects must be based on total removals, not just the by-catch, and must take into account size, life history characteristics, susceptibility to overfishing, and position in the food web of the species taken from the ecosystem. For the diversity and replacement time indices, reduced values were consistent with by-catch reduction goals. Given the ecological tradeoffs between the three methods of purse-seine fishing, determining the optimal mix of the three depends on policy objectives for ecosystem management.

Discussion among the meeting participants focused on the fact that the metrics are sometimes problematic to derive and difficult to interpret in relation to the management goals, but that this approach is a necessary first step for developing ecosystem indicators.

The Group highlighted the importance of the ecological indicators presented and their usefulness to monitor the effects of fishing overtime. Discussion among meeting participants focused on the fact that ecosystem indicators can be quite difficult to interpret if clear management objectives are not stated. Moreover, the group felt that there are inherent difficulties on quantifying the robustness and usefulness of the several indicators (e.g. since trophic level of the catch can be impacted by both “fishing down the food web” (Pauly *et al.* 1998) as well as “fishing through the food web” (Essington, 2006) effects. In spite of the fact that it is difficult to define what it is a desirable level of fishing impacts on marine ecosystems, indicators are useful to identify and quantify changes of the ecosystems over time and it should be first step towards characterizing the effects of fishing on marine ecosystems. The second presentation on this agenda item (SCRS/2010/061) presented three ecological indicators and one threat indicator to quantify the effects of fishing on the Atlantic Scombridae stocks at several taxonomic and spatial scales using mixed modeling techniques. The four indicators were also compared with the exploitation status of the stocks according to the standard reference points (SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY}). Overall the annual rates of change showed a decline in the three biomass, age and size indicators: spawning stock biomass -2.4% (CI: -4.1, -0.8), adult mean age -0.2% (-0.3,-0.1) and mean body size of the catches -0.12% (-0.2, 0.02) across all Atlantic scombrid stocks over the last 56 years of exploitation. This is equivalent to a 69% decline in spawning stock biomass, 10% decline in the mean age of adults and 9% decline in the mean body size of the catches across all the Atlantic stocks. Threat status has increased over time for the majority of the Atlantic stocks having declined at a sufficient rate to qualify as threatened according to IUCN A1 criteria. In the Atlantic Ocean, the scombrids with the highest threatened category were the western bluefin tuna, the northern Albacore tuna and the northwest Atlantic Canadian mackerel stock, all of which currently could be classified as endangered. It is shown that management status defined by F/F_{MSY} and SSB/SSB_{MSY} is consistent with the recent trends in each of the four indicators. Among all the taxonomic groups, tunas have experienced the largest changes in biomass, age and size structure in the last 50 years of exploitation. Future work will compare and contrast the four indicators across stocks to evaluate to what extent they are interlinked.

Although the biomass, size and age related indicators presented could potentially be used to characterize and monitor the effects the effects of fishing over time on Atlantic scombrid stocks, the group expressed several concerns about the indicators 1) it is hard to interpret the significance and the meaning of the indicators when

there are not defined thresholds which determine what are sustainable levels of fishing exploitation. 2) The Group advised that the indicator which looks at the trends in the mean body size of the catches related to the length of maturity of the stock could not be interpreted without knowing what is the relative importance of the catches in relation to the total abundance of the stock. In the case of northwest Atlantic Canadian mackerel, it was noted that that population is currently assessed as a larger geographic unit, and the results of the most recent assessment give a different impression of the extent of depletion.

The group highlighted the potential benefits of understanding how the several ecosystem indicators are related to the exploitation status of the stocks determined by their stock assessments. This could help to determine the robustness of the several indicators presented. This knowledge could potentially be useful to manage data poor species which lack stock assessments based on simple indicators.

In the third presentation by Simone Libralato, the decrease in production is proposed as a proxy for quantifying ecosystem effects of fishing, and it is formally defined in a new index of ecosystem overfishing, L (Loss in production) index (Libralato *et al.*, 2008).

On the basis of theoretical ecology and analysis, L index is calculated integrating the primary production required to sustain the catches (PPR) relative to the primary production (PP) in the ecosystem, the transfer efficiencies (TE, i.e., the efficiency in the transfer of energy from a trophic level to another) and the trophic level of the catches (TLC). Thus the formulation is based on properties of the catches (TLC, PPR) and of exploited ecosystems (PP and TE) and allows estimating the index from model outputs and directly from landing data. These input data are opportunely combined to measure the Loss in secondary production due to fishing (the L index) and to evaluate ecosystem effects of fishing.

Application of the index to 51 ecological models of exploited ecosystems, previously classified as overexploited or sustainably exploited according to Murawski (2000), allows associating a probability of being sustainably fished (Psust) to each index value (Libralato *et al.*, 2008). Moreover, by fixing desired Psust levels (e.g., 75% and 95%) as reference points, the corresponding index values provide basis for back-estimating the associated Ecosystem-based Maximum Sustainable Catches (EMSC).

Some applications of the L index were presented, with estimates from landing data and outputs of ecosystem models for the Mediterranean Sea. This allowed the quantification of the current level of exploitation, expressed as probability of being sustainably fished, and determining viable solutions for EMSC (see also Libralato *et al.*, 2005). The index has been also applied to outputs of dynamic models of exploited ecosystems (Catalan Sea) allowing an evaluation of sustainability of fisheries along time for the past fishing history and for future scenarios of alternative management options (Libralato *et al.*, 2005).

The Loss in production index and the probability of sustainability of fishing have been used also to evaluate ecosystem overfishing at a global scale for the present and past decades (Coll *et al.*, 2008). Moreover, recently, the index was also related the effectiveness of fishing management to fishing sustainability (Mora *et al.*, 2009).

L index quantification can be adapted to specific spatial scales (regional spatial assessment) and to large pelagic areas exploiting data from satellite for estimating PP, catches and available data on diets (for TL estimates). Compensatory processes and feedbacks and delayed effects can be included in the L index evaluation if a dynamic model is used.

The approach proposed integrates and complements previous analyses (Pauly and Christensen 1995; Pauly *et al.* 1998; Tudela *et al.* 2005), allowing a broad and general application of the index using both landings data and ecosystem models. L index can give rough estimates of overfishing status and management advices measures, but it allows to define a region of viable solutions (Cury *et al.*, 2005): within these solutions other constraints at lower hierarchical constraints (community/population) can be defined and applied for the proper identification of best management option. The index might be useful, thus, used in combination with other approaches.

Results evidence the usefulness of L index in providing general basis for quantifying the level of disruption for ecosystems subjected to different fishing pressures and allow defining an ecosystem-based reference framework for fisheries management.

The group highlighted the usefulness of the index because it can be compared to a sustainability metric. For any given L index, the probability of the ecosystem to be sustainably fished can be obtained and this relationship allows estimating the ecosystem based maximum sustainable catches in the system. Ecosystem level reference values were calculated using a diverse set of published ecosystem models which previously have been classified as being overexploited or sustainably exploited. However, the pelagic ecosystems were underrepresented in these set of ecosystems used to estimate the relationship between the Lindex and the probability of the ecosystem to be

sustainably fished. It was also emphasized that the type of sustainability implied in the index was based in using the primary productivity in a sustainable way. It does not look at the sustainability of individual species. Therefore, the ecosystem indicators might not translate directly to management advice to manage better the target species of ICCAT. The index has also the advantage that it can be easily calculated if the total removals of the ecosystem are known. If the index was to be applied only the top predators, new ecosystem reference levels would need to be recalculated using outputs from ecosystems models restricted to these taxa.

The three presentations proposed a list of interesting metrics that cover some of the major types of indicators identified in the literature, such as environmental and low trophic indicators, high trophic level indicators, trophodynamic indicators, size based indicators and diversity based indicators (Daan *et al.* 2005). The group highlighted the importance of using a range of ecosystem indicators to better understand the effects of fishing on the Atlantic marine system, as well as to evaluate the robustness of the several indicators presented.

Several alternatives not covered by the presentations were also discussed. When considering indices of stock vulnerability to fishing, demographic methods may offer a tentative ‘early warning system’ for stocks that are not assessed (while time series of catch or effort may not be available, demographic information may be available). The sustainable fraction of the population that may be caught F_{MSY} , can be derived from either the intrinsic rate of increase (r) or leading parameters such as steepness (e.g., Forrest *et al.*, 2008). For example in a production model with an inflection point in the production curve at half of unfished biomass, $F_{MSY} = r/2$. Demographic methods to calculate r have been described for example by McAllister *et al.* (2001). The Schaefer model ($B_{MSY} = K/2$) may be inappropriate for some species (e.g., Maunder 2003) and instead the inflection point of the production curve may also be determined for output produced by demographic analysis (McAllister *et al.* 2001) and the generalized production model of Pella and Tomlinson (1969) may be applied to calculate F_{MSY} . To identify possible values for steepness, meta analyses are available for various taxa (e.g. Myers *et al.* 1999). In itself F_{MSY} is difficult to interpret unless the current fishing mortality can be estimated (through for example a tagging study and reliable reporting rate estimates). However if catchability can be assumed to be similar or greater than that of an assessed species (that per unit of fishing effort, the same or larger fraction of the population is caught) a rough estimate of F_{MSY} may help to identify those stocks that are most likely to be adversely affected by fishing and require greater attention. The results of such a method should be treated with caution and assumptions regarding catchability made explicit, preferably with sensitivity analysis to any such assumptions.

Finally, a presentation by ICCAT Secretariat allowed evaluating the data available at the Secretariat that might be of use to compute these or similar ecosystem indicators. **Figure 1** and **Tables 4** and **5** show that reporting for Tasks I and II has been quite variable in the last years for the range of species and CPCs represented in the database. This indicates that the data held at the secretariat should be used with caution for the purposes of estimating certain ecosystem indicators, since heterogeneity in reporting might affect the outcome of the indices, as well as their interpretation.

5. Review of work conducted under the short term by-catch contract

A draft final report of the By-catch co-ordination contract was distributed in the week prior to the meeting (SCRS/2010/047). John Cotter of FishWorld Science Ltd., the contractor, presented findings of the 4 tasks, beginning with task 3, concerning the collection of unreported by-catch data and a compilation of by-catch projects. 36 projects were identified by looking through reports and publications, and 20 requests were sent out to national scientists to submit observer data for compilation in a database being prepared by the contractor. Submissions of data were disappointing. Only one set was received, for bluefin tuna in the Mediterranean. During discussion, it was recognized that:

1. Some CPCs are prevented from sharing data by national agreements and legalities. The Confidentiality Agreement drafted by SCRS cannot sweep away these difficulties.
2. Others have not sufficient resources to prepare voluntary retrievals of by-catch data (which may be extensive).
3. The observer data may be subject to ongoing quality control or research.

Similar difficulties could arise if submission of observer data becomes mandatory under ICCAT rules.

The second part of the contractor’s presentation dealt with the task 4 on protocols and forms for collection of by-catch data. The Group recalled earlier discussions (ICCAT, 2007) on the Terms of Reference of the Sub-

Committee on Ecosystems and their priorities, and agreed that the primary objective is to characterize the amount, composition (species and sizes) and disposition or fate of the by-catch in ICCAT fisheries. It was also agreed that, while the contractor's report on Task 4 of the contract was a valid response to the general wording of that task, he should add a short section in response to the meeting of SCECO held in 2010, to identify clearly the data that need to be collected for the agreed primary objective.

The group agreed that observer programs should also consider other important objectives such as understanding the factors contributing to by-catch, the effect of the by-catch on the populations, or the effectiveness of mitigation measures that are used. Data collection forms should be modified by including the relevant variables according to the specific objectives and nature of the fisheries on a case by case basis, with an eye to compatibility between fisheries, when possible. Although the report might have suggestions for how to collect this information, priority should be given to the minimum data collection standards for the main primary objective identified above, namely for all observer programs to characterize the volume, composition and disposition of the by-catch in ICCAT fisheries.

As such, it was thought essential that observers record details for *every* species of the by-catch on a form as follows:

1. Species identification. Reference numbers should be recorded for photographs or specimens taken for better identification.
2. Numbers (or weight) caught
3. An indication of sizes (e.g. average length and range, 25th, 50th, and 75th quantiles, or size distribution).
4. The fate of each individual (e.g. kept, discarded dead or released alive).
5. The fishing effort that gave rise to the observed by-catch. To clarify: the observed effort will be smaller than the total fished effort if by-catch from some of the fishing operations was not processed by the observer.
6. The total fished effort and gear for the observed trip (to enable raising of by-catch estimates).

The requirement to identify *all* species was recognised to be demanding. It would be assisted by the species identification sheets being prepared by the contractor or, in some cases, available from other RFMOs. Some additional training of observers would be necessary in some countries. As an alternative, it was suggested that non-identified species could be photographed so that they can be later identified by experts. In future, in the light of experience with such a programme, reductions in the list of species to be identified could be considered (e.g. after establishing priority species through ERA analyses or other criteria).

The split between by-catch monitoring and other tasks would depend on the objectives of each observer program and nature of the fishery, so this would need to be specified in a case by case basis.

Reporting of by-catch data to ICCAT was also discussed. At present, there is no binding requirement to report observer data to ICCAT. It was agreed that the simplest approach in future would be to report by-catch with other species being reported under the ICCAT Task II (catch and effort) rules. It will be necessary to distinguish submission of catch and effort Task II logbook data from Task II observer data. The data could be aggregated by rectangle areas and time period, thereby providing a degree of anonymity which might assist CPCs to agree to the submission of observer data.

The contractor agreed to consolidate the 100 or so new species codes found to be necessary as a result of the by-catch project. A list would be sent to the ICCAT Secretariat for submission to the FAO coding authorities. Following discussions on protocols and forms, the contractor summarised the constraints and design of the By-catch database that had been developed using Microsoft Access 2007 for Tasks I and II of the by-catch project. A copy of the new database system was made available on the SCECO drive. Task I specified a metadatabase for storing reports and publications on by-catch. Task II called for a database for storing observer data as well as aggregated results taken from reports and publications. The contractor preferred to combine the two databases into one system because of several advantages seen, e.g. better linking of reports and data, and common reference information. Over 300 reports and publications were processed and added to the database together with over 4000 result records for individual species, mostly taken from the reports because of the lack of success under task 3 with the collection of unreported observer data. The contractor invited SCECO to try out the by-catch database and provide feedback on its acceptability and ease of use. Fuller information on the database was provided in the contractor's final report, and instructions for use are shown on the opening screen for the database.

It was agreed that, during the last month of the project (i.e. during June 2010), the contractor should:

1. Provide as many species identification sheets as possible.
2. Add further publications, reports, and data to the database.
3. Make sure that there is enough, clear documentation for new users to be able to work with the database.
4. Add a summary of information contained in the database to the final report, e.g. the numbers of records with different types of information.
5. Incorporate any other comments from SCECO and SCSTAT members in the final report or database.

6. Additional information on seabird data collection, assessment and management

Document SCRS/2010/050 presented an updated analysis of the degree of overlap between the distribution of albatrosses, petrels and shearwaters and ICCAT longline fishing effort. A similar analysis was conducted as part of the ICCAT six-stage seabird assessment, the results of which were presented at the 2009 Inter-session Meeting of the Sub-Committee on Ecosystems (McAllister, *et al.* 2000). A number of limitations in the previous methodology were identified, especially regarding the combined use of range data and foraging radii information, and it was recommended that a fuller analysis of the remote tracking data be undertaken. Sufficient data to produce reliable density distribution maps were available for 10 species (13 populations). Quarterly distribution maps for each species were calculated by creating density maps for each life history stage, and then weighting these based on the duration and proportion of the population involved.

Of the 10 species (13 populations) included in the analysis, the three populations (Balearic Islands, Canary Islands and the Azores) of cory's shearwater (*Calonectris diomedea*), tristan albatross (*Diomedea dabbenena*), and Atlantic yellow-nosed albatross (*Thalassarche chlororhynchos*) all had extremely high overlap (>93%) with the ICCAT fishing area in all four quarters of the year. Sooty albatross *Phoebastria fusca* from Gough Island, black-browed albatross (*Thalassarche melanophrys*) from the Falkland Islands (Malvinas) and black-browed albatross and white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*) from South Georgia all had high overlap with the ICCAT fishing area, black-browed albatrosses and white-chinned petrels having particularly high degrees of overlap with ICCAT fishing effort during their non-breeding season (April-September).

The tracking analyses showed that cory's shearwaters from the Balearic Islands had by far the highest estimated level of overlap with ICCAT longline fishing effort, reflecting their wide distribution in the Atlantic, including across areas of intense fishing effort in tropical areas and the Mediterranean. In the previous analysis, cory's shearwater was also identified as having the highest overlap with ICCAT fishing effort. However, the current approach using tracking data produced overlap scores six times higher than determined by the simple approach. In general the simple approach tended to underestimate significantly the level of interaction between seabird distribution and ICCAT fishing effort. The tracking data highlighted that birds are not evenly distributed within their foraging distribution, but rather target specific areas that often coincide with areas of ICCAT fishing effort. It was noted that there remain many gaps in the remote tracking data, particularly for seabird species in the Mediterranean and North Atlantic, which are under-represented in this study. The Sub-Committee suggested that further tracking studies that provide fine-resolution data which differentiates between foraging and commuting tracks would be helpful in understanding better the potential level of interaction between seabirds and fishing effort.

Document SCRS/2010/054 provided advice on minimum data collection fields for quantifying seabird by-catch, understanding factors contributing to observed by-catch rates, and assessing efficacy of mitigation measures. It highlighted the need to collect data on observed effort on the haul, what species and numbers were being caught, and the status (i.e. dead or alive) of seabirds brought onboard. It also highlighted the need to collect data on gear characteristics, environmental conditions, and mitigation measures used in order to examine the factors influencing the levels of by-catch observed.

The Sub-Committee noted that the primary objective of the ICCAT by-catch data collection initiative is to quantify levels of by-catch occurring in all ICCAT fisheries and that specific data fields on gear characteristics, environmental conditions, and mitigation measures should be included when data collection protocols proceeded to the level of fishery type, e.g. purse seine or longline, and when considering the requirements for particular taxa.

The Sub-Committee also suggested that data collected on efficacy of mitigation measures should be reported through SCRS documents, although noted the appropriateness of consistency in data fields included in these reports.

The document SCRS/2010/65 presented information on tori lines tested in the Uruguayan pelagic longline fleet. Three trips were carried out on longline vessels in the Southwest Atlantic, in an area and season with reportedly high by-catch rates. Based on a randomized order employed, there were two different treatments during the longline sets: sets with a mixed tori-line (featuring long and short streamers) and sets without tori-line (control treatment). Five birds were captured in the control treatment (0.46 birds/1,000 hooks, n=12 sets), while no captures were recorded in the tori line treatment (n=11 sets). Results of the deviance analysis (GLM Binomial model) showed that use of the tori-line was the single significant variable ($P=0.026$) explaining the higher proportion of the model deviance. This work suggests that the use of a tori-line reduces seabird by-catch in pelagic longline fisheries; however, it will be extended to obtain a robust conclusion and try to sort some difficulties caused by the entanglement of the tori-line and fishing gear.

Document SCRS/2010/057 presents the results of research carried out onboard Brazilian pelagic longliners by Projeto Albatroz (Brazilian NGO) as part of the Albatross Task Force Program of BirdLife International in Brazil. The study compares the performance of a light tori line (short streamers) design and an 'emerging pelagic tori line' (long streamers) design. The findings were based on analysis of seabird attack rates, aerial extension of the tori lines, entanglement rates and actual seabird by-catch events. The results suggest that the light tori line may be as effective at reducing seabird attacks on baited hooks as the emerging pelagic tori line model (long streamers). There was also a significant difference in the area covered aft of the vessel with an average of $95.88 \pm 13.03\text{m}$ aerial extent with the light tori line design compared to $82.23 \pm 17.09\text{m}$ for the emerging pelagic tori lines (ANOVA: $F = 19.95$; $p < 0.0001$). Importantly, given that 55% of recorded attacks were recorded $>100\text{m}$ aft of the vessel, which in most cases was beyond the aerial coverage of the tori lines, and considering that research carried out in September 2008 with a similar gear configuration showed baited hooks remaining within 10m of the surface until $>155\text{m}$ of the stern, there is a clear need for an additional mitigation measure (line weighting) to be used alongside tori line deployment to sufficiently protect baited hooks. For this reason, Brazil intend that the present study will continue throughout 2010, and examine the effects of using different line weighting regimes to improve hook sink rates in combination with tori lines.

Document SCRS/2010/053 presented data from Albatross Task Force mitigation research trials. Data from the Chilean pelagic longline fishery demonstrated that tori lines are effective in reducing attack rates of seabirds within their aerial extent. However, the substantial increase in attacks beyond the aerial extent of both designs indicated that the use of tori lines in isolation cannot sufficiently protect the area of interaction between seabirds and hooks and that additional mitigation (e.g. line weighting) is required. Preliminary data from the South African pelagic longline fleet found no influence of different line weighting regimes (60g versus 150g placed 3.5m from the hook) on levels of target or non-target catch. Further research (planned for 2010) is needed to confirm this.

The Sub-Committee noted that this preliminary data was positive in indicating the potentially limited impact of line weighting on target catch, but that at present no firm conclusions could be drawn and that further research was necessary. The Sub-Committee also noted the considerable variation in gear configurations among pelagic longline fisheries and that it is important that the potential impacts on target catch are thoroughly assessed across all fleets.

The Sub-Committee recognized the need for a combination of mitigation measures to be used to sufficiently protect seabirds from accessing baited hooks beyond the aerial extent achieved by tori lines, and that ensuring a rapid hook sink rate was a key element to this.

Document SCRS/2010/051 presented the results of an updated review of research on seabird by-catch mitigation measures for pelagic longline fisheries conducted by the Seabird By-catch Working Group of the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP). In the review a number of recent papers were considered which dealt with tori lines, the impact on line sink rates of line shooters, bait life status, placement and amount of weight in relation to the hook, and bait thaw status. These papers highlighted a number of issues relevant to mitigating seabird by-catch in pelagic longline fisheries, and provided, for the first time, information on the effectiveness of some mitigation measures that have been advocated for many years, without appropriate empirical evidence.

ACAP's advice on best practice mitigation measures for pelagic longline fisheries was presented in Document SCRS/2010/052. It was noted that tori lines have been widely promoted to deter seabirds in pelagic longline fisheries, but that recent research has highlighted that they need to be combined with other mitigation measures to be consistently effective. The most effective way to reduce seabird by-catch in pelagic longline fisheries is to use tori lines with branchline weighting and, preferably setting at night. The importance of appropriate line-weighting was emphasized. It was noted that research on line weighting is still in progress and head-to-head comparisons of the effectiveness of line weighting regimes (and associated sink rates) as seabird deterrents are encouraged. Research into the impacts of line weighting on catch rates of target species and on the economics of fishing is urgently required.

ACAP indicate that there are a number of other measures that can assist in reducing seabird by-catch in longline fisheries, but these should not be considered as formal mitigation measures. These include:

- Setting mainlines in the 'surface set tight' configuration.
- Using dead bait.
- Using small species of fish bait
- Hooking baits in either the head (fish) or tail (fish and squid), not in the middle of the back or top of the mantle (squid)
- Retaining offal on the vessel; offal should not be discharged while setting.

The results of recent research on the effect of a line shooter on the sink rates of pelagic longlines and implications for seabird interactions (Robertson *et al.* 2010) were also presented. This research showed that mainline set into propeller turbulence with a line shooter without tension, as is normally the case when deep setting, significantly slows the sink rates of hooks. For this reason, use of a line shooter to set gear deep cannot, according to the authors and ACAP, be considered a mitigation measure.

The Sub-Committee noted that the key recommendation provided by ACAP to use a combination of tori lines, line weighting and night setting was consistent with the advice provided in the 2009 report of the Sub-Committee on Ecosystems.

7. Other matters

Three announcements were made under this Agenda item.

The US announced that it is organizing and hosting the first International Symposium on Circle Hooks. The symposium is aimed to discuss issues related to the performance of circle hooks in commercial and recreational fisheries and it will be scientific in nature. A web site with pertinent information will be functioning soon. The meeting will be held in the City of Miami, May 4-6, 2011.

It was reported that a regional fisheries observer workshop for South American ACAP Parties will be held in Buenos Aires, Argentina in September 2010. The aim of the workshop is to improve data and standardize data collection on incidental mortality of seabirds from South American Observer Programs.

Finally, Chinese Taipei announced that the Fifth International Fishers Forum will be held between August 3-5, 2010 in Taipei. The Forum co-hosts are the Western Pacific Regional Fishery Management Council, USA and the Fisheries Agency, Council of Agriculture, Taiwan. The mission of the International Fishers Forum series is to convene international meetings of fishermen; management authorities; seafood retailer industry; experts in fishing technology, marine ecology and fisheries science; and other interested parties to facilitate the sharing of information and experiences on: (i) sustainable fishery practices; and (ii) approaches to minimize problematic interactions with sea turtles, seabirds, sharks and cetaceans in fisheries.

8. Recommendations

The Sub-Committee continues to recommend that, if they have not yet done so, Contracting Parties and Cooperating non-Contracting Parties, Entities or Fishing Entities (CPCs) institute data collection procedures which permit quantifying the total catch (including by-catch), its composition and its disposition by the tuna fleets. The Sub-Committee recommends scientific observer and logbook programs, in combination, to be used for this purpose. The minimum information to be recorded by observers includes species identification, by-

caught quantity, size, and fate, as well as the ratio of observed to exerted fishing effort. It is also recommended to record by-catch of all species so as to have a complete characterization of total removals. The Sub-Committee noted that the minimum observer coverage required depends on the specific objectives (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 any event, the Sub-Committee noted that in most cases by-catch estimates are highly imprecise for observer coverage below 5-10%, so it recommends minimum observer coverage rates of 5-10%. At the same time, the Sub-Committee notes that with this level of coverage, by-catch estimates will remain highly imprecise for low occurrence species, for which a higher level of coverage may be warranted depending upon the Commissions objectives.

The Sub-Committee recommends that national scientists periodically submit summary reports to the SCRS on subjects like by-catch characterization, trends in by-catch rates, effect of mitigation measures, etc.

Observer data (aggregated data in time and space if necessary to avoid some confidentiality restrictions) should also be submitted annually to the ICCAT secretariat. The Sub-Committee also recommends that the Secretariat develop the necessary mechanisms for CPCs to annually report their observer data (e.g., electronic forms, species codes, etc.).

The Sub-Committee continues to recommend that research be conducted on measures to mitigate by-catch in ICCAT fisheries. The research should include the effect of mitigation measures on both by-catch and target species

The Sub-Committee reaffirms the recommendations made in 2009 regarding the seabird by-catch mitigation.

The Sub-Committee recommends continuing research on ecosystem modeling (e.g. Ecopath, SEAPODYM, etc.), their application to Atlantic pelagic ecosystems and usefulness for a more realistic understanding of ecosystem dynamics, as well as to develop a basis to assess on the impact of ICCAT fisheries on the ecosystem. The Sub-Committee also recommends further research on the range of ecosystem indicators discussed by the group, specially focusing on interpretation of the indicators, robustness, and reference points.

9. Adoption of the report and closure

The report was adopted during the meeting.

The Chairman thanked the Secretariat and participants for their hard work.

The meeting was adjourned.

Literature cited

ICCAT. 2007, Report for Biennial Period, 2006-2007. Part I. Vol. 1, pp:182-187.

Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F. 2008, Ecosystem overfishing in the ocean. PlosOne, 3(12):e3881.(www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0003881) doi: 10.1371/journal.pone.0003881.

Cury, P.M., Mullon, C., Garcia, S.M. and Shannon, L.J. 2005, Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science, 62(3): 577-584.

Daan, N., Christensen, V., Cury, P., 2005, Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. ICES J. Mar. Sci. 62, 307-614,

Essington, T.E. 2006, Fishing through marine food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences 103, 3171-3175.

Forrest, R.E., Martell, S.J.D., Melynychuk, M.C., Walters, C.J. 2008, An age-structured model with leading management parameters, incorporating age-specific selectivity and maturity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 286-296.

- Lehodey, P., Senina I., Murtugudde, R. 2008, A Spatial Ecosystem and Populations Dynamics Model (SEAPODYM) - Modelling of tuna and tuna-like populations. *Progress in Oceanography*, 78: 304-318.
- Lehodey, P., Senina, I. 2009, An update of recent developments and applications of the SEAPODYM model. Fifth regular session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 10-21 August 2009, Port Vila, Vanuatu, WCPFC-SC5-2009/EB-WP-10, 44 pp. <http://www.wcpfc.int/meetings/2009/5th-regular-session-scientific-committee>.
- Lehodey, P., Murtugudde, R., Senina I. 2010, Bridging the gap from ocean models to population dynamics of large marine predators: a model of mid-trophic functional groups. *Progress in Oceanography*, 84: 69-84.
- Lehodey, P., Senina, I., Sibert, J., Bopp, L., Calmettes, B., Hampton, J., Murtugudde, R. (*In press*). Preliminary forecasts of population trends for Pacific bigeye tuna under the A2 IPCC scenario. *Progress in Oceanography*. Special issue of the 1st international CLIOTOP Symposium, La Paz, Mexico, 3-7 Dec 2007, 10.1016/j.pocean.2010.04.021.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2005, Quantifying ecosystem overfishing with a new index of fisheries' impact on marine trophic webs. ICES CM 2005/M:23.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2008, Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 107-129.
- Maunder, M.N. 2003, Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? *Fish. Res.* 61:145-149.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H. 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic Swordfish: combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 51(5): 1523-1550.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001, Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1871-1890.
- Mora, C., Myers, R.A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R.U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K.J., Worm, B. 2009, Management effectiveness of world's marine fisheries. *PlosBiology*, 7(6): e1000131. (1-11) doi:10.1371/journal.pbio.1000131.
- Murawski, S.A. 2000, Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J Mar Sci* 57:649-658
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2404-2419.
- Pauly D, Christensen V., 1995, Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F.J. 1998, Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
- Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. 1969, A generalized stock production model. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13: 419-496.
- Robertson, G., Candy, S.C. and Wienecke, B. 2010, Effect of line shooter and mainline tension on the sink rates of pelagic longlines and implications for seabird interactions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. doi 10.1002/aqc.1100.
- Senina, I., Sibert, J., Lehodey, P. 2008, Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. *Progress in Oceanography*, 78: 319-335.
- Tudela, S., Coll, M., Palomera, I. 2005, Developing an operational reference framework for fisheries management based on a two dimensional index on ecosystem impact. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 585-591.

RAPPORT DE LA RÉUNION INTERSESSION DE 2010 DU SOUS-COMITÉ DES ÉCOSYSTÈMES DU SCRS (Madrid, Espagne, 31 mai – 4 juin 2010)

1. Ouverture, adoption de l'ordre du jour et organisation de la réunion

La réunion s'est tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid, du 31 mai au 4 juin 2010. Dr. Pilar Pallarés, au nom du Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants (« le Groupe de travail »).

Dr. Haritz Arrizabalaga (UE-Espagne), Président de la réunion, a souhaité la bienvenue aux participants de la réunion et a passé en revue l'ordre du jour qui avait été adopté avec des modifications (**Appendice 1**).

La Liste des participants est jointe en tant qu'**Appendice 2** et la liste des documents présentés à la réunion en tant qu'**Appendice 3**. Les personnes suivantes ont assumé la tâche de rapporteur :

<i>Points</i>	<i>Rapporteurs</i>
Points 1 et 9	P. Pallarés
Point 2	M. Schirripa et T. Carruthers
Point 3	G. Díaz
Point 4	M.J. Juan-Jordá et H. Arrizabalaga
Point 5	J. Cotter
Point 6	O. Anderson et A. Wolfaardt
Points 7 et 8	H. Arrizabalaga

2. Examen des nouvelles informations concernant les écosystèmes

Sept présentations, dont quatre accompagnées de documents, décrivaient les nouvelles informations concernant les recherches sur la modélisation écosystémique. Deux présentations abordaient l'utilisation des méthodes fondées sur l'habitat pour simuler la distribution de la population selon une fine résolution spatio-temporelle en utilisant l'approche SEAPODYM (*Spatial Ecosystem And Populations Dynamics Model*, SCRS/2010/059). Robert Olson de la Commission interaméricaine du thon tropical (IATTC) a présenté un aperçu général de la section des considérations écosystémiques du Rapport sur la situation des pêcheries publié chaque année par la IATTC sur l'océan Pacifique Est. Deux documents ont été présentés concernant un modèle de production plurispécifique spatialement explicite et la dérivation de valeurs de référence a priori pour ce modèle (SCRS/2010/055 et SCRS/2010/056, respectivement). Un rapport détaillé de détections de prises accidentelles d'espèces non ciblées réalisé par les observateurs à bord de la flottille palangrière du Taipei chinois a également été présenté au Groupe (SCRS/2010/046). De plus, des scientifiques des États-Unis ont présenté un résumé des expériences évaluant l'impact du type d'hameçon sur les taux de captures accidentelles de thon rouge par des flottilles palangrières ciblant l'albacore dans le golfe du Mexique.

Une présentation générale des derniers développements et applications du modèle SEAPODYM a été réalisée par le Dr Patrick Lehodey. Le SEAPODYM a été conçu aux fins de la prévision et de l'analyse des dynamiques spatio-temporelles des populations de thonidés soumises à l'influence de facteurs environnementaux et à la pression exercée par la pêche (par ex. Lehodey *et al.* 2008). Il a été appliqué au listao, au thon obèse, à l'albacore et au germon (du Pacifique Sud) dans l'océan Pacifique (Lehodey et Senina 2009).

Le modèle est constitué de plusieurs éléments. Le premier d'entre eux est un modèle de niveau trophique moyen (MTL) (Lehodey *et al.* 2010) élaborant des prévisions de variables de l'habitat trophique et de frai des grandes espèces océaniques (notamment les thonidés). Ces habitats sont définis dans SEAPODYM et sont utilisés en parallèle avec les températures et les courants océaniques afin de contrôler les processus de dynamiques de population (tant dans l'espace que dans le temps). Par exemple, les mouvements vers les aires trophiques et de frai, la mortalité naturelle ou la prédation. L'approche actuelle d'estimation des paramètres comprend la réduction d'une fonction de coût (c'est-à-dire une vraisemblance log négative). Cette fonction objective comprend les captures prévues ainsi que les captures observées ou une CPUE selon une résolution originale (généralement 1x1 pour les pêcheries à la canne et hameçon et de senneurs et de 5x5 pour les palangriers), en

plus des fréquences de longueur relatives calculées par rapport aux fréquences échantillonnées étant disponibles à une résolution spatiale plus grossière (5 x 5° à 10 x 20° carrés océaniques).

Plusieurs applications ont été présentées. Une version simplifiée (c'est-à-dire pour une cohorte simple) des sous-modèles d'habitat et de mouvement utilisait des approches de vraisemblance pour intégrer les données de marquage électronique dans le modèle. Ce modèle était utilisé afin d'obtenir les meilleures estimations des paramètres de l'habitat trophique et de mouvement du thon rouge de l'Atlantique fondées sur les cas de deux marquages pop-up dans le golfe du Maine. La même approche est envisagée pour la modélisation du makaire bleu de l'Atlantique (voir ci-après, SCRS/2010/059).

Le type de résultats pouvant être obtenu en modélisant les dynamiques de population spatiales complètes d'espèces déterminées a été illustré par des études de cas du thon obèse et du listao du Pacifique. Afin d'évaluer la capacité du modèle de représenter les principales caractéristiques des dynamiques des espèces de thonidés, des simulations rétrospectives (Hindcast) jusqu'au début des années soixante ont été réalisées au moyen du meilleur paramétrage fixé obtenu sur la base des expériences d'optimisation pour une autre période. Des prévisions de captures fondées sur l'effort de pêche observé ont été comparées aux captures observées. Des prévisions de tendances de biomasse ont également été comparées aux estimations du modèle d'évaluation des stocks (Multifan-CL) utilisé pour les études d'évaluation des stocks de thonidés par la WCPFC. Finalement, des projections fondées sur de futures conditions océaniques peuvent être simulées après la réalisation et l'évaluation du paramétrage optimal. À titre d'exemple, une simulation préliminaire de l'impact du changement climatique (scénario IPCC A2) a été testée (Lehodey *et al.* sous presse).

Outre les détails des applications pour d'autres océans, une proposition de modélisation de l'habitat du makaire bleu de l'Atlantique utilisant l'approche SEAPODYM a été présentée au Groupe (SCRS/2010/059). Il a été proposé que les données de pêche et les données de marquage électronique puissent être utilisées pour calibrer et évaluer le modèle. On s'attend à ce que cette étude fournisse une estimation de la distribution spatiale de l'habitat du makaire bleu. Cette estimation de la distribution constituera une nouvelle information dont l'ICCAT ne dispose pas actuellement. Cette étude représente également une phase préparatoire de recherche plus détaillée des dynamiques spatiales de population du makaire bleu et de développement d'études d'évaluation des stocks au moyen d'une nouvelle génération de modèle n'ayant pas encore été utilisée par l'ICCAT. Les résultats de cette modélisation peuvent être comparés à d'autres estimations de modèles d'évaluation des stocks.

Le document SCRS/2010/055 décrit un modèle de production spatialement explicite (SEMIPRO). Le modèle a été délibérément conçu de manière simple afin de (1) fournir une base pour la modélisation spatiale des espèces présentant moins de données complémentaires telles que les espèces non ciblées et (2) fournir un modèle suffisamment rapide afin d'entreprendre une évaluation de stratégie de gestion plurispécifique. L'objectif principal vise à offrir une solution flexible aux fins de la modélisation spatiale en vue de procéder à des recherches sur les options de gestion spatiale. Le modèle a été testé par le biais d'une simulation et appliqué dans le cadre de l'évaluation de l'albacore, du thon obèse, de l'espadon du Nord, de l'espadon du Sud, du germon du Nord, du germon du Sud, du makaire bleu et du makaire blanc dans plus de 13 régions de l'Atlantique de 1955 à 2006. La recherche a fait apparaître que les indices d'abondance spatiale peuvent être utilisés en tant que modèle de dynamique de population spatiale simple (aucune donnée de marquage n'est requise). Les données de marquage peuvent être incluses pour soutenir l'estimation du mouvement ou pour décrire des dynamiques de mouvements plus complexes. Le modèle offre une base permettant d'évaluer les modèles de marquage et d'attribuer des pêches dans l'espace en vue de mettre pleinement à profit la production tout en protégeant les espèces les plus vulnérables.

La modélisation du SCRS/2010/055 est fonction de la dérivation des distributions *a priori* de probabilités utilisée pour le taux intrinsèque d'augmentation (r) pour chaque espèce. Les valeurs d'entrées et sorties de la méthode démographique utilisées pour déterminer ces valeurs de référence *a priori* sont détaillées dans le document SCRS/2010/056. L'une des principales conclusions de ce document porte sur le fait que les distributions *a priori* de probabilités pour r étaient beaucoup plus basses que celles utilisées dans l'évaluation la plus récente de quelques espèces telles que l'albacore de l'Atlantique et le thon obèse. Ces valeurs de référence *a priori* utilisent les mêmes calculs, présentent les mêmes valeurs d'entrée mais ont des moyennes supérieures à 100 % dépassant celles calculées dans cette analyse (SCRS/2010/056).

Robert Olson, de la Commission interaméricaine du thon tropical (IATCC), a présenté un aperçu général de la section des considérations écosystémiques du Rapport sur la situation des pêcheries publié chaque année par la IATCC pour l'océan Pacifique Est. Le Rapport sur la situation des pêcheries fournit un résumé annuel de la pêche des thonidés menée dans l'océan Pacifique Est, des évaluations des principaux stocks de thonidés et d'istiophoridés étant exploités dans la pêche ainsi qu'une évaluation de l'écosystème pélagique. Les rapports

antérieurs sont disponibles à l'adresse suivante : <http://www.iattc.org/FisheryStatusReportsENG.htm>. La présentation visait à familiariser le Groupe au format et aux contenus des données déclarées utilisés par l'IATTC pour résumer une variété d'informations relatives à l'écosystème pélagique dans l'océan Pacifique Est. La section sur les considérations écosystémiques ne fournit pas encore d'avis en matière de gestion.

Le Rapport sur les considérations écosystémiques résume l'impact direct de la pêche thonière sur les stocks d'espèces individuelles comprenant les thonidés, les istiophoridés, les mammifères marins, les tortues marines, les requins et d'autres poissons de grande taille et comprend plusieurs types d'informations pertinentes sur les autres principaux composants écosystémiques. Citons, à titre d'exemple, les oiseaux marins, les organismes alimentaires, les poissons larvaires et le plancton. Ces composants et l'environnement physique sont examinés et étudiés pendant les campagnes STAR du *Southwest Fisheries Science Center, U.S. National Marine Fisheries Service* utilisant des dispositifs acoustiques, des prélèvements au filet et à l'épuisette et des leurres pour encornets. Il a été brièvement mentionné que l'encornet géant (*Dosidicus gigas*) semble augmenter dans l'écosystème et s'étend de manière très importante vers le Nord et le Sud.

Une plus grande compréhension des liens trophiques et des flux de biomasse dans la chaîne alimentaire est nécessaire aux fins de la modélisation représentative des chaînes alimentaires. À l'heure actuelle, des analyses de contenu d'estomacs et des isotopes stables sont utilisés pour composer ces modèles. Un modèle écosystémique fondé sur Ecopath avec Ecosim existe pour les espèces pélagiques de l'océan Pacifique Est en vue de mieux comprendre le concept général de l'écosystème, les impacts écologiques des différentes pêches et stratégies halieutiques ainsi que la variabilité découlant d'un environnement changeant.

Le document SCRS/2010/046 décrit les observations (pas nécessairement en interaction avec des engins de pêche) des espèces écologiquement voisines dans l'océan Atlantique des observateurs à bord des navires de pêche thonière palangrière du Taipei chinois de 2004 à 2008. Plus de 50 espèces ont été enregistrées dont 36 espèces d'oiseaux de mer, 5 espèces de tortues marines et 8 espèces de cétacés. La plupart des tortues marines et des cétacés ont été relevés dans les régions tropicales, y compris la tortue olivâtre, la tortue luth, le dauphin tacheté pantropical et le grand dauphin. Un nombre restreint de tortues caouannes et d'orques a été observé dans les eaux tempérées. Les oiseaux de mer étaient présents dans l'ensemble de l'océan Atlantique avec une composition spécifique variable entre les zones. Le fulmar boréal, la mouette tridactyle et le puffin majeur ont été observés dans le nord de l'océan Atlantique. Les puffins, fous, sternes, océanites, goélands et fous de Bassan étaient très présents dans les régions tropicales. Huit espèces d'albatros et de pétrels étaient répartis dans le Sud. Afin d'éviter les captures accidentelles de ces espèces, tous les navires du Taipei chinois opérant au sud de 20° S sont tenus d'installer des dispositifs d'effarouchement des oiseaux et d'autres mesures d'atténuation. La poursuite de la collecte de ces données pourrait fournir des informations précieuses à des fins de conservation.

Les États-Unis ont présenté les résultats d'expériences menées en 2008 et 2009 visant à atténuer les prises accessoires de thon rouge de la pêche palangrière d'albacore des États-Unis dans le golfe du Mexique. Un hameçon circulaire expérimental 16/0 fabriqué avec le matériau utilisé pour les hameçons 15/0 (fil d'acier de 3,65 mm) a été conçu et testé par rapport aux hameçons traditionnels 16/0 utilisés dans la pêche d'albacore (fil d'acier de 4,0 mm). L'hameçon expérimental était plus souple que l'hameçon traditionnel et pouvait donc se plier sous la pression exercée par les grands thons rouges, permettant à l'animal de s'échapper. L'hameçon expérimental présentait une réduction statistiquement significative de 75 % de la CPUE de thon rouge alors que la réduction de 5,6 % de la CPUE de l'albacore n'était pas significative. L'hameçon expérimental permet également de réduire les prises accessoires d'autres espèces de grande taille. Les résultats préliminaires présentaient une réduction significative de la CPUE de requins (toutes espèces confondues), à l'exception du makaire bleu. Le Groupe a débattu de l'impact d'une éventuelle utilisation généralisée de l'hameçon expérimental par la flottille palangrière dans le golfe du Mexique sur la série temporelle de CPUE du thon rouge. Le Groupe a également reconnu que le système expérimental utilisé pour tester les hameçons expérimentaux (hameçons expérimentaux et hameçons de contrôle placés alternativement le long de la palangre) était approprié pour évaluer l'efficacité de ces hameçons en tant que mesure d'atténuation.

3. Couverture d'observateurs optimale pour l'obtention d'estimations fiables des prises accessoires

Le document SCRS-2010-058 présentait une étude de simulation visant à estimer l'effet d'une couverture d'observateurs différente sur le coefficient de variation (CV) des estimations des rejets de poissons morts. L'étude utilisait des données recueillies au cours de la période de couverture d'observateurs étendue de la flottille palangrière pélagique des États-Unis dans le golfe du Mexique. Cette prolongation a été établie environ de la mi-avril à la mi-juin 2007-2009 afin de mieux décrire l'interaction entre la flottille palangrière des États-Unis et le thon rouge au cours de la saison du frai. Pour chaque niveau de couverture d'observateurs considéré, 1 000

simulations ont été réalisées. Un nombre moyen de rejets de poissons morts et le CV associé a été estimé (pour chaque niveau de couverture) à partir de 1 000 simulations. Les résultats ont été obtenus pour 27 espèces différentes comprenant les espèces cibles et accessoires. Les résultats indiquent que le niveau de couverture d'observateurs dépend de plusieurs facteurs tels que l'objectif du programme, la fréquence d'apparition (proportion de sorties/d'opérations positives), la variabilité du taux de capture/de rejet des sorties positives, et enfin le coefficient de variation souhaité des estimations des prises accessoires. Le document contenait un tableau avec le CV estimé des taux de prises accessoires à différents niveaux de couverture d'observateurs.

Ce tableau pourrait être appliqué à toutes les espèces avec une fréquence d'apparition et le CV similaires pour les espèces incluses dans le tableau.

Le document SCRS-2010-062 présentait un cadre de simulation afin de faciliter l'évaluation de la couverture optimale d'observateurs nécessaire afin d'obtenir des niveaux acceptables de précision des estimations des taux de prises accessoires pour les différentes flottilles et taxons. Les paramètres de simulation reposaient sur les données de 17 espèces de prises accessoires de requins provenant des senneurs, mais le cadre peut être adapté à l'ensemble des autres taxons et flottilles. Comme dans le document du SCRS-2010-058, les auteurs ont indiqué que le niveau requis de couverture d'observateurs dépend de la fréquence d'apparition, de la variabilité des taux de prises accessoires positives (CV) et du niveau accepté de précision des taux de prises accessoires estimées.

Le document SCRS-2010-063 présentait la composition spécifique de la prise de la flottille palangrière uruguayenne sur la base des données recueillies par le programme d'observateurs d'Uruguay. Pendant la période 1998-2009, la prise de cette flottille était composée d'un total de 89 espèces. Une analyse fondée sur les données recueillies par le programme d'observateurs entre 2005 et 2007 a fourni la proportion de la capture, la fréquence d'apparition et la richesse spécifique. L'espèce présentant le pourcentage de capture le plus élevé (42 % -22 %) et la fréquence d'apparition la plus élevée (96 %) était le requin peau bleue suivi de l'espadon. Neuf espèces se situaient dans la fourchette oscillant entre 1 et 5 % de la prise totale. Neuf pour cent des prises correspondaient à 19 espèces dont la fréquence d'apparition oscillait entre 0,1 et 0,9 %. La richesse spécifique au cours de cette période (65 espèces) variait selon les années et les zones et il a été estimé que 31 % constituait probablement le niveau le plus élevé.

Le document SCRS-2010-064 décrivait les différents facteurs altérant la couverture d'observateurs de la flottille palangrière uruguayenne tels que le climat, les conditions océanographiques, les stratégies de pêche, les conflits professionnels et syndicaux, etc. Certains de ces facteurs ne peuvent a priori pas être pris en considération tout en développant un plan d'échantillonnage. Le document décrivait également les biais potentiels qui pourraient se produire lorsque moins de 100 % de l'opération de pêche (c'est-à-dire le mouillage et la remontée de l'engin) est observée.

Les résultats présentés dans les documents mentionnés ci-dessus et les discussions tenues par le Groupe indiquaient qu'il s'avérerait difficile d'adopter et de recommander un seul niveau optimal de couverture d'observateurs pour le large éventail des pêcheries de l'ICCAT et des taxons capturés. De fait, au sein d'une seule opération de pêche, le niveau optimal de couverture peut varier entre les différents taxons capturés. De même, l'estimation des taux précis de prises accessoires pour un taxon spécifique pourrait nécessiter des taux de couverture considérablement différents de diverses flottilles (par exemple, en raison de probabilités d'apparition contrastées).

Le Groupe a également observé qu'une couverture d'observateurs extrêmement élevée (parfois proche de 100 %) serait nécessaire pour estimer avec précision le nombre de spécimens d'espèces rares capturés de manière accidentelle. En outre, pour certaines de ces espèces, les taux de prises accessoires sont tellement faibles que l'impact potentiel des pêcheries relevant de l'ICCAT peut être négligeable et, par conséquent, une couverture élevée d'observateurs destinée à estimer avec précision le nombre de spécimens capturés peut ne pas être justifiée pour ces espèces. Toutefois, cet aspect est a priori difficile à déterminer, car il est nécessaire de réaliser des analyses portant sur l'évaluation de l'impact des pêcheries de l'ICCAT sur les populations capturées accidentellement. Il est dès lors recommandé de recueillir des données portant sur l'ensemble des espèces capturées accidentellement. L'analyse de ces données peut fournir une base d'identification des espèces concernées. Le Groupe a également débattu sur le fait que ces priorités pourraient être établies sur une base scientifique (par exemple par le biais de l'ERA comprenant toutes les espèces capturées accidentellement) ou sur la base d'autres critères (par exemple les demandes de la Commission).

Il a été convenu que le niveau de couverture d'observateurs dépend de plusieurs facteurs, la fréquence d'apparition étant l'un des plus importants. Le **Tableau 1** présente la fourchette de fréquence d'apparition pour différentes espèces à partir des données des flottilles palangrières des États-Unis et d'Uruguay. Le tableau fait clairement apparaître que, pour certaines espèces, ces deux flottilles présentent des fréquences d'apparition très différentes. Par conséquent, il pourrait éventuellement s'avérer nécessaire de déployer une couverture

d'observateurs différente à bord de chaque flottille pour la même espèce, et une couverture d'observateurs spécifique donnerait lieu à des estimations des prises accessoires avec une précision différente (tel qu'indiqué dans les **Tableaux 2 et 3**). Par exemple, les requins présentaient une fréquence d'apparition variant de 0 % à 65 % (à l'exception des requins peau bleue qui ont une fréquence d'apparition de 97 %) et la fréquence d'apparition des istiophoridés oscillait entre 1 % et 47 %. Le **Tableau 2** présente l'estimation du coefficient de variation du taux de capture avec un taux de couverture d'observateurs de 20 %. En utilisant le **Tableau 2** (ainsi que les tableaux du document SCRS/2010/062) et le voilier à titre d'exemple, on peut constater que, selon le coefficient de variation des captures positives, le taux de prises accessoires de voilier peut être estimé avec un coefficient de variation oscillant entre 6 et 33 % de la flottille des États-Unis (fréquence d'apparition de 0,14 des opérations), tandis que l'estimation du coefficient de variation pour la flottille uruguayenne serait d'environ 31-58 % (fréquence d'apparition de 0,014 des opérations) avec la même couverture d'observateurs.

Compte tenu de la difficulté de recommandation d'un seul niveau de couverture d'observateurs, de la Recommandation de l'ICCAT [96-01] et des résultats présentés au Sous-comité indiquant des niveaux de couverture d'observateurs dont le niveau de précision est le plus élevé, le Sous-comité recommande l'adoption d'un niveau minimum de couverture d'observateurs à bord des flottilles de l'ICCAT de 5 à 10 %.

4. Indicateurs écosystémiques utiles pour le SCRS

Trois présentations ont été réalisées au titre de ce point de l'ordre du jour.

Robert Olson, au nom d'autres co-auteurs, a présenté une étude type afin d'évaluer trois métriques possibles de l'impact écosystémique de la pêche à la senne dans l'océan Pacifique Est. La gestion écosystémique des pêches nécessite de comprendre les implications écologiques des ponctions halieutiques. La mesure dans laquelle la pêche a une incidence sur les écosystèmes dépend de la composition, de l'ampleur, du cycle vital et du rôle écologique des différentes espèces capturées. Les analyses préalables réalisées dans l'océan Pacifique Est comparaient les impacts relatifs de trois méthodes de pêche à la senne se fondant uniquement sur le nombre de poissons dans la prise accessoire (définie dans le cas présent comme espèces non ciblées, aussi bien conservées que rejetées) et faisaient état de niveaux de prises accessoires rejetées dans le cas d'opérations réalisées sous objets flottants mille fois plus élevé que dans le cas d'opérations réalisées en présence de dauphins et cent fois plus élevé que dans le cas d'opérations non associées à des thonidés. Les auteurs ont approfondi l'analyse en examinant un ensemble d'indicateurs écosystémiques fondés sur le type et la quantité de biomasse des espèces et des groupes fonctionnels capturés (le total des ponctions) par la pêche. Ils ont comparé les ponctions (débarquements et rejets) de trois façons : niveau trophique, durée de renouvellement et diversité. Ils ont calculé le niveau trophique moyen en tant que moyenne de la biomasse pondérée du niveau trophique de chaque groupe écologique, la durée de renouvellement moyenne en tant que moyenne de la biomasse pondérée de la durée de renouvellement ($1/(\text{production}/\text{ratio de biomasse})$) de chaque groupe écologique et la diversité des ponctions en utilisant l'indice de diversité de Shannon.

Le total moyen des ponctions de la biomasse annuelle s'élevait à plus de 500 000 tonnes métriques par an au cours de la période de 16 ans de 1993 à 2008. Les ponctions étaient dominées par les espèces cibles principales, l'albacore, le listao et le thon obèse. La pêche réalisée en présence de dauphins, de bancs non associés de thonidés et sous objets flottants s'élevait en moyenne à 30 %, 26 % et 44 % de la biomasse prélevée, respectivement. Les prises accessoires rejetées en nombre de spécimens étaient 70 fois plus importantes dans le cas des opérations réalisées sous objets flottants que dans le cas des opérations réalisées en présence de dauphins, et non pas mille fois plus importantes, lorsque les espèces cibles rejetées étaient également comptées. La moyenne de la biomasse pondérée de tous les niveaux trophiques prélevés était similaire pour les trois méthodes de pêche. Au cours de la période de 16 ans, une baisse, légère mais statistiquement significative, apparaissait clairement pour les opérations réalisées en présence de dauphins et les opérations non associées en raison de l'augmentation des proportions de capture de listao. La durée moyenne de renouvellement de la biomasse variait selon la méthode de pêche : durée la plus courte dans le cas des opérations réalisées en présence de dauphins (0,48 an), intermédiaire pour les opérations non associées (0,57 an) et la plus longue pour les opérations réalisées sous objets flottants (0,74 an). Les durées de renouvellement de la moyenne de la biomasse pondérée des rejets (prises accessoires et espèces cibles non retenues) étaient positivement liées aux proportions de dauphins écartés des opérations réalisées en présence de dauphins et aux proportions de requins écartés des opérations non associées. La diversité des ponctions pendant toute la période était la plus basse dans le cas des opérations réalisées en présence de dauphins (0,64), intermédiaire pour les opérations non associées (1,30) et la plus élevée pour les opérations réalisées sous objets flottants (1,41). L'indice de diversité pour les rejets a été affecté par les proportions des taxons des prises accessoires (notamment dans le cas des dauphins, des requins et des istiophoridés) dans les rejets.

Bien que la réduction des prises accessoires ait joué un rôle important dans la gestion de la pêche à la senne de thonidés dans l'océan Pacifique Est, une évaluation complète des impacts sur l'écosystème doit reposer sur le total des ponctions, et non pas seulement sur les prises accessoires, et doit tenir compte de la taille, des caractéristiques du cycle vital, de la sensibilité à la surpêche et de la position de l'espèce prélevée dans l'écosystème dans la chaîne alimentaire. En ce qui concerne les indices de diversité et de durée de renouvellement, les valeurs réduites étaient compatibles avec les objectifs de réduction des prises accessoires. Étant donné que les trois méthodes de pêche à la senne présentent des performances écologiques similaires, la détermination du mélange optimal des trois méthodes dépend des objectifs de la politique de gestion des écosystèmes.

Le débat mené au sein du Groupe s'est concentré sur le fait que les métriques posent parfois des problèmes aux fins de la dérivation et sont difficiles à interpréter au regard des objectifs de gestion, mais que cette approche est une première étape nécessaire pour élaborer des indicateurs écosystémiques.

Le Groupe a souligné l'importance des indicateurs écologiques présentés et leur utilité pour contrôler les effets de la pêche ayant lieu sur plusieurs années. Le débat mené au sein du Groupe s'est concentré sur le fait que les indicateurs écosystémiques peuvent être assez difficile à interpréter si des objectifs de gestion clairs ne sont pas fixés. En outre, le Groupe a estimé qu'il existait des difficultés inhérentes à la quantification de la solidité et de l'utilité de plusieurs indicateurs (par exemple, étant donné que le niveau trophique des captures peut être influencé par l'« effet de pêche descendant de niveau trophique » (Pauly *et al.* 1998) et compte tenu des effets de la « pêche à travers la chaîne alimentaire » (Essington, 2006). Même s'il est difficile de déterminer quel est le niveau souhaitable des impacts de la pêche sur les écosystèmes marins, les indicateurs sont utiles pour identifier et quantifier les changements des écosystèmes dans le temps et ils devraient constituer une première étape vers la caractérisation des effets de la pêche sur les écosystèmes marins. La deuxième présentation au titre de ce point de l'ordre du jour [SCRS-2010-061] a fait état de trois indicateurs écologiques et d'un indicateur de menace pour quantifier les effets de la pêche sur les stocks de Scombridés de l'Atlantique à plusieurs échelles taxonomiques et spatiales au moyen de techniques de modélisation mixte. Les quatre indicateurs ont également été comparés avec la situation de l'exploitation des stocks selon les points de référence standards (SSB/SSB_{PME} et F/F_{PME}). De manière générale, les taux annuels de variation faisaient état d'une baisse des trois indicateurs (de biomasse, d'âge et de taille) : biomasse du stock reproducteur -2,4 % (CI : -4,1, -0,8), âge moyen des adultes -0,2 % (-0,3, -0,1) et la taille corporelle moyenne des captures -0,12 % (-0,2, 0,02) pour tous les stocks de Scombridés de l'Atlantique au cours des 56 dernières années d'exploitation. Cela équivalait à une baisse de 69 % de la biomasse du stock reproducteur, une baisse de 10 % de l'âge moyen des adultes et une baisse de 9 % de la taille corporelle moyenne des captures pour l'ensemble des stocks de l'Atlantique. L'état de la menace a augmenté au fil du temps pour la majorité des stocks de l'Atlantique qui avaient diminué à un niveau de stock menacé selon les critères A1 de l'IUCN. Dans l'océan Atlantique, les Scombridés inclus dans la catégorie d'espèces les plus menacées d'extinction étaient le thon rouge de l'Ouest, le germon du Nord et le maquereau du Nord Ouest de l'Atlantique. Toutes ces espèces peuvent actuellement être classées comme espèces menacées d'extinction. Il est signalé que la situation de gestion définie par F/F_{PME} et SSB/SSB_{PME} est compatible avec les tendances récentes pour les quatre indicateurs. Parmi tous les groupes taxonomiques, les thons ont connu les plus grands changements en termes de biomasse, de structure démographique et de structure des tailles au cours des 50 dernières années d'exploitation. À l'avenir, les travaux compareront et contrasteront les quatre indicateurs entre les stocks afin d'évaluer dans quelle mesure ils sont liés.

Bien que les indicateurs de biomasse, d'âge et de taille présentés pourraient être utilisés pour définir et contrôler les effets de la pêche au fil du temps sur les stocks de Scombridés de l'Atlantique, le Groupe a fait part de plusieurs préoccupations au sujet des indicateurs : 1) il est difficile d'interpréter l'importance et la signification des indicateurs lorsqu'il n'existe pas de seuils déterminant les niveaux d'exploitation durables de la pêche. 2) Le Groupe a indiqué que l'indicateur examinant les tendances de la taille moyenne corporelle des captures par rapport à la longueur à maturité du stock ne peut pas être interprété sans connaître l'importance relative des captures par rapport à l'abondance totale du stock. Dans le cas du maquereau du Nord Ouest de l'Atlantique, il a été noté que cette population fait actuellement l'objet d'une évaluation considérant une plus grande unité géographique. Les résultats de la dernière évaluation font état d'une situation différente d'épuisement.

Le Groupe a mis en évidence les éventuels avantages pouvant apparaître si l'on parvenait à comprendre comment les différents indicateurs écosystémiques sont liés à la situation de l'exploitation des stocks déterminés par leur évaluation des stocks. Cela pourrait aider à déterminer la solidité des différents indicateurs présentés. Ces connaissances pourraient être utiles aux fins de la gestion des espèces pour lesquelles il existe peu de données qui manquent dans les évaluations des stocks fondées sur des indicateurs simples.

La troisième présentation réalisée par Simone Libralato faisait état de la baisse de la production qui est proposée en tant que proxy pour quantifier l'impact écosystémique de la pêche et qui est formellement définie dans un nouvel indice de la surpêche écosystémique, l'indice L (perte de production) (Libralato *et al.* 2008).

En se fondant sur l'écologie théorique et l'analyse, l'indice L est calculé en intégrant la production primaire requise pour maintenir les captures (PPR) par rapport à la production primaire (PP) dans l'écosystème, l'efficacité du transfert (TE, à savoir, l'efficacité du transfert d'énergie d'un niveau trophique à l'autre) et le niveau trophique des captures (TLC). Ainsi, la formulation repose sur les propriétés des captures (TLC, PPR) et des écosystèmes exploités (PP et TE) et permet d'estimer l'indice à partir des résultats du modèle et directement à partir des données de débarquement. Ces données d'entrée sont délibérément combinées afin de mesurer la perte de production secondaire due à la pêche (l'indice L) et d'évaluer l'impact écosystémique de la pêche.

L'application de l'indice à 51 modèles écologiques d'écosystèmes exploités, préalablement classés en tant que surexploités ou exploités de manière durable selon Murawski (2000), permet d'associer une probabilité d'exploitation durable (Psust) à chaque valeur de l'indice (Libralato *et al.*, 2008). En outre, en fixant les niveaux souhaités de Psust (par exemple, 75 % et 95 %) en tant que points de référence, les valeurs de l'indice correspondant servent de base à la rétro-estimation des captures maximum durables basées sur l'écosystème (EMSC en anglais) associées.

Certaines applications de l'indice L ont été présentées, avec des estimations réalisées à partir des données de débarquement et des résultats des modèles écosystémiques de la mer Méditerranée. Cela a permis de quantifier le niveau actuel d'exploitation, exprimé en tant que probabilité d'exploitation durable, et de déterminer des solutions durables pour le EMSC (voir aussi Libralato *et al.*, 2005). L'indice a également été appliqué aux résultats des modèles de dynamiques des écosystèmes exploités (en mer catalane) ce qui a permis d'évaluer la durabilité de la pêche au cours du temps, d'analyser l'histoire de la pêche ainsi que les futurs scénarios de gestion alternative (Libralato *et al.*, 2005).

La perte de l'indice de production et la probabilité de durabilité de la pêche ont également été utilisées pour évaluer la surpêche écosystémique à une échelle mondiale pour les décennies présentes et passées (Coll *et al.*, 2008). De plus, récemment, l'indice reliait aussi l'efficacité de la gestion de la pêche à la durabilité de la pêche (Mora *et al.*, 2009).

La quantification de l'indice L peut être adaptée à des échelles spatiales spécifiques (évaluation spatiale régionale) et aux vastes zones pélagiques exploitant les données des satellites pour l'estimation de PP, des prises et des données disponibles sur les régimes (pour les estimations du niveau trophique). Les processus compensatoires, les informations en retour et les effets à retardement peuvent être inclus dans l'évaluation de l'indice L si un modèle dynamique est utilisé.

L'approche proposée intègre et complémente les analyses antérieures (Pauly et Christensen 1995 ; Pauly *et al.* 1998 ; Tudela *et al.* 2005), ce qui permet une application large et générale de l'indice en utilisant les données de débarquement et les modèles écosystémiques. L'indice L peut donner des estimations approximatives de l'état de surpêche et des mesures de l'avis de gestion, mais il permet de définir une série de solutions durables (Cury *et al.*, 2005) : au sein de ces solutions, d'autres limites à des niveaux hiérarchiques inférieurs communauté/population) peuvent être définies et appliquées pour l'identification adéquate de la meilleure option de gestion. L'indice pourrait donc s'avérer utile s'il était utilisé en combinaison avec d'autres approches.

Les résultats témoignent de l'utilité de l'indice L pour fournir une base générale à la quantification du niveau de perturbation pour les écosystèmes soumis à différentes pressions de pêche et permettent de définir un cadre de référence basé sur l'écosystème pour la gestion des pêcheries.

Le Groupe a souligné l'utilité de l'indice car il peut être comparé à une métrique de durabilité. Pour tout indice L donné, on peut obtenir la probabilité que l'écosystème soit pêché de façon durable et cette relation permet d'estimer dans le système les captures maximum durables basées sur l'écosystème. On a calculé des valeurs de référence au niveau de l'écosystème en ayant recours à un ensemble varié de modèles écosystémiques publiés qui ont antérieurement été classifiés comme étant surexploités ou exploités de façon durable. Or, les écosystèmes pélagiques étaient sous-représentés dans cet ensemble d'écosystèmes utilisé pour estimer la relation entre l'indice L et la probabilité que l'écosystème soit pêché de façon durable. On a également souligné que le type de durabilité impliqué dans l'indice reposait sur l'utilisation d'une manière durable de la principale productivité. La durabilité des espèces individuelles n'est pas considérée. C'est pourquoi les indicateurs écosystémiques pourraient ne pas se traduire directement en avis de gestion visant à mieux gérer les espèces cibles de l'ICCAT. L'indice présente aussi l'avantage de pouvoir être facilement calculé si les ponctions totales de l'écosystème sont connues. Si l'indice ne s'appliquait qu'aux prédateurs apex, de nouveaux niveaux de référence écosystémiques devraient être recalculés à l'aide des extrants des modèles écosystémiques limités à ces taxons.

Les trois présentations ont proposé une liste de métriques intéressantes couvrant certains des principaux types d'indicateurs identifiés dans la bibliographie, tels que les indicateurs environnementaux et de faible trophisme, les indicateurs de niveau élevé de trophisme, les indicateurs trophodynamiques, les indicateurs basés sur la taille et les indicateurs fondés sur la diversité (Daan *et al.* 2005). Le Groupe a souligné qu'il était important d'utiliser une gamme d'indicateurs écosystémiques visant à mieux comprendre les effets de la pêche sur le système marin atlantique, ainsi qu'à évaluer la solidité de plusieurs indicateurs présentés.

Plusieurs alternatives n'ayant pas été évoquées dans les présentations ont été discutées. Dans l'examen des indices de vulnérabilité du stock face à la pêche, les méthodes démographiques pourraient constituer à titre provisoire un « système précoce d'avertissement » pour les stocks qui ne sont pas évalués (tandis que les séries temporelles de prise ou d'effort pourraient ne pas être disponibles, l'information démographique pourrait être disponible). La fraction durable de la population susceptible d'être capturée (F_{PME}) peut être obtenue soit du taux intrinsèque d'augmentation (r), soit de paramètres de premier plan, tels que l'inclinaison (p.ex. Forrest *et al.*, 2008). À titre d'exemple, dans un modèle de production avec un point d'inflexion dans la courbe de production à la moitié de la biomasse non exploitée, $F_{PME} = r/2$. Les méthodes démographiques pour calculer r ont été décrites par exemple par McAllister *et al.* (2001). Le modèle de Schaefer ($B_{PME} = K/2$) pourrait s'avérer inapproprié pour certaines espèces (p.ex. Maunders 2003) ; en revanche, le point d'inflexion de la courbe de production pourrait également être déterminé pour les extrants produits par l'analyse démographique (McAllister *et al.* 2001) et le modèle de production généralisée de Pella et Tomlinson (1969) pourrait être appliqué pour calculer F_{PME} . Afin d'identifier d'éventuelles valeurs pour l'inclinaison, des méta-analyses sont disponibles pour divers taxons (p.ex. Myers *et al.* 1999). En soi, F_{PME} est difficile à interpréter, à moins de pouvoir estimer la mortalité par pêche actuelle (par exemple, grâce à une étude de marquage et des estimations fiables du taux de déclaration). Toutefois, si on peut postuler que la capturabilité est similaire ou supérieure à celle d'une espèce évaluée (que par unité d'effort de pêche, la même fraction ou une fraction supérieure de la population est capturée), une estimation grossière de F_{PME} pourrait contribuer à identifier les stocks qui sont plus à même d'être néfastement affectés par la pêche et de nécessiter une plus grande attention. Les résultats d'une telle méthode devraient être traités avec prudence et les postulats concernant la capturabilité devraient être explicites, de préférence, de tels postulats devraient être soumis à des analyses de sensibilité.

Finalement, la présentation réalisée par le Secrétariat de l'ICCAT a permis d'évaluer les données disponibles au Secrétariat susceptibles d'être utiles pour calculer ces indicateurs écosystémiques ou d'autres similaires. La **Figure 1** et les **Tableaux 4** et **5** font apparaître que la déclaration des Tâches I et II a considérablement varié au cours des dernières années pour la gamme d'espèces et de CPC représentées dans la base de données. Ceci indique que les données maintenues au Secrétariat devraient être utilisées avec prudence aux fins de l'estimation de certains indicateurs écosystémiques, sachant que l'hétérogénéité de la déclaration pourrait affecter les résultats des indices, ainsi que leur interprétation.

5. Examen des travaux réalisés dans le cadre du contrat à court terme pour les prises accessoires

Un projet de rapport final du contrat de coordination des prises accessoires a été diffusé au cours de la semaine précédant la réunion (SCRS/2010/047). John Cotter de FishWorld Science Ltd, le coordinateur, a présenté les conclusions des quatre tâches, à commencer par la tâche 3, concernant la collecte des données des prises accessoires non déclarées et une compilation des programmes sur les prises accessoires. Trente-six programmes ont été identifiés dans divers rapports et publications, et 20 demandes ont été envoyées à des scientifiques nationaux afin qu'ils transmettent des données d'observateurs pour leur compilation dans une base de données que le coordinateur est en train de mettre sur pied. Les soumissions de données ont été décevantes. Seul un jeu a été reçu pour le thon rouge de la Méditerranée. Pendant les discussions, il a été reconnu ce qui suit :

1. Certaines CPC se voient interdire la mise en commun des données par des accords nationaux et des considérations juridiques. L'Accord de confidentialité rédigé par le SCRS ne peut pas supprimer ces difficultés.
2. D'autres ne disposent pas des ressources suffisantes pour préparer des récupérations volontaires de données de prises accessoires (qui pourraient être de grande envergure).
3. Les données d'observateurs pourraient faire l'objet de contrôles de qualité ou de recherche en cours.

Des difficultés similaires pourraient surgir si la soumission des données d'observateurs devient obligatoire en vertu des réglementations de l'ICCAT.

La deuxième partie de la présentation du coordinateur concernait la tâche 4 relative aux protocoles et aux formulaires pour la collecte des données des prises accessoires. Le Groupe a rappelé les discussions antérieures (Anon., 2007) qui ont eu lieu sur le mandat du Sous-comité des Écosystèmes et ses priorités, et il a été convenu que le principal objectif vise à définir le volume, la composition (espèces et tailles) et la disposition ou le sort des prises accessoires dans les pêcheries de l'ICCAT. Il a également été décidé que, même si le rapport du coordinateur sur la tâche 4 du contrat constituait une réponse valide au libellé général de cette tâche, il devrait ajouter une brève section en réponse à la réunion du Sous-comité des Écosystèmes tenue en 2010, afin d'identifier clairement les données devant être recueillies pour l'objectif principal convenu.

Le Groupe a décidé que les programmes d'observateurs devraient tenir compte d'autres objectifs importants, comme par exemple comprendre les facteurs contribuant aux prises accessoires, l'effet des prises accessoires sur les populations, ou l'efficacité des mesures d'atténuation qui sont utilisées. Les formulaires de collecte de données devraient être modifiés pour inclure les variables pertinentes en fonction des objectifs spécifiques et de la nature des pêcheries au cas par cas, en vue de garantir la compatibilité entre les pêcheries, si possible. Même si le rapport contient des suggestions sur la façon de recueillir cette information, il faut accorder la priorité aux normes minimum de collecte des données pour le principal objectif identifié ci-dessus, à savoir que tous les programmes d'observateurs doivent être en mesure de définir le volume, la composition et la disposition des prises accessoires dans les pêcheries de l'ICCAT.

Ainsi, il a été jugé essentiel que les observateurs consignent sur un formulaire, des informations détaillées pour chaque espèce capturée de façon accidentelle, comme suit :

1. Identification des espèces. Des numéros de référence devraient être consignés pour les photographies ou les spécimens pris aux fins d'une meilleure identification.
2. Nombre (ou poids) capturé.
3. Indication des tailles (p.ex. longueur moyenne et gamme, 25e, 50e et 75e quantiles, ou distribution des tailles).
4. Sort de chaque spécimen (p.ex. retenu, rejeté mort ou rejeté vivant).
5. Effort de pêche ayant donné lieu à la prise accessoire observée. Afin de clarifier : L'effort observé sera inférieur à l'effort total de pêche si la prise accessoire de certaines opérations de pêche n'a pas été traitée par l'observateur.
6. L'effort de pêche total et l'engin pour la sortie observée (afin de permettre l'extrapolation des estimations de prises accessoires).

Il a été reconnu que l'identification de *toutes* les espèces constituait une exigence difficile. Cette tâche pourrait être facilitée par les fiches d'identification des espèces élaborées par le coordinateur ou, dans certains cas, disponibles auprès d'autres ORGP. Dans certains pays, une formation supplémentaire devrait être dispensée aux observateurs. Alternativement, il a été suggéré que les espèces non-identifiées pourraient être photographiées pour que les experts puissent les identifier à un stade ultérieur. À l'avenir, compte tenu de l'expérience acquise avec un tel programme, on pourrait envisager de réduire la liste des espèces à identifier (p.ex. après avoir établi des espèces prioritaires par le biais d'analyses de l'évaluation des risques écologiques ou d'autres critères).

La division entre le suivi des prises accessoires et d'autres tâches serait fonction des objectifs de chaque programme d'observateurs et de la nature de la pêche ; elle devrait donc être précisée au cas par cas.

La déclaration des données de prises accessoires à l'ICCAT a également fait l'objet de discussions. Il n'existe actuellement aucune règle contraignante en vertu de laquelle les données d'observateurs devraient être déclarées à l'ICCAT. Il a été décidé qu'à l'avenir la démarche la plus simple consisterait à déclarer les prises accessoires, les autres espèces étant déclarées au titre de la Tâche II de l'ICCAT (prise et effort). Il sera nécessaire d'établir la distinction entre la soumission des données de prise et d'effort de Tâche II consignées dans les carnets de bord et la soumission des données d'observateurs de Tâche II. Les données pourraient être agrégées par zones rectangulaires et périodes temporelles, fournissant ainsi un niveau d'anonymat susceptible de convaincre les CPC en faveur de la soumission des données d'observateurs.

Le coordinateur a décidé de consolider la centaine de nouveaux codes d'espèces qui se sont avérés nécessaires dans le cadre du programme sur les prises accessoires. Une liste serait envoyée au Secrétariat de l'ICCAT aux fins de sa soumission aux autorités de la FAO chargées de la codification. À la suite des discussions sur les protocoles et les formulaires, le coordinateur a récapitulé les restrictions et la conception de la base de données de prises accessoires qui avait été développée avec Microsoft Access 2007 pour les Tâches 1 et 2 du programme

sur les prises accessoires. Une copie du nouveau système de la base de données a été intégrée au serveur du Sous-comité des Écosystèmes. La Tâche 1 a spécifié une base de métadonnées pour le stockage des rapports et des publications sur les prises accessoires. La Tâche 2 préconisait une base de données pour le stockage des données d'observateurs ainsi que des résultats agrégés émanant des rapports et des publications. Le coordinateur a préféré combiner les deux bases de données dans un système en raison des divers avantages entrevus, p.ex. meilleure liaison des rapports et des données, et informations de référence communes. Plus de 300 rapports et publications ont été traités et ajoutés à la base de données conjointement avec plus de 4.000 enregistrements de résultats pour des espèces individuelles, pour la plupart issus des rapports en raison du faible succès de la collecte des données d'observateurs non déclarées en vertu de la Tâche 3. Le coordinateur a invité le Sous-comité des Écosystèmes à essayer la base de données des prises accessoires et de se prononcer sur son acceptabilité et sa convivialité. Des informations plus complètes sur la base de données ont été fournies dans le rapport final du coordinateur, et les instructions d'utilisation apparaissent à l'écran d'ouverture de la base de données.

Il a été décidé que, pendant le dernier mois du programme (c'est-à-dire au cours du mois de juin 2010), le coordinateur devrait :

1. Fournir autant de fiches d'identification d'espèces que possible.
2. Alimenter la base de données avec de nouveaux rapports, publications et données.
3. S'assurer que les nouveaux utilisateurs disposeront d'une documentation suffisamment claire pour leur permettre de travailler avec la base de données.
4. Ajouter au rapport final un résumé de l'information contenue dans la base de données, p.ex. le nombre d'enregistrements avec différents types d'information.
5. Incorporer tout autre commentaire des membres du Sous-comité des Écosystèmes et du Sous-comité des Statistiques dans le rapport final ou la base de données.

6. Informations additionnelles sur la collecte, l'évaluation et la gestion des données sur les oiseaux de mer

Le document SCRS/2010/050 présentait une analyse actualisée du degré de chevauchement entre la distribution des albatros, des pétrels et des puffins et la distribution de l'effort de pêche palangrier de l'ICCAT. Une analyse similaire a été menée dans le cadre de l'évaluation ICCAT sur les oiseaux de mer en six étapes, dont les résultats ont été présentés (McAllister, *et al.* 2000) à la réunion intersession de 2009 du Sous-comité des Écosystèmes. Un certain nombre de limitations ont été identifiées dans la méthodologie antérieure, notamment en ce qui concerne l'utilisation combinée des données sur l'aire de répartition et des informations sur les rayons d'alimentation, et il a été recommandé qu'une analyse plus complète des données de suivi à distance soit entreprise. Suffisamment de données pour produire des cartes de distribution de la densité fiables étaient disponibles pour 10 espèces (13 populations). Des cartes de distribution trimestrielle pour chaque espèce ont été calculées en créant des cartes de densité pour chaque stade du cycle vital et en les pondérant sur la base de la durée et de la proportion de la population en question.

Sur les 10 espèces (13 populations) incluses dans l'analyse, les trois populations (îles des Baléares, îles Canaries et les Açores) de puffin cendré (*Calonectris diomedea*), d'albatros de Tristan (*Diomedea dabbenena*) et d'albatros à bec jaune (*Thalassarche chlororhynchos*) présentaient un chevauchement extrêmement élevé (>93 %) avec la zone de pêche ICCAT au cours des quatre trimestres de l'année. L'albatros brun (*Phoebastria fusca*) de l'île de Gough, l'albatros à sourcils noirs (*Thalassarche melanophris*) des îles Malouines et l'albatros à sourcils noirs et le puffin à menton blanc (*Procellaria aequinoctialis*) de la Géorgie du Sud ont tous présenté un fort chevauchement avec la zone de pêche ICCAT, les albatros à sourcils noirs et les puffins à menton blanc faisant apparaître des degrés particulièrement élevés de chevauchement avec l'effort de pêche de l'ICCAT en dehors de leur saison de reproduction (avril-septembre).

Les analyses de suivi ont montré que le puffin cendré des îles Baléares présentait de loin le niveau de chevauchement estimé le plus élevé avec l'effort de pêche palangrier de l'ICCAT, ce qui reflète sa vaste distribution dans l'Atlantique, y compris dans des zones d'intense effort de pêche dans les régions tropicales et la Méditerranée. Dans l'analyse antérieure, le puffin cendré a également été identifié comme ayant le plus fort chevauchement avec l'effort de pêche de l'ICCAT. Or, la démarche actuelle faisant appel aux données de suivi a produit des scores six fois plus élevés que ne l'avait déterminé la démarche simple. En général, la démarche simple tendait à sous-estimer considérablement le niveau d'interaction entre la distribution des oiseaux de mer et

l'effort de pêche de l'ICCAT. Les données de suivi ont mis en évidence le fait que les oiseaux ne sont pas distribués de façon homogène à l'intérieur de leur aire d'alimentation, mais qu'ils ciblent plutôt des zones spécifiques qui coïncident souvent avec des zones de l'effort de pêche de l'ICCAT. Il a été noté que de nombreuses lacunes demeuraient dans les données de suivi à distance, notamment pour les espèces d'oiseaux de mer de la Méditerranée et de l'Atlantique Nord, qui sont sous-représentées dans cette étude. Le Sous-comité a suggéré que de nouvelles études de suivi fournissant des données de fine résolution qui différencient les trajectoires d'alimentation des trajectoires de migration permettraient de mieux comprendre le niveau potentiel d'interaction entre les oiseaux de mer et l'effort de pêche.

Le document SCRS/2010/054 fournissait un avis sur les champs minimums de collecte de données aux fins de la quantification des prises accessoires d'oiseaux de mer, de la compréhension des facteurs qui contribuent aux taux de prise accessoire observés, et de l'évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation. Il soulignait la nécessité de recueillir des données sur l'effort observé au halage, sur les espèces et le nombre qui étaient capturés, ainsi que sur l'état (mort ou vivant) des oiseaux de mer hissés à bord. Il mettait également en évidence le besoin de recueillir des données sur les caractéristiques des engins, les conditions environnementales et les mesures d'atténuation utilisées afin d'examiner les facteurs influençant les niveaux de prise accessoire observés.

Le Sous-comité a noté que le principal objectif de l'initiative de la collecte de données de capture accessoire prise par l'ICCAT visait à quantifier les niveaux de prise accessoire survenant dans toutes les pêcheries de l'ICCAT, et à inclure les champs spécifiques aux données sur les caractéristiques des engins, les conditions environnementales et les mesures d'atténuation lorsque les protocoles de collecte des données procédaient au niveau du type de pêcherie, p. ex. senne ou palangre, et lorsqu'on examinait les exigences pour des taxons particuliers.

Le Sous-comité a également suggéré que les données recueillies sur l'efficacité des mesures d'atténuation devraient être déclarées dans des documents du SCRS, tout en faisant observer que les champs de données inclus dans ces rapports devaient être cohérents.

Le document SCRS/2010/065 présentait des informations sur les lignes tori testées dans la flottille palangrière pélagique de l'Uruguay. Trois sorties ont été réalisées sur des palangriers dans l'Atlantique Sud-Ouest, dans une zone et au cours d'une saison qui connaîtrait des taux de prise accessoire élevés. En fonction d'un ordre aléatoirement établi, deux traitements différents ont été effectués pendant les opérations à la palangre : Opérations avec une ligne tori mixte (équipée de banderoles longues et courtes) et opérations sans ligne tori (traitement de contrôle). Cinq oiseaux ont été capturés dans le traitement de contrôle (0,46 oiseau/1.000 hameçons, n=12 opérations), tandis qu'aucune capture n'a été enregistrée dans le traitement à la ligne tori (n=11 opérations). Les résultats de l'analyse de déviance (modèle binomial GLM) ont fait apparaître que l'utilisation de la ligne tori était l'unique variable significative ($P=0,026$) expliquant la plus forte proportion de la déviance du modèle. Ces travaux suggèrent que l'emploi d'une ligne tori réduit les prises accessoires d'oiseaux de mer dans les pêcheries palangrières pélagiques ; toutefois, ils seront élargis afin d'obtenir une conclusion solide et essayer de résoudre certaines difficultés causées par l'enchevêtrement de la ligne tori avec l'engin de pêche.

Le document SCRS/2010/057 présente les résultats de la recherche menée à bord des palangriers pélagiques brésiliens par *Projeto Albatroz* (ONG brésilienne) dans le cadre du Programme du Groupe de travail Albatros du *BirdLife International* au Brésil. L'étude compare les performances de la conception d'une ligne tori légère (banderoles courtes) avec celle d'une « ligne tori pélagique émergente » (banderoles longues). Les conclusions se sont basées sur l'analyse des taux d'attaque des oiseaux de mer, de l'extension aérienne des lignes tori, des taux d'enchevêtrement et des cas réels de prise accessoire d'oiseaux de mer. Les résultats suggèrent que la ligne tori légère pourrait s'avérer aussi efficace pour réduire les attaques des oiseaux de mer aux hameçons munis d'appâts que le modèle de ligne tori pélagique émergente (banderoles longues). Une différence considérable est également apparue dans la zone couverte à l'arrière du bateau, le modèle de ligne tori légère ayant en moyenne une étendue aérienne de $95,88 \pm 13,03$ m par rapport à $82,23 \pm 17,09$ m pour les lignes tori pélagiques émergentes (ANOVA: $F = 19,95$; $p < 0,0001$). Etant donné que 55% des attaques enregistrées ont été signalées à plus de 100 m de l'arrière du navire, ce qui dans la plupart des cas se trouvait au-delà de la couverture aérienne des lignes tori, et compte tenu du fait que la recherche menée en septembre 2008 avec une configuration d'engin similaire a fait apparaître que les hameçons munis d'appâts demeuraient à une profondeur de 10 mètres maximum jusqu'à plus de 155 m de la poupe, il est évident qu'une mesure d'atténuation additionnelle (lestage de la ligne) doit être utilisée conjointement au déploiement de la ligne tori afin de suffisamment protéger les hameçons munis d'appâts. C'est pourquoi le Brésil a l'intention de poursuivre la présente étude tout au long de 2010, et d'examiner les effets de l'utilisation de différents régimes de lestage de la ligne dans le but d'améliorer les taux d'immersion des hameçons en association avec les lignes toris.

Le document SCRS/2010/053 présentait les données des expérimentations de recherche sur l'atténuation du Groupe de travail Albatros. Les données de la pêche palangrière pélagique du Chili ont fait apparaître que les lignes tori sont efficaces pour réduire les taux d'attaque des oiseaux de mer à l'intérieur de leur étendue aérienne. Toutefois, l'augmentation considérable des attaques au-delà du champ aérien des deux modèles a indiqué que l'utilisation isolée des lignes tori ne peut pas suffisamment protéger la zone d'interaction entre les oiseaux de mer et les hameçons et qu'une atténuation additionnelle était requise (p.ex. lestage de la ligne). Les données préliminaires de la flottille palangrière pélagique d'Afrique du Sud n'ont trouvé aucune influence des différents régimes de lestage de la ligne (60 g par rapport à 150 g placés à 3,50 m de l'hameçon) sur les niveaux de la capture ciblée ou non-ciblée. Il est nécessaire de procéder à de nouvelles recherches (planifiées pour 2010) afin de confirmer cet élément.

Le Sous-comité a noté que ces données préliminaires étaient positives en ce sens qu'elles indiquaient l'impact potentiellement limité du lestage de la ligne sur la prise ciblée, mais que l'on ne pouvait à ce stade tirer de fermes conclusions et qu'il était nécessaire d'approfondir la recherche. Le Sous-comité a également constaté la variation considérable dans les configurations d'engins au sein des pêcheries palangrières pélagiques et qu'il était important que les impacts potentiels sur la prise ciblée soient exhaustivement évalués dans toutes les flottilles.

Le Sous-comité a reconnu la nécessité d'avoir recours à une combinaison de mesures d'atténuation afin de protéger suffisamment les oiseaux de mer et de les empêcher d'accéder aux hameçons munis d'appâts au-delà du champ aérien couvert par les lignes tori, et qu'un élément clef pour y parvenir était de garantir un taux d'immersion rapide de l'hameçon.

Le document SCRS/2010/051 présentait les résultats d'un examen actualisé de la recherche sur les mesures d'atténuation des prises accessoires d'oiseaux de mer pour les pêcheries palangrières pélagiques réalisé par le Groupe de travail sur les prises accessoires d'oiseaux de mer de l'Accord sur la Conservation des Albatros et des Pétrels (ACAP). Dans l'examen, un certain nombre de documents récents ont été examinés, lesquels traitaient de lignes tori, de l'impact sur les taux d'immersion de la ligne des dérouleurs de ligne, de l'état vital de l'appât, de l'emplacement et de la quantité de poids par rapport à l'hameçon, ainsi que de l'état de décongélation de l'appât. Ces documents ont mis en lumière un certain nombre de questions concernant l'atténuation des prises accessoires d'oiseaux de mer dans les pêcheries palangrières pélagiques et ont fourni, pour la première fois, des informations sur l'efficacité de certaines mesures d'atténuation qui sont préconisées depuis de nombreuses années, sans preuve empirique appropriée.

Le document SCRS/2010/052 présentait l'avis de l'ACAP sur les meilleures pratiques en matière de mesures d'atténuation pour les pêcheries palangrières. Il a été constaté que l'emploi des lignes tori a été fortement encouragé pour dissuader les oiseaux de mer dans les pêcheries palangrières pélagiques, mais que la recherche récente a souligné que celles-ci doivent être combinées à d'autres mesures d'atténuation pour être constamment efficaces. La façon la plus efficace de réduire les prises accessoires d'oiseaux de mer dans les pêcheries palangrières pélagiques consiste à utiliser des lignes tori avec le lestage de la ligne secondaire, calées de préférence la nuit. On a souligné l'importance du lestage approprié de la ligne. On a fait remarquer que des programmes de recherche sur le lestage de la ligne sont encore en cours et l'on a encouragé les comparaisons en paire de l'efficacité des régimes de lestage de la ligne (et des taux d'immersion associés) comme effet dissuasif sur les oiseaux de mer. La recherche sur les impacts du lestage de la ligne sur les taux de capture des espèces accessoires et sur l'économie de la pêche est requise de toute urgence.

ACAP indique qu'il existe un certain nombre d'autres mesures susceptibles de contribuer à la réduction des prises accessoires d'oiseaux de mer dans les pêcheries palangrières, mais que celles-ci ne devraient pas être considérées comme des mesures d'atténuation officielles. Celles-ci incluent :

- Le calage des lignes principales dans la configuration de surface en ligne tendue.
- L'utilisation d'appâts morts.
- L'emploi d'appâts de petites espèces de poissons.
- L'hameçonnage des appâts soit sur la tête (poisson), soit sur la queue (poisson et calmar) et pas au milieu du dos ou au-dessus du manteau (calmar).
- Le maintien des viscères à bord du navire ; les viscères ne devraient pas être rejetés pendant le mouillage.

On a également présenté les résultats de la recherche récemment menée sur l'effet d'un dérouleur de ligne sur les taux d'immersion des palangres pélagiques et les implications pour les interactions avec les oiseaux de mer (Robertson *et al.* 2010). Cette recherche a montré que le mouillage de la ligne principale dans les eaux agitées

par l'hélice avec un dérouleur de ligne sans tension, ce qui est normalement le cas lors d'un mouillage en profondeur, ralentit considérablement les taux d'immersion des hameçons. Pour cette raison, l'utilisation d'un dérouleur de ligne pour mouiller l'engin en profondeur ne peut pas, selon les auteurs et l'ACAP, être considérée comme une mesure d'atténuation.

Le Sous-comité a constaté que la recommandation principale formulée par l'ACAP d'utiliser de façon conjuguée les lignes tori, le lestage de la ligne et le mouillage nocturne était conforme à l'avis fourni en 2009 dans le rapport du Sous-comité des Écosystèmes.

7. Autres questions

Trois annonces ont été faites au titre de ce point de l'ordre du jour.

Les États-Unis ont annoncé qu'ils organisaient et accueilleraient le premier Symposium international sur les hameçons circulaires. Le symposium vise à discuter des questions relatives à la performance des hameçons circulaires dans les pêcheries commerciales et récréatives et il sera à caractère scientifique. Un site web contenant des informations pertinentes ne va pas tarder à fonctionner. La réunion aura lieu dans la ville de Miami, du 4 au 6 mai 2011.

On a signalé qu'un atelier d'observateurs des pêcheries régionales pour les Parties sud-américaines de l'ACAP serait tenu à Buenos Aires (Argentine) au mois de septembre 2010. L'objet de l'atelier vise à améliorer les données et à standardiser la collecte des données sur la mortalité accidentelle des oiseaux de mer dans le cadre des programmes d'observateurs d'Amérique du Sud.

Finalement, le Taipei chinois a annoncé que le cinquième Forum international de pêcheurs se tiendra entre le 3 et le 5 août 2010 à Taipei. Les hôtes du Forum sont le Conseil de gestion des pêcheries régionales du Pacifique Ouest, les États unis et l'Agence des pêches, le Conseil de l'Agriculture et le Taipei chinois. Le Forum international des pêcheurs a pour mission de convoquer des réunions internationales rassemblant des pêcheurs, des autorités de gestion, l'industrie de détail alimentaire, des experts en technologie de pêche, en écologie marine et en sciences halieutiques, ainsi que d'autres parties intéressées afin de faciliter la mise en commun des informations et des expériences sur : (i) des pratiques de pêches durables ; et (ii) des démarches visant à minimiser les interactions problématiques avec les tortues marines, les oiseaux de mer, les requins et les cétacés dans les pêcheries.

8. Recommandations

Le Sous-comité continue de recommander que, si elles ne l'ont pas encore fait, les Parties contractantes ou Parties, Entités ou Entités de pêche non-contractantes coopérantes (CPC) instituent des procédures de collecte des données qui permettent de quantifier la prise totale (prises accessoires comprises), sa composition et sa disposition par les flottilles thonières. Le Sous-comité recommande que des programmes d'observateurs scientifiques et des programmes de livres de bord soient utilisés de façon combinée à cette fin. Les informations minimum que les observateurs doivent consigner incluent l'identification des espèces, la quantité de prise accessoire, la taille et le sort, ainsi que le ratio de l'effort de pêche observé par rapport à l'effort de pêche exercé. Il est également recommandé d'enregistrer la prise accessoire de toutes les espèces afin de disposer d'une description complète des ponctions totales. Le Sous-comité a fait remarquer que la couverture minimum d'observateurs requise dépendait des objectifs spécifiques (p.ex. niveaux de précision souhaités pour les taux de prise accessoire) et de la variabilité des prises accessoires, qui dépendent de taxons et de combinaisons de pêcheries spécifiques. En tout état de cause, le Sous-comité a noté que dans la plupart des cas, les estimations de prises accessoires sont fort imprécises pour une couverture d'observateurs inférieure à 5-10 %, c'est pourquoi il recommandait des taux de couverture d'observateurs de 5 à 10 % au minimum. Dans le même temps, le Sous-comité a signalé qu'avec ce niveau de couverture, les estimations de prises accessoires demeureront très imprécises pour les espèces rares pour lesquelles un niveau de couverture plus élevé pourrait s'avérer nécessaire en fonction des objectifs de la Commission.

Le Sous-comité a recommandé que les scientifiques nationaux soumettent régulièrement au SCRS des rapports récapitulatifs sur des thèmes comme la définition des prises accessoires, les tendances des taux de prise accessoire, l'effet des mesures d'atténuation, etc.

Les données d'observateurs (données agrégées dans le temps et l'espace, si nécessaire, pour éviter certaines restrictions de confidentialité) devraient également être soumises tous les ans au Secrétariat de l'ICCAT. Le Sous-comité recommande également que le Secrétariat élabore les mécanismes nécessaires pour que les CPC communiquent tous les ans leurs données d'observateurs (p.ex. formulaires électroniques, codes espèces, etc.).

Le Sous-comité continue à recommander que la recherche soit menée sur les mesures visant à atténuer les prises accessoires dans les pêcheries de l'ICCAT. La recherche devrait porter notamment sur l'effet des mesures d'atténuation sur les espèces cibles et les espèces accessoires.

Le Sous-comité réaffirme les recommandations formulées en 2009 en ce qui concerne l'atténuation des prises accessoires d'oiseaux de mer.

Le Sous-comité recommande de poursuivre la recherche sur la modélisation de l'écosystème (p.ex. Ecopath, SEAPODYM, etc.), sur son application aux écosystèmes pélagiques de l'Atlantique et son utilité pour une compréhension plus réaliste de la dynamique écosystémique, ainsi que de développer une base permettant d'évaluer l'impact des pêcheries de l'ICCAT sur l'écosystème. Le Sous-comité recommande aussi de mener davantage de programmes de recherche sur la gamme des indicateurs écosystémiques discutés par le Groupe, en se concentrant spécialement sur l'interprétation des indicateurs, leur robustesse et les points de référence.

9. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté pendant la réunion.

Le Président a remercié le Secrétariat et les participants pour leur travail intense.

La réunion a été levée.

Références

ICCAT. 2007, Report for Biennial Period, 2006-2007. Part I. Vol. 1, pp: 182-187.

Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F. 2008, Ecosystem overfishing in the ocean. PlosOne, 3(12):e3881.(www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0003881) doi: 10.1371/journal.pone.0003881.

Cury, P.M., Mullon, C., Garcia, S.M. and Shannon, L.J. 2005, Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science, 62(3): 577-584.

Daan, N., Christensen, V., Cury, P., 2005, Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. ICES J. Mar. Sci. 62, 307-614,

Essington, T.E. 2006, Fishing through marine food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences 103, 3171-3175.

Forrest, R.E., Martell, S.J.D., Melynychuk, M.C., Walters, C.J. 2008, An age-structured model with leading management parameters, incorporating age-specific selectivity and maturity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 286-296.

Lehodey, P., Senina I., Murtugudde, R. 2008, A Spatial Ecosystem and Populations Dynamics Model (SEAPODYM) - Modelling of tuna and tuna-like populations. *Progress in Oceanography*, 78: 304-318.

Lehodey, P., Senina, I. 2009, An update of recent developments and applications of the SEAPODYM model. Fifth regular session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 10-21 August 2009, Port Vila, Vanuatu, WCPFC-SC5-2009/EB-WP-10, 44 pp. <http://www.wcpfc.int/meetings/2009/5th-regular-session-scientific-committee>.

Lehodey, P., Murtugudde, R., Senina I. 2010, Bridging the gap from ocean models to population dynamics of large marine predators: a model of mid-trophic functional groups. *Progress in Oceanography*, 84: 69-84.

- Lehodey, P., Senina, I., Sibert, J., Bopp, L., Calmettes, B., Hampton, J., Murtugudde, R. (*In press*). Preliminary forecasts of population trends for Pacific bigeye tuna under the A2 IPCC scenario. *Progress in Oceanography*. Special issue of the 1st international CLIOTOP Symposium, La Paz, Mexico, 3-7 Dec 2007, 10.1016/j.pocean.2010.04.021.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2005, Quantifying ecosystem overfishing with a new index of fisheries' impact on marine trophic webs. ICES CM 2005/M:23.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2008, Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. *Marine Ecology Progress Series*, 355: 107-129.
- Maunder, M.N. 2003, Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? *Fish. Res.* 61:145-149.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H. 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic Swordfish: combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 51(5): 1523-1550.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001, Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1871-1890.
- Mora, C., Myers, R.A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R.U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K.J., Worm, B. 2009, Management effectiveness of world's marine fisheries. *PlosBiology*, 7(6): e1000131. (1-11) doi:10.1371/journal.pbio.1000131.
- Murawski, S.A. 2000, Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J Mar Sci* 57:649-658
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2404-2419.
- Pauly D, Christensen V., 1995. Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F.J. 1998, Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
- Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. 1969, A generalized stock production model. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 13: 419-496.
- Robertson, G., Candy, S.C. and Wienecke, B. 2010, Effect of line shooter and mainline tension on the sink rates of pelagic longlines and implications for seabird interactions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. doi 10.1002/aqc.1100.
- Senina, I., Sibert, J., Lehodey, P. 2008, Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. *Progress in Oceanography*, 78: 319-335.
- Tudela, S., Coll, M., Palomera, I. 2005, Developing an operational reference framework for fisheries management based on a two dimensional index on ecosystem impact. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 585-591.

INFORME DE LA REUNIÓN INTERSESIONES DE 2010 DEL SUBCOMITÉ DE ECOSISTEMAS

(Madrid, España, 31 de mayo a 4 de junio de 2010)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT en Madrid, desde el 31 de mayo al 4 de junio de 2010. La Dra. Pilar Pallarés inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes (“el Grupo de trabajo”) en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT.

El Dr. Haritz Arrizabalaga (UE-España), Presidente de la reunión, dio también la bienvenida a los participantes y procedió a revisar el Orden del día que fue adoptado con cambios (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se incluye en el **Apéndice 2**. La lista de los documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Actuaron como relatores los siguientes participantes:

Puntos 1 y 9	P. Pallarés
Punto 2	M. Schirripa y T. Carruthers
Punto 3	G. Díaz
Punto 4	M.J. Juan-Jordá y H. Arrizabalaga
Punto 5	J. Cotter
Punto 6	O. Anderson y A. Wolfaardt
Puntos 7 y 8	H. Arrizabalaga

2 Examen de la nueva información sobre ecosistemas

Siete presentaciones, cuatro acompañadas de documentos, describían nueva información sobre la investigación de la modelación de ecosistemas. Dos presentaciones trataban sobre el uso de métodos basados en el hábitat para simular la distribución de la población a una resolución espacio-temporal fina utilizando el enfoque SEAPODYM (*Spatial Ecosystem and Population Dynamics Model*; SCRS/2010/059). Robert Olson, de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (IATTC) presentó un resumen de la sección de Consideraciones ecosistémicas del Informe sobre la situación de las pesquerías que publica cada año la IATTC para el océano Pacífico oriental (EPO). Se presentaron dos documentos sobre un modelo de producción multiespecífico espacialmente explícito y sobre la derivación de distribuciones previas para este modelo (SCRS/2010/055 y SCRS/2010/056, respectivamente). Se presentó también al Grupo un informe detallado de detecciones de captura fortuita de especies no objetivo realizadas por los observadores en la flota de palangre de Taipei Chino (SCRS/2010/046). Además, los científicos estadounidenses presentaron un resumen de experimentos que evalúan el efecto del tipo de anzuelo sobre las tasas de captura fortuita de atún rojo capturado por las flotas de palangre que se dirigen al rabil en el Golfo de México.

El Dr. Patrick Lehodey realizó una presentación de los recientes desarrollos y aplicaciones del modelo SEAPODYM. Este modelo fue desarrollado para predecir y analizar la dinámica espacio-temporal de las poblaciones de túnidos bajo la influencia de factores medioambientales y de la presión pesquera (Lehodey *et al.* 2008). Se ha aplicado al listado, al patudo, al rabil y al atún blanco (Pacífico sur) en el océano Pacífico (Lehodey y Senina 2009).

El modelo consta de varios componentes. El primero es un modelo de nivel medio-trófico (MTL) (Lehodey *et al.* 2010) que predice variables fundamentales del hábitat de alimentación y de desove de las grandes especies oceánicas (en particular túnidos). Estos hábitats se definen en SEAPODYM y se utilizan junto con la temperatura y las corrientes oceánicas para controlar los procesos de dinámica de poblaciones (tanto espaciales como temporales). Por ejemplo, el movimiento a las zonas de alimentación o desove, la mortalidad natural o la depredación. El enfoque actual para estimar los parámetros implica la minimización de una función de costes (es decir una verosimilitud logarítmica negativa). Esta función objetivo incluye la CPUE o captura predicha y observada a la resolución original (generalmente 1°x1° para las pesquerías de cebo y cerco y 5°x5° para las de palangre), además de frecuencias de talla relativas muestreadas frente a calculadas que están disponibles a una resolución espacial más tosca (5°x5° hasta 10°x20° de cuadrículas oceánicas).

Se presentaron diversas aplicaciones. Una versión simplificada (es decir para una única cohorte) de los submodelos de hábitat y movimiento utilizaba enfoques de verosimilitud para integrar los datos de marcado electrónico en el modelo. Este modelo se utilizó para obtener las mejores estimaciones de los parámetros de movimiento y hábitat de alimentación del atún rojo del Atlántico basándose en dos experimentos de marcado pop-up en aguas del Golfo de Maine. Se ha previsto el mismo modelo para modelar la aguja azul del Atlántico (SCRS/2010/059, véase a continuación).

Se presentó un ejemplo del tipo de resultados que pueden obtenerse al modelar toda la dinámica espacial de la población de una determinada especie mediante los casos del patudo y listado del Pacífico. Para evaluar la capacidad del modelo a la hora de capturar las características esenciales de la dinámica de las especies de túnidos, se llevaron a cabo simulaciones retroactivas hasta principios de los 60 con la “mejor parametrización” fija, lograda a partir de experimentos de optimización en un periodo diferente. Las capturas predichas, basadas en el esfuerzo pesquero observado, se compararon con las capturas observadas. Las tendencias predichas de biomasa se comparan también con las estimaciones del modelo de evaluación de stock (MULTIFAN-CL) utilizado por WCPFC para los estudios de evaluación de stocks de túnidos. Por último, las proyecciones basadas en condiciones oceánicas futuras pueden simularse una vez que se ha logrado y evaluado la parametrización óptima. Por ejemplo, se ha probado una simulación preliminar del impacto del cambio climático (IPCC escenario A2) (Lehodey *et al.*, en imprenta).

Además de los detalles de las aplicaciones en otros océanos, se presentó una propuesta al Grupo para modelar el hábitat de la aguja azul del Atlántico utilizando el enfoque SEAPODYM (SCRS/2010/059). La propuesta es que los datos pesqueros y los datos del marcado electrónico pueden usarse para calibrar y evaluar el modelo. Se prevé que este estudio facilitará una estimación de la distribución espacial del hábitat de la aguja azul. Esta distribución estimada será una nueva pieza de información que actualmente no está disponible para ICCAT. Este estudio es también una fase preparatoria para investigar más detalladamente la dinámica espacial de la población de aguja azul y desarrollar estudios de evaluación de stock con una nueva generación del modelo no utilizada aún por ICCAT. Los resultados de dicha modelación pueden compararse con las estimaciones de otros modelos de evaluación de stock.

El documento SCRS/2010/055 describe un modelo de producción espacialmente explícito (SEMIPRO). El modelo se ha hecho deliberadamente simple para (1) servir de base para la modelación espacial de aquellas especies con menos datos de apoyo, como las especies no objetivo y (2) facilitar un modelo lo suficientemente rápido para realizar una evaluación de la estrategia de ordenación multiespecífica. El objetivo principal es ofrecer una solución flexible a la modelación espacial con el fin de investigar opciones de ordenación espacial. El modelo está probado mediante simulación y se ha aplicado a la evaluación del rabil, patudo, pez espada del Norte, pez espada del Sur, atún blanco del Norte, atún blanco del Sur, aguja azul y aguja blanca en más de 13 regiones Atlánticas desde 1955 hasta 2006. La investigación revela que los índices de abundancia espacial pueden servir de información a un modelo de dinámica de la población espacial simple (no se requieren datos de marcado). Los datos de marcado pueden incluirse para respaldar la estimación del movimiento o para describir dinámicas de movimiento más complejas. El modelo sirve de base para evaluar los diseños del marcado y asignar espacialmente la pesca con el fin de maximizar los rendimientos a la vez que se protege a las especies más vulnerables.

La modelación del SCRS/2010/055 depende de la derivación de las distribuciones previas de probabilidad para la tasa intrínseca de incremento, r , para cada especie. Los valores de entrada y de salida del método demográfico para determinar estas distribuciones previas se detallan en el SCRS/2010/056. Un hallazgo clave de este documento es que las distribuciones previas de probabilidad para r eran mucho más bajas que las utilizadas en la evaluación más reciente de ciertas especies como el rabil y el patudo del Atlántico. Estas distribuciones previas utilizan matemáticas iguales o similares y tienen valores de entrada similares, pero tienen medias que son hasta un 100 por cien mayores que las calculadas en este análisis (SCRS/2010/056).

Robert Olson, de la IATTC, presentó una perspectiva global de la sección Consideraciones ecosistémicas del Informe sobre la situación de las pesquerías que publica cada año la IATTC para el océano Pacífico oriental (EPO). El informe sobre la situación de las pesquerías proporciona un resumen anual de la pesquería de túnidos en el océano Pacífico oriental, evaluaciones de los principales stocks de túnidos y marlines explotados en la pesquería y una evaluación del ecosistema pelágico. Los informes previos están disponibles en: <http://www.iattc.org/FisheryStatusReportsENG.htm>. La presentación tenía como objetivo familiarizar al Grupo con el formato y contenido del informe que utiliza la IATTC para resumir diversa información relativa al ecosistema pelágico en el EPO. La sección sobre consideraciones ecosistémicas no facilita aún asesoramiento de ordenación.

El informe sobre consideraciones ecosistémicas resume el impacto directo de la pesquería de túnidos sobre los stocks de especies individuales, incluyendo los túnidos, marlines, mamíferos marinos, tortugas marinas, tiburones y otros grandes peces, e incluye información pertinente variada sobre otros muchos componentes principales del ecosistema, por ejemplo aves marinas, organismos de forraje, peces larvales y plancton. Estos componentes y el entorno físico son objeto de vigilancia y estudio durante las campañas STAR del *Southwest Fisheries Science Center, US National Marine Fisheries Service*, utilizando dispositivos acústicos, muestreo de redes, campañas de salabre y *jigging* para los calamares. Se hizo una breve mención a la cada vez mayor importancia del *Dosidicus gigas* en el ecosistema, indicada por expansiones muy amplias de las zonas de distribución hacia el Norte y el Sur.

Es necesaria una mayor comprensión de los vínculos tróficos y los flujos de biomasa en la cadena alimenticia para lograr una modelación representativa de las cadenas alimenticias. Actualmente, los análisis de contenidos estomacales y de isótopos estables se utilizan para alimentar dichos modelos. Existe un modelo ecosistémico basado en Ecopath con Ecosim para el EPO pelágico con el objetivo de comprender mejor la construcción general del ecosistema, los impactos ecológicos de las diferentes pesquerías, las estrategias pesqueras y la variabilidad conferida por un entorno variable.

El documento SCRS/2010/046 describe los avistamientos de los observadores (no necesariamente interaccionando con el arte pesquero) de especies ecológicamente relacionadas en el Atlántico con los palangreros atuneros de Taipei Chino desde 2004 hasta 2008. Se han registrado más de 50 especies, lo que incluye 36 especies de aves marinas, 5 especies de tortugas y 8 especies de cetáceos. La mayoría de las tortugas marinas y los cetáceos se registraron en zonas tropicales, incluyendo tortuga golfina, tortuga laúd, delfín moteado pantropical y delfín mular. Un pequeño número de tortugas bobas y ballenas fueron observadas en aguas templadas. Las aves marinas estaban distribuidas en todo el rango del Atlántico, con una composición por especies variada entre las diferentes zonas. En el Atlántico septentrional se observaron fulmares boreales, gaviotas tridáctilas y petreles corona negra. En las zonas tropicales abundaban las pardelas, sulas, estérnidos, paños, gaviotas y alcatraces. Ocho especies de albatros y petreles estaban distribuidas en la zona meridional. Con el fin de evitar la captura incidental de estas especies, todos los buques de Taipei Chino que operan al Sur de 20° S deben desplegar líneas espantapájaros y otras medidas de mitigación. La recopilación continua de dichos datos podría facilitar información valiosa para la conservación.

Estados Unidos presentó los resultados de experimentos llevados a cabo en 2008 y 2009 para mitigar la captura fortuita de atún rojo en la pesquería de palangre estadounidense dirigida al rabil en el Golfo de México. Se desarrolló un tamaño de anzuelo circular de 16/0 hecho con el material utilizado para los anzuelos 15/0 (cable de 3,65 mm) y se probó frente al tradicional 16/0 utilizado por la pesquería de rabil (cable de 4,0 mm). El anzuelo experimental era más débil que el anzuelo tradicional y por lo tanto podía doblarse bajo el empuje ejercido por el atún rojo grande, lo que permite escapar al animal. El anzuelo experimental mostró una reducción del 75% estadísticamente significativa en la CPUE de atún rojo mientras que la reducción del 5,6% en la del rabil no era significativa. El anzuelo experimental tiene también el potencial de reducir la captura fortuita de otras grandes especies. Los resultados preliminares mostraron reducciones significativas en la CPUE de los tiburones (todas las especies combinadas) pero no en la de la aguja azul. El grupo discutió el impacto, sobre la serie temporal de CPUE de atún rojo, de un posible uso generalizado del anzuelo experimental por parte de la flota de palangre en el Golfo de México. El Grupo reconoció también que el diseño experimental utilizado para probar los anzuelos experimentales (alternando anzuelos experimentales y de control a lo largo del palangre) era el diseño adecuado para evaluar el funcionamiento de estos anzuelos como medida de mitigación.

3 Cobertura de observadores óptima para obtener estimaciones fiables de captura fortuita

El documento SCRS/2010/058 presentaba un estudio de simulación para estimar el efecto de una cobertura de observadores diferente en el coeficiente de variación (CV) de los descartes estimados de peces muertos. El estudio utilizaba datos recopilados durante la amplia cobertura de observadores de la flota de palangre pelágico estadounidense en el Golfo de México. Esta amplia cobertura lleva existiendo aproximadamente desde mediados de abril a mediados de junio de 2007-2009 para describir mejor la interacción entre la flota de palangre de Estados Unidos y el atún rojo durante la temporada de desove. Para cada nivel de cobertura de observadores considerado, se ensayaron 1000 simulaciones. Se estimó un número medio de descartes de peces muertos y el CV asociado (para cada nivel de cobertura) a partir de las 1000 simulaciones. Se obtuvieron resultados para 27 especies diferentes que incluían tanto especies objetivo como de captura fortuita. Los resultados indicaron que el nivel de cobertura de observadores depende de diversos factores como el objetivo del programa, la frecuencia de la ocurrencia (proporción de mareas/lances positivos), la variabilidad en la tasa de captura/descartes de las

mareas positivas, y por último el coeficiente deseado de variación de las estimaciones de captura fortuita. El documento presentaba una tabla con el CV estimado de las tasas de captura fortuita con diferentes niveles de cobertura de observadores. Esta tabla podría aplicarse a cualquier especie con una frecuencia de aparición y CV similares al de las especies incluidas en la tabla.

El documento SCRS/2010/062 presentaba un marco de simulación para ayudar a evaluar la cobertura de observadores óptima necesaria para lograr niveles de precisión aceptables en las estimaciones de la tasa de captura fortuita para diferentes flotas y taxones. Los parámetros de simulación se basaban en datos de 17 especies de tiburones de captura fortuita de los cerqueros, pero el marco de trabajo puede adaptarse a cualquier otro taxón y flota. Al igual que en el documento SCRS/2010/058, los autores indicaron también que el nivel requerido de cobertura de observadores depende de la frecuencia de ocurrencia, de la variabilidad de las tasas de captura fortuita positivas (CV), y del nivel aceptado de precisión de las tasas de captura fortuita estimadas.

El documento SCRS/2010/063 facilitaba la composición por especies de la flota de palangre uruguayo utilizando datos recopilados por el programa de observadores de Uruguay. Un total de 89 especies formaron parte de la captura de esta flota durante el periodo 1998-2009. Un análisis basado en los datos recopilados por el programa de observadores durante 2005-2007 facilitó la proporción de captura, la frecuencia de ocurrencia y la riqueza de especies. La especie con una captura más elevada (42%-22%) y la mayor frecuencia de ocurrencia (96%) era la tintorera, seguida del pez espada. Se descubrieron nueve especies en el rango de 1-5% de la captura total. El nueve por ciento de las capturas correspondían a 19 especies cuya frecuencia de ocurrencia variaba entre el 0,1 y el 0,9%. La riqueza de especies durante este periodo (65 especies) variaba entre los años y áreas y se estimó que probablemente era un 31% más elevada.

El documento SCRS/2010/064 describía los diferentes factores que afectan a la cobertura de observadores en la flota de palangre uruguayo como el clima, las condiciones oceanográficas, las estrategias pesqueras, los conflictos laborales y sindicales, etc. Algunos de estos factores no pueden considerarse *a priori* al desarrollar un diseño de muestreo. El documento describía también los sesgos potenciales que pueden producirse cuando se observan menos del 100% de las operaciones pesqueras (es decir, lance y virada).

Los resultados presentados en los documentos descritos anteriormente y las discusiones mantenidas por el Grupo indicaban las dificultades a la hora de acordar y recomendar un único nivel óptimo de cobertura de observadores para todas las pesquerías de ICCAT y los taxones que se capturan. De hecho, dentro de una única pesquería, el nivel óptimo de cobertura varía entre los diferentes taxones que se capturan. Y, de forma parecida, la estimación de tasas de captura fortuita precisas para un taxón determinado podría requerir tasas de cobertura sustancialmente diferentes en diferentes flotas (por ejemplo, debido a posibilidades opuestas de ocurrencia).

El Grupo observó también que la estimación del número relativamente preciso de ejemplares capturados de manera fortuita para especies raras requeriría una cobertura de observadores extremadamente elevada (a veces cercana al 100%). Además, para algunas de estas especies, las tasas de captura fortuita son tan bajas que el posible impacto de las pesquerías de ICCAT sería insignificante y, por tanto, una cobertura de observadores elevada para estimar de forma precisa el número de ejemplares capturados podría no estar justificada para estas especies. Sin embargo, esto es difícil de determinar *a priori* porque evaluar el impacto de las pesquerías de ICCAT en las poblaciones de captura fortuita requiere algunos análisis. Por lo tanto, se recomendó recopilar datos sobre todo el rango de especies de captura fortuita. El análisis de estos datos puede proporcionar una base para identificar especies que puedan ser causa de inquietud. El Grupo discutió también si dichas prioridades podrían establecerse con una base científica (por ejemplo, mediante el ERA incluyendo todas las especies de captura fortuita) o con otros criterios (por ejemplo, solicitudes de la Comisión).

Se acordó que el nivel de cobertura de observadores depende de varios factores, siendo la frecuencia de ocurrencia uno de los más importantes. La **Tabla 1** muestra rangos de frecuencia de ocurrencia para diferentes especies basados en los datos de las flotas de palangre uruguayo y estadounidense. La tabla muestra claramente que, para algunas especies, estas dos flotas tienen frecuencias de ocurrencia muy diferentes. Por lo tanto, la misma especie podría requerir posiblemente diferente cobertura de observadores en cada una de las flotas, y una cobertura de observadores determinada produciría estimaciones de captura fortuita con diferente precisión (como se indica en las **Tablas 2 y 3**). Por ejemplo, los tiburones mostraban una frecuencia de ocurrencia que oscilaba entre el 0% y el 65% al excluir la tintorera (que tiene una frecuencia de ocurrencia tan elevada como el 97%) y los istiofóridos entre el 1% y el 47%. La **Tabla 2** muestra el CV de la tasa de captura estimada con una cobertura de observadores del 20%. Utilizando la **Tabla 2** (así como las tablas del SCRS/2010/062) y el pez vela como ejemplo, puede observarse que, dependiendo del CV de las capturas positivas, la tasa de captura fortuita del pez vela puede estimarse con un CV de entre 6 y 33% en la flota estadounidense (frecuencia de ocurrencia en el 0,14

de los lances), pero con la misma cobertura de observadores el CV estimado para la flota uruguaya sería de aproximadamente el 31-58% (frecuencia de ocurrencia 0,014 de los lances).

Dadas las dificultades a la hora de recomendar un nivel de cobertura de observadores y teniendo en cuenta la Recomendación de ICCAT [96-01] así como los resultados presentados al Subcomité, que indican niveles de cobertura de observadores en los que la ganancia de precisión es la mayor, el Subcomité recomienda la adopción de una cobertura mínima de observadores para las flotas de ICCAT del 5-10%.

4 Indicadores ecosistémicos útiles para el SCRS

En esta sección se hicieron tres presentaciones.

Robert Olson, en nombre de otros coautores, presentó un estudio para evaluar tres posibles medidas del impacto ecosistémico de la pesquería de cerco en el Pacífico oriental. La ordenación pesquera basada en el ecosistema requiere una comprensión de las implicaciones ecológicas de las extracciones pesqueras. El grado en que las pesquerías afectan al ecosistema depende de la composición, la magnitud, el ciclo vital y el papel ecológico de las diferentes especies capturadas. Análisis previos en el océano Pacífico oriental (EPO) comparaban los impactos relativos de tres métodos de pesca con cerco basándose sólo en el número de ejemplares en la captura fortuita (definida aquí como especie no objetivo, bien sea retenida o descartada), y descubrieron niveles de captura fortuita descartada en lances con objetos flotantes miles de veces superiores que en lances con delfines y cientos de veces superiores que en lances sin asociación. Los autores ampliaron el análisis examinando una mezcla de indicadores ecosistémicos basados en el *tipo* y *cantidad* de biomasa de las especies y en los grupos funcionales capturados (extracciones totales) por la pesquería. Compararon las extracciones (desembarques y descartes) de tres formas: nivel trófico, tiempo de sustitución y diversidad. Calcularon el nivel trófico medio como la biomasa ponderada media del nivel trófico de cada grupo ecológico, el tiempo de sustitución medio como la biomasa ponderada media del tiempo de sustitución ($1/(\text{ratio de producción/biomasa})$) de cada grupo ecológico y la diversidad de las extracciones utilizando el índice de diversidad Shannon.

Las extracciones totales anuales de biomasa alcanzaron un promedio de más de 500.000 t por año a lo largo del periodo de 16 años desde 1993 hasta 2008 y estuvieron dominadas por las principales especies objetivo, rabil, listado y patudo. La pesca con lances sobre delfines, objetos flotantes y bancos no asociados de túnidos alcanzó el 30%, 44% y 26% de la biomasa capturada, respectivamente. La captura fortuita descartada en número de ejemplares era 70 veces mayor en los lances con objetos flotantes que en los lances con delfines, no miles de veces mayor, cuando se cuenta también la especie objetivo descartada. El promedio de la biomasa ponderada de todos los niveles tróficos extraídos fue similar para los tres métodos de pesca. Existían descensos claros y ligeros, pero estadísticamente significativos, en el periodo de 16 años para los lances sobre delfines y los lances sin asociar, debido a cada vez mayores proporciones de captura de listado. El tiempo medio para sustituir la biomasa variaba según el método de pesca: menor para los lances sobre delfines (0,48 años), intermedio para los lances sin asociar (0,57 años) y el mayor para los lances sobre objetos flotantes (0,74 años). Los tiempos de sustitución del promedio de la biomasa ponderada de los descartes (especies de captura fortuita y objetivo no retenidas) estaban positivamente relacionados con las proporciones de delfines descartados en los lances sobre delfines y con las proporciones de tiburones en los descartes de los lances sin asociar. La diversidad de las extracciones durante todo el periodo era menor para los lances sobre delfines (0,64), intermedia para los lances sin asociar (1,30) y más elevada para los lances sobre objetos flotantes (1,41). El índice de diversidad para los descartes era sensible a las proporciones de los taxones de captura fortuita en los descartes (especialmente delfines, tiburones e istiofóridos).

Aunque la reducción de la captura fortuita ha desempeñado un importante papel en la ordenación de la pesquería de cerco dirigida a los túnidos en el EPO, una evaluación completa de los efectos ecosistémicos debe estar basada en las extracciones totales, no sólo en la captura fortuita, y debe tener en cuenta la talla, las características del ciclo vital, la susceptibilidad a la sobrepesca y la posición en la cadena alimenticia de las especies que se capturan en el ecosistema. Para los índices de diversidad y de tiempo de sustitución, los valores reducidos eran coherentes con los objetivos de reducción de la captura fortuita. Dadas las compensaciones ecológicas entre los tres métodos de pesca con cerco, determinar la mezcla óptima de los tres depende de los objetivos políticos para la ordenación del ecosistema.

La discusión entre los participantes en la reunión se centró en el hecho de que la métrica es a veces problemática de derivar y difícil de interpretar en relación a los objetivos de ordenación, pero este enfoque es un primer paso necesario para desarrollar indicadores ecosistémicos.

El Grupo destacó la importancia de los indicadores ecológicos presentados y su utilidad para hacer un seguimiento de la pesca a lo largo del tiempo. La discusión entre los participantes en la reunión se centró en que los indicadores ecosistémicos pueden ser bastante difíciles de interpretar si no se establecen objetivos de ordenación claros. Además, el Grupo consideró que existen dificultades inherentes a la hora de cuantificar la robustez y la utilidad de los diversos indicadores (por ejemplo, teniendo en cuenta que el nivel trófico de la captura puede verse afectado tanto por los efectos de “pescar en la parte de debajo de la cadena alimenticia” (Paulty *et al.*, 1998) como por los de “pescar en toda la cadena alimenticia” (Essington, 2000)). A pesar del hecho de que es difícil definir qué es un nivel deseable de impactos pesqueros en los ecosistemas marinos, los indicadores son útiles para identificar y cuantificar cambios de los ecosistemas a lo largo del tiempo y debería ser el primer paso para describir los efectos de la pesca en los ecosistemas marinos. La segunda presentación sobre este punto del orden del día (SCRS/2010/061) presentaba tres indicadores ecológicos y un indicador de amenaza para cuantificar los efectos de pescar los stocks de escómbridos del Atlántico a diversas escalas taxonómicas y espaciales utilizando técnicas de modelación mixtas. Los cuatro indicadores se compararon también con la situación de explotación de los stocks de acuerdo con los puntos de referencia estándar (SSB/SSB_{rms} y F/F_{rms}). Las tasas anuales globales de cambio mostraban un descenso de los tres indicadores: biomasa, edad y talla: la biomasa reproductora del stock -2,4% (CI: -4,1, -0,8), edad media adulta -0,2% (-0,3, -0,1) y talla media del cuerpo de las capturas -0,12% (-0,2, 0,02) en todos los stocks de escómbridos del Atlántico durante los últimos 56 años de explotación. Esto es equivalente a un descenso del 69% en la biomasa reproductora del stock, un descenso del 10% en la edad media de los adultos y un descenso del 9% en el tamaño medio del cuerpo de las capturas de todos los stocks del Atlántico. El estatus de amenaza ha aumentado en el tiempo para la mayoría de los stocks del Atlántico que han descendido hasta una tasa suficiente para calificarles como amenazados de acuerdo con los criterios A1 de IUCN. En el Atlántico, los escómbridos con la categoría de mayor amenaza eran el atún rojo Occidental, el atún blanco del Norte y el stock de caballa canadiense del Atlántico noroeste, y todos ellos podrían clasificarse actualmente como “En peligro”. Se ha demostrado que el estatus definido por F/F_{rms} y SSB/SSB_{rms} es coherente con las tendencias recientes en cada uno de los cuatro indicadores. Entre todos los grupos taxonómicos, los túnidos han experimentado los mayores cambios en biomasa, estructura de talla y edad en los últimos 50 años de explotación. El trabajo futuro comparará y contrastará los cuatro indicadores entre todos los stocks con el fin de evaluar hasta qué punto están interrelacionados.

Aunque los indicadores presentados relacionados con la biomasa, la talla y la edad podrían utilizarse potencialmente para describir y hacer un seguimiento de los efectos de la pesca a lo largo del tiempo en los stocks de escómbridos del Atlántico, el Grupo expresó varias inquietudes respecto a los indicadores: 1) es difícil interpretar la importancia y el significado de los indicadores cuando no existen umbrales definidos que determinen cuales son los niveles sostenibles de explotación; 2) el Grupo indicó que el indicador relacionado con las tendencias en el tamaño medio del cuerpo de las capturas en relación a la talla de madurez del stock no puede ser interpretado sin conocer la importancia relativa de las capturas en relación con la abundancia total del stock. En el caso de la caballa canadiense del Atlántico noroeste, se precisó que la población se está evaluando actualmente como una unidad geográfica más amplia, y que los resultados de la evaluación más reciente dan una impresión diferente del alcance de la merma.

El Grupo destacó los posibles beneficios de entender cómo se relacionan los diversos indicadores ecosistémicos con la situación de explotación de los stocks determinada por sus evaluaciones de stock. Esto podría ayudar a determinar la robustez de los diversos indicadores presentados. Estos conocimientos podrían ser potencialmente útiles para gestionar las especies con escasez de datos y para las que faltan evaluaciones de stock basadas en indicadores simples.

En la tercera presentación, de Simone Libralato, el descenso en la producción se propone como una aproximación para cuantificar los efectos ecosistémicos de la pesca y está formalmente definido como un nuevo índice de sobrepesca ecosistémica, índice L (pérdida en producción) (Libralato *et al.*, 2008).

Basándose en el análisis y la ecología teórica, el índice L se calcula integrando la producción primaria requerida para mantener las capturas (PPR) en relación con la producción primaria (PP) en el ecosistema, las eficacias de transferencia (TE, es decir, la eficacia en la transferencia de energía desde un nivel trófico a otro) y el nivel trófico de las capturas (TLc). Por tanto, la formulación se basa en propiedades de las capturas (TLc, PPR) y de los ecosistemas explotados (PP y TE) y permite estimar el índice a partir de resultados del modelo y directamente a partir de los datos de desembarque. Estos datos de entrada se combinan de forma oportuna para medir la Pérdida (Loss) en la producción secundaria debido a la pesca (el índice L) y para evaluar los efectos de la pesca en el ecosistema.

La aplicación del índice a 51 modelos ecológicos de ecosistemas explotados, previamente clasificados como sobreexplotados o sosteniblemente explotados según Murawski (2000), permite asociar una probabilidad de ser sosteniblemente pescado (P_{sust}) a cada valor del índice (Libralato *et al.*, 2008). Además, fijando los niveles de P_{sust} deseados (por ejemplo 75% y 95%) como puntos de referencia, los valores del índice correspondientes sirven de base para estimar hacia atrás las Capturas máximas sostenibles basadas en el ecosistema (EMSC) asociadas.

Se presentaron algunas aplicaciones del índice L, con estimaciones de los datos de desembarque y resultados de los modelos de ecosistemas para el Mediterráneo. Esto permitió cuantificar el nivel actual de explotación, expresado como la probabilidad de ser sosteniblemente pescado, y determinar soluciones viables para EMSC (véase también Libralato *et al.*, 2005). El índice se ha aplicado también a los resultados de los modelos dinámicos de ecosistemas explotados (mar Catalán) permitiendo una evaluación de la sostenibilidad de las pesquerías a lo largo del tiempo para el historial de pesca pasado y para escenarios futuros de opciones de ordenación alternativas (Libralato *et al.*, 2005).

La Pérdida en el índice de producción y la probabilidad de sostenibilidad de la pesca se han utilizado también para evaluar la sobrepesca ecosistémica a escala global para el presente y para décadas pasadas (Coll *et al.* 2008). Además, recientemente el índice se relacionó también con la eficacia de la ordenación pesquera para la sostenibilidad pesquera (Mora *et al.* 2009).

La cuantificación del índice L puede adaptarse a escalas espaciales específicas (evaluación espacial regional) y a grandes zonas pelágicas explotando datos del satélite para estimar PP, capturas y datos disponibles sobre dietas (para estimaciones del nivel trófico (TL)). Los procesos compensatorios y la información y efectos retrasados pueden incluirse en la evaluación del índice L si se usa un modelo dinámico.

El enfoque propuesto integra y complementa análisis previos (Pauly & Christensen 1995; Pauly *et al.* 1998, Tudela *et al.* 2005), permitiendo una aplicación amplia y general del índice utilizando tanto los datos de desembarques como los modelos ecosistémicos. El índice L puede proporcionar estimaciones aproximadas de situación de sobrepesca y medidas de asesoramiento de ordenación, pero permite definir una serie de soluciones viables (Cury *et al.* 2005): dentro de estas soluciones pueden definirse otras limitaciones a limitaciones jerárquicamente inferiores (comunidad/población) y aplicarse para la identificación adecuada de la mejor opción de ordenación. El índice podría ser útil, por tanto, utilizado en combinación con otros enfoques.

Los resultados demuestran la utilidad del índice L a la hora de proporcionar una base general para cuantificar el nivel de alteración para los ecosistemas sujetos a diferentes presiones pesqueras y para permitir la definición de un marco de referencia basado en el ecosistema para la ordenación pesquera.

El Grupo destacó la utilidad del índice porque puede compararse a una medida de sostenibilidad. Para cualquier índice L determinado, puede obtenerse la probabilidad de que el ecosistema sea pescado de manera sostenible y esta relación permite estimar en el sistema las capturas máximas sostenibles basadas en el ecosistema. Los valores de referencia a nivel del ecosistema se calcularon usando un conjunto diverso de modelos ecosistémicos publicados que previamente han sido clasificados como sobreexplotados o sosteniblemente explotados. Sin embargo, los ecosistemas pelágicos estaban sub-representados en esos conjuntos de ecosistemas utilizados para estimar la relación entre el índice L y la probabilidad de que el ecosistema sea pescado de forma sostenible. Se destacó también que el tipo de sostenibilidad implicaba que el índice se basaba en usar la productividad principal de una forma sostenible. No contempla la sostenibilidad de especies individuales. Por lo tanto, los indicadores del ecosistema podrían no traducirse directamente en asesoramiento de ordenación para gestionar mejor las especies objetivo de ICCAT. El índice tiene también la ventaja de que puede calcularse fácilmente si se conocen las extracciones totales del ecosistema. Si el índice debe aplicarse a los grandes predadores, deberían recalcularse nuevos niveles de referencia del ecosistema utilizando resultados de modelos ecosistémicos restringidos a estos taxones.

Las tres presentaciones proponían una lista de mediciones interesantes que cubren algunos de los principales tipos de indicadores identificados en la bibliografía, como indicadores medioambientales y de bajo nivel trófico, indicadores de alto nivel trófico, indicadores trofodinámicos, indicadores basados en la talla e indicadores basados en la diversidad (Daan *et al.*, 2005). El Grupo señaló la importancia de usar diversos indicadores ecosistémicos para comprender mejor los efectos de pescar en un sistema marino atlántico, así como para evaluar la robustez de los diversos indicadores presentados.

Se discutieron también varias alternativas no cubiertas por las presentaciones. Al considerar índices de la vulnerabilidad del stock a la pesca, los métodos demográficos pueden ofrecer un “sistema de advertencia anticipada” para los stocks que no están evaluados (aunque la serie temporal de captura o esfuerzo puede no estar disponible, puede estarlo la información demográfica). La fracción sostenible de la población que puede capturarse F_{RMS} , puede derivarse de la tasa intrínseca de incremento, (r), o de parámetros principales como la inclinación (por ejemplo, Forrest *et al.*, 2008). Por ejemplo, en un modelo de producción con un punto de inflexión en la curva de producción a mitad de la biomasa sin pescar, $F_{RMS} = r/2$. Los métodos demográficos para calcular r han sido descritos por ejemplo por McAllister *et al.* (2001). El modelo Schaefer ($B_{RMS} = K/2$) puede ser inapropiado para algunas especies (Maunder, 2003) y en su lugar, el punto de inflexión de la curva de producción puede también determinarse mediante los resultados del análisis demográfico (McAllister *et al.* 2001) y el modelo de producción generalizado de Pella y Tomlinson (1969) puede aplicarse para calcular F_{RMS} . Para identificar posibles valores para la inclinación, están disponibles meta análisis para varios taxones (por ejemplo, Myers *et al.* 1999). En sí mismo, F_{RMS} es difícil de interpretar a menos que la mortalidad por pesca actual pueda ser estimada (mediante por ejemplo un estudio de marcado y estimaciones fiables de la tasa de comunicación). No obstante, si puede asumirse que la capturabilidad es similar o superior a la de las especies evaluadas (es decir, que por unidad de esfuerzo pesquero se captura la misma fracción, o mayor, de población), una estimación aproximada de F_{RMS} podría ayudar a identificar aquellos stocks que es más probable que se vean negativamente afectados por la pesca y requieran mayor atención. Los resultados de dicho método deberían manejarse con precaución y los supuestos respecto a la capturabilidad deberían hacerse explícitamente, preferiblemente con análisis de sensibilidad a cualquiera de dichos supuestos.

Por último, una presentación de la Secretaría de ICCAT permitió evaluar los datos disponibles en la Secretaría que podrían ser útiles para calcular estos indicadores ecosistémicos u otros similares. La **Figura 1** y las **Tablas 4** y **5** muestran que la comunicación de Tarea I y Tarea II ha sido bastante variable en los últimos años para el rango de especies y CPC representadas en la base de datos. Esto indica que los datos que se mantienen en la Secretaría deben utilizarse con cuidado para estimar ciertos indicadores ecosistémicos, ya que la heterogeneidad en la comunicación podría afectar a los resultados de los índices así como a su interpretación.

5 Examen del trabajo llevado a cabo en el marco del contrato de capturas fortuitas de corta duración

La semana antes de la reunión se distribuyó un Proyecto de informe final del coordinador de capturas fortuitas (SCRS/2010/047). John Cotter, de FishWorld Science Ltd., el coordinador, presentó los hallazgos de las 4 tareas, comenzando por la tarea 3, relacionada con la recopilación de datos de captura fortuita no comunicados y una recopilación de proyectos de captura fortuita. Se identificaron 36 proyectos buscando en informes y publicaciones y se enviaron 20 peticiones a científicos nacionales para que enviaran datos de observadores con el fin de reunirlos en una base de datos que estaba preparando el coordinador. Los envíos de datos fueron decepcionantes. Sólo se recibió un conjunto de datos sobre atún rojo del Mediterráneo. Durante la discusión se reconoció lo siguiente:

1. Algunas CPC no pueden compartir datos a causa de acuerdos nacionales y temas legales. El Acuerdo de confidencialidad redactado por el SCRS no puede eliminar estas dificultades.
2. Otros no tienen recursos suficientes para preparar recuperaciones voluntarias de datos de captura fortuita (que pueden ser amplias).
3. Los datos de observadores pueden estar sujetos a controles de calidad o investigaciones en curso.

Si el envío de datos de observadores se convierte en algo obligatorio según las normas de ICCAT, podrían surgir dificultades similares.

La segunda parte de la presentación del Coordinador trató sobre la tarea 4, relacionada con los protocolos y formularios para la recopilación de datos de captura fortuita. El Grupo recordó discusiones previas (Anon. 2007) sobre los Términos de referencia del Subcomité de Ecosistemas y sus prioridades, y acordó que el objetivo principal es describir la cantidad, composición (especies y tallas) así como la disposición o destino de la captura fortuita en las pesquerías de ICCAT. Se acordó también que aunque el informe del Coordinador sobre la tarea 4 del contrato era una respuesta válida al texto general de la tarea, debería añadir una breve sección en respuesta a la reunión del Subcomité de Ecosistemas celebrada en 2010, para identificar claramente los datos que deben recopilarse para el objetivo principal acordado.

El Grupo acordó que los programas de observadores deberían también considerar otros objetivos importantes, como comprender los factores que contribuyen a la captura fortuita, el efecto de la captura fortuita sobre las

poblaciones, o la eficacia de las medidas de mitigación que se están utilizando. Los formularios de recopilación de datos deberían modificarse e incluir las variables pertinentes de acuerdo con los objetivos específicos y la naturaleza de las pesquerías caso por caso, teniendo en cuenta la compatibilidad entre las pesquerías cuando sea posible. Aunque el informe podría contener sugerencias sobre cómo recopilar esta información, debe concederse prioridad a los estándares mínimos de recopilación de datos para el principal objetivo identificado anteriormente, es decir, que todos los programas de observadores describan el volumen, la composición y la disposición de la captura fortuita en las pesquerías de ICCAT.

Por tanto, se consideró esencial que los observadores consignen en un formulario detalles para todas las especies de captura fortuita, de la manera siguiente:

1. Identificación de especies: deben consignarse números de referencia para las fotografías o ejemplares capturados para una mejor identificación.
2. Número (o peso) capturado.
3. Una indicación de las tallas (por ejemplo, rango y talla medios, 25, 50 y 75 cuantiles, o distribución de tallas).
4. El destino de cada ejemplar (por ejemplo, retenido, descartado muerto o liberado vivo).
5. El esfuerzo pesquero que produjo la captura fortuita observada. Para aclarar: el esfuerzo observado será inferior al esfuerzo pescado total si la captura fortuita de algunas de las operaciones de pesca no ha sido procesada por el observador.
6. El esfuerzo total pescado y el arte por marea observada (para permitir la extrapolación de las estimaciones de captura fortuita).

Se reconoció que el requisito de identificar *todas* las especies era difícil. Servirían de ayuda las hojas de identificación de especies que está preparando el Coordinador o que, en algunos casos, están disponibles de otras OROP. En algunos países será necesaria formación adicional para los observadores. Como alternativa, se sugirió que las especies no identificadas podrían fotografiarse para que puedan ser posteriormente identificadas por expertos. En el futuro y teniendo en cuenta la experiencia con dicho programa, podrían considerarse reducciones en la lista de especies que se deben identificar (por ejemplo, después de establecer especies prioritarias mediante análisis de ERA u otros criterios).

La separación entre el seguimiento de la captura fortuita y otras tareas dependería de los objetivos de cada programa de observadores y de la naturaleza de la pesquería, por lo que deberían especificarse caso por caso.

Se discutió también la comunicación de los datos de captura fortuita a ICCAT. Actualmente, no existen requisitos vinculantes respecto a comunicar datos de observadores a ICCAT. Se acordó que el enfoque más sencillo en el futuro sería comunicar la captura fortuita junto con otras especies que se comunican en el marco de la Tarea II (captura y esfuerzo) de ICCAT. Será necesario distinguir el envío de los datos de los cuadernos de pesca de la Tarea II de captura y esfuerzo de los datos de observadores de Tarea II. Los datos podrían agregarse por zonas rectangulares y periodos, proporcionando así un grado de anonimato que podría ayudar a que las CPC acepten el envío de datos de observadores.

El coordinador acordó consolidar los aproximadamente 100 códigos de nuevas especies que se ha descubierto que son necesarios como resultado del proyecto de captura fortuita. Se enviará una lista a la Secretaría de ICCAT para que la envíe a las autoridades encargadas de los códigos de la FAO.

Tras varias discusiones sobre protocolos y formularios, el Coordinador resumió las limitaciones y el diseño de la base de datos de captura fortuita que había sido desarrollada utilizando Microsoft Access 2007 para las tareas 1 y 2 del proyecto de captura fortuita. En el servidor del Subcomité de ecosistemas se puso a disposición de los participantes una copia del nuevo sistema de base de datos. La tarea 1 especificaba una meta-base de datos para almacenar informes y publicaciones sobre captura fortuita. La tarea 2 especificaba una base de datos para almacenar datos de observadores así como los resultados agregados tomados de los informes y publicaciones. El coordinador prefería combinar las dos bases de datos en un sistema a causa de varias ventajas observadas, por ejemplo una mejor vinculación entre los informes y los datos, así como información de referencia común. Se procesaron y añadieron a la base de datos más de 300 informes y publicaciones junto con más de 4000 registros de resultados para especies individuales, tomados en su mayoría de los informes debido a la falta de éxito en la recopilación de datos de observadores no comunicados dentro de la tarea 3. El coordinador invitó al Subcomité de ecosistemas a probar la base de datos de captura fortuita y realizar comentarios sobre su aceptabilidad y facilidad de uso. En el informe final del coordinador se facilitó más información sobre la base de datos y las instrucciones para su uso se muestran en la pantalla de inicio de la base de datos.

Se acordó que durante el último mes del proyecto (es decir, junio de 2010), el coordinador:

1. Facilitaría el mayor número posible de hojas de identificación de especies.
2. Añadiría más publicaciones, informes y datos a la base de datos
3. Se aseguraría de que existe documentación clara y suficiente para los que los nuevos usuarios puedan trabajar con la base de datos.
4. Añadiría un resumen al informe final de la información que contiene la base de datos, por ejemplo, el número de registros con diferentes tipos de información.
5. Incorporaría cualquier otro comentario de los miembros del Subcomité de ecosistemas y el Subcomité de estadísticas en la base de datos o informe final.

6 Información adicional sobre ordenación, evaluación y recopilación de datos de aves marinas

El documento SCRS/2010/050 presentaba un análisis actualizado del grado de solapamiento entre la distribución de los albatros, petreles y pardelas y el esfuerzo pesquero de palangre de ICCAT. Se llevó a cabo un análisis similar como parte de la evaluación de aves marinas de seis etapas de ICCAT, cuyos resultados fueron presentados (McAllister *et al.*, 2000) en la Reunión intersesiones de 2009 del Subcomité de Ecosistemas. Se identificaron varias limitaciones en la metodología previa, especialmente respecto al uso combinado de datos de rango e información sobre el radio de alimentación y se recomendó realizar un análisis más completo de los datos de seguimiento remoto. Se disponía de datos suficientes para producir mapas fiables de distribución de densidad para 10 especies (13 poblaciones). Se calcularon mapas de distribución trimestral para cada especie creando mapas de densidad para cada etapa del ciclo vital, y posteriormente se ponderaron aquellas basándose en la duración y proporción de la población implicada.

De las 10 especies (13 poblaciones) incluidas en el análisis, las tres poblaciones (Islas Baleares, Islas Canarias y Azores) de pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*), albatros de Tristán (*Diomedea dabbenena*), y albatros de pico fino (*Thalassarche chlororhynchos*) tenían un solapamiento extremadamente elevado (>93%) con la zona de pesca de ICCAT en los cuatro trimestres del año. El albatros oscuro (*Phoebastria fusca*) de Gough Island, el albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophrys*) de las Islas Malvinas y el albatros de ceja negra y el petrel negro (*Procellaria aequinoctialis*) de South Georgia, tiene todos un elevado solapamiento con la zona de pesca de ICCAT. Los albatros de ceja negra y los petreles negros tienen niveles particularmente altos de solapamiento con el esfuerzo pesquero de ICCAT durante la temporada que no corresponde a la cría (abril-septiembre).

Los análisis de seguimiento demostraron que la pardela cenicienta de las Islas Baleares tiene, por mucho, el nivel estimado de solapamiento más elevado con el esfuerzo pesquero de palangre de ICCAT, lo que refleja su amplia distribución en el Atlántico, incluyendo en áreas de intenso esfuerzo pesquero en zonas tropicales y en el Mediterráneo. En los análisis previos, la pardela cenicienta fue identificada también como la que tenía el mayor nivel de solapamiento con el esfuerzo pesquero de ICCAT. Sin embargo, el enfoque actual que usa datos de seguimiento produjo marcas seis veces superiores que las determinadas por el enfoque simple. En general, el enfoque simple tendía a subestimar de manera importante el nivel de interacción entre la distribución de aves marinas y el esfuerzo pesquero de ICCAT. Los datos de seguimiento pusieron de relieve que las aves no están distribuidas uniformemente dentro de su zona de alimentación, sino que más bien se dirigen a zonas específicas que a menudo coinciden con zonas de esfuerzo pesquero de ICCAT. Se indicó que pueden existir muchas lagunas en los datos de seguimiento remoto, especialmente para especies de aves marinas en el Mediterráneo y Atlántico norte, que están subrepresentadas en este estudio. El Subcomité sugirió que serían útiles más estudios de seguimiento que proporcionen datos a una resolución fina que diferencie entre rutas de alimentación y migración para entender mejor el posible nivel de interacción entre las aves marinas y el esfuerzo pesquero.

El documento SCRS/2010/054 presentaba asesoramiento sobre los campos mínimos de recopilación de datos para cuantificar la captura fortuita de aves marinas entendiendo los factores que contribuyen a las tasas observadas de captura fortuita y evaluando la eficacia de las medidas de mitigación. Se destacó la necesidad de recopilar datos sobre el esfuerzo observado en el lance, qué especie y número se estaban capturando, y el estado (es decir, vivas o muertas) de las aves marinas que se llevan a bordo. Se resaltó también la necesidad de recopilar datos sobre características del arte, condiciones medioambientales y medidas de mitigación utilizadas con el fin de examinar los factores que influyen en los niveles de captura fortuita observada.

El Subcomité indicó que el objetivo principal de la iniciativa sobre recopilación de datos de captura fortuita de ICCAT es cuantificar los niveles de captura fortuita que se producen en todas las pesquerías de ICCAT y que

deberían incluirse campos de datos específicos sobre características del arte, condiciones medioambientales y medidas de mitigación cuando se desarrollen protocolos de recopilación de datos al nivel de tipo de pesquería, por ejemplo cerco o palangre, y al considerar los requisitos para taxones particulares.

El Subcomité sugirió también que los datos recopilados sobre eficacia de las medidas de mitigación deberían comunicarse mediante documentos SCRS, aunque señaló que sería adecuado que los campos de datos incluidos en estos informes fueran coherentes.

El documento SCRS/2010/065 presentaba información sobre las líneas espantapájaros probadas en la flota de palangre pelágico de Uruguay. Se llevaron a cabo tres mareas en palangreros en el Atlántico sudoeste, en una zona y temporada con tasas comunicadas de captura fortuita elevadas. Basándose en un orden aleatorio, se realizaron dos tratamientos diferentes durante los lances de palangre: lances con una línea espantapájaros mixta (con serpentinas largas y cortas) y lances sin línea espantapájaros (tratamiento de control). En el tratamiento de control se capturaron cinco aves (0,46 aves/1.000 anzuelos, $n=12$ lances), mientras que en el tratamiento con línea espantapájaros no se capturó ningún ave ($n=11$ lances). Los resultados del análisis de devianza (modelo binomial GLM) demostraron que el uso de la línea espantapájaros era la única variable significativa ($P=0.026$) que explicaba la elevada proporción de la devianza del modelo. Este trabajo sugiere que el uso de una línea espantapájaros reduce la captura fortuita de aves marinas en las pesquerías de palangre pelágico; sin embargo, será ampliado para obtener una conclusión robusta y para intentar sortear algunas dificultades causadas por el enredo entre la línea espantapájaros y el arte de pesca.

El documento SCRS/2010/057 presenta los resultados de una investigación llevada a cabo a bordo de palangreros pelágicos brasileños por parte de Projeto Albatroz (ONG brasileña) como parte del Grupo de Tareas sobre Albatros (*Albatross Task Force Program*) de BirdLife International en Brasil. El estudio compara el funcionamiento de un diseño de una línea espantapájaros ligera (serpentinillas cortas) y un diseño de línea espantapájaros emergente (serpentinillas largas). Los hallazgos se basaron en el análisis de las tasas de ataque de las aves marinas, la extensión aérea de la línea espantapájaros, las tasas de enredo y los eventos reales de captura fortuita de aves marinas. Los resultados sugieren que la línea espantapájaros ligera puede ser tan eficaz a la hora de reducir los ataques de las aves marinas a los anzuelos cebados como el modelo de línea espantapájaros emergente (serpentinillas largas). Había también una diferencia importante en el área cubierta a popa del buque, con una media de alcance aéreo de $95,88 \pm 13,03$ m con el diseño de línea espantapájaros ligera en comparación a los $82,23 \pm 17,09$ m de la línea espantapájaros emergente (ANOVA: $F=19,95$; $p<0,0001$). Dado que el 55% de los ataques registrados se registraron >100 m a popa del buque, que en la mayoría de los casos es fuera de la cobertura aérea de las líneas espantapájaros, y considerando que la investigación llevada a cabo en septiembre de 2008 con una configuración del arte similar demostró que los anzuelos cebados permanecen a 10 m de la superficie hasta >155 m de la popa, existe la clara necesidad de una medida de mitigación adicional (pesos en la línea) para utilizarla junto con la línea espantapájaros con el fin de proteger el despliegue de los anzuelos cebados. Por esta razón, Brasil tiene previsto continuar el presente estudio durante 2010 y examinar los efectos de utilizar diferentes regímenes de peso en la línea con el fin de mejorar las tasas de inmersión de los anzuelos en combinación con las líneas espantapájaros.

El documento SCRS/2010/053 presentaba datos de los ensayos de investigaciones sobre mitigación del Grupo de Tareas sobre Albatros. Los datos de la pesquería de palangre pelágico de Chile demostraron que las líneas espantapájaros son eficaces para reducir las tasas de ataque de las aves marinas en su zona de alcance aéreo. Sin embargo, el aumento sustancial en los ataques fuera del alcance aéreo de ambos diseños indicaba que sólo el uso de líneas espantapájaros no puede proteger de forma suficiente el área de interacción entre las aves y los anzuelos y que se requieren medidas adicionales de mitigación (por ejemplo, peso en las líneas). Los datos preliminares de la flota de palangre pelágico de Sudáfrica no descubrieron influencia de los diferentes regímenes de peso en la línea (60 g frente a 150 g colocados a 3,5 m del anzuelo) a nivel de la captura objetivo o no objetivo. Es necesario realizar más investigaciones (planificadas para 2010) para confirmarlo.

El Subcomité señaló que estos datos preliminares eran positivos a la hora de indicar el impacto potencialmente limitado en la captura objetivo de los pesos en la línea, pero que actualmente no se podían extraer conclusiones firmes y es necesario realizar más investigaciones. El Subcomité indicó también la considerable variación en las configuraciones del arte entre las pesquerías de palangre pelágico y señaló que es importante que los potenciales impactos en la captura objetivo sean exhaustivamente evaluados en todas las flotas.

El Subcomité reconoció la necesidad de utilizar una combinación de medidas de mitigación para proteger de forma suficiente a las aves marinas y que no accedan a los anzuelos cebados fuera del alcance aéreo de las líneas

espantapájaros, y reconoció también que garantizar una tasa rápida de inmersión del anzuelo es un elemento clave para ello.

El documento SCRS/2010/051 presentaba los resultados de una revisión actualizada de la investigación sobre medidas de mitigación de la captura fortuita de aves marinas para las pesquerías de palangre pelágico llevada a cabo por el Grupo de trabajo sobre captura fortuita de aves marinas del Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP). En la revisión se consideraron diversos documentos recientes que trataban sobre las líneas espantapájaros, el impacto en las tasas de inmersión de la línea de los lanzadores de línea, el estado del cebo, colocación y cantidad del peso en relación con el anzuelo y si el cebo está congelado o no. Estos documentos resaltaban diversos temas relacionados con la mitigación de la captura fortuita de aves marinas en las pesquerías de palangre pelágico y facilitaban, por primera vez, información sobre la eficacia de algunas medidas de mitigación que han sido defendidas durante muchos años sin las adecuadas pruebas empíricas.

El asesoramiento de ACAP sobre las mejores prácticas en las medidas de mitigación para las pesquerías de palangre pelágico se presentó en el documento SCRS/2010/052. Indicaba que las líneas espantapájaros habían sido ampliamente fomentadas para desalentar a las aves marinas en las pesquerías pelágicas, pero que investigaciones recientes habían puesto de relieve que deben combinarse con otras medidas de mitigación para que sean eficaces. La forma más eficaz de reducir la captura fortuita de aves marinas en las pesquerías de palangre pelágico es utilizar líneas espantapájaros junto con pesos en la brazolada y preferiblemente realizar el calado nocturno. Se destacó la importancia de utilizar pesos adecuados en la línea. Se indicó que la investigación sobre los pesos en la línea está aún en curso y que se insta a realizar comparaciones de la eficacia de los diversos regímenes de peso en la línea (y de las tasas de inmersión asociadas) como medidas que sirvan para desalentar a las aves marinas. Es urgentemente necesario realizar investigaciones sobre el impacto de los pesos en la línea sobre las tasas de captura de las especies objetivo y sobre la economía pesquera.

ACAP indicó que existen varias medidas más que pueden ayudar a reducir la captura fortuita de aves marinas en las pesquerías de palangre, pero que no deben considerarse medidas formales de mitigación, e incluyen:

- Calar las líneas madre con configuración “superficial y tirante”.
- Utilizar cebo muerto.
- Utilizar como cebo pequeñas especies de peces.
- Poner el anzuelo en los cebos en la cabeza (peces) o cola (peces y calamar) no en medio de la espalda o en medio de la capa (calamar).
- Mantener los despojos en el buque, no deben verterse durante el calado.

Se presentaron los resultados de recientes investigaciones sobre el efecto de un lanzador de línea en las tasas de inmersión de los palangres pelágicos y las implicaciones para las interacciones con las aves marinas (Robertson *et al.*, 2010). Esta investigación demostró que si la línea madre cae en las turbulencias de la hélice sin tensión, como es normalmente el caso con el calado profundo, esto retarda significativamente las tasas de inmersión de los anzuelos. Por esta razón, el uso de un lanzador de línea para hacer que el arte se hunda más, según los autores y ACAP, no puede considerarse una medida de mitigación.

El Subcomité indicó que la recomendación clave facilitada por ACAP de utilizar una combinación de líneas espantapájaros, pesos en la línea y calados nocturnos, era coherente con el asesoramiento incluido en el Informe de 2009 del Subcomité de Ecosistemas.

7 Otros asuntos

En este punto del orden del día se hicieron tres anuncios.

Estados Unidos anunció que acogerá y organizará el Primer simposio internacional sobre anzuelos circulares. El Simposio tiene como objetivo discutir temas relacionados con el rendimiento de los anzuelos circulares en las pesquerías comerciales y de recreo y será de carácter científico. En breve se pondrá en funcionamiento un sitio web con información relacionada. La reunión se celebrará en Miami del 4 al 6 de mayo de 2011.

Se comunicó que en septiembre de 2010 se celebrará en Buenos Aires, Argentina, una Reunión de observadores regionales de pesquerías para las Partes sudamericanas de ACAP. El objetivo es mejorar los datos y estandarizar la recopilación de datos sobre mortalidad incidental de aves marinas de los Programas de observadores sudamericanos.

Por último, Taipei Chino anunció que el Quinto foro internacional de pescadores se celebrará entre el 3-5 de agosto de 2010 en Taipei. Los coanfitriones del Foro serán el Western Pacific Regional Fishery Management Council, Estados Unidos y la Agencia de pesca, Consejo de Agricultura de Taipei Chino. La misión del Foro internacional de pescadores es coordinar reuniones internacionales de pescadores, autoridades de ordenación, la industria pesquera al por menor, expertos en tecnología pesquera, ecología marina y ciencia pesquera, y otras partes interesadas para facilitar el intercambio de información y experiencias sobre: (i) prácticas de pesca sostenible y (ii) enfoques para minimizar las interacciones problemáticas con tortugas, aves marinas, tiburones y cetáceos en las pesquerías.

8 Recomendaciones

El Subcomité continúa recomendando que las Partes contratantes y Partes, Entidades y Entidades pesqueras no contratantes colaboradoras (CPC) que aún no lo hayan hecho, instituyan procedimientos de recopilación de datos para las flotas atuneras que permitan cuantificar la captura total (lo que incluye la captura fortuita), su composición por especies y su disposición. El Subcomité recomienda que utilicen con este fin programas de observadores científicos y de cuadernos de pesca combinados. La información mínima que deben consignar los observadores incluye identificación de especies, cantidad capturada de manera fortuita, talla y destino así como la ratio entre el esfuerzo pesquero observado y el esfuerzo pesquero ejercido. Se recomienda también consignar la captura fortuita de todas las especies con el fin de disponer de una descripción completa de todas las extracciones. El Subcomité indicó que la cobertura mínima de observadores requerida depende de los objetivos específicos (es decir, niveles deseados de precisión para las tasas de captura fortuita) y de la variabilidad de los eventos de captura fortuita que dependen de los taxones y de las combinaciones pesqueras específicos. En cualquier caso, el Subcomité señaló que en la mayoría de los casos las estimaciones de captura fortuita son muy imprecisas para coberturas de observadores por debajo del 5-10%, por lo que recomienda tasas mínimas de cobertura de observadores del 5-10%. Al mismo tiempo, el Subcomité precisa que, con este nivel de cobertura, las estimaciones de captura fortuita continuarán siendo muy imprecisas para las especies con poca ocurrencia, para las que podría justificarse un mayor nivel de cobertura dependiendo de los objetivos de la Comisión.

El Subcomité recomienda que los científicos nacionales presenten periódicamente informes al SCRS sobre temas como la descripción de la captura fortuita, tendencias en las tasas de captura fortuita, efecto de las medidas de mitigación, etc.

Los datos de observadores (datos agregados en tiempo y espacio si es necesario para evitar algunas restricciones en cuanto a confidencialidad) deberían también enviarse anualmente a la Secretaría de ICCAT. El Subcomité recomienda asimismo que la Secretaría desarrolle los mecanismos necesarios para que las CPC comuniquen anualmente sus datos de observadores (por ejemplo, formularios electrónicos, códigos especiales, etc.).

El Subcomité continúa recomendando que se lleven a cabo investigaciones para mitigar la captura fortuita en las pesquerías de ICCAT. Estas investigaciones deberían incluir el efecto de las medidas de mitigación tanto en la captura fortuita como en las especies objetivo.

El Subcomité reafirma sus recomendaciones realizadas en 2009 respecto a la mitigación de la captura fortuita de aves marinas.

El Subcomité recomienda que se continúen las investigaciones sobre modelación ecosistémica (por ejemplo, Ecopath, SEAPODYM, etc.), sobre su aplicación a los ecosistemas pelágicos del Atlántico y sobre su utilidad para una comprensión más realista de la dinámica de los ecosistemas, así como para desarrollar una base para evaluar el impacto de las pesquerías de ICCAT en el ecosistema. El Subcomité recomienda también que se lleven a cabo más investigaciones sobre el rango de indicadores ecosistémicos discutidos por el grupo, centrándose especialmente en la interpretación de los indicadores, su robustez y los puntos de referencia.

9 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado durante la reunión. El Presidente dio las gracias a la Secretaría y a los participantes por el duro trabajo llevado a cabo. La reunión fue clausurada.

Bibliografía

- ICCAT. 2007, Report for Biennial Period, 2006-2007. Part I. Vol. 1, pp:182-187.
- Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F. 2008, Ecosystem overfishing in the ocean. PlosOne, 3(12):e3881. (www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0003881) doi: 10.1371/journal.pone.0003881.
- Cury, P.M., Mullon, C., Garcia, S.M. and Shannon, L.J. 2005, Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science, 62(3): 577-584.
- Daan, N., Christensen, V., Cury, P. 2005, Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. ICES J. Mar. Sci. 62, 307-614,
- Essington, T.E. 2006, Fishing through marine food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences 103, 3171-3175.
- Forrest, R.E., Martell, S.J.D., Melynychuk, M.C., Walters, C.J. 2008, An age-structured model with leading management parameters, incorporating age-specific selectivity and maturity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 286-296.
- Lehodey, P., Senina I., Murtugudde, R. 2008, A Spatial Ecosystem and Populations Dynamics Model (SEAPODYM) - Modelling of tuna and tuna-like populations. *Progress in Oceanography*, 78: 304-318.
- Lehodey, P., Senina, I. 2009, An update of recent developments and applications of the SEAPODYM model. Fifth regular session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 10-21 August 2009, Port Vila, Vanuatu, WCPFC-SC5-2009/EB-WP-10, 44 pp. <http://www.wcpfc.int/meetings/2009/5th-regular-session-scientific-committee>.
- Lehodey, P., Murtugudde, R., Senina I. 2010, Bridging the gap from ocean models to population dynamics of large marine predators: a model of mid-trophic functional groups. *Progress in Oceanography*, 84: 69-84.
- Lehodey, P., Senina, I., Sibert, J., Bopp, L., Calmettes, B., Hampton, J., Murtugudde, R. (*In press*). Preliminary forecasts of population trends for Pacific bigeye tuna under the A2 IPCC scenario. *Progress in Oceanography*. Special issue of the 1st international CLIOTOP Symposium, La Paz, Mexico, 3-7 Dec 2007, 10.1016/j.pocean.2010.04.021.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2005, Quantifying ecosystem overfishing with a new index of fisheries' impact on marine trophic webs. ICES CM 2005/M:23.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I. and Pranovi, F. 2008, Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. Marine Ecology Progress Series, 355: 107-129.
- Maunder, M.N. 2003, Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fish. Res. 61:145-149.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H. 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic Swordfish: combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(5): 1523-1550.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001, Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1871-1890.
- Mora, C., Myers, R.A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T.J., Sumaila, R.U., Zeller, D., Watson, R., Gaston K.J., Worm, B. 2009, Management effectiveness of world's marine fisheries. PlosBiology, 7(6): e1000131. (1-11) doi:10.1371/journal.pbio.1000131.
- Murawski, S.A. 2000, Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES J Mar Sci 57:649-658
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56:2404-2419.
- Pauly D, Christensen V., 1995. Primary Production required to sustain global fisheries. Nature 374: 255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F.J. 1998, Fishing down marine food webs. Science 279, 860-863.
- Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. 1969, A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13: 419-496.

- Robertson, G., Candy, S.C. and Wienecke, B. 2010, Effect of line shooter and mainline tension on the sink rates of pelagic longlines and implications for seabird interactions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. doi 10.1002/aqc.1100.
- Senina, I., Sibert, J., Lehodey, P. 2008, Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. *Progress in Oceanography*, 78: 319-335.
- Tudela, S., Coll, M., Palomera, I. 2005, Developing an operational reference framework for fisheries management based on a two dimensional index on ecosystem impact. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 585-591.

TABLEAUX

Tableau 1. Fréquence d'apparition (par opération) de certaines espèces dans la flottille palangrière des Etats-Unis qui opère dans le Golfe du Mexique et dans la flottille palangrière uruguayenne (SCRS/2010/063).

Tableau 2. Niveaux de précision estimés (CV) du taux de prise accessoire pour une couverture d'observateurs de 20% comme fonction de la probabilité d'apparition dans une gamme de 1-50% (colonne de gauche) et CV de prises positives (rangée supérieure) dans une gamme de 0-150%.

Tableau 3. Couverture d'observateurs requise (%) pour estimer les taux de prise accessoire avec une précision de CV=30% comme fonction de la probabilité d'apparition dans une gamme de 1-50% (colonne de gauche) et CV de prises positives (rangée supérieure) dans une gamme de 0-150%.

Tableau 4. Catalogue des espèces accessoires (seulement les espèces mineures de thonidés, les espèces apparentées et les espèces de requins) par an, disponibles dans la base de données de prise et effort de Tâche II (pas de différenciation de pavillon ou d'engin).

Tableau 5. Informations sur la taille de Tâche II (numéro de poissons) des espèces accessoires (seulement les espèces mineures de thonidés, les espèces apparentées et les espèces de requins) disponibles dans la base de données de l'ICCAT, par an et pavillon.

TABLAS

Tabla 1. Frecuencia de ocurrencia (por lance) de algunas especies en la flota de palangre estadounidense que opera en el Golfo de México y de la flota de palangre uruguaya (SCRS/2010/063).

Tabla 2. Niveles de precisión estimados (CV) de tasa de captura fortuita para una cobertura de observadores del 20% como función de la probabilidad de encuentro dentro de un rango 1-50% (columna izquierda) y CV de las capturas positivas (fila superior) en el rango de 0-150%.

Tabla 3. Cobertura de observadores requerida (%) para estimar las tasas de captura fortuita con una precisión de CV=30% como función de la probabilidad de encuentro dentro de un rango 1-50% (columna izquierda) y CV de las capturas positivas (fila superior) en el rango de 0-150%.

Tabla 4. Catálogo de especies de captura fortuita (sólo túnidos no principales, especies afines y tiburones), por año, disponibles en la base de datos de captura y esfuerzo de Tarea II (sin diferenciación de Pabellón o Arte).

Tabla 5. Información de talla de Tarea II (número de peces) de las especies de captura fortuita (sólo túnidos no principales, especies afines y tiburones) disponibles en la base de datos de ICCAT, por año y pabellón.

FIGURES

Figure 1. Nombre de CPC de pavillon par espèce (seulement les espèces mineures de thonidés, les espèces apparentées et les espèces de requins) et année avec les informations disponibles sur la Tâche I.

FIGURAS

Figura 1. Número de CPC del pabellón por especies (sólo túnidos no principales, especies afines y tiburones) y año con información disponible de Tarea I.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes

Apéndice 3. Lista de documentos

Table 1. Frequency of occurrence (per set) of some species in the U.S. longline fleet operating in the Gulf of Mexico and the Uruguayan longline fleet (SCRS/2010/063).

			Frequency occurrence	
			US	Uruguay
Swordfish	<i>Xiphias gladius</i>	SWO	81	97
Yellowfin	<i>Thunnus albacares</i>	YFT	87	26
Blackfin	<i>Thunnus atlanticus</i>	BLF	32	0
Bluefin	<i>Thunnus thynnus</i>	BFT	26	0
Little tunny	<i>Euthynnus alletteratus</i>	LTA	2	0
Albacore tuna	<i>Thunnus alalunga</i>	ALB	1	54
Bigeye tuna	<i>Thunnus obesus</i>	BET	3	29
Skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>	SKJ	16	0.6
White marlin	<i>Tetrapturus albidus</i>	WHM	6	11
Sailfish	<i>Istiophorus albicans</i>	SAI	14	1.4
Blue marlin	<i>Makaira nigricans</i>	BUM	19	11
Mahi-Mahi	<i>Coryphaena hippurus</i>	DOL	47	45
Silky shk.	<i>Carcharhinus falciformis</i>	FAL	13	0.3
Bigeye thresher	<i>Alopias superciliosus</i>	BTH	6	7
Shortfin mako	<i>Isurus oxyrinchus</i>	SMA	9	65
Thresher	<i>Alopias spp.</i>	XTH	4	4
Longfin mako shk.	<i>Isurus paucus</i>	LMA	2	1
Tiger shk.	<i>Galeocerdo cuvier</i>	TIG	10	0.8
Sandbar shk.	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	SSB	2	0.8
Dusky shk.	<i>Carcharhinus obscurus</i>	DUS	1	0
Hammerhead shk.	<i>Sphyrna spp.</i>	XHH	2	12
Blue shk.	<i>Prionace glauca</i>	BSH	1	97
Blacktip shk.	<i>Carcharhinus limbatus</i>	SBK	1	0
Night shk.	<i>Carcharhinus signatus</i>	SNI	1	8
Leatherback	<i>Dermochelys coriacea</i>	TLB	6	21
Loggerhead	<i>Caretta caretta</i>	TTL	1	58

Table 2. Estimated precision levels (CV) of by-catch rate for 20% observer coverage as a function of the probability of encounter within a range of 1-50% (left column) and CV of positive catches (top row) in the range of 0-150%.

		CV										
		0	0.15	0.3	0.45	0.6	0.75	0.9	1.05	1.2	1.35	1.5
Probability of Encounter	0.001	1.38	1.39	1.41	1.41	1.41	1.43	1.42	1.45	1.45	1.47	1.46
	0.050	0.28	0.28	0.29	0.31	0.33	0.36	0.41	0.46	0.51	0.57	0.65
	0.100	0.19	0.19	0.2	0.21	0.23	0.26	0.29	0.33	0.37	0.44	0.49
	0.150	0.15	0.15	0.16	0.17	0.18	0.21	0.23	0.27	0.31	0.37	0.41
	0.200	0.12	0.13	0.13	0.14	0.15	0.17	0.2	0.23	0.27	0.32	0.37
	0.250	0.11	0.11	0.12	0.13	0.14	0.15	0.18	0.21	0.24	0.29	0.34
	0.300	0.1	0.1	0.1	0.11	0.12	0.14	0.16	0.19	0.22	0.26	0.31
	0.350	0.09	0.09	0.09	0.1	0.11	0.13	0.15	0.17	0.21	0.24	0.29
	0.400	0.08	0.08	0.08	0.09	0.1	0.12	0.14	0.16	0.19	0.23	0.28
	0.450	0.07	0.07	0.08	0.08	0.09	0.11	0.13	0.15	0.18	0.21	0.26
	0.500	0.06	0.06	0.07	0.08	0.09	0.1	0.12	0.14	0.17	0.21	0.24

Table 3. Observer coverage required (%) to estimate by-catch rates with a precision of CV=30% as a function of the probability of encounter within a range of 1-50% (left column) and CV of positive catches (top row) in the range of 0-150%.

		CV										
		0	0.15	0.3	0.45	0.6	0.75	0.9	1.05	1.2	1.35	1.5
Probability of Encounter	0.001	84%	85%	85%	85%	85%	85%	86%	86%	86%	86%	86%
	0.050	18%	18%	19%	21%	24%	27%	32%	36%	42%	48%	53%
	0.100	9%	9%	10%	11%	13%	15%	19%	23%	28%	35%	41%
	0.150	6%	6%	7%	7%	9%	11%	13%	17%	21%	27%	33%
	0.200	4%	5%	5%	6%	7%	8%	10%	13%	17%	22%	27%
	0.250	3%	3%	4%	4%	5%	6%	8%	11%	14%	19%	24%
	0.300	3%	3%	3%	3%	4%	5%	7%	9%	12%	16%	21%
	0.350	2%	2%	2%	3%	3%	4%	6%	8%	10%	14%	19%
	0.400	2%	2%	2%	2%	3%	4%	5%	7%	9%	13%	18%
	0.450	1%	1%	2%	2%	3%	3%	4%	6%	8%	11%	16%
	0.500	1%	1%	1%	2%	2%	3%	4%	5%	7%	11%	15%

Table 4. Catalogue of by-catch species (only non-major tuna, tuna like & shark species), per year, available in the Task II catch & effort database (no flag or gear differentiation).

SpeciesGrp	SpeciesCod	SpeciesScie	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	200	200	200	200	200	200	200	200	200
3-Tuna (other)	BIL	<i>Istiophoridae</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	BLM	<i>Makaira indica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	BUK	<i>Gasterochisma melampus</i>																					
	MIX	<i>Mixed Tunas</i>			x	x	x					x			x	x	x	x	x	x			
	MLS	<i>Tetrapturus audax</i>																					
	MSP	<i>Tetrapturus belone</i>																					
	SBF	<i>Thunnus maccoyii</i>																					
	SIE	<i>Scomberomorus sierra</i>																					
	SPF	<i>Tetrapturus pfluegeri</i>																					
	TUN	<i>Thunnini</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	TUS	<i>Thunnus spp</i>																					
5-Sharks	AGN	<i>Squatina squatina</i>																					
	ALV	<i>Alopias vulpinus</i>																					
	ASK	<i>Squatinae</i>																					
	AVO	<i>Anoplogonus inermis</i>																					
	BRO	<i>Carcharhinus brachyurus</i>																					
	BSK	<i>Cetorhinus maximus</i>																					
	BTH	<i>Alopias superciliosus</i>																					
	CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>																					
	CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>																					
	CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>																					
	CCR	<i>Carcharhinus porosus</i>																					
	CCS	<i>Carcharhinus signatus</i>																					
	CCT	<i>Carcharias taurus</i>																					
	CPL	<i>Centrophorus lusitanicus</i>																					
	CTK	<i>Mustelus henlei</i>																					
	CVX	<i>Carcharhiniformes</i>																					
	CXX	<i>Coastal Sharks nei</i>																					
	CYO	<i>Centroscymnus coelolepis</i>																					
	CYP	<i>Centroscymnus crepidater</i>																					
	DCA	<i>Deania calcea</i>																					
	DGH	<i>Squalidae, Scyliorhinidae</i>																					
	DGS	<i>Squalus acanthias</i>																					
	DGX	<i>Squalidae</i>																					
	DGZ	<i>Squalus spp</i>																					
	DOP	<i>Squalus megalops</i>																					
	ETX	<i>Etmopterus spinax</i>																					
	FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>																					
	GAG	<i>Galeorhinus galeus</i>																					
	GNC	<i>Ginglymostoma cirratum</i>																					
	GSK	<i>Somniosus microcephalus</i>																					
	GUP	<i>Centrophorus granulosus</i>																					
	GUQ	<i>Centrophorus squamosus</i>																					
	LMA	<i>Isurus paucus</i>																					
	OCS	<i>Carcharhinus longimanus</i>																					
	OIL	<i>Ruvettus pretiosus</i>																					
	OXN	<i>Oxynotus paradoxus</i>																					
	OXY	<i>Oxynotus centrina</i>																					
	PXX	<i>Pelagic Sharks nei</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	RHT	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>																					
	RSK	<i>Carcharhinidae</i>																					
	SAU	<i>Scomberesox saurus</i>																					
	SBL	<i>Hexanchus griseus</i>																					
	SCK	<i>Dalatias licha</i>																					
	SCL	<i>Scyliorhinus spp</i>																					
	SDP	<i>Mustelus schmitti</i>																					
	SDS	<i>Mustelus asterias</i>																					
	SDV	<i>Mustelus spp</i>																					
	SHB	<i>Echinorhinus brucus</i>																					
	SHL	<i>Etmopterus spp</i>																					
	SHO	<i>Galeus melastomus</i>																					
	SHX	<i>Squaliformes</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	SKH	<i>Selachimorpha(Pleurotremat</i>																					
	SMD	<i>Mustelus mustelus</i>																					
	SPL	<i>Sphyrna lewini</i>																					
	SPN	<i>Sphyrna spp</i>																					
	SPY	<i>Sphyrnidae</i>																					
	SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>																					
	SYC	<i>Scyliorhinus canicula</i>																					
	SYR	<i>Scymnodon ringens</i>																					
	SYT	<i>Scyliorhinus stellaris</i>																					
	SYX	<i>Scyliorhinidae</i>																					
	THR	<i>Alopias spp</i>																					
	TIG	<i>Galeocerdo cuvier</i>																					
	TRK	<i>Triakidae</i>																					
	WSH	<i>Carcharodon carcharias</i>																					
6- Other	DOL	<i>Coryphaena hippurus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Table 5. Task II size information (number of fish) of by-catch species only non-major tuna, tuna-like and shark species) available in the ICCAT-DB, per year and flag.

SpeciesGrp	SpeciesCo	ScieName	Flag	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199	199
3-Tuna	BIL	<i>Istiophoridae</i>	EU.España EU.Malta U.S.A.																									
	BLM	<i>Makaira indica</i>	Belize Chinese EU.España Japan																									
	BLZ	<i>Makaira mazara</i>	EU.España																									
	MIX		EU.España																									
	MLS	<i>Tetrapturus audax</i>	EU.España																									
	SBF	<i>Thunnus maccoyii</i>	Japan South																									
	SPF	<i>Tetrapturus pfluegeri</i>	Brasil Cuba EU.España EU.Italy Japan U.S.A. Venezuela																									
	SSP	<i>Tetrapturus</i>	U.S.A.																									
TUN	<i>Thunnini</i>	U.S.A.																										
TUX	<i>Scombroidei</i>	EU.España																										
5-Sharks	AGN	<i>Squatina squatina</i>	EU.Malta																									
	ALV	<i>Alopias vulpinus</i>	EU.Malta																									
	BTH	<i>Alopias superciliosus</i>	Brasil																									
	CCB	<i>Carcharhinus brevipinna</i>	Côte																									
	CCE	<i>Carcharhinus leucas</i>	U.S.A.																									
	CCL	<i>Carcharhinus limbatus</i>	U.S.A.																									
	CCP	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	U.S.A.																									
	CCS	<i>Carcharhinus signatus</i>	U.S.A.																									
	DUS	<i>Carcharhinus obscurus</i>	U.S.A.																									
	FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Chinese Côte U.S.A.																									
	OCS	<i>Carcharhinus</i>	U.S.A.																									
	SBL	<i>Hexanchus griseus</i>	EU.Malta																									
	SHX	<i>Squaliformes</i>	U.S.A.																									
	SKH	<i>Selachimorpha(Pleurotr</i>	U.S.A.																									
	SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	Côte																									
	SPN	<i>Sphyrna spp</i>	U.S.A.																									
	SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	Côte																									
THR	<i>Alopias spp</i>	U.S.A.																										
TIG	<i>Galeocерdo cuvier</i>	U.S.A.																										
6- Other	DOL	<i>Coryphaena hippurus</i>	U.S.A. Venezuela																									

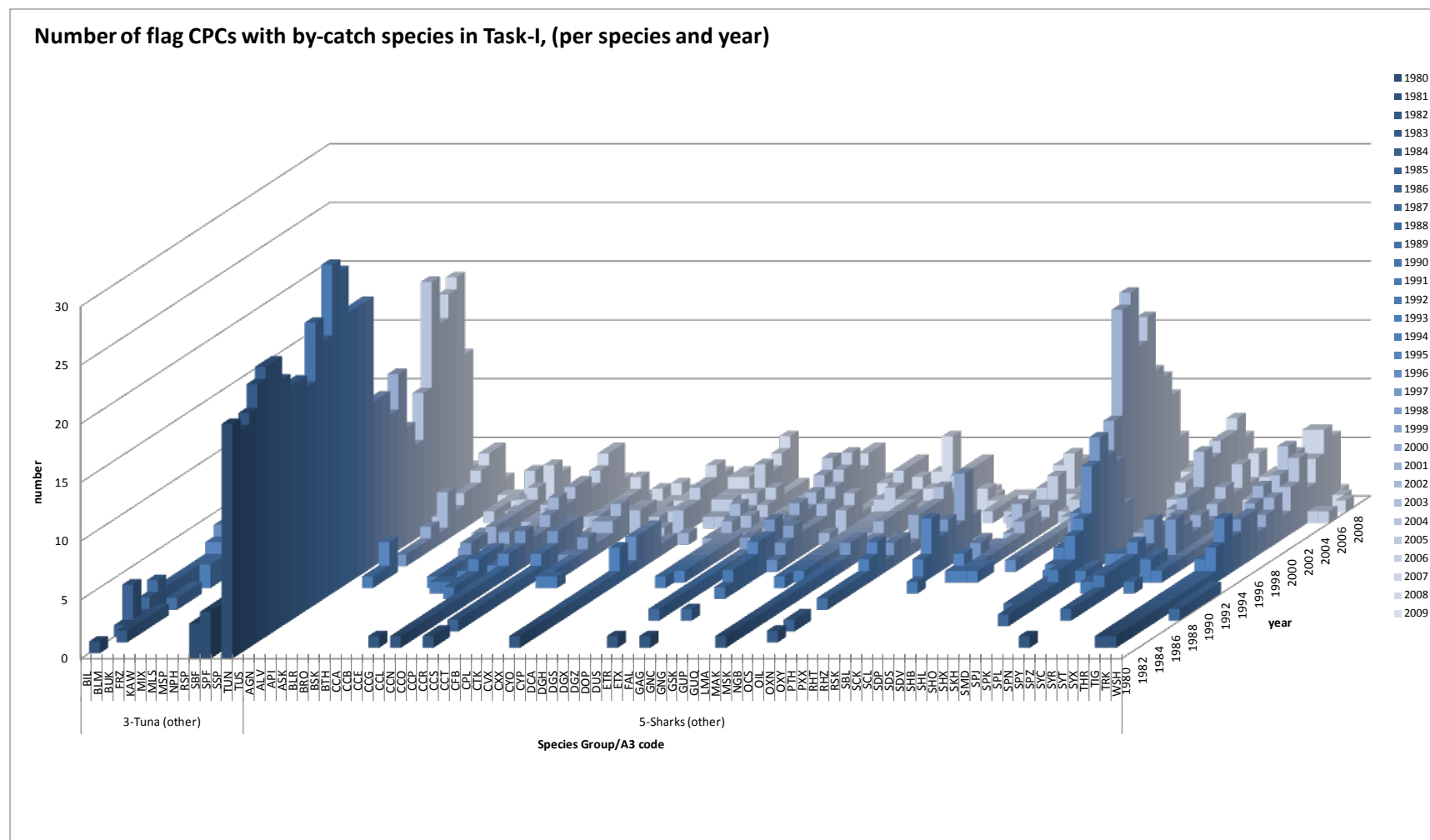


Figure 1. Number of Flag CPCs per species (only non-major tuna, tuna like & shark species) and year with Task I information available.

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements
2. Review of new information regarding ecosystems
3. Optimum observer coverage for reliable estimates of by-catch
4. Ecosystem indicators useful for the SCRS
5. Review of work conducted under the short term by-catch contract
6. Additional information on seabird data collection, assessment and management
7. Other matters
8. Recommendations
9. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

SCRS CHAIRMAN

Scott, Gerald P.

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149

Tel: +1 305 361 4261, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

CONTRACTING PARTIES

BRAZIL

Alencar, Carlos

Ministerio da Pesca e Aquicultura, SBS Quadra 02 Lote 10 Bloco J 5º Andar. Ed. Carlton Tower, 70070-120 Brasil, Brasilia, DF

BRASIL, Tel: +556199668044, E-Mail: carlos.alencar@mpa.gov.br

Neves, Tatiana

Av. Dos Bancários, 76/22; CEP 11.030.300, Santos Sau Paulo

Tel: +55 13 3324 6008, Fax: +55 13 3324 605, E-Mail: tneves@projetoalbatroz.org.br

Ribas Gallucci, Roberto

Ministry of the Environment of Brazil, , Esplanada dos Ministérios, Bloco B SEPNN SOSN Gel Marie Prendi Cruz, 700068900 Brasilia

Tel: +5561 20282032, Fax: +5561 3317 1650, E-Mail: roberto.gallucci@mma.gov.br

Ritter, Eloi

Embajada de Brasil, C/ Fernando el Santo, 6, Madrid, Spain

Tel: 91 700 96 46, E-Mail: economico@embajadadebrasil.es

Travassos, Paulo

Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, Laboratorio de Ecologia Marinha - LEMAR, Departamento de Pesca e Aquicultura - DEPAq, Avenida Dom Manoel Medeiros s/n - Dois Irmaos, CEP 52.171-900 Recife Pernambuco

Tel: +55 81 3320 6511, Fax: +55 81 3320 6515, E-Mail: p.travassos@depaq.ufrpe.br

CANADA

Carruthers, Thomas

335 Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver Columbia

E-Mail: t.carruthers@fisheries.ubc.ca

Neilson, John D.

Head, Large Pelagics and Pollock Projects, Population Ecology Section, Fisheries and Oceans Canada, St. Andrews Biological Station, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: john.neilson@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION

Arrizabalaga, Haritz

AZTI - Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, , Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia Gipuzkoa, Spain
Tel: +34 94 657 40 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@azti.es

Fernández Costa, Jose Ramón

Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, Spain
Tel: +34 981 205 362/981 21 8151//606055494, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@co.ieo.es

Juan Jorda, María Jose

Recursos Marinos y Pesquerías, Departamento Biología Animal, Vegetal y Ecología; Universidade A Coruña, Campus A Zapateira s/n, 15071 A Coruña, Spain
Tel: +34 981 139557//671072900, Fax: +34 981 167065, E-Mail: mjuanjorda@gmail.com

Libralato, Simone

Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica, Sperimentale-OGS, Borgo Grotta Gigante 42/C, 34010 Trieste Sgonico, Italy
Tel: +39 0402140376, Fax: +39 0402140266, E-Mail: slibralato@ogs.trieste.it

Ortiz de Urbina, Jose María

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

JAPAN

Ochi, Daisuke

Ecologically Related Species Section, Tropical Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu-Ku, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6046, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: otthii@affrc.go.jp

Yokawa, Kotaro

Section Chief, Ecologically Related Species Section, Tropical Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka-City Shizuoka 424 8633
Tel: + 81 543 36 6046, Fax: + 81 543 35 9642, E-Mail: yokawa@fra.affrc.go.jp

UNITED KINGDOM (Overseas Territories)

Cotter, John

FISHWORLD SCIENCE LTD., 57 the Avenue Lowestoft NR33 7LH, N/A,
Tel: +44 1502 56454, Fax: , E-Mail: john.cotter@phonecoop.coop

Wolfaardt, Anton

UK Joint Nature Conservation Committee, , P.O. Box 585, FIQQ 1ZZ Stanley, Falkland Islands
Tel: +500 22978, E-Mail: anton.wolfaardt@jncc.gov.uk

UNITED STATES

Cortés, Enric

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

Díaz, Guillermo

NOAA/Fisheries, Office of Science and Technology /ST4, National Marine Fisheries Service, 1315 East-West Highway, Silver Spring Maryland 20910
Tel: +1 301 713 2363, Fax: +1 301 713 1875, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Schirripa, Michael

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

URUGUAY**Domingo, Andrés**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Sección y Recursos Pelágicos de Altura, Constituyente 1497, 11200 Montevideo

Tel: +5982 40 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

OBSERVERS FROM COOPERATING NON-CONTRACTING PARTIES**CHINESE TAIPEI****Huang, Julia Hsiang-Wen**

Assistant Professor, Institute of Marine Affairs and Resources Management, National Taiwan Ocean University, 2 Pei-Ning Road, 20224 Keelung

Tel: +886 2 24622192, Fax: +886 2 2463 3986, E-Mail: julia@ntou.edu.tw

OBSERVERS**BIRDLIFE INT.****Anderson, Orea**

Policy Officer, Birdlife Intl Global Seabird Programme, RSPB, The Lodge, Sandy, Bedfordshire SG19 2DL, United Kingdom

Tel: +44 1767 693587, Fax: +44 1767 692365, E-Mail: orea.anderson@rspb.org.uk

CLS**Lehodey, Patrick**

CLS, Space Oceanography Division, , 8-10 Rue Hermes, 31520 France Ramonville, France

E-Mail: plehodey@cls.fr

IATTC**Olson, Bob**

IATTC, 8604 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California 92129 United States

Tel: 858-546-7160, E-Mail: rolson@iattc.org

ICCAT SECRETARIAT

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

Tel: +3491 4165600; Fax: +3491 4152612; E-Mail: info@iccat.int

Kell, Laurie**Palma, Carlos****Pallarés, Pilar****Appendix 3****LIST OF DOCUMENTS**

- | | |
|---------------|---|
| SCRS/2010/046 | Distribution of ecological related species in the Atlantic Ocean: Sighting by Taiwanese tuna longline fishing vessels from 2004 to 2008. Hsiang-Wen Huang and Yu-Wen Huang. |
| SCRS/2010/047 | Report of the by-catch coordinator. Cotter, J. |
| SCRS/2010/050 | Albatross and petrel distribution in the Atlantic Ocean and overlap with ICCAT longline fishing effort. ACAP |
| SCRS/2010/051 | Review of seabird by-catch mitigation measures for pelagic longline fisheries. ACAP. |
| SCRS/2010/052 | Summary advice for reducing the impact of pelagic longline gear on seabirds. ACAP. |
| SCRS/2010/053 | Albatros Task Force. Developments in Experimental Mitigation Research. ATF Progress Report Extracts January 2010. Birdlife Int. |

- SCRS/2010/054 Establishing an ICCAT Regional Observer Programme: Minimum Data Standards for Reporting Seabird By-catch. Birdlife Int.
- SCRS/2010/055 Spatial surplus production modelling of Atlantic tunas and billfish. Carruthers, T. and McAllister, M.
- SCRS/2010/056 Computing prior probability distributions for the intrinsic rate of increase for Atlantic tuna and billfish using demographic methods. Carruthers, T. and McAllister, M.
- SCRS/2010/057 A comparison of the effectiveness of light tori lines and an emerging pelagic tori line design in reducing seabird by-catch in the Brazilian pelagic longline fleet. Marques, C., Peppes, F., Sales, L. and Neves, T.
- SCRS/2010/058 A simulation study of different observer coverage of the U.S. pelagic longline fleet in the Gulf of Mexico. Diaz, G.
- SCRS/2010/059 Habitat modeling of Atlantic blue marlin with seapodum and satellite tags. Schirripa, M.J., Lehodey, P., Prince, E. and Luo, J.
- SCRS/2010/061 Four ecological indicators for evaluating the status of scombrid stocks on a global scale. Juan-Jorda, M.J., Mosqueira, I., Freire, J., Dulvy, N.K. and Cooper, A.B.
- SCRS/2010/062 A simulation framework to assess on optimum observer coverage for by-catch rates. Kell, L., Arrizabalaga, H. and Ortiz de Urbina, J.M.
- SCRS/2010/063 La captura objetivo e incidental en la pesquería de palangre: bases para una interpretación integral. Domingo, A., Abreu, M., Forselledo, R., Jiménez, S., Miller, P. and Pons, M.
- SCRS/2010/064 Programa de observadores en el palangre pelágico: Cuándo, dónde y qué. Domingo, A., Abreu, M., Forselledo, R., Jiménez, S., Miller, P. and Pons, M.
- SCRS/2010/065 Effectiveness of tori-line use to reduce seabird by-catch in the Uruguayan pelagic longline fleet. Jiménez, S., Abreu, M. and Domingo, A.