

**RAPPORT DE LA RÉUNION DE MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION
DU STOCK DE REQUIN-TAUPE BLEU DE 2019 DE L'ICCAT**
(Madrid (Espagne), 20-24 mai 2019)

Les résultats, conclusions et recommandations figurant dans le présent rapport ne reflètent que le point de vue du groupe d'espèces sur les requins. Par conséquent, ceux-ci doivent être considérés comme préliminaires tant que le SCRS ne les aura pas adoptés lors de sa séance plénière annuelle et tant que la Commission ne les aura pas révisés lors de sa réunion annuelle.

En conséquence, l'ICCAT se réserve le droit d'apporter des commentaires au présent rapport, de soulever des objections et de l'approuver, jusqu'au moment de son adoption finale par la Commission.

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

La réunion a été tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid du 20 au 24 mai 2019. Le Dr Enric Cortés (États-Unis), Rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins (« le Groupe ») et Président de la réunion, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants. M. Camille Jean Pierre Manel (Secrétaire exécutif de l'ICCAT) a souhaité la bienvenue aux participants et a souligné l'importance des travaux à développer par le groupe en vue de l'évaluation du stock et de la formulation d'un avis de gestion à la Commission. En particulier, il a souligné l'importance de la réunion compte tenu de la proposition d'inscrire le requin-taupe bleu à l'annexe II de la CITES. Le Secrétaire exécutif adjoint (Dr Miguel Neves dos Santos) a passé en revue la logistique de la réunion. Le Président a procédé à l'examen de l'ordre du jour qui a été adopté avec quelques modifications (**appendice 1**).

La liste des participants se trouve à l'**appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**appendice 3**. Les résumés de tous les documents et présentations SCRS fournis à la réunion sont joints à l'**appendice 4**. Les personnes suivantes ont assumé les fonctions de rapporteur :

<i>Sections</i>	<i>Rapporteur</i>
Point 1	N. Taylor
Point 2	F. C. Santos, F. Mas, M. Neves dos Santos
Points 3.1-3.3	C. Palma, M. Ortiz
Point 3.4	M. Serghini
Point 3.5	E. Cortes
Point 4	R. Coelho, E. Cortés
Point 5	H. Winker, D. Courtney, J.J. Maguire
Point 6	B. Babcock, D. Courtney
Point 7	D. Courtney, M. Kai, B. Babcock
Point 8	D. Rosa
Point 9	S. Biton Porsmoguer, M. Neves dos Santos
Point 10	G. Diaz, M. Neves dos Santos, E. Cortés

2. Examen des activités et des progrès réalisés dans le cadre du SRDCP

2.1 Utilisation de l'habitat reposant sur le marquage électronique

Le document SCRS/2019/090 fournissait une mise à jour de l'étude sur l'utilisation de l'habitat et les migrations du requin-taupe bleu, élaborée dans le cadre du Programme de recherche et de collecte des données sur les requins (SRDCP) de l'ICCAT, basée sur les nouvelles marques déployées au cours de 2018-2019. À ce jour, 43 marques (14 sPAT et 29 miniPAT) ont été déployées par des navires brésiliens, de UE-Portugal, UE-Espagne, uruguayens et américains dans les régions tempérées du Nord-Ouest et du Nord-Ouest, de l'équateur et du Sud-Ouest de l'Atlantique. Les données de 41 marques sur 43 sont disponibles, avec un total de 1.656 jours de suivi enregistrés.

Les auteurs ont souligné que le comportement du requin-taupe bleu semble différer d'une région à l'autre, les spécimens marqués dans l'Atlantique Sud-Ouest ayant tendance à rester dans la même zone et les requins marqués dans la région équatoriale parcourant des distances considérables dans l'Atlantique. Les auteurs ont également souligné que, bien que les profondeurs et les plages de température soient larges, les requins marqués passaient la plupart de leur temps à des profondeurs supérieures à 90 m et préféraient une plage de températures de l'eau allant de 18 à 22°C, de jour comme de nuit.

Le Groupe a discuté des problèmes de détachement précoce des marques et de défaillances des marques. Les auteurs ont précisé que les marques pop-up reliées par satellite présentaient encore certaines limitations, liées notamment à la défaillance mécanique de leurs composants et au comportement des espèces.

Étant donné que la plupart des déploiements de marques duraient deux mois ou moins, le groupe a discuté de la programmation des futures marques afin qu'elles restent attachées plus longtemps afin d'identifier les mouvements saisonniers possibles du requin-taupe bleu.

2.2 Mortalité après la remise à l'eau

Le document SCRS/2019/096 présentait une mise à jour des résultats de l'étude réalisée par le SRDCP sur la mortalité du requin-taupe bleu après sa remise à l'eau en se fondant sur les nouvelles marques déployées au cours de la période 2018-2019. À ce jour, 43 marques (14 sPAT et 29 miniPAT) ont été déployées par des navires brésiliens, de UE-Portugal, UE-Espagne, uruguayens et américains dans les régions tempérées du Nord-Ouest et du Nord-Ouest, de l'équateur et du Sud-Ouest de l'Atlantique. En raison des défaillances des marques (2) et des remises à l'eau prématurées au destin inconnu (6), seules 35 des 43 marques d'origine ont fourni des informations fiables sur le destin individuel, ce qui a donné 27 événements de survie et 8 décès (22,8% de mortalité après la remise à l'eau).

Bien que la taille des échantillons soit faible, le groupe a noté l'effet de la taille (longueur à la fourche) sur la mortalité après la remise à l'eau, les plus grands requins semblant présenter des taux de mortalité plus faibles après la remise à l'eau, et comment il suit la même tendance observée pour la mortalité due aux hameçons.

Le Groupe a indiqué que la subjectivité de l'observateur lors de la classification de la condition du requin (parfaite, modérée, grave) devrait être examinée avec soin, car elle pourrait potentiellement biaiser les interprétations des taux de mortalité après la remise à l'eau.

La corrélation entre le temps de mouillage et la mortalité après la remise à l'eau a également été discutée. Le groupe a souligné l'importance de l'utilisation des minuteurs d'hameçon pour calculer la durée de l'hameçonnage car cela représenterait un meilleur indice approchant du stress des requins que le temps de mouillage.

Le Groupe a également commenté les taux de défaillance des marques entre différents fabricants de marques et composants de marques.

Combinée à d'autres initiatives de marquage de l'Atlantique, la mortalité du requin-taupe bleu après sa remise à l'eau était de 25%. Le Groupe a souligné le fait que ce taux correspond au taux publié pour l'espèce dans une méta-analyse récente de Musyl & Gilman (2019).

Le Groupe a reconnu le travail considérable et collaboratif accompli dans le cadre de ce programme de recherche de l'ICCAT et a encouragé sa poursuite et son soutien à l'avenir.

Le Secrétariat a informé le Groupe qu'entre 2018 et 2019, 37 marques au total avaient été acquises au sein du SRDCP. En outre, certaines marques des phases précédentes du projet étaient encore disponibles et ont été déployées au cours de 2018-2019. Dans l'ensemble, entre janvier 2018 et mai 2019, 23 requins ont été marqués au sein du SRDCP, notamment : 14 requins-taupes bleus, 4 requins soyeux, 3 requins océaniques, 1 requin-taupe commun et 1 requin-marteau halicorne. Actuellement, et incluant les marques des phases précédentes du projet, un total de 39 miniPAT (22 des phases précédentes + 17 de 2019) sont disponibles pour le déploiement. Fort de ces informations, le Groupe a recommandé que les 17 nouvelles miniPAT de 2019 soient déployées en priorité sur les espèces de requins non retenues de l'ICCAT, y compris les requins soyeux, les requins océaniques et les requins-marteaux.

2.3 Analyse génétique du requin-taupe bleu dans l'océan Atlantique

En ce qui concerne la structure de la population du requin-taupe bleu de l'Atlantique, le séquençage de l'ensemble du génome mitochondrial (mitogénome) a été réalisé en utilisant la technologie de séquençage de prochaine génération (NGS) avec le budget 2018. Le séquençage de l'ensemble du mitogénome avec la technique PCR (réaction en chaîne de la polymérase) longue (Cheng *et al.*, 1994, Miya *et al.*, 2003) a été initialement prévu, et deux sets d'amorce de la PCR longue (set1 ; S-LA16S-H Iso et L12321Leu, set2 ; S-LA16S-L Iso et H12293Leu ; situés dans les gènes tRNA_{Leu} et 16S rRNA de la région de l'ADN mitochondrial) ont été conçus pour le requin-taupe bleu sur la base de la séquence nucléotidique déposée dans la base de données ADN (N° d'accès KF361861). Bien que plusieurs conditions relatives à la réaction de la PCR longue aient été testées, l'amplification de la PCR longue n'a pas été concluante pour de nombreux échantillons. On a suggéré que la principale raison de ce problème est l'état du modèle d'ADN (c.-à-d. la fragmentation de l'ADN génomique total). En raison du niveau de préservation variable des échantillons de tissus, il faudra élaborer des protocoles pour obtenir des mitogénomes à partir d'extraits d'ADN de faible qualité et/ou de faible quantité. Comme alternative au séquençage des mitogénomes avec la méthode de la PCR longue, la méthode proposée par Tilak *et al.* (2015) est à l'essai.

De plus, les échantillons de l'Uruguay ont montré des résultats différents selon les deux dernières études (Taguchi *et al.*, 2016 ; Nohara *et al.*, 2017) et l'étude doit être revue. Récemment, des échantillons de 35 spécimens prélevés en 2018 ont été fournis par l'Uruguay et seront analysés dans le cadre du projet en 2019.

2.4. Déplacements, délimitations des stocks et utilisation de l'habitat du requin soyeux et d'autres espèces dans l'océan Atlantique

Sur les huit miniPAT acquises fin 2018 allouées au requin soyeux pour les Etats-Unis et UE-Portugal, 5 marques ont été déployées et trois sont en attente de déploiement. Dix-sept marques ont été acquises en 2019, dont huit seront déployées plus tard dans l'année sur des requins soyeux. Les neuf autres marques seront apposées sur les requins soyeux et d'autres espèces (requins océaniques, renards de mer et requins marteaux).

2.5 Déplacements et utilisation de l'habitat du requin-taupe commun dans l'océan Atlantique

Sur les miniPAT acquises fin 2018 pour le requin-taupe commun, trois ont été attribuées à UE-Portugal (deux déjà déployées), quatre à la Norvège (pas encore déployées) et quatre à UE-France (pas encore déployées).

2.6 Plan de travail pour 2020

Les activités suivantes ont été énumérées comme priorités pour le plan de travail du SRDCP en 2020. Celles-ci seront révisées lors de la réunion du groupe d'espèces sur les requins en septembre 2019 :

- Âge et croissance du requin-taupe bleu dans l'Atlantique Sud : inclure des échantillons du Japon et de la Namibie et effectuer l'analyse finale.
- Génétique - analyse du génome nucléaire
- Biologie de la reproduction du requin-taupe commun : mettre à jour les paramètres de reproduction du requin-taupe commun en comparant la taille et l'état des organes reproducteurs des échantillons historiques existants et des échantillons nouvellement prélevés
- Fournir les résultats finaux de l'utilisation de l'habitat et de la mortalité après la remise à l'eau du requin-taupe bleu
- Déplacements et utilisation de l'habitat du requin-taupe commun : fournir les résultats finaux
- Mouvements, limites des stocks et utilisation de l'habitat des requins soyeux et d'autres espèces : fournir des résultats pour les requins soyeux et poursuivre le marquage d'autres espèces (sans rétention)
- Nouveau projet : marquage ciblé de certains stades de vie du requin peau bleue dans l'Atlantique Sud pour répondre à des questions spécifiques (par exemple, agrégations reproductrices de femelles).

- Envisager la viabilité d'une étude de marquage et de récupération de marques sur des spécimens étroitement apparentés pour le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord.

3. Examen des données actualisées par le Secrétariat et des nouvelles données fournies par les scientifiques nationaux, en accordant une attention particulière au requin-taupe bleu et au requin-taupe commun

Le Groupe a révisé les informations les plus récentes disponibles dans le système de base de données de l'ICCAT (ICCAT-DB) pour les trois principales espèces de requins (BSH : *Prionace glauca* ; SMA : *Isurus oxyrinchus* ; POR : *Lamna nasus*), à savoir les données statistiques des pêcheries (T1NC : données de prises nominales de la tâche I ; T2CE : données de prise et effort de la tâche II ; T2SZ : données de fréquences des tailles des échantillons de la tâche II) et données du marquage conventionnel.

Les catalogues du SCRS sur la disponibilité des données des tâches I/II des trois espèces (BSH, SMA, POR) pour les stocks/régions de l'Atlantique Nord et Sud et pour la période courant de 1988 à 2017 sont présentés dans les six **tableaux 1 à 6**, respectivement. Les fiches de scores de l'ICCAT des six principaux stocks de requins correspondants sont présentées à la **figure 1**.

3.1 Données de la tâche I (prises nominales)

Le Secrétariat a informé le groupe que, depuis la dernière réunion annuelle du SCRS, aucun changement majeur n'est intervenu dans les jeux de données T1NC des trois principales espèces de requins. En outre, les captures de requins déclarées par les CPC pour 2018 sont encore très incomplètes.

Pour le requin-taupe bleu, plusieurs cas présentant des incohérences apparentes dans les séries T1NC ont été examinés. Dans la pêcherie marocaine à la palangre de surface opérant dans le Nord de l'Atlantique et ciblant principalement l'espadon (SWO), les taux de capture du requin-taupe bleu (SMA/(SMA+SWO)) sont passés de 35% environ avant 2015 à plus de 50% en 2015 et 2016, puis sont revenus à 30% en 2017. Ces augmentations des prises palangrières en 2015 (947 t) et 2016 (1.000 t) et la forte diminution en 2017 (320 t) sont incompatibles avec les tendances des CPUE nominales du requin-taupe bleu disponibles (SCRS/2019/084). Certaines années (2009, 2011, 2013, 2017), les séries de T1NC de prises de requin-taupe bleu par les palangriers namibiens ont présenté des prises inférieures à 50% de celles déclarées dans les statistiques de capture et d'effort. En outre, le groupe s'est également interrogé sur la forte diminution des prises de requins-taupes bleus par la Namibie entre 2016 (799 t) et 2017 (194 t).

Le groupe a également observé que, au cours des deux dernières décennies, plusieurs autres séries de T1NC de prises de requin-taupe bleu pour l'Atlantique Nord (palangres : Belize, RP Chine, Corée, Mexique, Panama, Sénégal ; filets maillants : Venezuela) et l'Atlantique Sud (palangres : Belize, Corée, Panama, Philippines, Vanuatu ; filets maillants : Côte d'Ivoire) sont encore incomplètes. Les représentants de ces CPC à la réunion se sont engagés à vérifier et à réviser ces séries.

L'une des préoccupations du groupe était la mesure dans laquelle les CPC de l'ICCAT déclarent le poids manipulé par opposition au poids vif (ou au lieu du poids vif) dans la T1NC, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation du total des captures. La disponibilité des facteurs officiels de conversion poids/poids par espèce et la façon dont cette information devrait être intégrée dans les modèles actuels de soumission des données de T1NC ont fait l'objet d'un débat approfondi. Bien qu'il soit nécessaire de soumettre des T1NC en poids vif (kg), il n'est pas toujours possible pour une CPC de l'ICCAT d'estimer les prises en poids vif à partir du poids du produit (poids généralement manipulé), en raison de l'absence de facteurs officiels de conversion poids/poids de l'ICCAT pour les espèces de requins notamment. Le groupe a noté que les principales flottilles de l'Atlantique Nord (UE-Espagne, UE-Portugal, Mexique, Etats-Unis) utilisent déjà les mêmes facteurs de conversion que ceux publiés dans Mejuto *et al* (2008), déjà adoptés par l'ICCAT mais non publiés officiellement et intégralement. Le groupe a demandé que le Secrétariat mette à jour le manuel de terrain de l'ICCAT avec les facteurs de conversion poids/poids de Mejuto *et al* (2008).

En outre, le groupe a recommandé que le Secrétariat étudie une proposition qui ajoute au formulaire actuel ST02-T1NC une colonne pour indiquer les facteurs de conversion utilisés pour obtenir les estimations des prises en poids vif. Cette proposition devrait être présentée à la réunion de 2019 du Sous-comité des statistiques.

À la demande du Président, le Secrétariat a présenté un résumé de l'évolution de la série T1NC du requin-taupe bleu depuis celle utilisée pour l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017 (Anon. 2018a). Le Secrétariat a informé le groupe que les principaux changements se sont produits en 2018 avec trois révisions principales : a) une révision complète des débarquements de la flottille commerciale américaine entre 1981-2016 (Díaz, 2018), b) l'élimination de la partie historique (avant 2003) de la série de prises palangrières du Maroc estimée par le Groupe en 2017 (1961-2010), demandée par le Maroc car cette pêcherie n'a commencé à opérer qu'en 2003 et c) l'inclusion des séries de capture (1981-1993) du Taipei chinois estimées par le groupe (qui comprenaient aussi la période 1994 à 2015). Les détails sont décrits dans le rapport de la réunion intersessions du groupe d'espèces sur les requins de 2018 (Anon, 2018b). Lors de cette réunion, le groupe a décidé d'inclure la série de capture en attente de requin-taupe bleu du Taipei chinois (1994-2015) dans la T1NC et a réitéré la demande faite en 2018 au Taipei chinois et aux autres CPC ayant des flottilles palangrières de fournir dès que possible de meilleures estimations T1NC des trois principales espèces de requins.

En ce qui concerne le requin-taupe commun (POR), l'évaluation de 2008 (Anon. 2009) a été réalisée en collaboration avec des scientifiques du CIEM, étant donné qu'une proportion importante des captures de requin-taupe commun provient de pêcheries côtières nationales qui ne sont normalement pas déclarées à l'ICCAT. Par conséquent, pour l'évaluation de 2008, les prélèvements totaux représentaient les prises combinées des déclarations de la tâche 1 de l'ICCAT et les prises locales de diverses CPC. En préparation de la prochaine évaluation du requin-taupe commun, il a été proposé que les séries de capture utilisées dans l'évaluation des stocks de 2008 (résumé au **tableau 7**) soient adoptées comme estimations des prises nominales de requin-taupe commun de la tâche I et stockées dans les bases de données de l'ICCAT, avec la source correspondante des données (NAFO, FAO, CIEM, estimations du groupe fondées sur les taux de prises, etc.). Le groupe a accepté la proposition. Le groupe a discuté du fait que la Commission a inclus le requin-taupe commun en tant qu'espèce officielle de l'ICCAT. Par conséquent, les CPC devraient déclarer toutes les prises de cette espèce, y compris dans les pêcheries non traditionnelles de l'ICCAT.

Le Groupe a également reconnu les difficultés associées à l'obtention de chiffres exacts sur les prises de requins-taupes communs, souvent dues à des problèmes d'identification des espèces et à des difficultés d'estimation du poids du requin-taupe commun vivant relâché vivant.

Enfin, les séries de prises nominales de la tâche I adoptées pour les trois principales espèces par stock/région sont présentées dans le **tableau 8**, avec les chiffres correspondants des prises de requin peau bleue (BSH), requin-taupe commun (POR) et requin-taupe bleu (SMA) présentés respectivement aux **figures 2, 3 et 4** respectivement.

3.2 Données de la tâche II (prise-effort et échantillons de taille)

Données de prise et d'effort de tâche II (T2CE)

Dans le cadre des travaux en cours sur l'amélioration continue des données de la tâche II en vue de leur exhaustivité et de leur harmonisation, le Secrétariat a présenté un catalogue détaillé de la T2CE contenant au moins une des trois principales espèces de requins (BSH, POR et SMA) dans la composition des captures par espèce de chaque jeu de données. Il a également informé le groupe que les révisions à la T2CE effectuées par les CPC au cours des dernières années avaient réduit à moins de 5% le nombre de jeux de données T2CE disponibles à l'ICCAT n'ayant pas le niveau de résolution requis par le SCRS dans le temps (mois) et la zone (grille 1x1 pour les engins de surface, et grille 5x5 ou mieux pour la palangre). Plusieurs CPC, à savoir l'Afrique du Sud, la Namibie, le Mexique, le Brésil, l'Uruguay, la Corée, UE-Chypre et UE-France, se sont engagées à continuer à améliorer la T2CE. Il a été noté que d'autres séries de T2CE d'importantes flottilles palangrières (Belize, Canada, Taipei chinois, RP Chine, Panama, UE-Portugal, Etats-Unis) devraient être révisées pour récupérer les prises de BSH, POR et SMA, récupérer l'effort de pêche et compléter la composition des prises par espèces, en particulier des espèces de requins. Les objectifs à long terme sont d'éliminer complètement des T2CE les jeux de données qui ont été déclarés par année/trimestre, les jeux de données à haute résolution (10x20, 10x10 et 5x10) et de remplacer les jeux de données par des prises mais sans effort de pêche déclaré.

Le Secrétariat a également proposé deux actions pour les T2CE : a) reclasser l'espèce *Isurus spp* (MAK) en tant que requin-taupe bleu (SMA) (comme cela a été fait dans la T1NC) et b) reclasser le type de capture « D » (rejets génériques) en « DD » (rejets morts), pour les années 2003 à 2005 seulement, et le nombre de jeux de données sur le requin-taupe bleu. Les deux changements ont été approuvés par le groupe.

Le Secrétariat a informé le groupe que les jeux de données T2CE avec BSH et SMA pourraient disposer d'informations suffisantes à partir de 2000 pour permettre une estimation préliminaire du CATDIS pour ces deux espèces. Le Secrétariat présentera les estimations préliminaires CATDIS de BSH et SMA à la réunion de 2019 du Sous-comité des statistiques.

Echantillons des tailles de la tâche II (T2SZ)

Le Secrétariat a mis à la disposition du groupe toutes les fréquences de tailles existantes de SMA (toutes les autres espèces sont disponibles sur demande). Il a également informé qu'aucune amélioration majeure n'a été observée dans la T2SZ de trois espèces principales de requins depuis octobre 2018. Les six catalogues de BSH, POR et SMA du SCRS montrent que les données T2SZ restent encore largement incomplètes.

3.3 Activités de marquage conventionnel

Le Secrétariat a fourni le résumé des informations sur le marquage conventionnel disponibles au Secrétariat pour les trois principales espèces de requins : requin peau bleue, requin-taupe bleu et requin-taupe commun. Des cartes de distribution de la densité des remises à l'eau et des récupérations et des trajectoires de déplacement ont été présentées pour le requin-taupe bleu (des cartes similaires pour d'autres espèces sont disponibles dans STAT. Bull Vol. 44 /Section 5, publié sur : <https://www.iccat.int/sbull/SB44-1-2018/s5.html>).

Le Groupe s'est enquis des informations sur le sexe pour les données de marquage des requins. Le Secrétariat a indiqué que les informations sur le sexe sont fournies dans les fichiers récapitulatifs, bien qu'il y ait peu d'informations pour toutes les espèces car la plupart du marquage provient d'activités de marquage opportunistes. Le Secrétariat travaillera avec des scientifiques américains du laboratoire de Narragansett pour récupérer les informations sur le sexe des requins provenant d'activités de marquage scientifique antérieures.

3.4 Indices d'abondance relative

Le document SCRS/2019/084 a fourni une CPUE standardisée mise à jour de la pêcherie palangrière marocaine opérant dans le Sud des eaux atlantiques marocaines en ce qui concerne le requin-taupe bleu pour la période 2010-2018. Les CPUE standardisées actualisées ont été estimées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé et d'arbres de régression renforcés. Contrairement à l'analyse précédente réalisée dans (Anon. 2018c), le modèle prend en considération le numéro d'immatriculation des palangriers comme facteur. Ce choix est justifié par la prise en compte de la variabilité des différentes caractéristiques des palangriers, de l'équipage et des zones de pêche fréquentées.

Le Groupe s'est inquiété de ce qui semble être une prise erronée de requin-taupe bleu parmi les prises nominales déclarées de la tâche I pour 2017 et l'estimation de la CPUE pour cette année. Plus précisément, alors que les prises déclarées ont chuté, passant de 1.000 t en 2016 à 320 t en 2017, les CPUE estimées (nominales et standardisées) sont demeurées presque constantes entre ces deux années. Le groupe est convenu de la nécessité de poursuivre l'examen de cette question. Le groupe a suggéré d'exclure les espèces du modèle et d'identifier des groupes pour chaque enregistrement de composition des captures afin de les aligner sur le jeu de données initial et de les traiter comme une variable catégorielle.

Le document SCRS/2019/097 a mis en évidence les effets potentiels des opérations à la palangre en eaux profondes par rapport aux opérations à la palangre en eaux peu profondes, ainsi que les différentes configurations des lignes secondaires, sur la CPUE et la mortalité due à l'hameçon du requin-taupe bleu, en utilisant le modèle additif général (GAM) et les modèles linéaires mixtes généralisés (GLMM).

Le groupe a suggéré d'inclure le temps de mouillage comme covariable dans les modèles pour les analyses futures, car il peut avoir une grande influence, en particulier sur la mortalité due à l'hameçon.

3.5 Cycle vital

Le document SCRS/2019/087 présentait plusieurs paramètres d'intérêt de la dynamique des populations à utiliser comme intrants dans les modèles d'évaluation des stocks pour la population de requin-taupe commun de l'Ouest de l'Atlantique Nord, y compris le taux de croissance maximal de la population, le temps de génération, la steepness de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt (h), la position du point d'inflexion des courbes de croissance de la population (R) et le ratio potentiel de reproduction au recrutement excédentaire maximum (SPR_{MER}).

Après la présentation du document, un commentaire a été formulé sur la façon dont le cycle vital de la population de requins-taupes communs de l'Ouest de l'Atlantique Nord impliquait un faible taux de reproduction à vie, compte tenu de l'âge médian à maturité de 13 ans et de la durée de vie de 25 ans avec seulement quatre nouveau-nés en moyenne tous les deux ans. Il a également été discuté que la durée de vie, qui est basée sur la détermination de l'âge des vertèbres, pourrait être sous-estimée, mais que le rétablissement du stock, si le stock est surexploité, prendra du temps étant donné l'âge tardif à maturité.

4. Examen des résultats de l'évaluation du requin-taupe commun par l'ABNJ pour l'hémisphère Sud

Un résumé de l'évaluation de l'état du stock de requin-taupe commun de l'hémisphère Sud dans les zones situées au-delà des limites de la juridiction nationale a été fourni (voir l'**appendice 5** pour consulter le résumé exécutif du rapport). L'approche utilisée combinait une évaluation spatialement explicite des risques pour la durabilité et des analyses d'indicateurs pour différentes pêcheries de l'hémisphère Sud qui ont servi à caractériser les tendances locales de l'abondance relative selon les données commerciales de capture par unité d'effort (CPUE) et les tendances de la taille et du ratio des sexes selon les données biologiques. L'évaluation a porté sur cinq sous-populations ou régions par longitude : 1) océan Atlantique Ouest, 2) océan Atlantique Est/océan Indien Ouest, 3) océan Indien Est, 4) océan Pacifique Ouest et 5) océan Pacifique Est. Dans les régions de l'océan Atlantique Est/océan Indien Ouest, océan Indien Est et Pacifique Ouest, où la disponibilité et la qualité des données étaient meilleures, l'évaluation de l'état des stocks a été effectuée au moyen d'une évaluation quantitative spatialement explicite des risques. Des analyses fondées sur des indicateurs ont été utilisées pour évaluer l'état des stocks dans le Pacifique Est et dans l'Atlantique Ouest, où l'information était plus limitée.

Les données des observateurs japonais sur les prises et l'effort de pêche dans l'ensemble de l'hémisphère Sud ont été utilisées pour produire des séries standardisées de CPUE, qui ont ensuite été utilisées pour prédire l'abondance relative dans toute la région et combinées avec les efforts pour prédire les prises palangrières de surface. Les estimations des prises pour d'autres pêcheries ont été tirées de la documentation. La plupart des indicateurs de taux de capture étaient relativement courts, variables et incertains, la majorité d'entre eux étant stables ou en hausse. Les indicateurs de longueur étaient également variables. La région de l'Atlantique Est/océan Indien Ouest, qui était la plus riche en données, a été choisie comme « région de calibration » et un modèle de production a été ajusté à la prise et à l'indice d'abondance estimée de la zone de calibration. Le modèle a estimé un paramètre de capturabilité pour l'effort de pêche à la palangre pélagique, qui a été utilisé pour estimer la mortalité par pêche dans la zone de calibration et qui a été étendu aux autres zones du modèle. Ces valeurs de mortalité par pêche ont ensuite été comparées à un seuil d'impact maximal soutenable (MIST), un point de référence de la population basé sur la productivité, pour déterminer s'il y avait surpêche ($F > MIST$). Trois valeurs MIST ont été définies : F_{crash} (mortalité par pêche instantanée entraînant l'extinction de la population), F_{lim} (taux de mortalité par pêche instantanée correspondant à la biomasse limite B_{lim}) et F_{msm} (taux de mortalité par pêche instantanée correspondant au nombre maximal de poissons de la population qui peuvent être tués par la pêche à long terme). Les résultats de l'évaluation des risques ont permis d'estimer de faibles taux de mortalité par pêche dans les trois régions comprises dans la zone d'évaluation, ainsi que de faibles risques liés aux pêcheries commerciales à la palangre pélagique de requin-taupe commun dans le domaine spatial couvert par l'évaluation. Ces résultats concordaient avec les tendances observées dans les indicateurs des taux de capture pour l'ensemble de l'aire de répartition de la population du requin-taupe commun de l'hémisphère Sud, qui, dans la plupart des cas, ont affiché des taux de capture stables ou en hausse.

Le Groupe n'a pas pleinement examiné l'évaluation du requin-taupe commun de l'ABNJ pour l'hémisphère Sud lors de cette réunion et n'est donc pas en mesure d'approuver ou de rejeter cette évaluation. Cette décision sera prise lors de la prochaine réunion d'évaluation du stock de requin-taupe commun, lorsque le groupe aura pleinement examiné l'évaluation de l'ABNJ.

5. Examen des exemples de diagnostics pour l'ajustement du modèle Stock Synthèse

Le document SCRC/2019/088 a mis en œuvre plusieurs diagnostics clés du modèle d'évaluation intégrée des stocks identifiés par Carvalho *et al* (2017) pour évaluer les scénarios du modèle Stock Synthèse pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Pour une meilleure interprétation, un accent particulier a été mis sur la visualisation graphique de ces diagnostics. En outre, le jeu des tests de diagnostic a été complété par un test d'évaluation de la capacité de prédiction du modèle. Une brève description de chaque diagnostic, de son utilisation prévue et d'une brève interprétation de ses résultats a été fournie pour aider le Groupe à déterminer si les modèles Stock Synthèse s'ajustent adéquatement aux données et si les modèles sont bien définis. Les neuf diagnostics (**tableau 9**) fournissent une aide objective pour évaluer l'ajustement du modèle d'évaluation des stocks aux données et pour identifier les éventuelles erreurs de spécification du modèle.

Les diagnostics ont été mis en œuvre pour trois modèles Stock Synthèse antérieurement exécutés pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénarios du modèle 1, 2 et 3) et présentés au groupe lors de sa réunion d'évaluation des stocks en 2017 (Anon. 2018a). Les diagnostics ont constamment révélé qu'une tendance importante dans les écarts de recrutement estimés (nécessaires pour ajuster la tendance de la CPUE dans tous les modèles) avait une grande influence sur les résultats des modèles et contribuait probablement à une mauvaise capacité de prédiction des échantillons. Cependant, l'ajustement de la CPUE n'a montré aucune preuve claire de conflits entre les indices de la CPUE, ce qui suggère que la tendance de l'abondance était cohérente entre les différentes flottilles. Les diagnostics n'ont pas fourni d'information permettant de faire la distinction entre les modèles quant à leur performance dans le cas présent. De plus, bien que les diagnostics aient permis de déceler certains problèmes potentiels, ils n'étaient pas assez graves pour empêcher l'utilisation de ces modèles à des fins d'avis de gestion. Il a été noté que les autres modèles utilisés dans l'évaluation de 2017 (BSP2JAGS, JABBA) n'ont pas encore été évalués avec tous ces diagnostics.

Le groupe a discuté de l'utilisation de l'expression "*Root Mean Squared Error*" (RMSE) (racine de l'erreur quadratique moyenne), pour décrire les valeurs résiduelles entre les CPUE observées et estimées. Il a été suggéré que le diagnostic soit appelé « *Root Mean Squared Residual* » (RMSR) (racine de la valeur résiduelle quadratique moyenne) pour éviter toute confusion avec la racine de l'erreur quadratique moyenne entre les points de données prévus et observés dans les applications de validation croisée et d'apprentissage automatique.

Le document SCRS/2019/098 a évalué les différences entre les modèles Stock Synthèse et les modèles de production pour le requin-taupe bleu. Le requin-taupe bleu a une longue durée de vie, avec un âge de maturité à 21 ans. Cependant, Stock Synthèse a estimé que toutes les flottilles ont une sélectivité en forme de dôme, les requins de 3 à 10 ans étant les plus vulnérables. Ainsi, les modèles de production suivent les tendances de la biomasse exploitable sub-adulte, plutôt que la fécondité du stock reproducteur (SSF), où SSF est la fécondité du stock reproducteur (mise bas), utilisée ici au lieu de la biomasse reproductrice pour refléter la biologie reproductive du requin-taupe bleu (l'indice approchant requin-taupe bleu/requin pour la biomasse du stock reproducteur). Bien que les modèles de production puissent suivre les tendances à court terme de l'abondance (avec erreur de processus), ils ne fournissent aucune information sur les tendances de la SSF qui est décalée d'au moins une décennie. Les auteurs ont donc recommandé de ne pas utiliser de modèles de production pour les projections du stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord.

La sélectivité en forme de dôme dans le modèle Stock Synthèse implique qu'il existe une grande biomasse cryptique d'animaux matures qui ne sont pas capturés par les pêcheries. Quelques membres du Groupe ont fait remarquer qu'il existe des preuves de l'existence de ces grands animaux, d'après des prospections de recherche. Il a été suggéré qu'une évaluation future devrait comporter une analyse de sensibilité de Stock Synthèse avec une forme fonctionnelle de sélectivité logistique pour évaluer les implications de cette biomasse cryptique pour la perception de l'état des stocks. L'élaboration d'un indice de recrutement serait également utile pour évaluer si l'autocorrélation dans le recrutement dont le modèle Stock synthèse avait besoin pour s'ajuster aux données de la CPUE est exacte.

Le document SCRS/2019/093 présentait une méthode d'approximation des distributions de densité de probabilités concernant l'état du stock, qui sont nécessaires pour produire le diagramme de phase de Kobe. Pour le requin taupe bleu, l'état du stock est défini par SSF/SSF_{PME} et F/F_{PME} . La méthode utilise une distribution log-normale delta-multivariée (delta-MVLN) avec variances et covariances de SSF/SSF_{PME} et F/F_{PME} calculées à partir de la matrice hessienne du modèle Stock Synthèse de Hesse. L'approximation semble exacte et peut être appliquée en quelques minutes au lieu des heures requises pour le MCMC. La comparaison des méthodes MCMC et MVLN peut également fournir un diagnostic du manque de convergence dans le MCMC, comme on l'a vu dans le modèle 3 lorsque la chaîne MCMC était courte et n'avait pas encore convergé.

Le SCRS/2019/085 a étudié les raisons de la grande différence dans les estimations de l'état des stocks entre les évaluations de 2012 (Anon. 2013) et 2017 (Anon. 2018a) et a conclu que l'évaluation de 2012 surestimait la taille des stocks et sous-estimait la mortalité par pêche. Les fortes baisses des indices de taille des stocks entre 2010, dernière année de données de l'évaluation de 2012, et 2015, dernière année de données de l'évaluation de 2017, et l'introduction de l'erreur de processus dans les modèles de production excédentaire sont les principales raisons du changement de perception de l'état des stocks. L'inclusion de l'erreur de processus a permis au modèle d'ajuster les indices de la taille du stock beaucoup mieux que le manque flagrant d'ajustement dans les ajustements du modèle de 2012.

Le document SCRS/2019/086 présentait une application de la production excédentaire en temps continu (SPiCT) au requin-taupe bleu, qui suggérait que la B/B_{PME} était supérieure à 1,0 pendant la plupart des années depuis le début des années 2000 mais avait diminué depuis 2010 pour être légèrement inférieure à 1,0 en 2015-2016. Le ratio F/F_{PME} était inférieur à 1,0 pour toutes les années depuis 1999 sauf en 2012 et 2013. Bien que les tendances relatives des ratios de la biomasse et de la mortalité puissent être considérées comme raisonnables, les valeurs absolues sont inférieures d'un ordre de grandeur aux estimations de l'évaluation de 2017 (Anon. 2018a) et l'estimation du taux de croissance intrinsèque ($r = 0,7$) est incompatible avec la biologie du *Isurus spp.*

Bien que l'intégration de l'erreur de processus dans le modèle de production excédentaire ait considérablement amélioré l'ajustement aux indices de taille du stock, le groupe reconnaît que les modèles de production excédentaire ne saisissent pas pleinement les caractéristiques biologiques du requin-taupe bleu. Les modèles de production excédentaire postulent que la biomasse de l'année prochaine est liée à la biomasse de cette année, plus la croissance (y compris le recrutement), moins les prises et la mortalité naturelle. L'âge médian à la maturité du requin-taupe bleu est estimé à 21 ans, bien que la plupart des prises proviennent de spécimens immatures âgés de moins de 10 ans. Par conséquent, la composante de la production excédentaire liée à la croissance somatique des poissons déjà recrutés pour la pêche est incluse dans les modèles de production excédentaire, mais l'important effet de décalage entre la phase exploitable et la phase reproductive ne l'est pas. Pour une espèce comme le requin-taupe bleu qui produit 12 nouveau-nés en moyenne tous les deux ou trois ans, la variation stochastique du nombre annuel de recrues devrait être faible et étroitement liée à l'abondance des femelles matures. Comme les modèles de production ne tiennent pas compte du décalage dans le temps de la dynamique de la population mature, le groupe a conclu que les modèles de production ne devraient pas être utilisés pour les projections. Néanmoins, les modèles de production peuvent suivre les changements à court terme de la biomasse exploitable, de sorte qu'ils peuvent être utilisés pour estimer l'état actuel, comme cela a été fait dans l'évaluation de 2017 (Anon. 2018a).

Stock Synthèse permet de modéliser de façon plus réaliste les caractéristiques biologiques de la productivité du requin-taupe bleu. Toutefois, pour bien ajuster les indices de la taille des stocks, les modèles actuels Stock Synthèse ont estimé d'importantes déviations de recrutement corrélées en série qui pourraient ne pas correspondre à la relation étroite entre l'abondance des femelles matures et des recrues mentionnée ci-dessus. Bien qu'il soit possible que ces déviations de recrutement soient en train d'aliéner d'autres mécanismes biologiques (augmentation de la croissance, diminution de la mortalité des nouveau-nés, augmentation de la taille des portées, etc.), le groupe a reconnu la possibilité que les changements dans les estimations du recrutement puissent être un artefact de l'ajustement des indices de CPUE.

6. Projections

Le document SCRS/2019/092 a mis à jour les quatre scénarios du modèle BSP2JAGS utilisés pour les projections dans l'évaluation de 2017 (Anon. 2018a) avec les captures révisées de la tâche I de 2015 à 2017, un TAC pour chaque tranche de 100 t et un horizon temporel plus long. L'état actuel (2018) présentait un B/BPME inférieur et un F/FPME supérieur à l'état du stock en 2015 estimé dans l'évaluation de 2017, car la population a continué à décliner en raison des niveaux de capture élevés. Les projections montrent que la population continuera à décliner dans le futur à moins que les captures totales ne diminuent substantiellement (**figure 5**). La pêcherie se concentrant principalement sur les juvéniles, le Groupe a noté que le modèle de production ne suit que l'abondance des juvéniles. Ainsi, les projections ne donnent pas d'information pas sur les tendances de la population mature, ce qui retarderait les tendances de la population exploitable de 10 ans ou plus.

Le document SCRS/2019/061 indiquait que l'utilisation de la version mise à jour de Stock Synthesis (Stock Synthesis 3.30) plutôt que de la version utilisée dans l'évaluation de 2017 (Stock Synthesis 3.24) avait un impact négligeable sur les résultats. La nouvelle version pourrait donc être utilisée pour les projections. Cela est utile car la nouvelle version peut incorporer des modifications de la sélectivité par taille qui peuvent être utilisées pour évaluer l'effet des limites de taille dans les projections (voir la section 7).

Le document SCRS/2019/082 présentait des projections utilisant Stock Synthesis 3.24 pour les trois scénarios de Stock Synthesis élaborés dans l'évaluation de 2017, avec des captures mises à jour de 2015-2018 (**figure 6**). Les trois modèles ont projeté que la fécondité du stock reproducteur (SSF), définie comme le nombre de nouveau-nés de chaque année, continuerait à diminuer jusqu'en 2035 environ, même en l'absence de pêche, car les classes d'âge qui avaient été épuisées dans le passé vieilliraient et entreraient dans la population mature au cours des prochaines décennies (l'âge médian de maturité est de 21 ans). En ce qui concerne les scénarios 1 et 2, un TAC compris entre 800 et 900 t, rejets morts y compris, entraînait une probabilité de $\geq 50\%$ de se trouver dans la zone verte du diagramme de Kobe (probabilité conjointe de $F < F_{PME}$ et $SSF > SSF_{PME}$) d'ici 2070. Le scénario 3, qui postulait une relation stock-recrutement peu productive, a fait apparaître que seuls des TAC compris entre 0 et 100 t (rejets morts y compris) entraînaient une probabilité de $\geq 50\%$ de se situer dans le quadrant vert de Kobe d'ici 2070. Le Groupe a souligné que les taux de mortalité par pêche devaient être bien inférieurs à F_{PME} pour permettre un rétablissement.

Dans l'évaluation de 2017, les modèles SS3 ont été construits en ajoutant séquentiellement le réalisme biologique. Le scénario 3 a donc été considéré comme le meilleur modèle SS3 basé sur la conviction que la relation stock-recrutement à faible fécondité (LFSR) est la plus appropriée pour ce stock. Les diagnostics étant similaires entre les modèles, il n'y a aucune raison de modifier la décision de sélection du modèle de l'évaluation. Cependant, après avoir décidé de ne pas utiliser les modèles de production pour les projections en raison de leur incapacité à capturer le décalage entre les âges sélectionnés dans la pêcherie et l'âge à maturité, le Groupe craignait que l'utilisation d'un seul modèle pour la projection ne refléterait pas correctement l'incertitude de la dynamique de la population. Le Groupe a donc décidé d'intégrer l'incertitude dans la relation stock-recrutement entre Beverton-Holt (scénario 1) ou LFSR (scénario 3) en utilisant les scénarios 1 et 3 pour créer une matrice de probabilité de Kobe combinée. Contrairement au scénario 3, le scénario 1 n'a pas été utilisé pour évaluer l'état dans l'évaluation de 2017, mais il a été considéré comme un bon modèle pour incorporer l'hypothèse selon laquelle la population est un peu plus productive que l'hypothèse de LFSR. Cette hypothèse alternative (scénario 1 de SS3) correspond à certaines des estimations de productivité du modèle de production provenant de l'évaluation de 2017, mais le scénario 1 de SS3 peut incorporer les effets nécessaires de décalage causés par la sélectivité et à la maturité du stock.

Le Groupe a combiné les résultats de la projection MCMC de Stock Synthesis provenant du scénario 1 de SS et du scénario 3 de SS pour réaliser des projections. Les projections font apparaître que : quel que soit le TAC (y compris un TAC de 0), le stock continuera à diminuer jusqu'en 2035 avant que toute augmentation de la biomasse ne puisse se produire, un TAC de 500 tonnes a une probabilité de 52% de reconstituer le stock à des niveaux supérieurs à SSF_{PME} et inférieurs à F_{PME} en 2070, pour atteindre une probabilité d'au moins 60%, le TAC doit être de 300 tonnes ou moins et un TAC plus faible permettrait de rétablir le stock dans des délais plus courts (**tableau 10**). Toutes les projections de rétablissement postulent que les TAC tiennent compte de toutes les sources de mortalité, y compris les rejets morts.

Le Groupe a également réalisé un échantillonnage des projections à partir de la distribution delta log-normale à variables multiples (SCRS/P/2019/035). Les résultats de cette analyse corroboraient les résultats obtenus avec MCMC (**figure 7**).

7. Évaluer, dans la mesure du possible, la probabilité de succès des mesures envisagées dans la Rec. 17-08 de l'ICCAT à travers des projections supplémentaires

Le document SCRS/2019/089 évaluait les effets d'une réglementation de la taille sur le rétablissement de la SSF au niveau cible en réalisant des prévisions au moyen du cas de base du modèle d'évaluation des stocks de 2017 (modèle 3 avec Stock Synthesis version 3.30.12 bêta) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Les modèles postulaient une mortalité nulle pour les requins en dessous de la limite de taille. Les scénarios de TAC fixes avec ou sans réglementation de taille sous différents TAC ont été comparés. Les projections déterministes du TAC ont montré que la SSF ne pouvait pas atteindre le niveau de la PME avant 2070, même si le TAC était fixé à zéro, avec ou sans réglementation de taille. Les projections du TAC ont également révélé que le TAC fixe accompagné d'une réglementation de taille accélérerait le rétablissement de la SSF. Ces résultats suggèrent qu'une réglementation de la taille minimale appliquée à l'ensemble de la pêcherie pourrait constituer un outil utile pour accélérer le rétablissement en appliquant une gestion au moyen d'un TAC, à condition que la mortalité par rejet soit faible. En raison des changements de modèle pour les projections, les résultats de la projection de ce document peuvent différer légèrement des résultats de modèle d'évaluation décrits à la section 6.

Le Groupe a examiné si les limites de taille avaient du sens compte tenu de la biologie de l'espèce. La limite de taille prévue par la [Rec. 17-08](#) de 210 cm FL pour les femelles est inférieure à la taille à maturité, de sorte qu'elle ne protégerait pas les femelles matures de la pêche. Pour une espèce à longue durée de vie, une limite de taille minimale et maximale protégeant certains groupes d'âge matures peut être appropriée, mais aucun des outils disponibles à cette réunion n'a permis d'évaluer une limite de taille minimale et maximale. Il a également été noté que les requins plus grands ont une concentration plus élevée en mercure et sont donc moins souhaitables pour les pêcheries (Biton-Porsmoguer et al., 2018). Cet ensemble de projections postule que la mortalité est nulle pour les poissons en deçà des limites de taille et que, par conséquent, ces projections pourraient être considérées comme déraisonnablement optimistes.

Le document SCRS/2019/095 résumait les projections futures élaborées pendant la période intersessions pour évaluer l'efficacité d'un sous-ensemble de mesures de conservation et de gestion de 2017 recommandées par l'ICCAT, telles qu'appliquées dans SCRS/2019/095, relatives au TAC et aux limites de taille minimale, en vue de réduire la mortalité du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord en association avec les pêcheries de l'ICCAT et rétablir le stock au niveau de la PME. Pour les projections, des limites de taille minimale ont été appliquées à toutes les pêcheries. Tous les scénarios de projection pour le cas de base du modèle (scénario 3) entraînaient un déclin de la population jusqu'en 2040 environ, quel que soit le niveau de TAC fixé utilisé dans les projections futures (comprenant des TAC nuls). La SSF dans les projections a continué de diminuer après que F ait été réduit, car il a fallu de nombreuses années pour que les recrues survivantes arrivent à maturité (âge à 50% de maturité = 21 ans) et commencent à contribuer à la SSF. Pour le cas de base, les projections de SSF/SSF_{PME} semblaient se stabiliser à une taille du stock inférieure à la PME d'ici 2070 avec un TAC fixé à 800 t. Des niveaux de TAC fixés à > 800 t devraient entraîner une tendance à la baisse de la SSF/SSF_{PME} d'ici 2070, et des niveaux de TAC fixés à < 800 t devraient entraîner une tendance à la hausse de la SSF/SSF_{PME} d'ici 2070. Une matrice de risque de Kobe II pour le cas de base indiquait que la SSF atteindrait probablement la SSF_{PME} d'ici 2070 (environ deux temps de génération moyens) avec une probabilité supérieure à 50% uniquement avec une limite de TAC annuelle fixés à < 100 t. Pour le cas de base, le rétablissement de la SSF a été accélérée par les réglementations relatives aux limites de tailles afin de protéger le requin-taupe bleu immature.

L'approche de projection mise en œuvre avec un TAC fixe et une réglementation de taille minimale était limitée par le fait que cette approche imposait un changement de sélectivité des engins postulant implicitement une mise en œuvre parfaite du TAC et que les requins en dessous de la taille minimale faisaient l'objet d'une mortalité par pêche nulle pendant la période de projection (2019-2070). Compte tenu de la nature des pêcheries de requin-taupe bleu (une espèce capturée principalement en tant que prise accessoire), il est plus probable que le TAC et les limites de taille ne soient pas parfaitement appliqués. Dans ce cas, on s'attend à ce que les réglementations imposant un TAC fixe et une taille minimale soient moins efficaces pour accélérer le rétablissement de SSF à SSF_{PME} que ce qui a été obtenu dans les scénarios de projection.

L'effet des hameçons circulaires n'a pas été évalué avec des projections.

Le document SCRS/2019/101 présentait les projections de l'outil d'aide à la décision (« DST »), un outil Web permettant de réaliser des projections basées sur un modèle existant de Stock Synthesis, permettant d'ajuster les limites de taille, la fraction de la capture totale remise à l'eau et la fraction des rejets morts. Les projections postulent que la sélectivité des pêcheries ne change pas, ce qui implique que les pêcheurs ne réduisent pas leurs prises de requin-taupe bleu en évitant les requins-taupes, ils ne peuvent donc que réduire leurs captures conservées en les rejetant. Les projections ont été exécutées avec des TAC spécifiques, qui ont été appliqués aux captures retenues à bord uniquement. Avec une limite de taille et une mortalité par rejet de 25%, le poids des rejets morts était égal ou supérieur au poids de la prise conservée à bord. Une politique de remise à l'eau de spécimens vivants qui n'a causé la rétention que de 36% de tous les requins avec une mortalité par rejet de 25% a également entraîné un grand nombre de rejets morts. Ainsi, afin de rétablir la population, le TAC a dû être réduit à environ 400 tonnes, de sorte que la mortalité totale (= prises conservées plus rejets morts) soit inférieure au niveau d'environ 800 tonnes requis pour entraîner une tendance à la hausse. Les rejets morts étaient plus élevés si le taux de mortalité par rejet était plus élevé. En général, les projections ont montré que, si les pêcheurs ne peuvent éviter de capturer des requins-taupes bleus et que ceux qui sont rejetés ont un taux de mortalité substantiel, il est nécessaire de réduire considérablement la prise conservée à bord pour permettre à la population de se rétablir. Le poids des rejets morts dépend des taux de rétention et des taux de mortalité par rejet ; il est donc essentiel d'estimer ces paramètres avec précision pour toutes les flottilles. Il a été suggéré que l'outil DST devrait ajouter la capacité d'inclure une limite de taille minimale ou maximale, car protéger les requins plus âgés pourrait être une meilleure stratégie que protéger les requins plus jeunes d'une espèce à longue durée de vie. Il serait utile d'exécuter les projections avec un effort fixe dans les pêcheries ciblant d'autres espèces (par exemple, l'espadon) pour des espèces comme le requin-taupe bleu qui sont capturées en tant que prises accessoires.

Le document SCRS/2019/102 a mis en œuvre des projections de Stock Synthesis à des taux de F fixés de manière alternative pour le cas de base (scénario 3) afin d'évaluer l'efficacité d'un sous-ensemble des mesures de conservation et de gestion de 2017, dont la remise à l'eau de spécimens vivants, recommandées par l'ICCAT afin de réduire la mortalité du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord en association avec les pêcheries de l'ICCAT et de rétablir le stock au niveau de la PME. Tous les scénarios de la projection ont entraîné une diminution continue de la population à court terme jusqu'aux années 2030, quel que soit le niveau de F fixe utilisé dans les projections futures. La SSF a atteint le niveau de la PME d'ici 2070 uniquement pour le scénario de F égal à zéro. La SSF a continué de diminuer après 2030 pour F_{actuel} et $F_{\text{réduit}}$ au moyen de scénarios de remise à l'eau de spécimens vivants ($F_{\text{remise à l'eau}}$). La SSF a augmenté après les années 2030 pour la plupart des scénarios décrits en pourcentage de FPME. Le taux d'augmentation de la SSF après les années 2030 était plus élevé avec un F réduit (par rapport à FPME).

Les résultats des projections pour le cas de base du modèle Stock Synthesis suggéraient que les mesures de gestion concernant les rejets vivants ne suffiront probablement pas à rétablir le stock au niveau cible au cours de la période projetée. Cependant, une réduction de F (par rapport à FPME) augmentera probablement le taux de rétablissement de la SSF au cours de la période projetée. La réglementation de la taille minimale a également accéléré le rétablissement de la SSF après les années 2030, mais uniquement si une absence de mortalité par rejet était postulée. Ces limites peuvent devoir varier entre les flottilles ayant des sélectivités différentes.

Étant donné qu'il s'agit d'une espèce capturée principalement en tant que prise accessoire, la réduction considérable de F pourrait devoir s'accompagner de l'adoption de mesures actives visant à éviter de capturer cette espèce en plus des rejets vivants explicitement modélisés dans cette analyse. Les projections de TAC fixe (scénarios 1 et 2 du modèle) indiquent qu'il est également possible de rétablir la SSF sur la période projetée si moins de 800 t de TAC sont capturées. Cependant, ce TAC devrait être appliqué à la mortalité totale, rejets morts y compris. En vertu d'une réglementation imposant un TAC fixe, la mortalité par pêche continuera probablement d'augmenter une fois que la flottille aura atteint le TAC attribué en raison de la prise accidentelle de requin-taupe bleu. Par conséquent, compte tenu de la nature de la pêcherie, l'approche de rejets vivants (telle que modélisée) peut constituer un moyen pratique de réduire F en plus d'autres mesures de gestion liées à F telles que la réduction du temps des opérations et les modifications de la zone de pêche.

L'incertitude du modèle doit également être prise en compte lors de l'interprétation des résultats de la projection. L'utilisation de plusieurs postulats de modèle ou de cadres de modélisation différents peut conduire à différents résultats de projection. Par exemple, la gamme de résultats obtenus à partir des projections du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord ne tient pas compte des grandes incertitudes entourant les postulats de paramètres biologiques fixés dans le modèle Stock Synthesis, telles que la croissance, l'âge à la maturité, la mortalité naturelle et la relation stock-recrutement qui n'ont pas été explicitement évalués dans ces projections. En outre, d'autres paramètres du modèle concernant la forme des courbes de sélectivité par flottille ou des modifications de la proportion du taux de capture par flottille peuvent également avoir un effet important sur les résultats des projections et n'ont pas été évalués dans ces projections.

Le Groupe a également discuté des raisons possibles pour lesquelles la SSF n'atteindrait pas le niveau de la PME au plus tard à la fin de la période de projection en raison des tendances oscillantes à la baisse et à la hausse de la SSF dans les projections futures. Tandis que SSF_{PME} serait atteint de manière asymptotique, F devrait être ramené au-dessous de F_{PME} pour augmenter le taux d'augmentation de SSF pour atteindre SSF_{PME} . Froese et al. (2018) montrait qu'un scénario de $F = F_{PME}$ n'est, par définition, pas en mesure de rétablir une taille de stock supérieure à la SSF_{PME} et que la SSF_{PME} elle-même est approchée de manière asymptotique et atteinte en un temps infini. Le Groupe a émis l'hypothèse que cela pourrait être un effet de l'imposition de la pêche à une valeur fixe de F à une espèce à longue durée de vie présentant une sélectivité en forme de dôme, ce qui se traduirait par des pics de recrutement différés apparaissant sous forme de SSF plus de 20 ans après, comme indiqué ci-dessus.

Le Groupe n'a pas été en mesure d'évaluer pleinement l'efficacité de la [Rec. 17-08](#) afin de réduire la mortalité par pêche du requin-taupe bleu, car celle-ci n'a été que partiellement mise en œuvre par les CPC en 2018. En vertu de la Rec. 17-08, les CPC étaient tenues de déclarer leurs prises de requin-taupe bleu pour les six premiers mois de 2018. Bien que les recommandations n'aient pas été pleinement mises en œuvre au cours de cette période, les captures déclarées s'élevaient à 1.530 t, ce qui suggère qu'aucune réduction significative des captures ne s'est produite par rapport aux années précédentes. Le Groupe ne disposait pas des prises du second semestre de 2018 au moment de la réunion. Étant donné que 2019 est la première année complète au cours de laquelle la Rec. 17-08 a été appliquée, le Groupe ne pourra évaluer l'effet de la recommandation visant à réduire les prises de requin-taupe bleu qu'après le 31 juillet 2020 et notant que le Groupe ne disposera alors que d'une seule année de données.

Le Groupe ne disposait pas de suffisamment d'information pour déterminer les recommandations de l'ICCAT concernant d'éventuelles mesures de conservation (Rec. 17-08) qui avaient été appliquées à une flottille donnée, ce qui complique l'évaluation de l'effet des mesures de conservation possibles par flottille dans les projections avec Stock Synthesis.

8. Poursuite de l'examen de l'efficacité des mesures d'atténuation potentielles pour réduire les prises accessoires et la mortalité du requin-taupe bleu

Le SCRS/2019/091 présentait une méta-analyse des taux de rétention et de mortalité à la remontée de l'engin des tortues de mer, des poissons osseux et des élaomobranches en comparant différents types d'hameçons, d'appâts et de lignes. En ce qui concerne le requin-taupe bleu, les résultats ont montré que lors de l'utilisation d'hameçons circulaires, le taux de rétention augmentait, mais que la mortalité à la remontée de l'engin diminuait par rapport aux hameçons en forme de J. L'utilisation d'appâts de poissons (par opposition aux appâts à base de calmar) ou d'avançons métalliques (par opposition aux avançons en nylon) n'a pas augmenté significativement le taux de rétention du requin-taupe bleu, et les appâts n'ont pas non plus eu d'effet sur la mortalité du requin taupe à la remontée de l'engin.

Le Groupe a demandé si le nombre d'hameçons était pris en compte, car différentes expériences avaient un nombre différent d'hameçons. Il a été précisé que le risque relatif est un rapport qui prend en compte le nombre de poissons retenus par rapport au nombre d'hameçons, à des fins de contrôle et de traitement. Le Groupe a également discuté du fait que les études considérées dans la méta-analyse avaient été menées dans différentes régions et à différentes périodes, en utilisant différents modèles expérimentaux, des hameçons avec des caractéristiques différentes, etc. Cela pourrait affecter la comparaison des résultats entre les expériences car des études précédentes ont montré que la mortalité peut changer selon la taille ou la température et qu'en utilisant une méta-analyse, ces études sont toutes considérées comme étant

identiques. Il a été expliqué que, bien que toutes ces caractéristiques n'aient pas été spécifiquement modélisées, les modèles ont pris en compte les effets aléatoires pour tenir compte de la variabilité entre les études. Cependant, il est important de garder à l'esprit ces mises en garde lorsque des conclusions sont tirées des résultats. Il a également été suggéré d'inclure les interactions dans l'analyse car la mortalité à la remontée de l'engin peut provenir d'une combinaison de différents facteurs, et non pas d'un seul comme cela est actuellement analysé. Le Groupe a considéré la méta-analyse comme une contribution importante et a convenu avec les auteurs que les résultats devaient être considérés comme préliminaires.

9. Résumé des résultats de la projection de l'évaluation

Les résultats combinés des projections de Stock Synthesis font apparaître ce qui suit :

- Un TAC nul* permettra au stock de se rétablir et sans surpêche (dans le quadrant vert du diagramme de Kobe) d'ici 2045 avec 53% de probabilité ;
- quel que soit le TAC (y compris un TAC de 0 t), le stock continuera à diminuer jusqu'en 2035 avant que toute augmentation de la biomasse ne puisse se produire ;
- un TAC de 500 t, incluant les rejets morts, a une probabilité de seulement 52% de rétablir le stock à des niveaux supérieurs à SSFPME et inférieurs à FPME en 2070 ;
- pour se situer dans le quadrant vert du diagramme de Kobe avec une probabilité d'au moins 60% d'ici 2070, le TAC fixé doit être de 300 tonnes ou moins ;
- Des TAC plus bas permettent de rétablir le stock dans des délais plus courts ;
- Un TAC de 700 t mettrait fin immédiatement à la surpêche avec 57% de probabilité. Toutefois, ce TAC n'aurait que 41% de probabilité de reconstituer le stock d'ici 2070.

Bien qu'une grande incertitude entoure le postulat de productivité future de ce stock, les projections de Stock Synthesis montrent qu'il existe un long décalage temporel entre le moment où les mesures de gestion sont mises en œuvre et le moment où la taille du stock commence à se reconstituer. Ce fait souligne l'importance de prendre des mesures immédiates visant à réduire la mortalité par pêche et à rétablir le stock.

Le Groupe a exploré différents TAC et mesures de limite de taille au moyen de deux outils. En utilisant les projections de Stock Synthesis, le Groupe a examiné les effets combinés des limites de taille et des différents TAC. Les résultats indiquaient que, hypothétiquement, une réglementation de la taille minimale appliquée à l'ensemble de la pêcherie pourrait constituer un outil utile pour accélérer le rétablissement en appliquant une gestion au moyen d'un TAC, à condition que la mortalité par rejet soit faible. Pour utiliser les projections de DST, si les pêcheurs ne peuvent éviter de capturer des requins-taupes bleus et que ceux qui sont rejetés ont un taux de mortalité substantiel, il est nécessaire de réduire considérablement la prise conservée à bord pour permettre à la population de se rétablir. Le poids des rejets morts dépend des taux de rétention et des taux de mortalité par rejet ; il est donc essentiel d'estimer ces paramètres avec précision pour toutes les flottilles.

Le Groupe a également évalué différentes stratégies de F pour évaluer l'impact potentiel d'une mesure de remise à l'eau de spécimens vivants appliquée à toutes les pêcheries. Une approche de remise à l'eau de spécimens vivants, telle que modélisée, peut constituer un moyen de réduire F si les taux de mortalité par rejet sont faibles, mais d'autres mesures de gestion, telles que la réduction du temps de mouillage et/ou des fermetures spatio-temporelles, peuvent également être nécessaires.

10. Autres questions

10.1 CITES

Le Secrétariat a informé le Groupe qu'au début du mois de janvier 2019, il avait reçu une proposition visant à inscrire le requin-taupe bleu à l'Annexe II de la CITES [conformément au paragraphe 2 a) de l'Article II de la Convention et répondant aux critères A et B de l'Annexe 2a de la Résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17)] et la petite taupe [conformément au paragraphe 2 b) de l'Article II de la Convention et répondant au critère A

* *Tous les TAC incluent les rejets morts.

de l'Annexe 2b de la Résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP 17)]. En outre, à la fin du mois de janvier 2019, le Secrétariat a reçu une demande de la FAO visant à fournir des informations supplémentaires au *Rapport du sixième comité consultatif d'experts chargé de l'évaluation des propositions d'amendement des Annexes I et II de la CITES, concernant le requin-taupe bleu, Isurus oxyrinchus*. Cette demande portait principalement sur l'incertitude entourant l'évaluation des stocks de requin-taupe bleu de 2017. En conséquence, le Secrétariat a fourni quelques précisions supplémentaires, soulignant que le SCRS est l'autorité scientifique de l'ICCAT de sorte que le Secrétariat n'était pas en mesure de fournir une réponse complète à la demande de la FAO. En outre, étant donné que la réunion du Groupe n'aurait lieu qu'en mai 2019, le Président du SCRS et son Vice-Président, le rapporteur du groupe d'espèces sur les requins et le Président de la Sous-commission 4 ont préparé un document intitulé « Notes sur l'inscription du requin-taupe bleu (*Isurus Oxyrinchus*) et de la petite taupe (*Isurus paucus*) à l'Annexe II de la CITES en ce qui concerne l'état du stock et l'avis scientifique fourni à la Commission », qui a été envoyé à la FAO en mars 2019.

Le Secrétariat a également informé le Groupe qu'il avait reçu deux invitations à participer à des événements parallèles lors de la réunion de la CITES. Après des consultations avec le Président de la Sous-commission 4, la FAO a été informée de notre accord d'assister à ces événements parallèles et a indiqué que le Dr Fabio Hazin (ancien Président de la Commission, Président actuel de la Sous-commission 4 et ancien rapporteur du groupe d'espèces sur les requins) représenterait l'ICCAT. Le Secrétariat a également informé le Groupe qu'en raison des événements tragiques survenus au Sri Lanka, les réunions de la CITES avaient été reportées sine die.

10.2 Conférence sur les requins entre les ORGP et la CITES

Le Secrétariat a porté à la connaissance du Groupe qu'il avait été contacté par un conseiller du ministère fédéral allemand de l'Environnement, qui l'informait de l'organisation d'une conférence de haut niveau sur les requins entre les ORGP et la CITES. L'événement aura lieu en Allemagne fin mars 2020 (les 23/24 ou 30/31 mars) mais, pour le moment, aucune information supplémentaire n'a été communiquée au Secrétariat.

10.3 Réunion des ORGP thonières sur les prises accessoires

Le Secrétariat a informé le Groupe que le Président du comité de direction de Kobe avait demandé à l'ICCAT d'organiser une nouvelle réunion du Groupe de travail conjoint sur les prises accessoires des ORGP thonières. Lors de cette réunion qui se tiendra du 16 au 18 décembre 2019, une attention particulière sera accordée aux requins. Actuellement, le Secrétariat établit plusieurs contacts afin de trouver un lieu approprié pour la tenue de la réunion et collabore étroitement avec le Secrétariat des ORGP thonières afin de dresser un ordre du jour provisoire.

11. Recommandations

11.1 Recommandations générales

- Le Groupe a recommandé au Secrétariat d'inclure les facteurs de conversion de poids manipulé en poids total (poids vif) pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu, mis au point par Mejuto et al., 2008, dans la liste des facteurs de conversion publiés sur le site web de l'ICCAT et dans le manuel de l'ICCAT.
- Le Groupe a recommandé que le Sous-comité des statistiques examine et approuve l'utilisation des facteurs de conversion de Mejuto et al. 2008 en vue de son application au requin peau bleue et au requin-taupe bleu.
- Le Groupe a recommandé que le Secrétariat élabore une proposition sur les modifications éventuelles à apporter au formulaire ST01-NC afin d'inclure des informations sur les facteurs de conversion utilisés par les CPC pour déclarer les captures en poids total. Cette proposition sera présentée à la réunion de 2019 du Sous-comité des statistiques pour discussion et adoption éventuelle.

- Le Groupe a recommandé que le Secrétariat adopte les séries temporelles de captures de requin-taupe bleu effectuées par le Taipei chinois, estimées par le Groupe, en tant que statistiques officielles des prises de la tâche I.
- Le Groupe a recommandé que le Secrétariat adopte les séries temporelles de prises de requin-taupe commun estimées lors de la réunion d'évaluation du stock de 2008 (Anon. 2009) en tant que statistiques officielles des prises de la tâche I pour cette espèce.
- Le Groupe a recommandé au Secrétariat de prendre contact avec les correspondants statistiques de la Namibie et du Maroc pour confirmer les prises déclarées de requin-taupe bleu de 2017.
- Le Groupe a recommandé que toutes les CPC examinent leur CPUE de requin-taupe bleu afin d'identifier les conflits potentiels avec les séries temporelles de capture.
- Le Groupe a recommandé que le Secrétariat collabore avec des scientifiques nationaux pour récupérer des informations sur le sexe provenant des données de marquage.

11.2 Recommandations ayant des implications financières

- Le Groupe continue de recommander de concevoir et de mettre en œuvre une étude comparant les effets des hameçons circulaires par rapport aux effets des hameçons en forme de J sur les taux de rétention, les taux de capture et la mortalité des requins à la remontée de l'engin. La conception expérimentale doit prendre en compte l'influence des types de matériels du bas de ligne (acier par opposition à nylon) et examiner les différences régionales et opérationnelles possibles entre les flottilles.
- Le Groupe recommande à la Commission de continuer de financer le programme de recherche sur les requins (SRDCP).

11.3 Recommandations de gestion

Requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud

- Étant donné que le développement de la pêche dans le Sud suit de manière prévisible celui du Nord et que les caractéristiques biologiques du stock sont similaires, il existe un risque important que ce stock connaisse une évolution similaire à celle du stock du Nord. Si le stock diminue, il aura besoin, comme le stock du Nord, de beaucoup de temps pour se rétablir, même après d'importantes réductions des captures. Pour éviter cette situation et compte tenu des incertitudes entourant l'état du stock, le Groupe recommande que, au moins, les niveaux de capture ne dépassent pas la prise minimale des cinq dernières années de l'évaluation (2011-2015 ; 2.001 t avec le scénario de capture C1).

Requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord

- Le Groupe a réalisé de nouvelles projections au moyen de deux scénarios du modèle Stock Synthesis intégrant des aspects importants de la biologie du requin-taupe bleu. Cette caractéristique n'était pas possible avec les projections du modèle de production développées dans l'évaluation de 2017 (Anon. 2008a) et, par conséquent, le Groupe considère que les nouvelles projections représentent mieux la dynamique du stock. D'après les projections du modèle Stock Synthesis : un TAC * nul permettra au stock de se rétablir et sans surpêche (dans le quadrant vert du diagramme de Kobe) d'ici 2045 avec 53% de probabilité, quel que soit le TAC (y compris un TAC de 0 t), le stock continuera à diminuer jusqu'en 2035 avant que toute augmentation de la biomasse ne puisse se produire, un TAC de 500 t, incluant les rejets morts, a une probabilité de seulement 52% de rétablir le stock à des niveaux supérieurs à SSFPME et inférieurs à FPME en 2070, pour se situer dans le quadrant vert du diagramme de Kobe avec une probabilité d'au moins 60% d'ici 2070, le TAC fixé doit être de 300 tonnes ou moins, des TAC plus bas permettent de rétablir le stock dans des délais plus courts, un TAC de 700 t mettrait fin immédiatement à la surpêche avec 57% de probabilité, toutefois, ce TAC n'aurait que 41% de probabilité de reconstituer le stock d'ici 2070.

- Compte tenu des résultats des projections, le Groupe a convenu que les exceptions prévues par la Rec. 17-08 qui permettent la rétention de certains requins-taupes bleus capturés ne permettront pas le rétablissement du stock d'ici 2070. Le K2SM indique que le rétablissement du stock peut être atteint d'ici 2070 avec 60% de probabilité si le TAC est inférieur à 300 t et avec une probabilité de 52% avec un TAC de 500 t, y compris les rejets morts dans les deux cas. Une gamme d'options de TAC accompagnée d'une fourchette de délais et de probabilités de rétablissement associées sont incluses dans le tableau 10. Compte tenu des caractéristiques biologiques vulnérables de ce stock et des conclusions pessimistes des projections, afin d'accélérer le taux de rétablissement et d'accroître les chances de succès, le Groupe recommande à la Commission d'adopter une politique de non-rétention comme elle l'a déjà fait pour d'autres espèces de requins.
- Le Groupe a souligné que la déclaration de toutes les sources de mortalité était un élément essentiel pour réduire l'incertitude des résultats de l'évaluation des stocks, et en particulier la déclaration des rejets morts estimés pour toutes les pêcheries. Bien que la déclaration des rejets morts fasse déjà partie des obligations de déclaration des données de l'ICCAT, de nombreuses CPC ont ignoré cette exigence. La déclaration des rejets morts et des rejets vivants est de la plus haute importance, en particulier si la Commission adopte une stratégie de non-rétention.
- Le Groupe a indiqué que des mesures supplémentaires sont susceptibles de réduire davantage la mortalité accidentelle incluant des fermetures spatio-temporelles, des restrictions d'engins et de meilleures pratiques de manipulation en toute sécurité pour la remise à l'eau des spécimens vivants (étant donné que la survie après la remise à l'eau peut atteindre 75%).
- Le Groupe a souligné que K2SM ne tient pas compte de toutes les incertitudes liées à la pêche et à la biologie de l'espèce. En outre, la durée de la période de projection (50 ans) demandée par la Commission augmente considérablement l'incertitude des résultats. Par conséquent, le Groupe a indiqué que les résultats de K2SM devaient être interprétés avec prudence.

12. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté par le Groupe et la réunion a été levée.

Bibliographie

- Anon. 2009. Report of the 2008 Shark Stock Assessment Session (Madrid, Spain, 1-5 September 2008). ICCAT Col. Vol. Sci. Papers, 64 (5): 1343-1491.
- Anon. 2013. Report of the 2012 Shortfin Mako Stock Assessment and Ecological Risk Assessment Meeting (Olhão, Portugal, 11-18 June 2012). ICCAT Col. Vol. Sci. Papers. 69 (4):1427-1570
- Anon. 2018a. Report of the 2017 ICCAT Shortfin Mako Stock Assessment Meeting (Madrid, Spain, 12-16 June 2017). ICCAT Col. Vol. Sci. Papers. 74 (4): 1465-1561.
- Anon. 2018b. Report of the 2018 intersessional meeting of the Shark Species Group. ICCAT Col. Vol. Sci. Papers, 75 (3): 357-434.
- Anon. 2018c. Standardized catch per unit effort (CPUE) of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) for the Moroccan longline fishery. ICCAT Col. Vol. Sci. Papers, 75 (3): 511-523.
- Biton Porsmoguer, S., Banaru, D., Boudouresque, C-F., Dekeyser, I., Bouchoucha, M., Marco-Miralles, F., Harmelin-Vivien, M. 2018. Mercury contamination of the blue shark (*Prionace glauca*) and the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the north-eastern Atlantic Ocean: possible implications for the fishery management. Marine Pollution Bulletin, 127: 131-138.
- Cheng, S., Chang, S.-Y., Gravitt, P., Respass, R. 1994. Long PCR. Nature 369,684-685.
- Diaz G. 2018. Updated U.S. time series of shortfin mako shark landings for 1996-2016. Document SCRS/2018/117 (withdrawn).
- Mejuto J., A.M. Ramos-Cartelle, M. Quintans, F. González and A. Carroceda. 2008. Length-weight relationships and morphometric conversion factors between weights for the blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Spanish surface longline fleet in the Atlantic Ocean. ICCAT Col. Vol. Sci. Papers, 62 (5): 1494-1507.
- Miya M, Takeshima H, Endo H, Ishiguro NB, Inoue JG, Mukai T, Satoh TP, Yamaguchi M, Kawaguchi A, Mabuchi K, Shirai SM, Nishida M. 2003. Major patterns of higher teleostean phylogenies: a new perspective based on 100 complete mitochondrial DNA sequences. Mol. Phylogenet Evol., 26(1): 121-138.
- Musyl, M. K., & Gilman, E. L. 2019. Meta-analysis of post-release fishing mortality in apex predatory pelagic sharks and white marlin. Fish and Fisheries, 20(3), 466-500.
- Nohara K., Coelho R., Santos MN., Cortés E., Domingo A., de Urbina JO., Semba Y., Yokawa K. 2017. Progress report of genetic stock structure of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Atlantic Ocean. SCRS/2017/214: 11pp.
- Taguchi M., Coelho R., Santos MN., Domingo A., Mendonça FF., Hazin F., Semba Y., Sato K. and Yokawa K. 2016. Genetic stock structure of the Atlantic Shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). SCRS/2016/076: 10p.
- Tilak MK., Justy F., Debais-Thibaud M. *et al.* (2014). A cost-effective straightforward protocol for shotgun Illumina libraries designed to assemble complete mitogenomes from non-model species. Conservation Genetics Resources, 7, 37-40.
- Walter J., Hiroki Y., Satoh K., Matsumoto T., Winker H., Urtizberea Ijurco A., and Schirripa M. 2019. Atlantic bigeye tuna Stock Synthesis projections and Kobe 2 matrices. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 75(7): 2283-2300.
- Winker H. 2019. The Multivariate Normal (MVN) approach to capture uncertainty about the stock status within a two-dimensional Kobe-framework. SCRS/P/2019/020.

TABLEAUX

Tableau 1. Catalogue du SCRS pour BSH-N sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 2. Catalogue du SCRS pour BSH-S sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 3. Catalogue du SCRS pour POR-N sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 4. Catalogue du SCRS pour POR-S sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 5. Catalogue du SCRS pour SMA-N sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 6. Catalogue du SCRS pour SMA-S sur la disponibilité des données des tâches 1 et 2 entre 1988 et 2017 (tâche 2, Dset= « t2 », schéma de couleur: « a » = T2CE existe; « b » = T2SZ existe; « c » = T2CS existe).

Tableau 7. Série de captures nominales (t) de POR incluse dans la tâche I (source : évaluation du stock de POR de 2008).

Tableau 8. Prises nominales finales de la tâche 1 des trois principales espèces de requins par stock / région.

Tableau 9. Résumé des résultats du diagnostic pour les modèles d'évaluation du requin-taupe bleu en 2019.

Tableau 10. Scénarios 1 et 3 combinés de la longue chaîne de Markov Monte Carlo (MCMC) du modèle Stock Synthesis, avec la matrice de risque Kobe II pour les résultats de la projection du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Probabilité que la mortalité par pêche (F) soit inférieure au taux de mortalité par pêche au niveau de la PME ($F < F_{PME}$; panneau supérieur), probabilité que la fécondité du stock reproducteur (SSF) dépasse le niveau qui produira la PME ($SSF > SSF_{PME}$; panneau central) et probabilité que $F < F_{PME}$ et $SSF > SSF_{PME}$ (panneau inférieur).

FIGURES

Figure 1. Fiche de scores de la disponibilité des données des tâches 1 et 2 pour les six principales pêcheries de requins (année finale : 2017).

Figure 2. Prises de BSH (en t) de la tâche 1 par stock (incluant les deux séries en pointillé reconstruites dans l'évaluation du stock de 2017).

Figure 3. Prises de POR (en t) de la tâche 1 par stock (la série de capture de BSH-S, en pointillé, est représentée dans l'axe vertical de droite).

Figure 4. Prises de SMA (en t) de la tâche 1 par stock (incluant deux séries en pointillé reconstruites dans l'évaluation du stock de 2017).

Figure 5. Projections du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord pour les quatre modèles BSP2JAGS de l'évaluation de 2017. Les lignes représentent des TAC allant de 0 à 4.000 t avec des incréments de 100 t. La première année de projection est 2019 et la dernière 2073 (SCRS/2019/092).

Figure 6. Projections à partir de trois modèles Stock Synthesis (SCRS/2019/082).

Figure 7. Distribution delta log-normale à variables multiples des scénarios 1 et 3 du modèle Stock Synthèse.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Listes des documents et des présentations.

Appendice 4. Résumés des documents SCRS.

Appendice 5. Résumé exécutif de l'évaluation du stock de requin-taupe commun de l'hémisphère sud (*Lamna Nasus*).

RÉUNION DE MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION DU REQUIN-TAUPE BLEU - MADRID 2019

Table 1. BSH-N SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	1843	1818	3037	4306	3560	9589	8590	8468	7395	29283	26763	26172	28174	21128	20066	23005	21742	22359	23217	26927	30723	35198	37178	38083	36778	37058	36574	39627	44067	39679									
Species	Stock	Status	FlagName	GearGrp	DSet	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Rank	%	%cum			
BSH	ATN	CP	EU.España	LL	t1										24497	22504	21811	24112	17362	15666	15975	17314	15006	15464	17038	20788	24465	26094	27988	28666	28562	29041	30078	29019	27316	1	69.1%	69%			
BSH	ATN	CP	EU.España	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	b	b	b	b	b	b	b	b	b	1					
BSH	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t1			1387	2257	1583	5726	4669	4722	4843	2630	2440	2227	2081	2110	2265	5642	1751	4026	4337	5283	6164	6248	8256	6508	3725	3694	2994	3808	7679	5610	2	16.6%	86%			
BSH	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t2			-1	-1	-1	-1	-1	a	a	a	a	a	a	a	a	ab	ab	2																		
BSH	ATN	CP	Japan	LL	t1										1203	1145	618	489	340	357	273	350	386	558	1035	1729	1434	1921	2531	2007	1763	1227	2437	1808	3287	4011	4217	4460	3	5.7%	91%
BSH	ATN	CP	Japan	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	a	a	a	a	a	a	3				
BSH	ATN	CP	Canada	LL	t1	968	978	680	774	1277	1702	1260	1494	528	831	612	547	624	581	836	346	965	1134	977	843	0	0	0	0	0	1	0	1	5	16	32	4	4	2.6%	94%	
BSH	ATN	CP	Canada	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	a	a	a	a	a	a	a	a	a	4				
BSH	ATN	CP	U.S.A.	LL	t1	421	480	742	772	185	1144	580	622	607	181	172	96	137	105	68	55	70	68	47	54	137	106	176	232	123	114	142	82	43	42	5	5	1.1%	95%		
BSH	ATN	CP	U.S.A.	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	5												
BSH	ATN	NCC	Chinese Taipei	LL	t1										487	167	132	203	246	384	165	59	171	206	240	588	292	110	73	99	148	107	123	83	238	287	76	6	0.7%	96%	
BSH	ATN	NCC	Chinese Taipei	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	6												
BSH	ATN	CP	Belize	LL	t1																																201	7	0.6%	96%	
BSH	ATN	CP	Belize	LL	t2																						ab	ab	ab	7											

Table 2. BSH-S SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	0	0	0	8	107	10	2704	3108	4252	10145	8797	10829	12444	14043	12682	14967	14438	20642	20493	23487	23097	23459	27799	35069	26421	20672	26148	22457	25417	28376									
Species	Stock	Status	FlagName	GearGrp	DSet	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Rank	%	%cum			
BSH	ATS	CP	EU.España	LL	t1										5272	5574	7173	6951	7743	5368	6626	7366	6410	8724	8942	9615	13099	13953	16978	14348	10473	11447	10133	10107	11486	1	45.8%	46%			
BSH	ATS	CP	EU.España	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	b	b	b	b	b	b	b	b	b	1				
BSH	ATS	CP	EU.Portugal	LL	t1										847	867	1336	876	1110	2134	2562	2324	1841	1863	3184	2751	4493	4866	5358	6338	7642	2424	1646	1622	2420	5609	6663	2	16.4%	62%	
BSH	ATS	CP	EU.Portugal	LL	t2										-1	-1	a	a	a	a	a	a	a	ab	ab	ab	2														
BSH	ATS	CP	Namibia	LL	t1													0		2213	2316	1906	6616	3536	3419	1829	207	2351	2633	1176	1147	2471	2137	2775	1357	3	8.8%	71%			
BSH	ATS	CP	Namibia	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	a	a	a	a	a	a	ab	3				
BSH	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t1										1232	1767	1952	1737	1559	1496	1353	665																2053	4	8.6%	80%
BSH	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	4										
BSH	ATS	CP	Brazil	LL	t1										743	1103		179	1683	2173	1966	2160	1568	2520	2533	2309	1625	1268	1500	1913	1607	2013	2551	2420	1334	2177	5	8.6%	88%		
BSH	ATS	CP	Brazil	LL	t2										-1	-1	a	a	a	a	a	a	a	ab	ab	a	ab	ab	ab	a	a	a	a	a	a	a	5				
BSH	ATS	CP	Japan	LL	t1										1388	437	425	506	510	536	221	182	343	331	209	236	525	896	1789	981	1161	1483	3060	2255	3232	2236	2127	3115	6	6.5%	95%
BSH	ATS	CP	Japan	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	a	a	a	a	a	a	6			
BSH	ATS	CP	Uruguay	LL	t1										84	57	259	180	248	118	81	66	85	480	462	376	232	337	359	942	208	725	433	130				7	1.4%	96%	
BSH	ATS	CP	Uruguay	LL	t2										-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	7										
BSH	ATS	CP	South Africa	LL	t1										8	107	10																					8	0.8%	97%	
BSH	ATS	CP	South Africa	LL	t2										-1	-1	ab	a	ab	a	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	8												

RÉUNION DE MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION DU REQUIN-TAUPE BLEU - MADRID 2019

Table 3. POR-N SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	1123	1088	1374	2054	2658	1952	2770	2173	1640	1877	1516	1471	1555	1081	892	690	842	605	519	522	527	421	119	68	111	156	29	56	20	29	Rank	%	%cum						
POR	ATN	CP	Canada	LL	t1	83	73	78	329	813	919	1575	1351	1045	1322	1055	956	899	491	223	130	220	191	184	83	115	50	65	22	29	16	8	3	2	2	1	41.2%	41%			
POR	ATN	CP	Canada	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1					
POR	ATN	CP	EU.France	UN	t1	446	341	551	300	496	633	820	565	267	315	219	240	410	361	461	303	194	276	194	83	83	153										2	25.8%	67%		
POR	ATN	CP	EU.France	UN	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	2				
POR	ATN	NCO	Faroe Islands	LL	t1	373	477	550	1189	1149	165																										3	13.3%	80%		
POR	ATN	NCO	Faroe Islands	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1																											3			
POR	ATN	CP	EU.Denmark	UN	t1	33	33	46	85	80	91	93	86	72	69	85	107	73	76	42	21	20	4	3	2	1												4	3.8%	84%	
POR	ATN	CP	EU.Denmark	UN	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	4			
POR	ATN	CP	Japan	LL	t1	80	58	63	62	54	35	29	15	15	13	19	41	47	52	21	7	20	27	18	17	10	13	13	14	49	98	0	0	2				5	3.0%	87%	
POR	ATN	CP	Japan	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	5			
POR	ATN	CP	EU.España	LL	t1	69	42	26	47	15	21	52	19	41	25	25	18	13	24	54	27	11	14	34	8	41	77												6	2.3%	89%
POR	ATN	CP	EU.España	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	6			
POR	ATN	CP	EU.France	LL	t1																																		7	2.3%	92%
POR	ATN	CP	EU.France	LL	t2																																		7		
POR	ATN	CP	Norway	UN	t1	11	25	43	32	41	24	24	26	28	17	27	32	22																					8	1.5%	93%
POR	ATN	CP	Norway	UN	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	8		
POR	ATN	CP	U.S.A.	LL	t1	0	1	1	4	4	50	108	35	78	56	9	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1.4%	94%
POR	ATN	CP	U.S.A.	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	9		
POR	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t1	3	2	2	1	0	1	1	1	1	1	1	0	7	4	10	101	50	14	6	0	3	17	7	0	0									10	0.8%	95%
POR	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	10		
POR	ATN	NCC	Chinese Taipei	LL	t1	7	3	0																															11	0.7%	96%
POR	ATN	NCC	Chinese Taipei	LL	t2	-1	-1	-1																															11		
POR	ATN	CP	Canada	GN	t1																																		12	0.5%	96%
POR	ATN	CP	Canada	GN	t2																																		12		

Table 4. POR-S SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	330	301	301	239	360	207	279	170	311	178	262	178	214	121	182	196	109	133	122	149	85	62	16	21	37	29	38	4	1	0	Rank	%	%cum							
POR	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t1	85	108	142	73	192	85	146	57	168	65	170	73	84	29	93	95	39	43	47	99													1	40.9%	41%		
POR	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1				
POR	ATS	CP	Brazil	LL	t1	96	102	95	81	128	60	32	49	33	36	38	58	60	67	74	49	37	52	32	23														2	25.9%	67%	
POR	ATS	CP	Brazil	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	2			
POR	ATS	CP	Japan	LL	t1	118	15	37	48	12	13	14	6	9	14	1	1	7	4	3	2	11	3	3	9	41	34	8	7	25	15	13	4	1	0				3	10.3%	77%	
POR	ATS	CP	Japan	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	3			
POR	ATS	NCO	NEI (Flag related)	LL	t1	23	50	13	8	14	10	22	8	46	23	37	11	15	3	1																			4	6.1%	83%	
POR	ATS	NCO	NEI (Flag related)	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	4			
POR	ATS	CP	EU.España	LL	t1	1	13	12	32	35	43	28	27	2	14	7	14	2	9	4	0	3	5	4	13														5	5.8%	89%	
POR	ATS	CP	EU.España	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	5			
POR	ATS	CP	Uruguay	LL	t1																																		6	4.9%	94%	
POR	ATS	CP	Uruguay	LL	t2																																		6			
POR	ATS	CP	Panama	LL	t1	1	7	8	14	2	6	24	4	21	3																								7	1.9%	96%	
POR	ATS	CP	Panama	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	7			
POR	ATS	CP	China PR	LL	t1																																		8	1.6%	97%	
POR	ATS	CP	China PR	LL	t2																																			8		

RÉUNION DE MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION DU REQUIN-TAUPE BLEU - MADRID 2019

Table 5. SMA-N SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	2926	2170	2389	2296	3233	4114	3659	5306	5306	3534	3845	2858	2587	2677	3426	3987	4000	3695	3574	4158	3800	4541	4767	3718	4431	3595	2852	2991	3351	3115									
Species	Stock	Status	FlagName	GearGrp	DSet	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Rank	%	%cum			
SMA	ATN	CP	EU.España	LL	t1	1851	1079	1537	1390	2145	1964	2164	2209	3294	2416	2223	2051	1561	1684	2047	2068	2088	1751	1918	1814	1895	2216	2091	1667	2308	1509	1481	1362	1574	1784	1	53.5%	53%			
SMA	ATN	CP	EU.España	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1				
SMA	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t1			193	314	220	796	649	657	691	354	307	327	318	378	415	1249	399	1109	951	1540	1033	1169	1432	1045	1023	817	209	213	257	270	2	17.1%	71%			
SMA	ATN	CP	EU.Portugal	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	2				
SMA	ATN	CP	U.S.A.	RR	t1	795	670	268	210	250	667	317	1422	232	164	148	69	290	214	248	0	336	282	257	158	156	163	168	178	229	219	201	190	163	189	3	8.3%	79%			
SMA	ATN	CP	U.S.A.	RR	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	3				
SMA	ATN	CP	Japan	LL	t1	113	207	221	157	318	425	214	592	790	258	892	120	138	105	438	267	572																4	6.2%	85%	
SMA	ATN	CP	Japan	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	4			
SMA	ATN	CP	Maroc	LL	t1																																	5	6.0%	91%	
SMA	ATN	CP	Maroc	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	5			
SMA	ATN	CP	U.S.A.	LL	t1	160	188	146	176	273	249	269	259	166	179	146	124	123	135	123																			6	4.5%	96%
SMA	ATN	CP	U.S.A.	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	6			
SMA	ATN	CP	Canada	LL	t1	93	56	99	55	54	59	60	61	63	69	74	64	64	39	37	28	35	53	84	82	109													7	1.3%	97%
SMA	ATN	CP	Canada	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	7		

Table 6. SMA-S SCRS catalogue on Task I/II data availability between 1988 and 2017 (Task II, DSet="T2", colour scheme: "a"= T2CE exists; "b"= T2SZ exists; "c"= T2CS exists).

		T1 Total	1032	1546	1255	1062	1183	1743	2182	3100	2395	2187	2008	1606	2588	2107	2103	3235	2526	3259	3036	2786	1881	2063	2486	3258	2905	2183	3274	2773	2765	2786										
Species	Stock	Status	FlagName	GearGrp	DSet	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Rank	%	%cum				
SMA	ATS	CP	EU.España	LL	t1	378	809	552	327	421	772	552	1084	1482	1356	984	861	1090	1235	811	1158	703	584	664	654	628	922	1192	1535	1207	1083	1077	862	882	1049	1	38.8%	39%				
SMA	ATS	CP	EU.España	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	1			
SMA	ATS	CP	Japan	LL	t1	525	618	538	506	460	701	1369	1617	514	244	267	151	264	56	133	118	398																		2	14.3%	53%
SMA	ATS	CP	Japan	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	2		
SMA	ATS	CP	Namibia	LL	t1																																		3	13.2%	66%	
SMA	ATS	CP	Namibia	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	3		
SMA	ATS	CP	EU.Portugal	LL	t1							92	94	165	116	119	388	140	56	625	13	242	493	375	321	502	336	409	176	132	127	158	393	503	4	8.6%	75%					
SMA	ATS	CP	EU.Portugal	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	4		
SMA	ATS	CP	Brazil	LL	t1	70	71	103	79	158	122	95	119	83	190	233	27	219	409	226	283	177	426	183	152	121	92	128	179	193	276	256	172	124	275	5	7.6%	82%				
SMA	ATS	CP	Brazil	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	5		
SMA	ATS	CP	South Africa	LL	t1							64	43	23	46	36	29	168	66	103	68	12	115	101	111	86	224	137	146	152	218	108	250	476	613	339	305	6	5.8%	88%		
SMA	ATS	CP	South Africa	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	6		
SMA	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t1	35	29	36	80	44	31	65	87	117	139	130	198	162	120	146	83	180	226	166	147	124	117	144	204	158	157	161	154	95	88	7	5.2%	93%				
SMA	ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	7		
SMA	ATS	CP	China PR	LL	t1							34	45	23	27	19	74	126	305	22	208	260	68	45	70	77	6	24	32	29	8	9	5	3	1	8	2.2%	96%				
SMA	ATS	CP	China PR	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	8		
SMA	ATS	CP	Uruguay	LL	t1	23	19	26	13	20	28	12	17	26	20	23	21	35	40	38	188	249	146	68	36	41	106	23	76	36	1								9	1.9%	98%	
SMA	ATS	CP	Uruguay	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	9		

Table 7. POR nominal catches (t) series included in Task I (source: 2008 POR stock assessment).

		ATN											ATS																				
		NE											SW																				
Decade	Year	EU.DEU	EU.DNK	EU.JRL	EU.PRT	EU.SWE	EU.UK	FRO	ISL	NOR	RSC	BRB	CUB	FR.SPM	JPN	KOR	TAI	VEN	ARG	BRA	CHN	CUB	EU.ESP	EU.PRT	JPN	KOR	NEI.MIX	PAN	PHL	TAI	VEN		
		ICES	ICES	ICES	ICES	ICES	*	ICES	ICES	ICES	RSC	ratios	ratios	FAO	ratios	ratios	ratios	ratios	ratios														
1920 ...											2179																						
1930 ...											23927																						
1940 ...											9351																						
1950	1950		1900								1358																						
	1951		1600								778																						
	1952		1600								606																						
	1953		1100						100		712																						
	1954		700						300		594																						
	1955		600						100		897																						
	1956		400								871															1							
	1957		600						100		1097															1							
	1958		900						7	300	1080										7												
	1959		600						9	600	1183										14	25											
1960	1960		400						10	500	1929										19	20											
	1961		600						9		1053										27	22				4							
	1962		400						20		444				1						53	8				21							
	1963		200						17		121				30						109	11				34							
	1964		300						5		89				28						86	8				69							
	1965		200						8		204				57						74	4				68							
	1966		200						6		218				36						11	3				23	1						
	1967		200						7		305				57						8	4				14	1						
	1968		100						7		612	0		153		1					18	4		1		23	15					0	
	1969		100						3		909	1		223		9					10	3		2		320	16					3	
	1970		200						5		269				714		7				9	5		0		296	11					142	
1970	1971		400						7		211	0			322		9				6	3		0		25	11					60	
	1972		500						15	6	206	0			16		1	28			23	2		0		81	27				0	37	
	1973											0			50		1	41			20	3		0		3	28			13		41	
	1974											0			51		1	36			10	8		1		32						60	
	1975											0			18		6	40			20	8		0		0	24			3		26	
	1976											0			82		20	63			26	7		0		0	20			5		33	
	1977											0			79		40	62			24	15		0		0	55			2		33	
	1978											0			60		14	54			3	68		0		1	15			2		58	
	1979											0			96		24	49			74			0		0	13			1		74	
1980	1980											0			122		1	30			0	59		0		18	16			4		57	
	1981											0			149		0	21			1	103		0		57	14			2		52	
	1982											0			45		1	33			98			1		9	12			4		50	
	1983											0			62		1	38			85			1		1	11		1	5		35	
	1984											0			51		0	66			56			1		0	10		1	5		20	
	1985											0			61		0	57			50			2		35	12		1	15		27	
	1986											1			69		2	96			141			0		122	6		2	12		60	
	1987											0			90			41	7			95		1	1		92	5		9		72	
	1988											0			80			7	11			96			0		118	6		23	1		85
	1989											0			58			3	13			102			0		15	19		50	7		108
1990	1990											0			63			0	2			95		1	1		37	3		13	8		142
	1991											0			62				1			81			13		48	3		8	14		73
	1992											0			54				2			128			0		12			14	2		192
	1993	1										0			35			4	2			60		0			32			10	6		85
	1994											0			29			10	4			32		1			35			22	24		146
	1995											0			7	15		12	1			49		0			43			8	4		57
	1996											0			40	10		27	7			33			28		6	6		46	21		168
	1997											0			13	9		18	2			36			25	1		1		23	3		65
	1998	2										0			20	19		13	8			38					1			37		0	170
	1999											1			41			27	9			58	13		12		1		11	0	0	73	
2000	2000											0			13	47		19	6			60	36				7		15	1	0	84	
	2001											0			2	52		18	2			67	4		13		1	4		3	0	29	
	2002											0			1	21		22	0			74					1	3		1	0	93	
	2003	5	21									0			2	7		12	0			49	5				1	2		0	95		
	2004	7	20									0	1		4	20		8			37	4				11			1	39			
	2005	5	4	3								0	1			27		7			52	2				3			3	43			
	2006	0	3									1	1			18		5			32	2				1	3			1	47		
	2007		2									0				5		3			23	6				2	4	3				99	

Table 8. Final Task I nominal catches of the three major shark species by stock/region

Year	Sharks (major)												Sharks (other)
	BSH (<i>Prionace glauca</i>)				POR (<i>Lamna nasus</i>)				SMA (<i>Isurus oxyrinchus</i>)				
	ATN	ATS	MED	Total	ATN	ATS	MED	Total	ATN	ATS	MED	Total	
1950					3262			3262	106			106	
1951					2381			2381	71			71	
1952					2209			2209	71			71	
1953					1916			1916	88			88	
1954			6	6	1595		6	1601	22			22	22
1955			9	9	1599		7	1606	45			45	14
1956			11	11	1272	1	6	1279	27			27	20
1957			13	13	1800	1	6	1807	73			73	19
1958			9	9	2290	8	3	2300	61			61	28
1959			5	5	2395	42	3	2440	80			80	23
1960			3	3	2841	52	1	2894	53			53	19
1961			11	11	3591	53	2	3646	124			124	26
1962			8	8	3888	82	2	3972	168			168	22
1963			5	5	6934	154	1	7089	73			73	34
1964			17	17	9702	162	5	9869	132			132	20
1965			13	13	5624	146	8	5778	105			105	28
1966			10	10	2583	37	3	2623	219			219	12
1967			10	10	1166	28	2	1196	197			197	14
1968			7	7	1814	64	2	1880	260			260	28
1969			5	5	2120	392	2	2514	256			256	34
1970			6	6	1410	463	0	1872	231			231	33
1971			9	9	1737	104	0	1842	359	97		457	23
1972			16	16	2045	171	2	2218	350	60		410	24
1973			13	13	1326	107	4	1436	341	212		553	20
1974			10	10	823	116	2	942	518	67		586	30
1975			11	11	1259	82	3	1344	618	76		694	26
1976			11	11	1660	91	2	1753	290	30		320	27
1977			7	7	1309	129	3	1441	478	252		730	50
1978		4		8	1284	146	3	1433	417	168		585	45
1979		12		9	1749	163	2	1914	234	299		533	59
1980				11	1759	153	1	1913	525	324		848	38
1981	204			11	1553	229	1	1783	1097	375		1472	49
1982	9			7	677	174	1	851	1332	974		2306	91
1983	613			6	1271	140	1	1412	1248	512		1760	102
1984	121			5	844	93	1	938	1591	745		2336	129
1985	380			8	807	144	1	952	3781	786		4567	133
1986	1493			6	901	343	0	1245	3689	609		4297	161
1987	1629			26	983	275	1	1260	3243	386	12	3641	698
1988	1843			3	1123	330	0	1453	2926	1032		3958	1121
1989	1818			2	1088	301	1	1390	2170	1546		3716	1004
1990	3037			1	1374	301	0	1676	2389	1255		3645	1918
1991	4306		8	3	2054	239	1	2293	2296	1062		3358	1756
1992	3560		107	1	2658	360	0	3019	3233	1183		4416	3594
1993	9589		10	0	1952	207	0	2159	4114	1743		5856	3008
1994	8590	2704		6	2770	279	0	3049	3659	2182		5841	7981
1995	8468	3108		8	2173	170	0	2343	5306	3100		8406	9036
1996	7395	4252		2	1640	311	1	1952	5306	2395		7701	10967
1997	29283	10145		150	1877	178	0	2055	3534	2187	6	5727	8851
1998	26763	8797		63	1516	262	1	1779	3845	2008	8	5861	14643
1999	26172	10829		22	1471	178	0	1649	2858	1606	5	4469	10417
2000	28174	12444		45	1555	214	1	1769	2587	2588	4	5179	12630
2001	21128	14043		47	1081	121	1	1203	2677	2107	7	4792	21930
2002	20066	12682		17	892	182	0	1075	3426	2103	2	5531	16581
2003	23005	14967		11	690	196	0	887	3987	3235	2	7225	16018
2004	21742	14438		125	842	109	3	954	4000	2526	2	6528	27585
2005	22359	20642		72	605	133	2	740	3695	3259	17	6970	33458
2006	23217	20493		178	519	122	1	642	3574	3036	10	6620	15575
2007	26927	23487		50	522	149	0	671	4158	2786	2	6946	23806
2008	30723	23097		81	527	85	2	613	3800	1881	1	5682	22921
2009	35198	23459		185	421	62	1	485	4541	2063	1	6605	17662
2010	37178	27799		216	119	16	1	136	4767	2486	2	7254	18986
2011	38083	35069		40	68	21	0	90	3718	3258	2	6979	17451
2012	36778	26421		42	111	37	1	149	4431	2905	2	7338	12251
2013	37058	20672		100	156	29	0	185	3595	2183	0	5778	20421
2014	36574	26148		235	29	38		67	2852	3274	0	6127	5442
2015	39627	22457		665	56	4		60	2991	2773	0	5764	4032
2016	44067	25417		729	20	1	1	22	3351	2765		6116	3056
2017	39679	28376		105	29	0	1	30	3115	2786		5901	3267

Table 9. Summary of diagnostics results for 2019 Shortfin mako shark Stock Synthesis assessment models.

Diagnostic-1 (JABBA-residual plot and RMSE of CPUE residuals)

All three models passed this diagnostic.

Diagnostic-2 (Runs test of CPUE residuals)

The results for this diagnostic were mixed.

Diagnostic-3 (Runs test of size composition residuals)

All three models passed this diagnostic.

Diagnostic-4 (Runs test of recruitment deviations)

All three models failed this diagnostic.

Diagnostic-5 (Retrospective patterns and Mohn's Rho test)

All three models passed this diagnostic.

Diagnostic-6 (R0 likelihood component profile)

The results for this diagnostic were mixed.

Diagnostic-7 (ASPM)

The results of this diagnostic were mixed.

Diagnostic-8 (MCMCs)

The results for this diagnostic were mixed.

Diagnostic-9 (Hind-cast cross-validation)

The results for this diagnostic were mixed.

Table 10. Stock Synthesis model runs 1 and 3 combined Markov Chain Monte Carlo (MCMC, long chain) Kobe II risk matrix for North Atlantic shortfin mako projection results: Probability that the fishing mortality (F) will be below the fishing mortality rate at MSY ($F < F_{MSY}$; top panel), probability that the spawning stock fecundity (SSF) will exceed the level that will produce MSY ($SSF > SSF_{MSY}$; middle panel), and the probability of both $F < F_{MSY}$ and $SSF > SSF_{MSY}$ (bottom panel).

A. Probability that $F < F_{MSY}$

TAC (t)	2019	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
200	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
300	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
400	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
500	96	99	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
600	81	89	99	99	98	96	95	97	97	97	96	95
700	57	69	93	92	88	82	80	83	84	85	82	82
800*	32	45	76	77	70	63	62	64	67	67	65	63
900	15	24	57	58	51	46	44	47	51	49	49	48
1000	5	11	37	38	31	27	26	28	30	31	30	30
1100	2	4	19	21	17	13	11	13	14	14	14	13

*Largest TAC interval with $\geq 50\%$ by 2070

B. Probability that $SSF > SSF_{MSY}$

TAC (t)	2019	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	46	42	24	14	11	33	53	60	63	67	72	81
100	46	42	24	13	10	29	49	56	59	61	66	73
200	46	42	24	13	9	26	47	54	55	57	61	66
300	46	42	24	12	9	22	42	50	52	53	56	60
400	46	42	24	12	8	19	39	47	49	50	52	55
500*	46	42	24	12	7	17	34	42	45	47	49	52
600	46	42	24	12	7	14	28	37	40	41	43	47
700	46	42	24	11	6	11	23	31	34	35	37	41
800	46	42	23	11	6	10	19	26	27	28	30	32
900	46	42	23	11	5	8	16	20	21	21	23	24
1000	46	42	23	11	5	7	12	16	16	15	15	17
1100	46	42	23	10	5	6	10	12	12	11	10	10

*Largest TAC interval with $\geq 50\%$ by 2070

C. Probability of both $F < F_{MSY}$ and $SSF > SSF_{MSY}$

TAC (t)	2019	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	46	42	24	14	11	33	53	60	63	67	72	81
100	46	42	24	13	10	29	49	56	59	61	66	73
200	46	42	24	13	9	26	47	54	55	57	61	66
300	46	42	24	12	9	22	42	50	52	53	56	60
400	46	42	24	12	8	19	39	47	49	50	52	55
500*	46	42	24	12	7	17	34	42	45	47	49	52
600	45	42	24	12	7	14	28	37	40	41	43	47
700	41	41	24	11	6	11	23	31	34	35	37	41
800	27	34	23	11	6	10	19	26	27	28	30	32
900	14	21	23	11	5	8	15	20	21	21	23	24
1000	5	10	20	10	5	7	12	15	15	14	14	16
1100	2	4	14	9	4	5	7	9	9	8	8	8

*Largest TAC interval with $\geq 50\%$ by 2070

SCORECARD on Task I/II availability for the main shark fisheries (final year: 2017)

FisheryID	Species group	Species	Species/stock	SCORES (by time series)			N. flag fisheries ranked		
				10 yr (2008-17)	20 yr (1998-17)	30 yr (1988-17)	10 yr (2008-17)	20 yr (1998-17)	30 yr (1988-17)
21	Major sharks	BSH	BSH-N region	6.58	4.58	3.30	3	4	5
22			BSH-S region	6.91	5.40	3.70	7	6	6
23		POR	POR-N region	3.30	1.91	1.32	13	15	10
24			POR-S region	2.85	1.08	0.58	4	6	6
25		SMA	SMA-N region	5.80	3.52	2.47	7	6	5
26			SMA-S region	7.32	5.50	3.25	7	8	7

Figure 1. Scorecard on Task I/II data availability for the six major shark fisheries (final year: 2017).

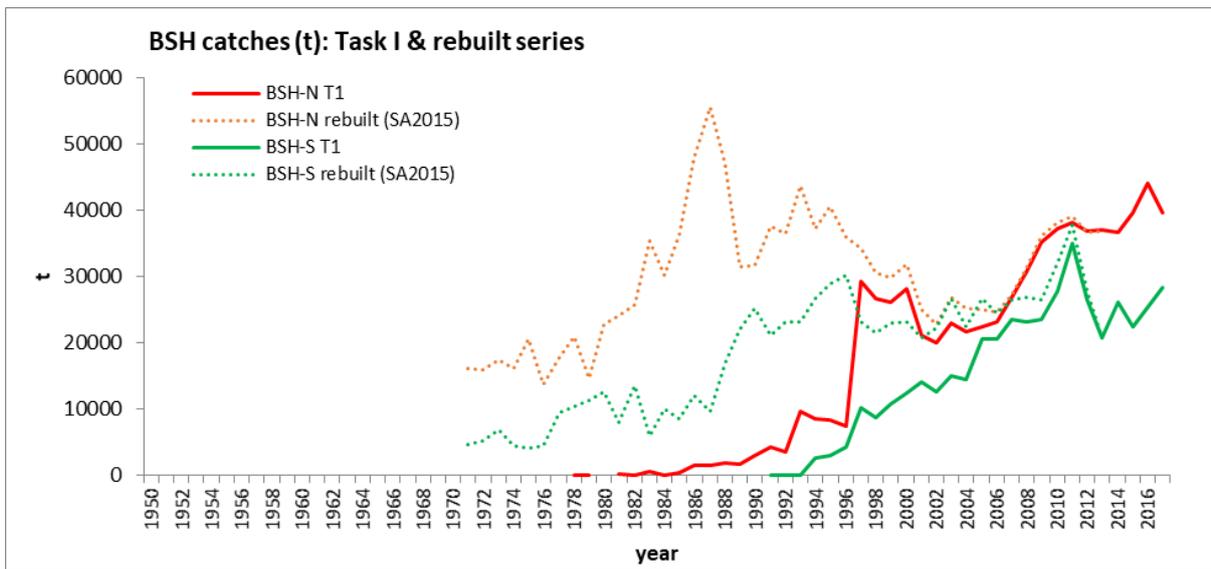


Figure 2. BSH catches (t) in Task I by stock (includes the two dotted series rebuilt in the 2015 stock assessment).

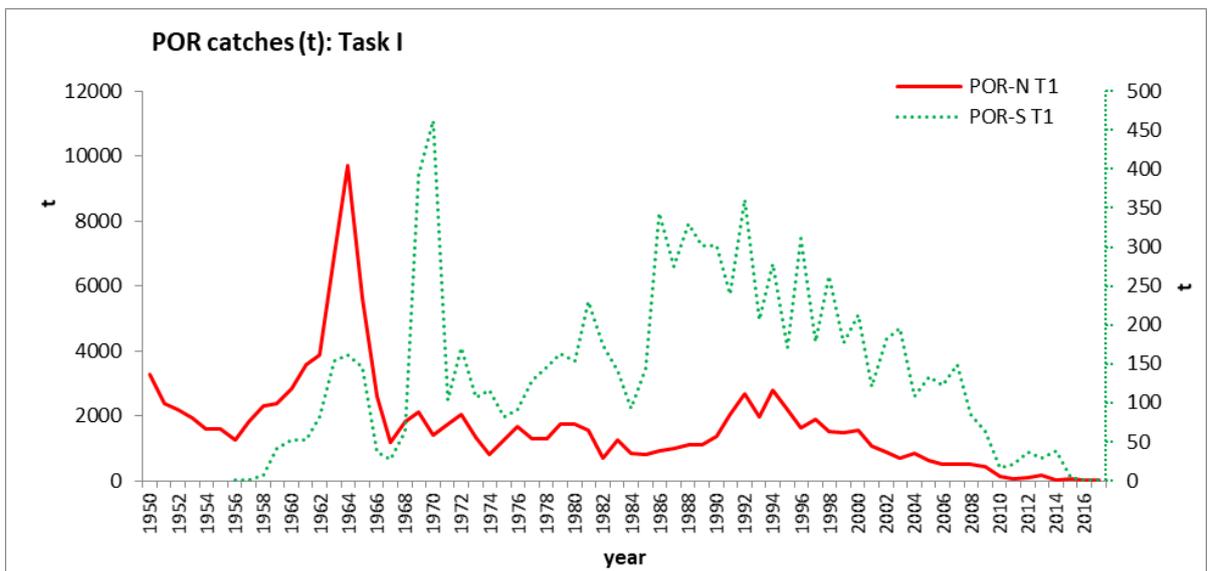


Figure 3. POR catches (t) in Task I by stock (BSH-S catch series, dotted, is plotted on the right vertical axis).

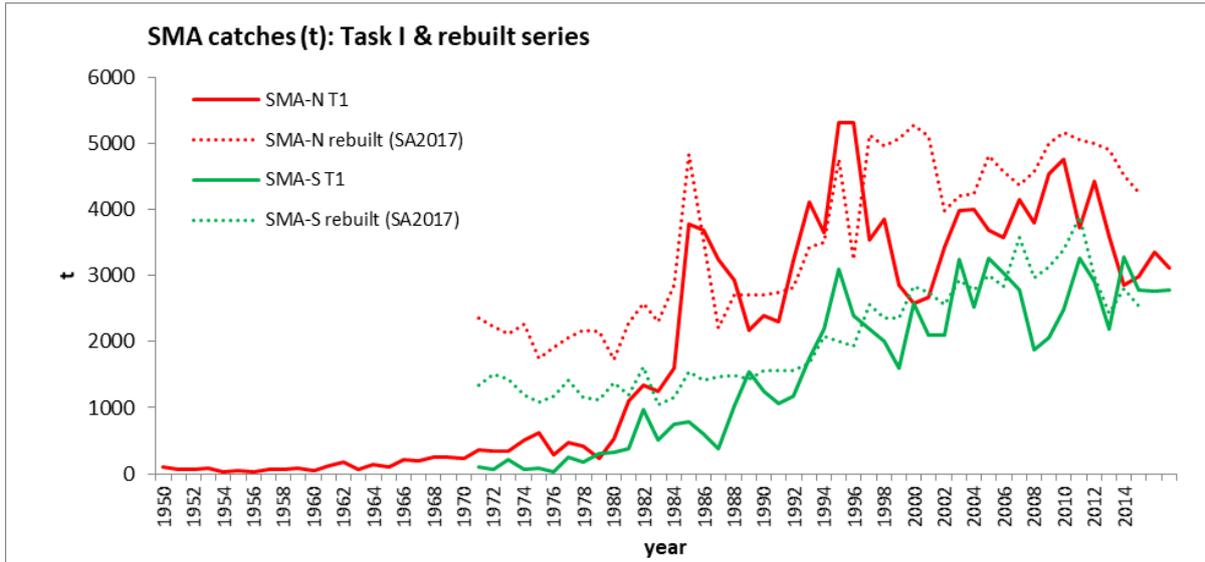


Figure 4. SMA catches (t) in Task I by stock (includes two dotted series rebuilt in the 2017 stock assessment).

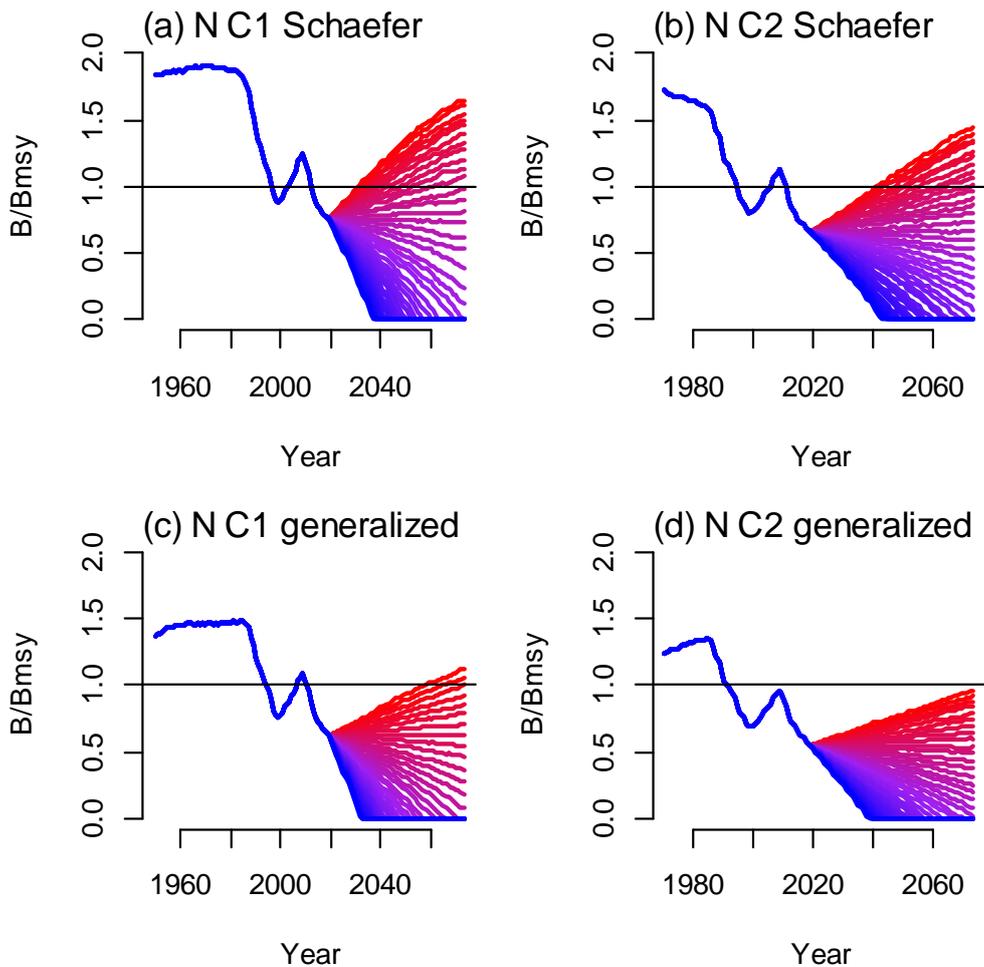
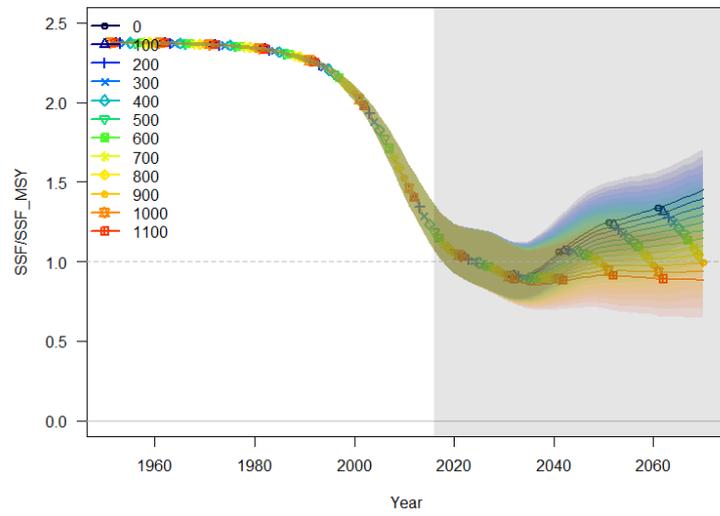
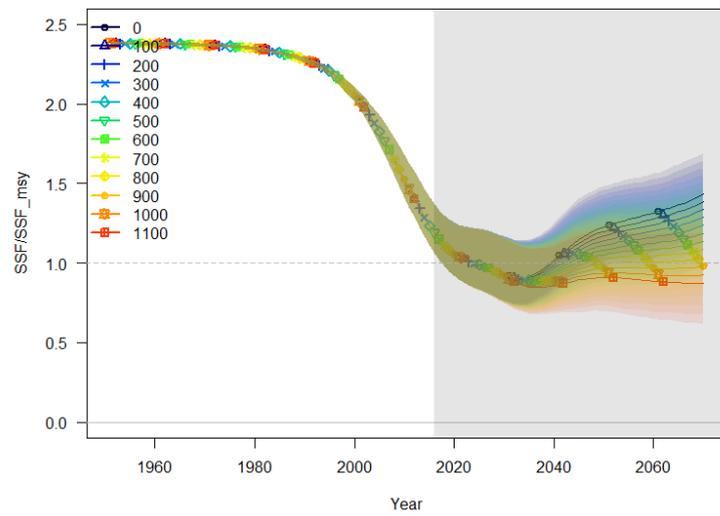


Figure 5. Projections for North Atlantic shortfin mako shark for the four BSP2JAGS models from the 2017 assessment. Lines are TACs from 0 to 4000 mt in 100 mt increments. First projection year is 2019, last year is 2073 (SCRS/2019/092).

(a) Run 1



(b) Run 2



(c) Run 3

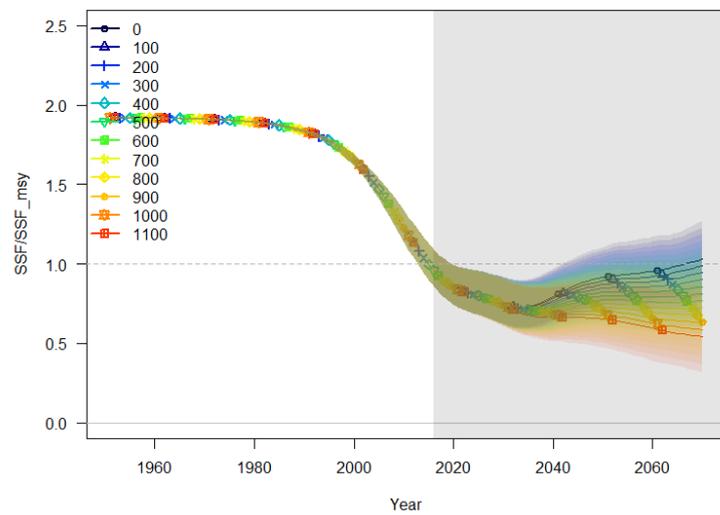


Figure 6. Projections from three Stock Synthesis model runs (SCRS/2019/082).

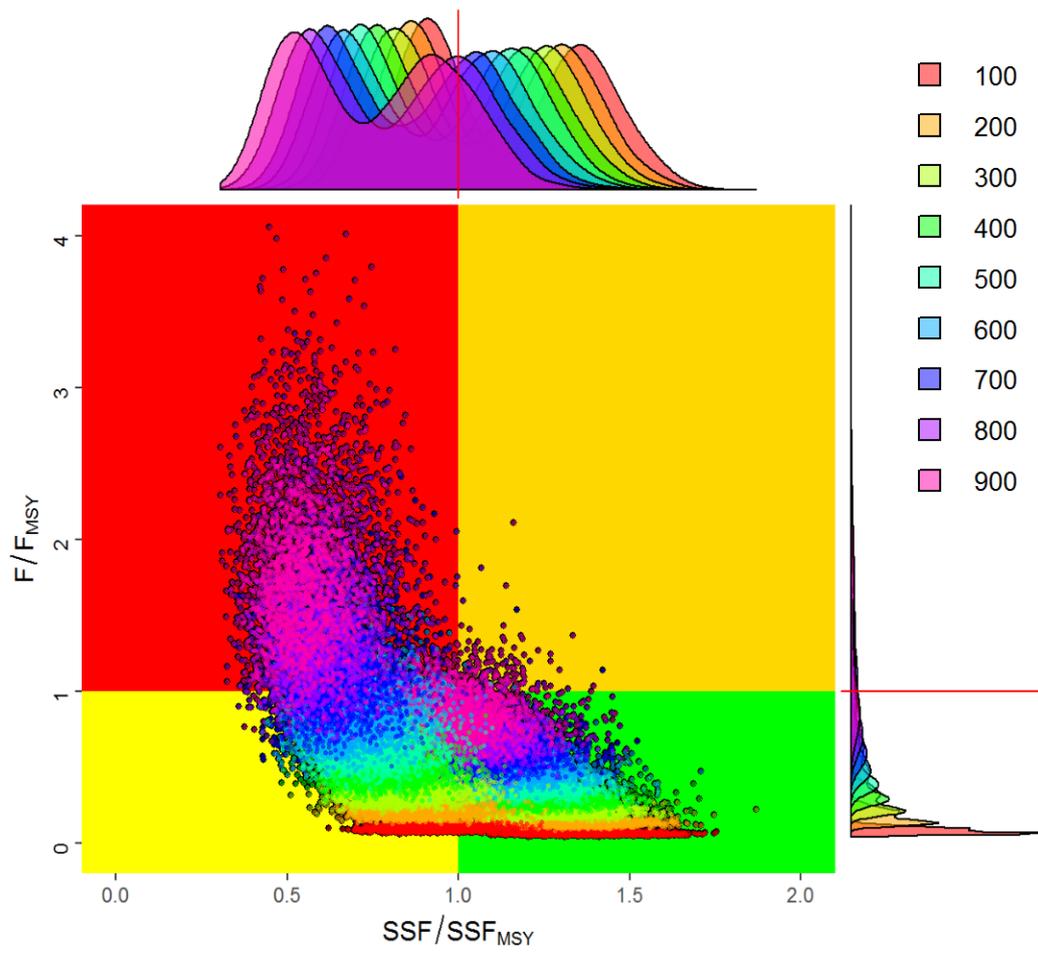


Figure 7. Delta-multivariate log normal distribution of Stock Synthesis model runs 1 and 3.

Agenda

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Review of the activities and progress of the SRDCP
 - 2.1. Habitat use based on electronic tagging
 - 2.2. Post-release mortality
 - 2.3. Genetic analysis of shortfin mako in the Atlantic Ocean
 - 2.4. Movements, stock boundaries and habitat use of silky sharks and other species in the Atlantic Ocean
 - 2.5. Movements and habitat use of porbeagle in the Atlantic Ocean
 - 2.6. Work plan for 2020
3. Review of updated data from the Secretariat and new data received from national scientists, with special emphasis on shortfin mako and porbeagle sharks
 - 3.1. Task I data (nominal catches)
 - 3.2. Task II data (catch & effort and size samples)
 - 3.3. Conventional Tagging data
 - 3.4. Indices of relative abundance
 - 3.5. Life history
4. Review of results of the ABNJ POR assessment for the Southern Hemisphere
5. Examine examples of diagnostics for Stock Synthesis model fit
6. Projections
7. Evaluate, to the extent feasible, the probability of success of the measures contemplated in ICCAT Rec. 17-08 through additional projections
8. Continue to review the effectiveness of potential mitigation measures to reduce by-catch and mortality of shortfin mako
9. Summary of Assessment projection results
10. Other matters
11. Recommendations
12. Adoption of the report and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

CANADA

Maguire, Jean-Jacques
1450 Godefroy, Québec G1T 2E4
Tel: +1 418 527 7293, E-Mail: jeanjacquesmaguire@gmail.com

CÔTE D'IVOIRE

Konan, Kouadio Justin
Chercheur Hydrobiologiste, Centre de Recherches Océanologiques (CRO), 29 Rue des Pêcheurs, BP V 18, Abidjan 01
Tel: +225 07 625 271, Fax: +225 21 351155, E-Mail: konankouadjustin@yahoo.fr

EUROPEAN UNION

Biton Porsmoguer, Sebastián
University of Girona, Institute of Aquatic Ecology, C/ Maria Aurelia Capmany 69, 17003 Girona, España
Tel: +34 626 351 713, E-Mail: sebastianbiton@gmail.com

Fernández Costa, Jose Ramón

Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Centro Costero de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, España
Tel: +34 981 205 362, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@ieo.es

Lizcano Palomares, Antonio

Subdirector Adjunto de la Subdirección General de Acuerdos y Organizaciones Regionales de Pesca, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General de Pesca, C/ Velázquez, 144 2ª Planta, 28071 Madrid, España
Tel: +34 91 347 6040, Fax: 91 347 60 42, E-Mail: alizcano@mapama.es

Ortiz de Urbina, Jose María

Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, España
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ieo.es

Poisson, François

IFREMER -- Centre de Recherche Halieutique, UMR MARBEC (Marine Biodiversity Exploitation and Conservation), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète, France
Tel: +33 499 57 32 45; +33 679 05 73 83, E-Mail: francois.poisson@ifremer.fr; fpoisson@ifremer.fr

Rosa, Daniela

Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Av. 5 de Outubro s/n, 8700-305 Olhao, Portugal
Tel: +351 289 700 504, E-Mail: daniela.rosa@ipma.pt

Santos, Catarina

IPMA - Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P., Av. 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhao, Portugal
Tel: +351 289 700 500, Fax: +351 289 700 53, E-Mail: catarina.santos@ipma.pt

JAPAN

Kai, Mikihiko

Senior Researcher, Tuna Fisheries Resources Group, Tuna and Skipjack Resources Department, National Research Institute of Far Seas Fisheries - NRIFSF, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1, Orido, Shimizu, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 54 336 5835, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: kaim@affrc.go.jp

MAURITANIA

Braham, Cheikh Baye

Halieute, Géo-Statisticien, modélisateur; Chef du Service Statistique, Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou
Tel: +222 2242 1038, E-Mail: baye_braham@yahoo.fr; baye.braham@gmail.com

MOROCCO

Baibat, Sid Ahmed

Chef de Laboratoire des Pêches, Centre régional de DAKHLA, Institut National de Recherches Halieutiques(INRH), 2, BD Sidi Abderrahmane, ain diab., 20100 Dakhla
Tel: +212 661 642 573, E-Mail: baibat@hotmail.com

Serghini, Mansour

Institut national de recherche halieutique, Route Sidi Abderrahmane Club équestre Ould Jmel, 20000 Casablanca
Tel: 0660 455 363, E-Mail: serghini2002@yahoo.com; serghinimansour@gmail.com

NAMIBIA

Jagger, Charmaine

Fisheries Biologist, Ministry of Fisheries and Marine Resources, National Marine Information and Research Centre (NatMIRC), P.O. Box 912 Swakopmund, 1 Strand street
Tel: +264 64 410 1000, Fax: +264 64 404385, E-Mail: Charmaine.Jagger@mfmr.gov.na

SOUTH AFRICA

Winker, Henning

Scientist: Research Resource, Centre for Statistics in Ecology, Environment and Conservation (SEEC), Department of Agriculture, Forestry and Fisheries (DAFF), Fisheries Branch, 8012 Foreshore, Cape Town
Tel: +27 21 402 3515, E-Mail: henningW@DAFF.gov.za; henning.winker@gmail.com

UNITED STATES

Babcock, Elizabeth

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

Cortés, Enric

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

Courtney, Dean

NOAA/NMFS/SEFSC Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, Panama City Beach Florida 32408
Tel: +1 850 234 6541, E-Mail: dean.courtney@noaa.gov

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4227, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

O'Farrell, Halie

Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Department of Marine Biology and Ecology, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149
Tel: +1 301 646 1710, E-Mail: hofarrell@rsmas.miami.edu

Piñeiro Soler, Eugenio

Chairman, Caribbean Fishery Management Council, 723 Box Garden Hills Plaza, Guaynabo, PR 00966
Tel: +1 787 224 7399, Fax: +1 787 344 0954, E-Mail: gpsfish@yahoo.com

URUGUAY

Mas, Federico

DINARA - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Laboratorio de Recursos Pelágicos (LaRPe), CICMAR - Centro de Investigación y Conservación Marina, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
E-Mail: federico.mas@cicmar.org; f.masbervejillo@gmail.com

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

CHINESE TAIPEI

Tsai, Wen-Pei

Assistant Professor, Department of Fisheries Production and Management, National Kaohsiung Marine University of Science and Technology, No. 142, Hajihuan Rd., Nanzih Dist., Kaohsiung City 81157
Tel: +886 7 361 7141#3536, Fax: +886 7 365 4422, E-Mail: wptsai@nkust.edu.tw

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

THE OCEAN FOUNDATION

Fordham, Sonja V

Shark Advocates International, President, c/o The Ocean Foundation, suite 250, 1320 19th Street, NW Fifth Floor, Washington, DC 20036, United States

Tel: +1 202 436 1468, E-Mail: sonja@sharkadvocates.org; sonja@sharkadvocates.org

Hood, Ali

The Shark Trust, 4 Creykes Court, The Millfields, Plymouth PL1 3JB, United Kingdom

Tel: +44 7855 386083, Fax: +44 1752 672008, E-Mail: ali@sharktrust.org

WORLD WILDLIFE FUND – WWF

García Rodríguez, Raúl

WWF Mediterranean, Gran Vía de San Francisco, 8, 28005 Madrid, España

Tel: +34 630 834 267, Fax: +34 913 656 336, E-Mail: pesca@wwf.es

SCRS VICE-CHAIRMAN

Coelho, Rui

SCRS Vice-Chairman, Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal

Tel: +351 289 700 504, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

ICCAT Secretariat

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

Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel

Ortiz, Mauricio

Palma, Carlos

Kimoto, Ai

Taylor, Nathan

Parrilla Moruno, Alberto Thais

List of Papers and Presentations

Reference	Title	Authors
SCRS/2019/008	Report of the Shortfin Mako Stock Assessment Update Meeting	Anon.
SCRS/2019/061	Impact of a stock synthesis version update on the outputs of assessment for shortfin mako in the north Atlantic Ocean	Kai M., and Courtney D.
SCRS/2019/082	Example of a stock synthesis projection approach at alternative fixed total allowable catch (TAC) limits implemented for three previously completed north Atlantic shortfin mako Stock Synthesis model runs	Courtney D., and Rice J.
SCRS/2019/083	Shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) fishery in the South of the Moroccan Atlantic waters	Baibbat S.A., Serghini M., Abid N., Ikkiss A., Joundoul S., and Houssa R.
SCRS/2019/084	Standardized catch per unit effort (CPUE) of shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) for the Moroccan longline fishery	Serghini M., Moustahfid H., Habiba H., Aziza L., Abid N., and Baibat S.
SCRS/2019/085	A comparison of the 2008, 2012 and 2017 assessments of the north Atlantic shortfin mako shark	Maguire J.-J., and Cortés E.
SCRS/2019/086	A SPiCT assessment of the north Atlantic shortfin mako shark	Maguire J.-J., and Berg C.W.
SCRS/2019/087	Preliminary estimates of population dynamics parameters of porbeagle shark in the western North Atlantic Ocean	Cortés E.
SCRS/2019/088	Examples of diagnostic methods implemented for previously completed North Atlantic Shortfin Mako Stock Synthesis model runs	Courtney D., Carvalho F., Winker H., and Kell L.
SCRS/2019/089	The effect of size regulations to protect immature north Atlantic shortfin mako	Kai M., Semba Y., Courtney D., and Rice J.
SCRS/2019/090	Updates on the habitat use and migrations patterns for shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry	Santos C.C., Domingo A., Carlson J., Natanson L., Travassos P., Macías D., Cortés E., Miller P., Hazin F., Mas F., Ortiz de Urbina J., and Coelho R.
SCRS/2019/091	Assessing the effects of hook, bait and leader type as potential mitigation measures to reduce bycatch and mortality rates of shortfin mako: a meta-analysis with comparisons for target, bycatch, and vulnerable fauna interactions	Rosa D., Santos C.C., and Coelho R.
SCRS/2019/092	Updated projections for the Bayesian Production model (BSP2JAGS) from the 2017 shortfin mako shark assessment	Babcock E.A., Cortés E., and O'Farrell H.
SCRS/2019/093	A rapid approach to approximate Kobe posteriors from Stock Synthesis assessment models with applications to north Atlantic shortfin mako	Winker H., Kell L., Fu D., Sharma R., Courtney D., Carvalho F., Schirripa M., and Walter J.

SCRS/2019/094	An overview of Namibian pelagic longline fishery for shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) in the southeast Atlantic Ocean	Jagger C.E., Kimoto A., and Frans E.
SCRS/2019/095	Summary of intersessional work completed with stock synthesis projections to evaluate a subset of the 2017 conservation measures recommended by ICCAT, related to TAC and size limits, to reduce mortality for north Atlantic shortfin mako	Courtney D., Kai M., Semba Y., and Rice J.
SCRS/2019/096	Updates on post-release mortality of shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry	Miller P., Santos C.C., Carlson J., Natanson L., Cortes E., Mas F., Hazin F., Travassos P., Macias D., Ortiz de Urbina J., Coelho R., and Domingo A.
SCRS/2019/097	CPUE and hooking mortality of shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) caught by longliners in the southwestern Atlantic	Mas F. , Forselledo R., Jimenez S, Miller P., and A. Domingo
SCRS/2019/098	Age-structured biomass dynamics of north Atlantic shortfin mako with implications for the interpretation of surplus production models	Winker H., Carvalho F., and Kerwath S.
SCRS/2019/101	Summary of intersessional work completed with the decision support tool to evaluate 2017 conservation measures recommended by iccat to reduce mortality for North Atlantic shortfin mako	Vaughan N., Babcock E. A., and Courtney D.
SCRS/2019/102	Stock synthesis projections at alternative fixed fishing mortality rates to evaluate the effect of live release	Courtney D., Kai M., and Rice J.
SCRS/P/2019/034	The pelagic longline fisheries from Vigo (Spain)	Biton-Porsmoguer S.
SCRS/P/2019/035	MVLN: A rapid approach for projections, too? Applications to North Atlantic Shortfin mako	Winker H.

SCRS Documents and Presentations abstracts as provided by the authors

SCRS/2019/061 This document paper evaluates the effects of a Stock Synthesis version update from 3.24 to 3.30 on the outputs of the stock assessment base-case (Model 3) results for shortfin mako shark in the North Atlantic Ocean. The same values were compared between old and new versions for the biological parameters, fisheries data, and model parameters except for some new features only available in the new version. All results including the outputs of likelihood components, biological reference points, annual biomass, annual spawning stock fecundity, annual fishing mortality, and annual recruitment were almost identical between two versions. We also evaluated the effects of changes we made to the forecast settings by implementing them in the original model. The changes we made to the forecast settings had a minor impact on the recruitment likelihood (reduced by 0.76 likelihood units) due to turning on the estimation of late and forecast recruitment deviation from 2013 to 2016, which resulted in a small change in the main biological reference point model outputs (< 0.01% change) in the original model. We therefore concluded that there is no impact of the version update on the stock status of North Atlantic shortfin mako and recommend using the new version of SS (3.30.12 beta) with new settings of parameters for Model Run 3 in the future projection.

SCRS/2019/082 Stock Synthesis projections at alternative fixed total allowable catch (TAC) limits were implemented here for three previously completed North Atlantic shortfin mako shark Stock Synthesis model runs presented to the ICCAT Shark Working Group (Group) during the 2017 ICCAT Shortfin Mako Assessment Meeting. Model runs 1 and 2 were preliminary Stock Synthesis model runs presented during the 2017 meeting. Model run 3 was the base Stock Synthesis model run resulting from the 2017 meeting. The main difference between the 2017 Stock Synthesis model runs was that model run 3 utilized a low fecundity stock recruit relationship, while model runs 1 and 2 utilized the Beverton-Holt stock recruit relationship. Kobe II risk matrix probabilities produced here with MCMC for preliminary model runs 1 and 2 indicated that a fixed annual TAC limit of between 800 – 900 t resulted in $\geq 50\%$ probability of being in the Kobe green zone (the joint probability of $F < F_{MSY}$ and $SSF > SSF_{MSY}$) by 2070 (two generations). In contrast, a fixed annual TAC limit of 800 t for model run 3 indicated that the spawning stock size would likely stabilize below the level required to return the stock to a size that could support MSY by 2070. Model run 3 had a relatively lower initial ratio for SSF/SSF_{MSY} and a relatively lower rate of recovery in SSF/SSF_{MSY} over time during the projection period as a result of utilizing the low fecundity stock recruit relationship, which may explain the observed differences in the Kobe II risk matrix probabilities obtained for model run 3. All MCMC projection scenarios resulted in continued short term population declines regardless of the fixed TAC level used in future projections. Spawning stock size in the projections continued to decline after fishing pressure had been reduced because it took many years for the surviving recruits to reach maturity (female age at 50% maturity = 21 yr) and begin to contribute to the spawning stock size.

SCRS/2019/083 As in other parts of the world, in Morocco, the shortfin mako is caught mainly as bycatch by longliners targeting swordfish in the south of the Moroccan Atlantic waters. The research activities carried out to monitor shortfin mako fishery were based on biological sampling at landing ports and onboard longline vessels targeting this species. A total of four surveys were conducted during the period from April 2018 to April 2019 during which 1366 individuals were sampled. The results of this monitoring are presented in this paper.

SCRS/2019/084 Shortfin mako shark, *Isurus oxyrinchus* is harvested as bycatch by the Moroccan longliners targeting swordfish *Xiphias gladius* in the south of Moroccan Atlantic waters. A time series of standardized catch per unit effort (CPUE) for shortfin mako was estimated by first analyzing the fleet dynamic and identification of fishing tactics using multi-table method, and then using two statistical models, including Generalized Linear Models (GLM) and Boosted Regression Trees model (BRT) with main effects and two-way interactions. BRT with two-way interactions was selected as the best model to estimate CPUE with less RMSE and high PDE. The standardized CPUE analysis indicates a declining trend since the early years and slight increase and stability in the last four years of the time series.

SCRS/2019/085 The 2017 ICCAT stock assessment for north Atlantic shortfin mako suggested a substantial deterioration of the estimated stock status compared with the 2008 and 2012 stock assessments. ICCAT is updating catch projections in May 2019 to evaluate if further management measures are needed to ensure the sustainability of the North Atlantic shortfin mako fishery. This paper compares the data, methods and results of the three most recent assessments as background to the discussions to be held during the Shortfin Mako Stock Assessment Update Meeting in May 2019.

SCRS/2019/086 The 2017 ICCAT stock assessment for north Atlantic shortfin mako shark suggested a substantial deterioration of the estimated stock status compared with the previous assessments in 2008 and 2012. The ICCAT stock assessments were based on surplus production models (ASPIC and several implementations of Bayesian surplus production models) and Stock Synthesis 3 (SS3) was also used in the 2017 assessment. In this paper, we have applied a newly developed surplus production model in continuous time that the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) has used to provide advice on stocks where only catch and one or more indices of stock size are available.

SCRS/2019/087 Vital rates and population dynamics parameters for use as inputs in stock assessment models were computed for the western North Atlantic population of porbeagle (*Lamna nasus*) based on existing and very recently published biological information. Vital rates included reproductive schedules and mortality schedules calculated with multiple estimators. Population dynamics parameters included the maximum population growth rate (r_{max}), generation time (\bar{A}), steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h), the position of the inflection point of population growth curves (R), and the spawning potential ratio at maximum excess recruitment (SPR_{MER}). I used multiple methods to compute r_{max} : four age-aggregated methods and two age-structured methods. I used the age-structured Leslie matrix approach to incorporate uncertainty in growth parameters, maturity ogive, natural mortality, and lifespan to generate estimates of all quantities of interest. Estimated productivity ranged from $r_{max}=0.046$ to 0.059 yr⁻¹ for the six deterministic methods. For the stochastic Leslie matrix method, mean r_{max} was 0.051 yr⁻¹ (IQR=0.034 – 0.068), mean h was 0.36 (IQR=0.29 – 0.43), mean R was 0.66 (IQR=0.61 – 0.73), mean \bar{A} was 16.9 years (IQR=16.2 – 17.3), and mean SPR_{MER} was 0.68 (IQR=0.58– 0.79). These estimates can be used to formulate informative priors of r_{max} and the shape parameter in production models, steepness in age-structured/integrated stock assessment models, to inform the time horizon for projections in all models, and for potential use in data-limited stock assessment approaches.

SCRS/2019/088 This paper presents a range of model diagnostics for three Stock Synthesis assessment models (model runs 1, 2, and 3) of North Atlantic shortfin mako shark that had previously been presented to ICCAT's Sharks Species Working Group during its 2017 meeting. The objectives of this paper were to evaluate stock assessment model fit to data, identify possible model misspecifications, and evaluate model prediction skill by implementing the following nine diagnostic approaches. (1) Simultaneous visualization of residuals from multiple catch per unit effort (CPUE) indices using JABBA residual plots indicated comparable goodness of fits for all three model runs. (2) Runs tests applied to individual CPUE and (3) runs tests applied to size composition data showed no evidence for undesirable, systematic patterns in residuals. (4) Runs tests applied to estimated recruitment deviations suggested rejecting the hypothesis of randomly distributed recruitment deviations in model runs 1, 2, and 3 ($p < 0.05$). (5) Retrospective analyses showed no evidence of strong retrospective patterns and were fairly consistent among scenarios. (6) Inspection of likelihood component profiles for the influential virgin recruitment parameter R_0 pointed towards some conflict between size composition data and the CPUE indices, with implications for data weighting. (7) A deterministic age-structured production model diagnostic analysis showed that the estimated catch-at-age and fixed productivity parameters (growth, mortality, and stock-recruitment relationship implemented without annual recruitment deviates) were not able to explain trends in the CPUE indices, which indicated that the abundance information contained in the CPUE indices could not be interpreted without accounting for the fluctuations in recruitment. (8) MCMC diagnostics indicated that the chains mostly converged, but suggested that the shorter MCMC chains used for run 3 may not have been sufficient to achieve full convergence. (9) A hind-cast cross-validation diagnostic identified that all three models had poor prediction skill for two of the five indices. An explanation may be that either the indices are not proportional to relative abundance or that there are processes that are not being accounted for in the model structure. In the latter case this could be due to recruitment dynamics, or changes in spatial and temporal distribution or catchability. This could be investigated by considering a range of scenarios based on alternative datasets and model structures using hindcasting which is not possible using traditional methods such as AIC.

SCRS/2019/089 This document evaluates the effects of a size regulation on the recovery of spawning stock fecundity to the target level using the forecast of stock assessment base-case model (Model 3 with Stock Synthesis version 3.30.12 beta) for shortfin mako shark in the North Atlantic Ocean. We compared the scenarios with and without size regulation under different total allowable catches. We found that the spawning stock fecundity (SSF) could not reach to the MSY level until 2070 even if the TAC was set to zero with and without size regulation. We also found that the TAC with size regulation accelerated the recovery of the SSF. These results suggested that the size regulation is a useful tool to increase the speed of the recovery under the management by TAC.

SCRS/2019/090 This paper provides an update of the study on habitat use for shortfin mako, developed within the ICCAT Shark Research and Data Collection Program (SRDCP). A total of 43 tags (29 miniPATs and 14 sPATs) have been deployed by observers on Portuguese, Uruguayan, Brazilian, Spanish and US vessels in the temperate NE and NW, Equatorial and SW Atlantic. Data from 41 tags/specimens is available, and a total of 1656 tracking days have been recorded. Results showed shortfin mako sharks moved in multiple directions, travelling considerable distances. Shortfin mako sharks spent most of their time above the thermocline (0-90 m), between 18 and 22 °C. The main plan for the next phase of the project is to continue the tag deployment during 2018 in several regions of the Atlantic.

SCRS/2019/091 A meta-analysis of 24 publications was conducted to assess effects of hook, bait and leader type on retention rates of target, bycatch and vulnerable species of the pelagic longline fishery. Retention rate and at-haulback mortality rate analyses considered hook type, bait type, the combination of both variables and leader type. Turtles and swordfish had a lower retention rate with circle hooks. In contrast, retention rates of 3 sharks and 2 tuna species were greater with circle hooks. Bait type alone did not seem to significantly influence the retention rates of most of the species examined. Results were mixed when considering the combined effects of hook and bait type. Wire leader lead to a decrease in retention rates of bony fishes and a mix for elasmobranchs. For at-haulback mortality, hook type was the most influential, while bait type only influenced blue shark at-haulback mortality. Leader type did not have a significant effect. The results presented here should be considered preliminary. Future work will consider information on at-haulback mortality rates for bony fishes and sea turtle and expanded information on fishery characteristics.

SCRS/2019/092 The Bayesian Surplus Production (BSP) using JAGS (BSP2JAGS), which was used for the north Atlantic population in the 2017 ICCAT shortfin mako assessment was revised to include updated catch data through 2017, a wider range of TACs used in the projections and a longer projection time period. The current year was updated to 2018. The model found that the population has probably decreased over the last two years, and the projections are more pessimistic than they were in the 2017 assessment.

SCRS/2019/093 The Kobe phase plot provides probabilistic statements about the stock status and is a prerequisite for formal scientific advice in tuna RFMOs around the world. In this paper, we present a detailed documentation of the delta-multivariate log-normal (delta-MVLN) method that enables to rapidly produce Kobe posteriors from the complex Stock Synthesis stock assessment model runs. We evaluate the performance of the method by comparing Markov Chain Monte Carlo (MCMC) Kobe posteriors from Bayesian surplus production models with the delta-MVLN Kobe posteriors for four tuna and billfish stocks. The results suggest that MVLN method can provide, in principle, reasonable approximation of the within-model uncertainty about the stock status. Applications of the delta-MVLN method to Stock Synthesis outputs for North Atlantic shortfin mako produced comparable results to MCMC for Run 1, but showed notably increased divergence between the Kobe posterior distributions for the current base-case model Run 3, with somewhat differing inference about the stock status. In this specific case, this difference points towards convergence issues of the MCMC. We suggest that comparing results from delta-MVLN and MCMC can provide a useful diagnostic for validation of assessment models as differences can be indicative of data conflicts and problems caused by data conflicts and model specifications. While our results provide support for the utility of the delta-MVLN, we recommend further comparisons between delta-MVLN and MCMC and bootstrap approaches should be conducted and preferably complimented with simulation-testing experiments.

SCRS/2019/094 The catch and effort data for shortfin mako caught by the Namibian pelagic longline fleet for the period of 2004-2017 were retrieved from logbooks and analyzed. Various information were provided in this document including the nominal CPUEs. Main tuna longline fishing seasons are from November to May however catches of shortfin mako occurred all year round and there is no closing season as compared to other fisheries in Namibia. The longliners mostly operated in and close to the Namibian EEZ, but also in international waters. The overall nominal CPUEs showed an increasing trend from 2004 to 2017. After the peak in 2011, the nominal CPUEs remained at a higher level in the recent 7 years compared to the one before 2010. It was also observed the CPUEs were much smaller in the offshore water than in the EEZ. The next step is to standardize this CPUE by taking into account various factors. This will be a good contribution to the stock assessment of shortfin mako in the South Atlantic.

SCRS/2019/095 Stock Synthesis projections were developed intersessionally to evaluate the effectiveness of a subset of the 2017 conservation and management measures recommended by ICCAT, related to TAC and size limits, to reduce North Atlantic shortfin mako shark mortality in association with ICCAT fisheries and to rebuild the stock to the MSY level. All projection scenarios for the base case model (run 3) resulted in continued short term population declines regardless of the fixed TAC level used in future projections. Spawning stock size in the projections, spawning stock fecundity (SSF), continued to decline after fishing pressure had been reduced because it took many years for the surviving recruits to reach maturity (age at 50% maturity = 21 yr) and begin to contribute to the SSF. For the base case, projections of SSF/SSFMSY appeared to stabilize at a stock size below MSY by 2070 with a fixed TAC of 800 t. Fixed TAC levels > 800 t are projected to result in a declining trend of SSF/SSFMSY by 2070, and Fixed TAC levels < 800 t are projected to result in an increasing trend of SSF/SSFMSY by 2070. A Kobe II risk matrix for the base case indicated that SSF would be likely to reach the level required to return the stock to a size that could support MSY by 2070 (around two mean generation times) with greater than 50% probability only at a fixed annual TAC limit of <100 t. For the base case, the recovery of SSF was accelerated by size limit regulations to protect immature shortfin mako. However, the SSF did not reach the MSY level by 2070 even with size limit regulations and a fixed TAC set to zero. These results suggest that while the TAC and size limit regulation are useful to reduce the mortality, these management measures may be insufficient to rebuild the stock to the target level within the ICCAT time frame. In consideration of the nature of the fisheries for shortfin mako (i.e. bycatch species) and recent high level of the annual catches (around 3000 t), other proposed management measures, such as live release, may be practical measures to reduce fishing mortality. However, the effects of implementing live release management measures were not evaluated intersessionally with projections due to time constraints. The effect of circle hooks was also not evaluated intersessionally. Model uncertainty should also be considered when interpreting these projection results. The use of different model assumptions or the use of different modeling frameworks may lead to different projection outcomes.

SCRS/2019/096 This paper provides an update of the study on post-release mortality of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* developed within the ICCAT Shark Research and Data Collection Program (SRDCP). Up to date, 43 tags (14 sPATs and 29 miniPATs) have been deployed by observers on Brazilian, Portuguese, Spanish, Uruguayan, and US vessels in the temperate NE and NW, Equatorial and SW Atlantic. Data from 35 out of 43 tagged specimens could be used to obtain preliminary information regarding post-release mortality, resulting in a total of 8 mortality and 27 survival events.

SCRS/2019/097 This document presents preliminary results comparing shortfin mako CPUE and hooking mortality between longline fishing vessels with different gear configurations, namely: deep vs. shallow sets, and fishing sets using reinforced stainless-steel branch-lines vs. simple monofilament branch-lines. All data analyzed was gathered by the Uruguayan National observer Program form DINARA. Comparisons of CPUE between deep and shallow fishing sets was assessed by analyzing Japanese and Uruguayan longline fishing vessels operating in the southwestern Atlantic Ocean. Within the Uruguayan longline fleet, the use of reinforced branch-lines in some vessels and the use of nylon monofilament branch-lines in others also allowed the comparison of both CPUE between these different configurations of shallow longline fishing sets. General additive model (GAM) results suggests that shortfin mako CPUE is considerably lower in deep fishing sets from Japan compared to shallow fishing sets from Uruguay. Among Uruguayan fishing vessels, those fishing with reinforced stainless-steel branch-lines yielded slightly higher (although significant) catch rates than those using monofilament branch-lines. Model results also indicated higher catch rates at intermediate sea surface water temperatures (21-22°C) and close to the external continental shelf and shelf break. Generalized linear mixed models (GLMM) results suggests that hooking mortality of the shortfin mako was affected by size and mean sea surface temperature but not by sex. Hooking mortality did not differ among Uruguayan fishing vessels using different branch-line types but was considerably lower in

deep-water fishing sets from the Japanese fleet compared to shallow water sets from Uruguay. Although these results should be considered preliminary and further analysis are needed, this document highlights the potential effects of deep vs. shallow longline sets, as well as different branch line configurations, over the CPUE and hooking mortality of the shortfin mako.

SCRS/2019/098 The development of a Stock Synthesis model for North Atlantic shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in 2017 has resulted in substantially more pessimistic inference about stock status and future projections when compared to previous assessments for this stock. Here, we aim to uncouple the key drivers of the underlying age-structured population dynamics of the 2017 Stock Synthesis base-case model. The population dynamics reveal an unusual combination of steep dome-shaped selectivity and very late maturation, resulting in a strong lag-effect between the exploitable and reproductive component of the stock. Fisheries mortality predominantly impacts on the sub-adults, whereas fishing mortality is expected to be low for larger adults, in particular the mature females. The dome-shaped selectivity represents a mechanism to propagate the stochastic recruitment variation into the observed CPUE trends, which can lead to biased results when using age-aggregated surplus production models (SPMs). By ignoring the lag effect, earlier SPM assessments have probably contributed to false perception about the long-term sustainability of the fishery. Even the 2017 state-space SPM implementation with informed priors likely overestimated the rebuilding potential. Continuity runs carried out in SPMs JABBA and BSP2 provide a useful tool to track the rebuilding of sub-adult biomass in response to potential intervention measures, but SPMs cannot be used for future projections and related scientific advice for stocks where vulnerable biomass and 'Spawner' biomass are disjointed.

SCRS/2019/101 DST projections were developed intersessionally to evaluate the effectiveness of a subset of the 2017 conservation and management measures recommended by ICCAT to reduce North Atlantic shortfin mako shark mortality in association with ICCAT fisheries and to rebuild the stock to the MSY level. All projection scenarios were run for the Stock Synthesis base case model (run 3). The projections included a size limit and a policy of live releasing a fraction of the catch. Because these policies caused dead discards, the retained catch had to be reduced to reduce total mortality. The effectiveness of the policies depended on the assumed discard mortality and fraction retained. Accurate estimates of these values for each fleet are needed.

SCRS/P/2019/034 Blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) are species exploited by the Spanish and Portuguese longline fleet. They land sharks in the fish market at Vigo (Spain). The number of longliners decreased between 2004 and 2016 (less 15 boats). Landings of shortfin mako have decreased and those of blue shark increased between 2001 and 2016. In accordance with ICCAT informs, the blue shark stock is not overexploited. But it is for shortfin mako in the North-eastern Atlantic Ocean. The sharks landed in a fish market are mainly juvenile, the maturity age being late for both species. The authorities must establish measures to reduce fishing pressure. Pelagic sharks (blue shark *Prionace glauca* and shortfin mako *Isurus oxyrinchus*) caught by long-line Spanish and Portuguese fleets in the NE Atlantic, were sampled at Vigo fish market (Spain) for total mercury (Hg) analysis. Hg concentration in white muscle increased with size and weight in both species, but at a higher rate in shortfin mako than in the blue shark. No difference was found with sex, year and season. Spatial variation was observed in the blue shark with higher Hg values in the North of the Azorean archipelago, but not in the shortfin mako. These high-level predators are particularly susceptible to bioaccumulate contaminants (Hg) in their tissues (muscle). However, a significant positive relationship between Hg concentration and trophic level ($\delta^{15}N$) of individuals was observed only in the shortfin mako. Most sharks landed were juveniles which presented Hg concentration lower than the maximum limit allowed by the European Union (1 mg kg⁻¹ wet weight) for marketing. However, concentrations above this threshold were most recorded in blue sharks larger than 250 cm total length (TL) and in shortfin makos larger than 190 cm TL, raising the question of the commercialization of large-sized individuals.

SCRS/P/2019/035 Abstract not provided by the author

**Executive Summary of the Southern Hemisphere
porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment**
WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2)

This report presents the results of a Southern Hemisphere stock status assessment of porbeagle shark. The study, along with associated regional studies, was a collaborative one involving many countries with Southern Hemisphere fisheries that catch porbeagles. Participating scientists from Argentina, Chile, Japan, New Zealand and Uruguay contributed data analyses and abundance indices. Our approach combined indicator analyses and a spatially-explicit sustainability risk assessment. Indicator analyses were performed independently for different Southern Hemisphere fisheries and served to characterise local trends in relative abundance based on commercial catch per unit effort (CPUE) data, and trends in size and sex ratio based on biological data.

We limited our analyses to the region south of 30°S which provided most of the available data, although the porbeagle shark's range extends slightly north of this latitude. Porbeagle sharks are taken in fisheries at least as far south as 56°S. Southern Hemisphere population structure is not well understood, and we considered it unlikely that the population comprises a single well-mixed stock for management purposes. We subdivided the spatial domain of the assessment into five subpopulations or regions by longitude: 1) Western Atlantic Ocean; 2) Eastern Atlantic/Western Indian Ocean; 3) Eastern Indian Ocean; 4) Western Pacific Ocean; and 5) Eastern Pacific Ocean.

We applied different assessment methods by region, depending on data availability and quality. In the Eastern Atlantic/Western Indian Ocean, Eastern Indian Ocean, and Western Pacific regions, stock status assessment was performed using a spatially-explicit risk assessment. Indicator-based analyses were used to assess stock condition in the Eastern Pacific and the Western Atlantic, where there was limited information. We compared results from areas with varying levels of information, for greater insight into the status of the stock, levels of uncertainty, and data requirements for future studies.

Public domain surface longline data were obtained at a resolution of 5 x 5° grid by month by flag from regional fishery management organisations. Catch and effort data were also obtained from other trawl and longline fisheries known to take porbeagle sharks. Japanese observer data on catch and effort throughout the Southern Hemisphere were analysed to determine relationships between catch rates and the covariates year, quarter, latitude, hooks between floats, hooks, and sea surface temperature. These relationships were then used to predict relative abundance across the entire spatial domain, and combined with effort to predict surface longline catches. Catch estimates for other fisheries were obtained from the literature.

Most catch rate indicators were relatively short, variable, and uncertain, with the majority either stable or increasing. Length indicators were also variable. Only the Argentinian size and sex indicators showed temporal trends, with a small decline in sizes for both sexes, and a slight trend towards less female bias in the sex ratio index.

The indicator analyses, in addition to providing time series to monitor population change, revealed spatial patterns in size and sex distributions, and relationships with environmental variables. Such analyses are critical inputs to stock status assessments, because they help to determine model structure.

The risk assessment uses a quantitative framework to estimate spatially-explicit fishing mortality. It derives sustainability status as the ratio of total impact to a maximum impact sustainable threshold (MIST) reference point. The quantitative framework quantifies and propagates uncertainty throughout the assessment process. The risk assessment served to integrate selected CPUE indicators in the evaluation of risk from commercial pelagic longline fisheries to porbeagle shark, within an area subset of the Southern Hemisphere. The spatial domain of the risk assessment covered three regions: Eastern Atlantic/Western Indian Ocean, Eastern Indian Ocean, and Western Pacific Ocean, bounded at 30°S and 60°S. The Eastern Atlantic/Western Indian Ocean region was selected as the 'calibration region', being the most data-rich. A biomass dynamic model was fitted to the estimated catch and the abundance index for the calibration area. The model estimated a catchability parameter for the pelagic longline effort, which was used to estimate fishing mortality for the calibration area, and extended to other model areas.

Annual fishing mortalities (F) were greatest in the Eastern Atlantic/Western Indian Ocean, slightly lower in the Eastern Indian Ocean, and lowest in the Western Pacific Ocean. Median F decreased from the mid-1980s to 2014 in both the Eastern Atlantic/Western Indian Ocean and Eastern Indian Ocean regions. In the assessment area (three regions combined) in the last decade (2005 to 2014), median F values ranged from 0.0008 to 0.0015 (mean 0.0010).

Risk was determined from the relationship between total impact and the MIST limit reference point for the stock. We reported against three MIST values: F_{crash}, which is the instantaneous fishing mortality that will in theory lead to population extinction; F_{lim}, the instantaneous fishing mortality rate that corresponds to the limit biomass B_{lim}; and F_{msm}, instantaneous fishing mortality rate that corresponds to the maximum number of fish in the population that can be killed by fishing in the long term. Risk values were calculated both as an F-ratio (Impact/MIST) and the probability that F exceeds the MIST, for the period from 1992 onwards (the first year of Japanese CPUE data).

F-ratios for the assessment area declined by half from a 1992–2005 mean for the F_{crash} MIST of 0.068 (range 0.051–0.088), to a 2006–2014 mean of 0.032 (range 0.023–0.042). For the F_{lim} MIST the equivalent numbers were 0.090 (range 0.068–0.118) in 1992–2005 and 0.043 (range 0.031–0.056) in 2006–2014. For the F_{msm} MIST the F-ratios were 0.135 (range 0.102–0.176) in 1992–2005, and 0.063 (range 0.046–0.083) in 2006–2014.

The probability of F exceeding the F_{crash} MIST decreased by 95% from a 1992–2005 mean of 0.0084 (range 0.0015–0.0205), to a 2006–2014 mean of 0.0004 (range 0.0000–0.0013). The probability of F exceeding the F_{lim} MIST similarly decreased from a 1992–2005 mean of 0.0183 (range 0.0073–0.0358), to a 2006–2014 mean of 0.0016 (range 0.0005–0.0040). The probability of F exceeding the F_{msm} MIST decreased from a 1992–2005 mean of 0.0452 (range 0.0213–0.0778), to a 2006–2014 mean of 0.0066 (range 0.0023–0.0133).

In the last 10 years, the southern bluefin tuna (SBT) and albacore/SBT fisheries combined contributed about 75–80% of the fishing mortality in the Western Indian Ocean/Eastern Atlantic Ocean, 70–90% in the Eastern Indian Ocean, and 70–85% in the Western Pacific Ocean.

Thus, results from the risk assessment indicate low fishing mortality rates in the three regions comprising the assessment area, and low risk from commercial pelagic longline fisheries to porbeagle shark over the spatial domain of the assessment. These results are consistent with the trends observed in catch rate indicators over the entire Southern Hemisphere range of the porbeagle shark population, which in most cases show stable or increasing catch rates. Concern has previously been expressed about reduced catch rates in the Western Atlantic Ocean in the Uruguay longline fishery after 1993, but this concern is allayed by the re-analysis undertaken in collaboration with this project.

The population catchability was calibrated assuming that capture mortality was 100% (i.e., post-release survival is zero). Allowing for post-release survival would reduce these fishing mortality estimates, and reduce the estimated risk.

The catch rate indicators are the most important factors driving the results of the status assessment, and their reliability determines its reliability. The indicator trend in the calibration area is the most important factor determining the relatively low estimate of risk.

The risk assessment assumes that population density from 45 to 55 oS is the same as at 40 to 45 oS, and that density south of 55 oS is zero. We have evidence from fisheries and surveys that porbeagles occur south of 45 oS, but we do not have Japanese longline observer data with which to estimate density. This is an important assumption, because it implies that the low fishing effort south of 45 oS provides a refuge from fishing mortality for the population. Biological data, and estimated relationships between size and sea surface temperature, suggest that a high proportion of the adult population occurs at these latitudes. Continued data collection by observers will improve the time series and provide better evidence about abundance trends. Maintaining collection and analysis of indicators from observer data is a key recommendation from this project. The following analyses could be carried out with currently available data:

- Explore assumptions about population density distribution and their effects on risk estimates, by rerunning the assessment with alternative density estimates.

- Explore selectivity at age in the Japanese pelagic longline data, which may permit estimation of the availability at age of the population to fishing. This analysis may permit two further developments: an age-structured analogue of the biomass dynamic risk assessment; and direct estimation of the proportion of the population south of 45 oS, removing the need to assume constant density from 45 to 55 oS.
- Further explore available biological data, to understand why patterns differ among areas. For example, it would be useful to model the effects of SST on size and sex patterns in the Chilean swordfish fishery.

The following recommendation would require further data collection:

- Compile biological and catch rate data from fisheries occurring south of 45 oS, such as the Chilean demersal longline fishery. Some data from this fishery are currently available, and data collection is ongoing.

The following recommendation would require additional, separate studies:

- Study porbeagle distribution using various tool (genetics, microchemistry, stable isotopes, parasites, conventional and electronic tags) to identify biologically-based boundaries.

The multiple indicators/risk assessment approach used in this study served to 1) source and synthesise available information on porbeagle shark at the scale of the Southern Hemisphere; 2) identify important data gaps (e.g., density distribution and life-stage specific vulnerability and overlap with fishing activities); 3) define a productivity-based reference point for the species; and 4) prioritise fishery areas for monitoring and management. This project has filled important information gaps by both directly analysing available life history information, and providing statistical support to the analyses by participating national fisheries scientists.

The project has provided the first assessment of the sustainability of the impact of fishing on the Southern Hemisphere porbeagle shark stock, and laid a foundation for future work. Results indicate that the impact of fishing is low across the entire Southern Hemisphere range of the porbeagle shark population.