

**RÉUNION DE 2012 D'ÉVALUATION DU STOCK DE REQUIN-TAUPE BLEU
ET D'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOLOGIQUES**

(Olhão, Portugal - 11 -18 juin 2012)

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

Le Dr Paul de Bruyn, au nom du Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants. La réunion a été présidée par le Dr Andrés Domingo, le rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins. Le Dr Domingo a souhaité la bienvenue aux participants du Groupe et a passé en revue les objectifs de la réunion.

Après l'ouverture de la réunion, l'ordre du jour a été passé en revue et a été adopté sans changement (**Appendice 1**). La liste des participants est jointe en tant qu'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteur des diverses sections du rapport :

<i>Point</i>	<i>Rapporteur(s)</i>
1	P. de Bruyn
2	F. Lucena, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
3	E. Cortés, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
4	R. Coelho, M. Neves dos Santos, C. Palma, E. Cortés, P. de Bruyn
5	E. Babcock, E. Cortés
6	E. Babcock, E. Cortés
7	E. Babcock, E. Cortés
8	J. Santiago, A. Domingo
9	A. Domingo

2. Examen des informations sur l'évaluation des risques écologiques (ERA)

Les documents suivants ont été présentés dans cette section : SCRS/2012/040, SCRS/2012/071 et SCRS/2012/079.

Le document SCRS/2012/040 traite de l'échantillonnage des flottilles artisanales côtières du Venezuela pêchant à la palangre et ciblant les thonidés et les espèces apparentées, telles que les istiophoridés et les requins. Il s'agit d'un programme exhaustif de suivi spécifique aux espèces s'appliquant aux navires de <15 m qui englobe les protocoles d'échantillonnage en mer et les activités connexes visant à estimer les prises totales de thonidés et d'espèces apparentées, notamment les espèces de requins. Il illustre et apporte une approche efficace d'échantillonnage en mer des navires de pêche artisanale ciblant les espèces apparentées des thonidés (requins et istiophoridés). Le Groupe a suggéré que cette approche soit considérée comme une référence utile aux fins du suivi de nombreuses flottilles artisanales de l'ICCAT pêchant dans l'Atlantique des espèces apparentées des thonidés.

Le document SCRS/2012/071 présentait des informations provisoires sur la biologie et les mouvements du requin-taupe commun sur la base d'études de marquage électronique (14 requins et 2.062 jours de données) menées dans les environs des îles britanniques. La distance la plus éloignée, confirmée et enregistrée, à partir des îles britanniques, a été parcourue par un requin-taupe commun qui s'est déplacé de l'Atlantique central-ouest après avoir été marqué dans le nord-ouest de l'Irlande en été. De manière générale, les requins présentaient fréquemment un comportement d'immersion court à faible profondeur dans les mers épicontinentales (< 150 m) et un comportement d'immersion long et plus profond le long du talus continental (<200 m), ce qui semblerait correspondre au cycle diurne/nocturne. Des informations sur les rejets provenant des programmes d'observateurs ont également été présentées et des données biologiques sur les facteurs de conversion longueur-poids, le foie, les gonades et le poids des ailerons, en tant que proportion du poids total ont été résumées.

Le document SCRS/2012/079 présentait une analyse de productivité et de sensibilité (PSA) semi-quantitative de niveau 2 appliquée à 29 élasmobranches présents dans les mers épicontinentales d'Europe septentrionale sur la base de quatre pêcheries mixtes opérant dans des environnements démersaux (chalut à panneaux et filet fixe) et pélagiques (palangre et chalut). Dans l'écosystème démersal, l'aiguillat s'est avéré être l'espèce la plus vulnérable dans les pêcheries de chalut de fond et de filet fixe. Six autres élasmobranches (requin-hâ, raie blonde, raie bouclée, raie circulaire, raie-chardon, et raie ondulée) et deux téléostéens (sébeste de Norvège et morue, principales espèces de téléostéen ciblées) comprenant les dix espèces les plus vulnérables des pêcheries démersales. Dans l'écosystème pélagique, il a été identifié que le requin-taube commun constitue l'espèce la plus vulnérable, suivie de trois autres espèces de requins capturées en tant que prise accessoire et revêtant une grande importance commerciale (requin-taube bleu, renard de mer et requin peau bleue) et de l'espéron, un poisson téléostéen ciblé. Lors des discussions, des informations ont été demandées en ce qui concerne la façon dont le classement des risques relatifs inclus dans le modèle a été pris en compte.

Des commentaires ont été formulés sur la sélection des paramètres de population adéquats lorsque plusieurs estimations sont disponibles. En ce qui concerne le classement des caractéristiques biologiques, il a été précisé que le niveau de confiance reposait sur l'avis d'experts et sur les discussions du personnel participant aux travaux de recherche. Le Groupe a également discuté de la différence avec les résultats de l'ERA menée préalablement par l'ICCAT et il a été noté que cette différence peut s'expliquer par l'approche quantitative adoptée par l'ICCAT. On s'est demandé si cette approche pouvait s'étendre à toutes les pêcheries opérant dans une zone, dans une ERA, et bien que cela n'ait pas été fait dans cette étude, des pondérations relatives peuvent être attribuées à chaque pêcherie examinée dans l'ERA. Des commentaires ont été formulés concernant la future application de l'ERA comprenant le paramètre « caractère de regroupement » pour des évaluations d'autres espèces, telles que les téléostéens pélagiques. Les éléments atypiques concernant l'exercice de vérification sur le terrain ont été débattus et il a été réitéré qu'une ERA ne peut fournir que des classements de risques par rapport aux autres espèces incluses et les domaines de priorité de la recherche doivent être identifiés ; on ne prétend pas le réaliser à la place d'une évaluation quantitative de stock.

3. Évaluation des risques écologiques (ERA) : productivité et sensibilité

L'évaluation des risques écologiques (ERA), également connue sous le nom d'« analyse de sensibilité et de productivité » (PSA), est devenue un outil commun apportant des informations sur les stocks de requins pour lesquels les données sont limitées. Le SCRS a fait œuvre de pionnier en appliquant l'analyse ERA à onze requins pélagiques et une espèce de raie en 2008. Le rapport détaillé sur les requins de 2008 (Anon., 2008) apporte des informations détaillées sur l'analyse. Ce document a été ultérieurement revu par les pairs et publié dans Cortés et al. (2010). Cette approche ne remplace pas l'évaluation des stocks, mais peut être utilisée afin d'aider à déterminer les mesures de gestion et les recommandations en matière de recherche appropriées. Ce type d'analyse évalue généralement le risque sur la base de deux facteurs : la productivité biologique et la sensibilité à un type de pêcherie particulier. Même si l'analyse peut être appliquée à différents niveaux (niveau purement qualitatif, semi-quantitatif et quantitatif), nous avons réalisé une ERA quantitative (niveau 3). Nous avons finalisé l'analyse de productivité de l'ERA pour 16 espèces (*Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, *Isurus paucus*, *Lamna nasus*, *Sphyrna zygaena*, *Sphyrna lewini*, *Alopias vulpinus*, *Alopias superciliosus*, *Carcharhinus longimanus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus obscurus*, *Carcharhinus plumbeus*, *Galeocerdo cuvier*, *Pteroplatytrygon violacea*, *Sphyrna mokarran*) d'élasmobranches pélagiques prélevés dans le cadre des pêcheries pélagiques palangrières de l'Atlantique. Cinq de ces espèces (*C. signatus*, *C. obscurus*, *C. plumbeus*, *G. cuvier* et *S. mokarran*) n'ont pas été évaluées en 2008. Le volet concernant la sensibilité sera finalisé après la réunion, car les données n'étaient pas toutes disponibles au moment de l'analyse. Outre le Brésil, la Namibie, le Portugal, l'Uruguay, les États-Unis et le Venezuela, qui ont également fourni des informations pour l'évaluation de 2008, cinq nouveaux pays ont apporté des données à l'ERA actuelle (Canada, Japon, Mexique, Afrique du Sud et Taïpei chinois).

Les informations biologiques utilisées pour réaliser l'analyse de productivité sont énumérées dans le **Tableau 1**. L'analyse intégrait l'incertitude entourant les connaissances sur les paramètres biologiques au moyen de la simulation Monte Carlo des tableaux de mortalité et des matrices de Leslie. En résumé, l'incertitude a été intégrée en déduisant aléatoirement des valeurs à partir des fonctions de densité de probabilité (pdf) de l'âge à la maturité, de la longévité, de la mortalité naturelle spécifique à l'âge et de la fécondité spécifique à l'âge. Les résultats de l'analyse de productivité sont présentés dans le **Tableau 2**. L'espèce la plus productive était le requin peau bleue tandis que le renard à gros yeux était l'espèce la moins productive. Ces résultats vont être combinés à ceux obtenus dans l'analyse de sensibilité afin de fournir un classement global de la vulnérabilité des espèces/stocks inclus. Le facteur de sensibilité est calculé en tant que produit de quatre probabilités

conditionnelles : la disponibilité du stock pour la pêche (à savoir, le chevauchement horizontal entre les distributions du stock et de la flottille), la probabilité que l'engin de pêche rencontre le stock (à savoir le chevauchement vertical entre la distribution des poissons et la profondeur de pêche de l'engin), la sélectivité (à savoir la probabilité que l'animal soit capturé s'il entre en contact avec l'engin) et la mortalité suivant la capture (à savoir la probabilité que l'animal meure après avoir été capturé). Les données du facteur de sensibilité ont déjà été réunies pour les composantes de disponibilité et de mortalité suivant la capture pour les flottilles des CPC qui ont fourni des informations d'observateurs (Brésil, Canada, Japon, Mexique, Namibie, UE-Portugal, Afrique du Sud, Uruguay, États-Unis et Venezuela). Pendant la réunion, des informations du Taipei chinois ont été reçues et seront intégrées à l'analyse. Les données de la composante de probabilité de rencontre seront réunies sur la base des descriptions quantitatives et qualitatives de la profondeur à laquelle l'engin pêche pour chaque flottille et les données sur l'utilisation de l'habitat vertical des requins pélagiques obtenues au moyen des marques archives présentées dans les documents publiés ou mis à la disposition du Groupe d'espèces sur les requins afin de les utiliser spécifiquement dans l'analyse. Les données de la composante de sélectivité seront réunies sur la base des longueurs disponibles des spécimens consignés dans les programmes d'observateur, et seront ensuite comparées avec les longueurs prédites sur la base des distributions stables d'âges à partir des analyses démographiques afin de calculer un chevauchement entre les deux.

Les cartes de la distribution des espèces (**Figures 1 à 17**) et de l'effort de la période 1995-2009 par flottilles individuelles (**Figures 18 à 28**) sont présentées. Les participants ont convenu que, tant dans le cas de la productivité que de la sensibilité, des informations et des commentaires sur ces cartes devraient être apportés dans les deux semaines suivant la fin de la réunion. L'analyse ERA sera finalisée et présentée en tant que document SCRS à la réunion du groupe d'espèces du mois de septembre.

4. Examen des données destinées à l'évaluation du requin-taube bleu

4.1. Données biologiques, y compris données de marquage

Le document SCRS/2012/033 se penchait sur la composition des tailles du requin-taube bleu et le ratio spatio-temporel des sexes provenant de la pêche palangrière pélagique du Venezuela et déclarés par des observateurs formés pour la période comprise entre 1994 et 2011 dans la mer des Caraïbes et l'océan Atlantique adjacent. Le requin-taube bleu a été capturé dans le cadre de 3 % (n=161) des opérations palangrières pélagiques observées et la majorité des requins-taube bleus ont été capturés dans la mer des Caraïbes (79 %). Les informations de taille saisonnières regroupées indiquaient que la taille moyenne des mâles oscillait entre 158,5 et 187,5 cm FL et que les femelles mesuraient en moyenne entre 163,9 et 189,5 cm FL. Le ratio des sexes global était composé majoritairement de femelles (56 %) dans la mer des Caraïbes, et la ségrégation sexuelle saisonnière dans cette mer a donné lieu à un gradient croissant d'octobre-décembre à juillet-septembre, période pendant laquelle la proportion de femelles a augmenté progressivement de 0,30 à 0,70.

Le document SCRS/2012/073 offrait un aperçu général de la prise par taille et des ratios des sexes du requin-taube bleu capturé par la pêche palangrière pélagique du Portugal dans l'océan Atlantique. L'analyse présentée reposait sur des données collectées auprès d'observateurs embarqués à bord de navires commerciaux et des carnets de pêche des capitaines (propre programme d'échantillonnage). Les séries de données comprenaient des informations relatives à la prise par taille des années 1997 à 2011 et ont été analysées en termes de tendances par année, saison et région. Les proportions des sexes ont été comparées entre les régions et les saisons. De manière générale, une tendance à la baisse des tailles capturées au cours des dernières années a été observée, notamment dans l'Atlantique Sud. En termes d'analyse régionale, des différences significatives sont apparues en ce qui concerne la prise par taille moyenne, présentant une prépondérance de spécimens plus petits dans les régions septentrionales et de spécimens plus grands dans les régions tropicales et méridionales. En termes de variations saisonnières, la distribution par taille au cours de l'année (analysée par mois) était relativement uniforme dans l'Atlantique Nord, tandis que des différences plus notables sont apparues dans le cas de l'Atlantique Sud, des spécimens plus petits ayant été capturés en mai et juin. En termes de ratios des sexes, des différences significatives ont été détectées entre les principales zones de pêche, avec des proportions plus élevées de mâles observées dans les régions de l'Atlantique Nord-Est et Sud-Ouest, alors que des proportions plus élevées de femelles ont été observées dans l'Atlantique tropical Est et Sud-Est. Des différences saisonnières des ratios de sexes ont été observées dans l'Atlantique Sud, contrairement à l'Atlantique Nord.

Le Secrétariat a présenté un résumé des informations sur le marquage conventionnel actuellement disponibles dans la base de données de l'ICCAT. Cette mise à jour a déjà incorporé près de 130.000 nouveaux cas de marquage déclarés par les États-Unis (programme de marquage APEX) au cours de l'année. Plus de 9.200 requins-taupes bleus ont été marqués et 1.200 marques ont été récupérées (**Tableau 3** et **Figure 29**), 60 % d'entre elles dans les deux ans suivants l'apposition de la marque. Presque toutes les marques ont été apposées et récupérées le long de la côte nord-est des États-Unis. Dans le cas du requin-taupo commun, 1.960 marques ont été apposées et 340 marques ont été récupérées (**Tableau 4** et **Figure 30**). En ce qui concerne le requin peau bleue, environ 136.000 marques ont été apposées et 8.750 d'entre elles ont été récupérées. Le **Tableau 5** présente un tableau récapitulatif des appositions et des récupérations de marques et la **Figure 31** présente un diagramme de densité en carrés de 5°x 5°.

4.2. Estimations des captures

Le Secrétariat a présenté au Groupe les statistiques de prise nominale de Tâche I les plus récentes disponibles concernant le requin-taupo bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) et les autres espèces de requins comprises dans l'analyse de risques écologiques (ERA). Le **Tableau 6** présente le résumé exécutif standard du requin-taupo bleu, incluant les débarquements et rejets totaux par stock, pavillon et engins principaux. La prise totale de Tâche I des 18 requins utilisés dans l'ERA par année est présentée dans le **Tableau 7**. Malgré quelques importantes séries de capture de Tâche I récupérées (UE-Espagne : 1997-2010 ; UE-Portugal : 1990-2010 ; Uruguay : 1981-2010 ; Afrique du Sud : 1998-2010) au cours des dernières années, le Groupe a estimé que la prise globale de requin-taupo bleu déclarée dans la Tâche I reste encore sous-estimée, notamment avant l'année 2000 (des séries incomplètes sont présentées au **Tableau 6**). Les prises agrégées, présentées à la **Figure 32** (prise cumulée de la Tâche I du requin-taupo bleu par stock) et aux **Figures 33 et 34** (prises cumulées de la Tâche I de requin-taupo bleu des stocks du Nord et Sud respectivement, par principaux types d'engin), différencient clairement deux périodes : une période historique (années 1990 et années antérieures) au cours de laquelle la Tâche I déclarée est incomplète et une période récente (à partir de la fin des années 1990) au cours de laquelle un plus grand nombre de séries de capture de la Tâche I a été déclaré. Le Groupe a constaté à nouveau qu'il s'avérait nécessaire de récupérer les séries de capture manquantes (ou incomplètes dans certains cas) de requin-taupo bleu de la période historique pour laquelle il a été identifié que plusieurs importantes flottilles palangrières (Belize, République populaire de Chine, Taipei chinois, Corée, Panama, Philippines, Mexique, Vanuatu, etc.) étaient en mesure de capturer des requins pélagiques. Pendant la réunion de préparation des données sur les requins de 2011 (Anon, 2012), le Groupe a reconnu que les requins ont été historiquement déclarés sous forme agrégée, et non pas selon une ventilation par espèce, par un nombre considérable de flottilles sus-évoquées. Ces séries de capture de requins « non classifiés » (CVX : Carcharhiniformes ; CXX : requins côtiers NEI ; DGX : Squalidae ; PXX : Requins pélagiques nei ; SHX : Squaliformes ; SKH : Selachimorpha ; SYX : Scyliorhinidae), qui représentent près de 20 % de la moyenne (oscillant entre 11 et 32 %, entre 1994 et 2002) des prises totales de requins, ont été saisies dans la base de données de Tâche I. Une recommandation explicite a dès lors été formulée afin de diviser ces prises par espèce de requins. Depuis lors, aucune amélioration n'a été apportée.

Pendant la réunion, le Japon a présenté une nouvelle série de capture de requin-taupo bleu (SCRS/2012/075). Cette série faisait apparaître les estimations en nombre et en poids du requin-taupo bleu capturé par les palangriers thoniers japonais dans l'Atlantique sur la base des carnets de pêche et de la CPUE standardisée de 1994 à 2010. Les remises en liberté des spécimens vivants ainsi que les rejets morts ont été estimés sur la base des informations concernant l'état mort/vivant qui ont été recueillies dans le cadre du programme d'observateurs. Il a été estimé que les nombres de prises oscillaient entre 1.916 et 4.395 spécimens dans le Nord (zone comprise entre l'équateur au sud de 50° Nord) et entre 665 et 6.720 spécimens dans le Sud. Les poids des prises ont été estimés à 72 - 227 tonnes dans le cas du Nord et 32-308 tonnes dans le cas du Sud. En ce qui concerne l'Atlantique Nord, le nombre de prises et le poids ont connu une baisse graduelle entre 1995 et 1999 et ont ensuite augmenté progressivement après cette période. En ce qui concerne l'Atlantique Sud, le nombre et le poids des captures ont diminué entre 1994 et 1996 et se sont ensuite stabilisés jusqu'en 2000. Après l'année 2000, le nombre et le poids des captures présentaient des fluctuations entre 2000 et 2006. Après 2006, la prise estimée a augmenté progressivement en nombre, mais est restée relativement stable en termes de poids. Aucune tendance décroissante continue n'a été observée dans les régions objet de la présente analyse. Le Groupe a observé d'importantes différences entre ces estimations et les séries de capture officielles et actuelles de la Tâche I du Japon et souligné qu'il était nécessaire de disposer de meilleures estimations scientifiques du SCRS pour la Tâche I.

La Namibie a également apporté quelques légères corrections, mais celles-ci n'ont pas été incluses dans la Tâche I. Elles devraient être dûment envoyées au Secrétariat de l'ICCAT. Aucun changement n'a été apporté au rapport de rejets morts de requin-taupo bleu dans les données de la Tâche I.

À la suite d'une demande formulée par le Groupe en vue de comparer les données de la Tâche I de l'ICCAT avec les statistiques annuelles d'Eurostat, le Secrétariat a préparé un jeu de données consolidé contenant trois sources de données : a) Tâche I de l'ICCAT, b) statistiques d'Eurostat et c) statistiques de la FAO. Ce travail est résumé dans le document SCRS/2012/078. Le Groupe a reconnu qu'il était important d'harmoniser toutes ces données dans une seule base de données et a estimé qu'il était nécessaire de procéder à un vaste travail d'exploration de données afin d'explorer et d'interpréter les différences apparaissant entre les jeux de données (requin-taupe bleu et près de 90 autres espèces de requins). Cette tâche serait réalisée à long terme et compterait sur la participation des scientifiques des CPC de l'ICCAT.

Il est notoire que les données de prise de la Tâche I sont incomplètes en ce qui concerne le requin-taupe bleu pour la période antérieure à 1996, année à partir de laquelle la Commission a requis que des données sur les requins soient soumises. En 2008, le Groupe d'espèces sur les requins a dès lors estimé les prises pour chaque flottille pour les années ne présentant aucune donnée. Aux fins du modèle d'évaluation, les prises ont été estimées en calculant le ratio des prises de requin-taupe bleu par rapport à la prise totale de thonidés et d'espadon de chaque flottille des dernières années, et en multipliant ce ratio par la prise de thonidés et d'espadon dans chaque année historique. Dans le cadre de l'évaluation actuelle, le Groupe a utilisé les estimations réalisées en 2008 par le Groupe des prises par flottille et année jusqu'en 1996 ainsi que les estimations de la Tâche I de la prise par flottille de 1997 à 2010, avec les exceptions exposées ci-dessous. Dans le cas du Japon, les montants présentés dans le document SCRS/2012/075 ont été utilisés pour la période 1994-2010. En ce qui concerne le Taipei chinois, les estimations du Groupe de 2008 ont été utilisées jusqu'en 2002. Les estimations de 2008 ont également été utilisées afin de compléter les lacunes des données du Brésil de 1998 et de l'Afrique du Sud de 2000 (**Tableau 8, Figure 35**). Le **Tableau 9** fournit des informations sur les caractéristiques des flottilles de la Tâche I ainsi que les distributions actuelles du nombre de palangriers déclaré par les CPC, servant d'indicateur de la puissance de pêche palangrière de l'océan Atlantique. Aucune actualisation n'a été apportée à la distribution de l'effort palangrier par pavillon, mois et carrés de 5°x 5° (EffDIS, 1950 à 2009). Les estimations totales du nombre d'hameçons par pavillon et année, en association avec le stock de requin-taupe bleu du Sud et du Nord, sont présentées aux **Tableaux 10 et 11** respectivement.

4.3. Données de la Tâche II (prise-effort et échantillons de taille)

Le Secrétariat a présenté le catalogue standard concernant le requin-taupe bleu (**Tableau 12**), qui compare la Tâche I et l'existence de la Tâche II (prise et effort ainsi que fréquences de tailles) par flottille, engin et année. La faible couverture de Tâche II, des données de prise et d'effort et des fréquences de tailles, constitue un écueil important pour le requin-taupe bleu et la majorité des espèces de requins. Le Groupe estime que des efforts devraient continuer à être déployés afin de récupérer des données de Tâche II sur les requins. Les jeux de données les plus actualisés de fréquences de taille de la Tâche II ont également été fournis aux fins de l'évaluation.

4.4. Estimations des indices d'abondance relative

Le document SCRS/2012/046 fournissait des informations sur les prises standardisées par unité d'effort (en nombre et en poids) obtenues pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique (*Isurus oxyrinchus*) au moyen du modèle de modélisation linéaire généralisée (GLM) reposant sur les données des sorties de la flottille palangrière de surface espagnole ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord et Sud au cours de la période 1990-2010. Dans tous les cas, le facteur « zone » a été considéré comme étant le facteur le plus important expliquant la variabilité de la CPUE. Les facteurs zone, zone* trimestre et ratio étaient les facteurs les plus importants dans l'Atlantique Nord, tandis que dans l'Atlantique Sud, les facteurs prédominants étaient la zone, l'année, et le trimestre ou la zone*trimestre. L'importance d'autres facteurs a également été identifiée, mais ceux-ci n'avaient qu'un effet limité sur la variabilité de la CPUE. La variabilité de la CPUE a été expliquée en partie par le ratio ou le critère de ciblage des deux espèces les plus importantes des prises (englobant des prises allant de l'espadon au requin peau bleue), notamment dans l'Atlantique Nord. Les modèles significatifs expliquaient entre 35 et 44 % de la variabilité de la CPUE. La variabilité moyenne de la CPUE standardisée prédite entre deux paires d'années consécutives oscillait entre 14 et 16 % ou entre +2 % et +4 % lorsque leur incrément absolu ou leur incrément positif ou négatif était pris en compte, respectivement.

Les indices mis à jour d'abondance ont été élaborés pour le requin-taupe (*Isurus spp.*) à partir de deux sources commerciales, le programme de carnets de pêche des palangriers pélagiques des États-Unis (1986-2010) et le programme d'observateurs à bord de palangriers pélagiques des États-Unis (1992-2010) (SCRS/2012/070). Les indices ont été calculés en utilisant une approche delta log normal de deux étapes qui traite séparément la proportion d'opérations positives et la CPUE de captures positives. Les indices standardisés avec des intervalles

de confiance de 95 % sont déclarés. Les séries temporelles des carnets de pêche et des observateurs présentaient une forme concave, marquée par une baisse initiale jusqu'à la fin des années 1990, suivie par une tendance à la hausse jusqu'en 2010.

Le document SCRS/2012/072 fournissait des informations relatives aux palangriers portugais ciblant l'espadon et opérant dans l'océan Atlantique. Cette flottille capture régulièrement des élasobranches en tant qu'espèce accessoire. Parmi ceux-ci, le requin peau bleue (*Prionace glauca*) et le requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) représentent les deux principales espèces de requins capturées. Ce document fait état des tendances et de la standardisation de la CPUE du requin-taupe bleu capturé par cette flottille. Les données ont été recueillies par des observateurs des pêcheries et proviennent des carnets de pêche des capitaines. Les CPUE (kg/1000 hameçons) ont été standardisées en utilisant les modèles linéaires généralisés (GLM) au moyen de la méthode delta et des modèles tweedie. Les facteurs année, trimestre, localisation et navire ont servi de variables explicatives et la validation du modèle a été réalisée selon l'analyse résiduelle. Les résultats présentés font partie d'une étude actuellement en cours de réalisation et fournissent les premières tendances standardisées préliminaires des taux de capture du requin-taupe bleu de la pêche palangrière portugaise opérant dans l'océan Atlantique.

Dans le document SCRS/2012/074, la CPUE standardisée du requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) capturé dans le cadre de la pêche palangrière japonaise ciblant les thonidés dans l'océan Atlantique a été estimée au moyen des données des carnets de pêche couvrant la période 1994-2010. Ce document passe en revue la méthode permettant d'extraire les entrées précises sur la prise de requin-taupe bleu des données des carnets de pêche, sur la base des informations des livres de bord dans le cadre du programme d'observateurs. En ce qui concerne l'Atlantique Nord, la CPUE standardisée oscillait entre 0,07 et 0,1 entre 1994 et 2005, et présentait ensuite une tendance à la hausse continue. Dans le cas de l'Atlantique Sud, la CPUE standardisée est restée à un niveau stable (approximativement 0,06) entre 1994 et 2006 et présentait par la suite une tendance à la hausse continue, à l'instar de l'Atlantique Nord. Les données des campagnes de pêche dont on a postulé qu'elles n'étaient pas fiables en raison d'une identification erronée des espèces ont été retirées, en se basant sur la nouvelle méthode de filtrage utilisant le classement des données des carnets de pêche reposant sur le modèle de fréquence du taux de déclaration de requin-taupe bleu de chaque campagne de pêche. L'analyse de sensibilité a fait apparaître que les tendances de la CPUE standardisée des différents jeux de données étaient généralement semblables pour différents seuils de données filtrées.

Le document SCRS/2012/076 présentait une mise à jour du taux de capture standardisé du requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) capturé par la flottille palangrière thonière uruguayenne, sur la base d'informations provenant de carnets de pêche entre 1982 et 2010. Nous avons analysé un total de 19 272 opérations. Parmi ces opérations, 11.395 registres (59 %) faisaient état de prises de requin-taupe bleu. La CPUE était standardisée en utilisant les modèles linéaires généralisés (GLM) au moyen d'une approche delta log-normale. La CPUE standard du requin-taupe bleu ne présentait pas de tendance claire tout au long de la période d'étude. Entre 2001 et 2008, une baisse a été observée ; toutefois, une augmentation a été constatée au cours des deux dernières années (2009 et 2010).

L'indice d'abondance standardisé du requin-taupe bleu élaboré sur la base de l'enquête statistique des pêcheries récréatives marines (MFRSS) du National Marine Fisheries Service des États-Unis a été mis à jour dans le document SCRS/2012/077 avec des données couvrant la période 1981-2010. La prise par unité d'effort (CPUE) a été standardisée en utilisant un modèle linéaire généralisé mixte (GLMM) dont les variables explicatives étaient l'année, la saison, le mode de pêche (navire privé par opposition à navire affrété) et la région. En raison de la quantité élevée d'observations nulles, la CPUE a été standardisée au moyen d'une approche delta-lognormale. Tant la part de sorties présentant une observation positive que l'indice d'abondance delta-lognormal étaient extrêmement variables et présentaient un pic au milieu des années 1990, suivi d'une baisse et d'une tendance stable au cours des dix dernières années.

Le document SCRS/2012/080 analyse les données de prise et d'effort provenant de 88.423 opérations à la palangre de la flottille brésilienne (nationale et affrétée) ciblant les thonidés dans l'océan Atlantique équatorial et du Sud-Ouest entre 1978 et 2011 (34 ans). La CPUE du requin-taupe a été standardisée au moyen d'un GLM postulant une distribution binomiale négative modifiée en zéro (ZINB). Les facteurs utilisés dans le modèle étaient les suivants : trimestre, année, zone et stratégie. La série standardisée de la CPUE obtenue pour les requins-taupes au moyen de la distribution binomiale négative modifiée en zéro n'était pas très différente de celle obtenue en 2008. Les indices d'abondance présentaient une oscillation interannuelle modérée, les valeurs de la CPUE augmentant graduellement jusqu'en 2003 et présentant une tendance à la baisse à partir de cette année.

Le **Tableau 13** illustre les séries de CPUE individuelles. Il a ensuite été demandé au Secrétariat d'appliquer la méthodologie de classification de la CPUE élaborée pendant la réunion du Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks de 2012 (Tableau 2) à la série de CPUE présentée à la réunion actuelle. Le Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks a proposé la méthode et a demandé aux groupes de travail testant la méthode proposée de lui faire part de commentaires et de lui apporter un soutien continu. Le coordinateur des prises accessoires a été chargé de fournir des commentaires sur cet essai au Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks. Cet exercice visait à démontrer au Groupe la façon dont la méthode fonctionnait au lieu de l'utiliser pour sélectionner les CPUE dans le cadre d'évaluation du stock de requins. Il a été expliqué que l'exercice devrait également être réalisé par un groupe d'experts, et non par une personne isolée, et le Groupe a convenu que cela serait utile aux fins de réunions futures. Le Groupe a également convenu que cette évaluation devrait avoir lieu pendant la réunion de préparation des données, ou par des spécialistes réputés avant la tenue de la réunion d'évaluation des stocks, étant donné qu'il s'agit d'un exercice pouvant prendre beaucoup de temps et freinant le processus d'évaluation pendant les réunions consacrées à l'évaluation. Le **Tableau 14** présente un exemple d'échelle de classification de la CPUE allant de 1 (très mauvais) à 5 (excellent).

Les indices de CPUE sont illustrés aux **Figures 35 et 36** sous la forme de diagramme de dispersion, autrement dit, ils sont illustrés les uns par rapport aux autres et par année. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires avec des intervalles de confiance de 95 %. La comparaison par rapport à la ligne $Y=0$ permet d'identifier des corrélations statistiquement significatives et non significatives. Le fait que les indices soient approchants pour les tendances de l'abondance constitue un postulat clé de nombreuses méthodes d'évaluation. Des corrélations non significatives et négatives entre les indices entraveront l'ajustement étant donné que des signaux contradictoires apparaîtront. L'inspection d'Hessian constituera un diagnostic utile. La pertinence et la cohérence de la série de CPUE sont abordées plus avant, au point concernant l'évaluation du stock. Il apparaît clairement que des corrélations négatives et non significatives existent pour plusieurs flottilles, tant au Nord qu'au Sud.

5. Méthodes et autres données pertinentes aux fins de l'évaluation des stocks

Le document SCRS/2012/034 présentait une simulation de population générique reposant sur la théorie du cycle vital. L'adoption de l'approche de précaution nécessite qu'un examen formel de l'incertitude, telle que l'incertitude entourant la qualité des données disponibles et les connaissances des stocks et des pêcheries, soit réalisé. Un principe clé consiste à ce que le niveau de précaution soit augmenté en fonction de l'incertitude entourant l'état du stock afin que le niveau de risque demeure à peu près constant d'un stock à l'autre. Par conséquent, des stocks sont fréquemment classés comme étant des stocks pour lesquels beaucoup ou peu de données sont disponibles, ce qui implique que l'incertitude est plus élevée lorsque les stocks sont peu documentés. Cependant, même lorsque les données sont limitées, les études empiriques sur les téléostéens indiquaient qu'il existait une corrélation importante entre les paramètres du cycle vital, tels que l'âge de la première reproduction, la mortalité naturelle et le taux de croissance. Cela peut vouloir dire qu'à partir d'un fait qui est facilement observable tel que la taille maximale, il est possible de déduire d'autres paramètres du cycle vital, tels que la mortalité naturelle. Cette étude présentait la façon de simuler les dynamiques des stocks sur la base de la théorie du cycle vital, laquelle peut être utilisée lorsque les données et les connaissances sont limitées.

Le document SCRS/2012/063 présentait une analyse d'élasticité appliquée au requin-taube bleu. Aux fins de la formulation de l'avis scientifique, il est important d'inclure un libellé concernant la solidité de l'avis à l'égard de l'incertitude. Il est souvent postulé que les processus biologiques sont dépourvus d'erreur et qu'ils ne varient pas dans le temps. L'incidence des postulats biologiques peut être évaluée en réalisant des analyses de sensibilité ou une évaluation de la stratégie de gestion. Néanmoins, ces deux procédures peuvent être difficiles à appliquer et nécessitent beaucoup de temps de traitement informatique. Nous utilisons dès lors une technique plus simple, à savoir l'analyse d'élasticité qui est largement utilisée dans le cadre de la gestion économique et de conservation, bien qu'elle ne soit pas encore très utilisée dans la gestion des pêcheries.

Le document SCRS/2012/064 présentait un exemple de simulation de population générique reposant sur la théorie du cycle vital élaboré dans le document SCRS/2012/034 appliqué à trois espèces de requins : requin-taube bleu, requin peau bleue et requin-taube commun.

Le Groupe a convenu que cette méthode pouvait être très utile et qu'elle devrait être poursuivie afin d'étayer les techniques d'évaluation, de manière à augmenter les informations biologiques qui viennent compléter les données halieutiques et à améliorer l'avis de gestion en facilitant l'élaboration de scénarios de test.

L'évaluation réalisée en 2012 portait sur l'Atlantique Nord et l'Atlantique Sud, mais ne couvrait pas la Méditerranée.

5.1. BSP - Méthodes du modèle bayésien de production excédentaire

Le programme de modèle bayésien de production excédentaire (BSP) a été utilisé dans l'évaluation de 2008 du requin peau bleue et du requin-taupe et a également été utilisé dans l'évaluation actuelle. Il s'agit du même programme que le modèle BSP du catalogue ICCAT, hormis le fait qu'il a été modifié en 2008 afin de faire en sorte que les captures soient estimées d'après l'effort pour une partie de l'historique de la pêche (Babcock and Cortes, 2009).

En ce qui concerne l'Atlantique Nord, les indices de CPUE du cas de base étaient les séries des carnets de pêche des palangriers des États-Unis, des palangriers japonais, des palangriers portugais et des palangriers espagnols (**Tableau 13, Figure 37**). Les points de données de la CPUE ont été pondérés de la même façon ou été pondérés par la prise des flottilles correspondantes, ou pondérés par la zone couverte par les flottilles correspondantes mesurés sur la base du nombre de carrés 5°x5° couverts par chaque flottille de chaque année (**Tableau 15**). L'année initiale du cas de base était 1971 et les données de prise et de la CPUE étaient disponibles jusqu'en 2010. Aux fins du calcul de la biomasse et de la mortalité par pêche pour l'année en cours (2011), il a été postulé que la prise de 2011 était égale à celle de la prise de 2010. Le prior de r était lognormal, avec une moyenne de 0,058 et un écart-type de 0,12. Le prior de K était uniforme pour $\log(K)$ et le prior pour le ratio de la biomasse de départ (B_0/K) était uniforme entre 0,2 et 1,1.

Plusieurs scénarios et analyses de sensibilité (**Tableau 16**) ont été réalisés afin d'évaluer l'incidence des données d'entrée et des postulats des modèles sur les résultats du modèle. L'ICCAT a formulé sa première recommandation en vue de recueillir des données sur les requins en 1995 (Résolution 95-02) et la plupart des principales pêcheries déclarent les prises de requins depuis 1997. Étant donné que le Groupe a estimé que les prises n'étaient pas correctement estimées avant 1997, plusieurs scénarios alternatifs de prise ont été envisagés. Dans le scénario n° 3, le modèle commençait en 1997 et permettait d'estimer le ratio de la biomasse de départ en 1997 avec un prior non informatif. Dans les scénarios n°13 et 14, il a été postulé que la pêche commençait en 1971, mais les prises antérieures à 1997 ont été estimées, à partir de l'effort (scénario n°13) ou en tant que constante libre (scénario n°14). D'autres analyses de sensibilité comprenaient des variations du prior pour r ou du ratio de la biomasse de départ, en marquant le début de la pêche en 1956 et en ajoutant et supprimant des indices de CPUE (**Tableau 16**). Le scénario de continuité, correspondant au cas de base de l'évaluation de 2008, utilisait une pondération par zone, les indices de la CPUE provenant des États-Unis, du Japon et de l'Espagne, un prior uniforme pour le ratio de la biomasse de départ et un prior légèrement plus pessimiste pour r (lognormal avec une moyenne de 0,014 et log-sd 0,28).

Les mêmes priors et postulats des modèles ont été utilisés pour le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (**Tableau 17**). Les indices de la CPUE du cas de base proviennent des pêcheries palangrières d'Uruguay, du Japon, du Brésil, du Portugal et d'Espagne. Le cas de continuité incluait toutes ces séries, à l'exception des séries du Portugal qui n'étaient pas disponibles lors de la dernière évaluation.

L'algorithme de SIR (Sampling Importance Resampling) a été utilisé pour calculer les distributions postérieures, au moyen des priors ou d'une distribution t à variables multiples servant de fonction d'importance.

5.2. Méthodes du modèle sans capture de production structuré par âge (CFASPM)

À l'instar de l'évaluation de 2008, le modèle sans capture (décrit en détail dans Porch et al. 2006) a été appliqué aux stocks du Nord et du Sud de requin-taupe bleu. De manière générale, le modèle sans capture est un modèle de production structuré par âge qui est généré par toutes les informations relatives aux pêcheries provenant des CPUE plutôt qu'une combinaison des prises et des CPUE. Le modèle génère des paramètres de gestion, mais n'estime pas les scénarios de prise ou les estimations de production. Une description succincte des principales caractéristiques de la méthode a été présentée pendant la réunion.

5.3. Méthodes fondées sur la longueur

Les méthodes simples fondées sur la longueur sont utiles pour vérifier des postulats concernant la sélectivité émis dans le cadre de modèles d'évaluation plus complexes et pour choisir des valeurs de départ ou pour fixer des valeurs. Cette méthode est décrite de manière détaillée par Kell and Kell (2012). La **Figure 38** illustre les données de taille-fréquence pour les principales flottilles utilisées dans l'évaluation sans capture. Les

diagrammes de Powell-Wetherall sont présentés à la **Figure 39**. Il semble qu'un point d'inflexion apparaisse à une longueur d'environ 150 cm (longueur à la fourche). La **Figure 40** présente des séries temporelles non standardisées de la taille moyenne par zone et par flottille. Ces données peuvent servir de données d'entrée d'une évaluation de stock reposant sur l'équation de Beverton and Holt (Inoue et al. 2012). Il semble qu'il existe une légère tendance décroissante de la taille moyenne des flottilles portugaise et namibienne opérant dans l'Atlantique Sud au cours de la période récente.

6. Résultats de l'état du stock

6.1. Résultats du modèle BSP

Atlantique Nord

En ce qui concerne le stock de requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, les 16 scénarios du modèle BSP ont pu converger vers une distribution a posteriori présentant des diagnostics solides de convergence, même si plusieurs modèles utilisant un prior non informatif pour le ratio de la biomasse de départ estimaient une valeur modale du ratio de la biomasse de départ à la limite supérieure de 1,1 (**Tableau 18**). Les indices de la CPUE étaient relativement uniformes, présentant une baisse pendant les années 1990 et ensuite une augmentation à partir de 2000. Cette tendance n'était pas cohérente avec les prises, qui présentaient une baisse dans les années 1990 et étaient stables à partir de 2000 (**Figure 37**). En raison de cette incohérence entre les données de prise et de la CPUE, le modèle de production n'était pas en mesure d'ajuster de façon satisfaisante la tendance dans les données de CPUE (**Figure 41**). Lorsque les prises étaient estimées à partir de l'effort (**Figure 42**), le modèle a estimé une tendance relativement plane des captures jusqu'en 1996, tandis que la tendance de l'abondance était décroissante (**Figure 41 d**). Compte tenu de l'ajustement insuffisant entre les indices de la CPUE et la tendance de la biomasse, les tendances estimées de la biomasse par rapport à B_{PME} et du taux de mortalité par pêche par rapport à F_{PME} étaient très incertaines, présentant des intervalles de confiance très larges de 80 % (**Figure 43**). Les distributions a posteriori de r étaient très semblables au prior, et la distribution a posteriori de K était incorrectement estimée, ce qui indique que les données n'étaient pas informatives (**Figure 44**).

On a discuté des raisons expliquant pourquoi le modèle n'était pas en mesure d'ajuster la tendance en forme de U des indices d'abondance, présentant des augmentations après l'année 2000. Afin de vérifier que l'ajustement insuffisant était réellement dû à une divergence entre les indices de la CPUE et les données de capture, nous avons ajusté un autre modèle dans lequel il était postulé que les prises étaient beaucoup plus élevées dans les années 1970 et 1980 que les valeurs utilisées dans le cas de base (**Figure 45**). Ces prises n'ont pas été estimées à partir des données, elles visaient simplement à tester si le modèle était en mesure d'ajuster une tendance ascendante dans les indices de la CPUE en ajoutant une série de captures cohérente avec les données de CPUE. Tel que prévu, le modèle a pu ajuster la tendance en forme de U de la CPUE avec ces données de captures. Il est possible que la biomasse n'ait pas augmenté depuis l'année 2000, et que l'augmentation de la série de CPUE soit due à une augmentation de la capturabilité, du ciblage ou même de la déclaration des requins-taupes bleus. Néanmoins, il est également possible que la biomasse ait effectivement augmenté depuis l'année 2000. Si un grand nombre de captures n'a pas été déclaré avant 1990, il est donc possible que le stock de requins-taupes ait été décimé dans le passé et qu'il se soit récupéré depuis 2000.

Les résultats du modèle de production dépendent des données de capture et les prises ont été très insuffisamment estimées avant 1997. Le Groupe a discuté de la question de savoir si des données supplémentaires existent sur les captures des premières années de la pêcherie. D'autres données pourraient éventuellement être obtenues des registres de pêche sportive ou d'anciennes études scientifiques. Il est notoire que les requins-taupes bleus ont été pêchés dans l'Atlantique Nord dans les années 1960 et 1970, de sorte qu'il est possible que des prises importantes aient été réalisées au cours des premières années.

Les seize modèles ont fourni des résultats très cohérents (**Tableau 18, Figure 46**). Ils sont tous arrivés à la conclusion que la médiane de l'abondance du stock actuelle était supérieure à B_{PME} . Ils ont également tous conclu que la médiane de F se situait en deçà de F_{PME} , à l'exception du scénario qui utilisait des prises estimées sur la base de l'effort antérieur à 1997. La **Figure 46** reflétait également des intervalles de confiance de 80%. Le scénario de continuité était encore plus pessimiste que la plupart des scénarios, probablement en raison de la moyenne inférieure dans le prior pour r .

Atlantique Sud

En ce qui concerne l'Atlantique Sud, les prises et la plupart des indices de la CPUE ont augmenté depuis les années 1970 jusqu'à l'heure actuelle (**Figure 47**). À l'instar de l'Atlantique Nord, les données de CPUE et de captures ne sont pas cohérentes les unes avec les autres. Les 13 scénarios présentaient des diagnostics solides de convergence, même si plusieurs scénarios estimaient que le ratio de la biomasse de départ se situait à un niveau proche de la limite inférieure de 0,2 (**Tableau 19**). Les modèles estimaient généralement une tendance stable ou à la hausse dans le mode de la distribution a posteriori (**Figure 48**). Les intervalles de confiance de la tendance de B/B_{PME} étaient relativement étroits, mais F/F_{PME} était insuffisamment estimé (**Figure 49**). Les distributions a posteriori de r étaient très semblables au prior, mais K présentait une distribution a posteriori très plane avec une probabilité non nulle de valeurs aussi élevées que la limite supérieure de K (**Figure 50**).

En ce qui concerne le stock de l'Atlantique Sud, les indices de la CPUE comme les prises semblent avoir augmenté à partir des années 1970 jusqu'à présent. Plusieurs scénarios du modèle ajustent cette tendance en postulant que la population a gravement diminué en 1971 et augmenté tout au long de la série temporelle. Néanmoins, il n'existe aucun élément de preuve de pêcheries importantes dans l'Atlantique Sud avant les années 1970. La tendance pourrait en partie s'expliquer par de meilleures déclarations des prises de requins au fil du temps. Les augmentations de la capturabilité pourraient également constituer un facteur.

Tous les scénarios du modèle estimaient une médiane de la biomasse supérieure à B_{PME} et une médiane du taux de mortalité par pêche inférieure à F_{PME} (**Figure 51, Tableau 19**). Le scénario de continuité estimait une biomasse inférieure à celle des scénarios actuels du modèle, probablement en raison de la valeur moyenne inférieure du prior de r .

Pour le stock de l'Atlantique Nord comme de l'Atlantique Sud, en raison de l'incertitude entourant les données de capture, le Groupe a mentionné l'utilisation d'autres méthodes d'estimation de l'état de la population, telles que les méthodes fondées sur la taille, les données de marquage et les données du cycle vital. À titre d'exemple, les données du cycle vital ont été utilisées pour estimer r et F_{PME} peut être calculé sur la base de r . Les taux de mortalité par pêche peuvent être estimés en utilisant les données de taille et être ensuite utilisés pour calculer la mortalité par pêche par rapport à F_{PME} . Les données de marquage et de récupération peuvent également être utilisées pour estimer les taux de mortalité par pêche. Ces méthodes nécessitent moins de postulats concernant les prises historiques. Des tests de simulation peuvent être utilisés pour évaluer toute méthode proposée. En outre, il a été suggéré qu'un exercice de modélisation hiérarchique soit réalisé pour évaluer les indices de la CPUE de toutes les espèces et flottilles réunies, dans le but de déterminer si l'une des tendances des indices de CPUE peut être expliquée par des changements de réglementations ou des modifications de la méthodologie de pêche. Dans le cas de la pêcherie palangrière uruguayenne par exemple, il semble qu'il existe une corrélation entre les prises de requin-taupe bleu et d'espadon (**Figure 52**), ce qui peut donner à penser qu'une augmentation du ciblage de l'espadon augmente les prises de requin-taupe.

6.2. Résultats du modèle CFASPM*Atlantique Nord*

Plusieurs scénarios et sensibilités ont été explorés (**Tableau 20**). Les paramètres d'entrée biologiques, tant ceux qui ont été fixés (non estimés) que ceux qui ont été estimés (à partir d'un prior) sont présentés au **Tableau 21**. Les sélectivités ont été estimées à l'extérieur du modèle et ont été introduites en tant que paramètres fixés. La procédure de calcul des sélectivités est décrite à l'**Appendice 4**. Les fréquences d'âge ont été obtenues à partir des fréquences de tailles en retro-transformant les données de longueur brutes en âges au moyen de l'équation de Von Bertalanffy et en ajustant ensuite une équation logistique détaillée à l'**Appendice 1**. La médiane de la sélectivité d'une longueur approximative de 150 cm de longueur à la fourche (cf. point 5.3) correspond à des requins âgés de 4 à 5 ans, ce qui concorde relativement bien avec la distribution des fréquences d'âges obtenue en retro-transformant directement les longueurs en âge au moyen de la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF). Les paramètres de sélectivité estimés pour les différentes flottilles de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud sont détaillés dans le **Tableau 22** et représentés graphiquement à la **Figure 53**. La sélectivité de l'UE-Espagne et d'une flottille combinée à utiliser dans l'évaluation a été calculée comme la moyenne des sélectivités du Japon, du Portugal, de l'Uruguay et du Brésil. Les paramètres de gestion et les principaux paramètres estimés sont présentés dans le **Tableau 23**.

Le scénario n° 1 concernant l'Atlantique Nord postulait l'existence d'un état vierge en 1956 (à l'instar de l'évaluation de 2008) et situait le début de la période moderne en 1971. Par conséquent, la période historique était comprise entre 1956 et 1970, tandis que la période moderne s'étalait entre 1971 et 2010. Aucun épuisement du stock n'était postulé entre 1956 et 1971. Ce scénario intégrait les indices palangriers des États-Unis, du Japon, de l'Espagne et du Portugal et utilisait une pondération égale. Les capturabilités des indices ont été estimées et les sélectivités des indices ont été attribuées (**Tableau 22**). Une seule flottille a été considérée et la même sélectivité a été attribuée à la période historique comme à la période moderne. Tous les scénarios du modèle estimaient un F constant pour la période historique et un F moyen avec des écarts annuels lognormaux a été estimé pour la période moderne. Le scénario du cas de base estimait un épuisement relatif de 71 % de l'état vierge (**Figure 54**). Les informations provenant des données étaient limitées pour permettre d'estimer des valeurs M et α (taux de reproduction maximum) différentes des moyennes des priors spécifiés. Il a été estimé que la mortalité par pêche actuelle s'élevait à 41 % du niveau requis pour rétablir le stock au niveau de la PME ($F/F_{PME}=0,41$) et il a été estimé que la SSB actuelle était 2,04 plus élevée que le niveau permettant d'atteindre la PME ($SSB/SSB_{PME}=2,04$). D'autres scénarios envisagés incluaient une pondération par les coefficients de variation des indices (scénario n° 2), postulait un épuisement de 20 % entre 1956 et 1971 (scénario n° 3), postulait également un épuisement de 20 % et une pondération par les coefficients de variation des indices (scénario n° 4), retirait l'indice palangrier des États-Unis (scénario n° 5), retirait l'indice palangrier du Japon (scénario n° 6), utilisait uniquement les séries de l'indice palangrier des États-Unis (scénario n°7), utilisait uniquement les séries de l'indice palangrier du Japon (scénario n° 8), utilisait un indice hiérarchique (scénario n° 9, Conn 2010) et postulait un état vierge en 1971, situant le début de la période moderne en 1986 et postulant un épuisement progressif de 20 % entre 1971 et 1986 (scénario n° 10). Les deux scénarios qui incluaient une pondération par les coefficients de variation (scénarios n°2 et n°4) étaient les scénarios les moins optimistes, mais estimaient toutefois que le stock n'était pas surexploité et qu'il ne faisait pas l'objet de surpêche. Le scénario n° 9 (indice hiérarchique) avait pour but d'utiliser un seul indice d'abondance relative qui prenait en compte l'erreur de processus (le niveau auquel un indice mesure des éléments à des niveaux supérieurs à l'abondance réelle relative). Une courbe de sélectivité de cet indice a été estimée à partir des sélectivités spécifiques à l'âge pour les États-Unis, le Japon, l'Espagne et le Portugal pondérées par la variance calculée en ajustant l'indice hiérarchique. Une forme fonctionnelle a été calculée par approximation pour cette courbe aux fins de sa saisie dans le modèle CFASPM (**Figure 53**). Néanmoins, ce scénario avait une incidence limitée sur les résultats. La **Figure 55** présente l'ajustement et l'épuisement relatif de la SSB du scénario n° 4, qui était le moins optimiste des scénarios explorés et le seul qui présentait une estimation précise du F historique estimé (**Tableau 23**). Les estimations de SSB/SSB_{PME} de tous les scénarios envisagés oscillaient entre 1,63 et 2,04 et les estimations de F/F_{PME} oscillait entre 0,16 et 0,62 (**Tableau 23, Figure 56**). L'épuisement de la biomasse par rapport à l'état vierge oscillait entre 0,55 (scénario n° 4) et 0,71 (scénarios n°1 et n°8). Dans tous les scénarios, la biomasse relative estimée s'ajuste mal aux séries de CPUE, ce qui donne à penser qu'il s'avère nécessaire d'améliorer nos connaissances sur les paramètres biologiques et les facteurs affectant les séries de CPUE.

Atlantique Sud

Toutes les données d'entrée pour le stock de l'Atlantique Sud étaient les mêmes que celles du stock de l'Atlantique Nord, à l'exception des indices, qui incluaient l'Uruguay, le Japon, le Brésil, l'Espagne et le Portugal. Seuls deux scénarios ont été explorés : aucune pondération (scénario n°11) et pondération par les coefficients de variation (scénario n°12). Les estimations de l'état du stock étaient très semblables à celles de l'Atlantique Nord, avec un épuisement relatif estimé de 72 % de l'état vierge (**Figure 57**). Dans ce cas-là, un peu plus d'informations étaient disponibles dans les données, car les estimations de M et α présentaient davantage de divergence par rapport aux moyennes des priors spécifiés que dans tous les cas de l'Atlantique Nord. Néanmoins, F a été dû être fixé pour le modèle afin de s'ajuster aux indices pour les périodes historique et moderne. Il a été estimé que la mortalité par pêche actuelle s'élevait à 38-40% du niveau requis pour rétablir le stock au niveau de la PME ($F/F_{PME}=0,38-0,40$) et il a été estimé que la SSB actuelle se situait à un niveau près de deux fois supérieur au niveau permettant d'atteindre la PME ($SSB/SSB_{PME}=2,00-2,16$) (**Figure 58**). À l'instar de l'Atlantique Nord, le stock n'était pas surexploité et ne faisait pas l'objet de surpêche à nouveau, l'ajustement de la biomasse estimée relative par rapport aux séries de CPUE était faible.

6.3. Conclusions générales

L'évaluation de l'état des stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud du requin-taube bleu a été réalisée au moyen de séries temporelles mises à jour d'indices d'abondance relative et des prises annuelles. La couverture de la Tâche I ainsi que le nombre de séries de CPUE ont augmenté depuis la dernière évaluation de 2008, les données de la Tâche I étant désormais disponibles pour la plupart des principales flottilles palangrières. Les séries disponibles de CPUE présentaient des tendances croissantes ou planes en ce qui concerne les dernières années de chaque série (depuis la dernière évaluation du stock) des stocks de l'Atlantique Nord comme de l'Atlantique Sud, ce qui implique par conséquent que les indications d'une surpêche potentielle avancées dans la dernière évaluation de stock ont diminué et le niveau actuel des prises peut être considéré comme étant durable.

Les résultats font apparaître en général que l'état des stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud est sain et que la probabilité de surpêche est faible ; néanmoins, ils font également apparaître des incohérences entre les trajectoires estimées de la biomasse et les tendances de la CPUE d'entrée, ce qui donne lieu à de vastes intervalles de confiance dans les trajectoires estimées et d'autres paramètres. La tendance à la hausse des indices d'abondance depuis les années 1970 ne concorde pas avec les prises croissantes, notamment dans le cas du stock de l'Atlantique Sud. Sur la base des résultats provenant des approches de modélisation utilisées dans l'évaluation, de l'incertitude associée et du niveau relativement faible de productivité du requin-taube bleu, le Groupe recommande, selon le principe de précaution, que la mortalité par pêche du requin-taube bleu ne soit pas augmentée tant que des résultats de l'évaluation des stocks plus fiables ne sont pas disponibles pour les stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. L'incertitude élevée entourant les estimations antérieures de capture et l'insuffisance de certains paramètres biologiques importants, notamment dans le cas du stock de l'Atlantique Sud, sont aujourd'hui encore autant d'obstacles pour obtenir des estimations fiables de l'état actuel des stocks.

7. Projections des différents scénarios de gestion, dont ceux spécifiés dans la Rec. 10-06 de l'ICCAT

Aucune projection n'a été réalisée en raison de l'incertitude élevée entourant l'état actuel du stock.

8. Recommandations

8.1. Recommandations de recherche

Le Groupe recommande l'élaboration d'un programme spécial de recherche sur les requins en vue de la réduction des principales sources d'incertitude entourant la formulation de l'avis scientifique. Le programme sera défini dans le courant de l'année 2013 et s'inscrit dans le plan stratégique en matière de science du SCRS prévu pour la période 2014-2020. Le Groupe estime qu'il s'agit d'une priorité étant donné que ce programme de recherche pourrait résoudre nombre de questions/problèmes auxquels le Groupe s'est heurté pendant la session d'évaluation. Ce programme permettrait de répondre largement aux recommandations ci-dessous.

En raison de problèmes survenus antérieurement en matière de déclaration des espèces de requins, notamment avant 1997, le Groupe éprouvait des difficultés à obtenir des estimations fiables des prises totales par espèce. Reconnaissant l'augmentation de la couverture de la Tâche I et du nombre de séries de CPUE depuis la dernière évaluation de stocks de 2008, le Groupe a estimé qu'il était crucial que les données de Tâche spécifiques aux espèces soient correctement déclarées et que des analyses soient réalisées dans le but d'obtenir des estimations fiables des prises de requins par espèce pour l'ensemble de la série temporelle.

Le Groupe a analysé de nouvelles séries de capture alternatives, dont celles fournies par Eurostat et la FAO et a détecté d'importantes divergences inexplicables. Le Groupe recommande de rechercher les raisons de ces divergences par un travail coordonné entre les experts en base de données de chaque organisation (ICCAT/EuroStat/FAO). Cet effort coordonné devrait analyser la structure, la collecte des données et le contrôle de qualité des données de chaque institution et définir ensuite les limitations, la couverture et l'exhaustivité des données respectives. Le résultat de cette analyse devrait être communiqué au Groupe.

Il est nécessaire que les CPC spécifient si les prises de requins de la Tâche I incluent ou non les rejets morts. Le Groupe recommande dès lors aux CPC de réaliser une analyse par croisement avec leurs données d'observateurs afin de corroborer cette information.

Le Groupe recommande de procéder à une exploration de données afin de récupérer des données historiques et d'explorer l'analyse comparative de CPUE du requin-taube bleu avec la CPUE d'autres espèces cibles et non-cibles, dans un cadre de modélisation, servant de méthode potentielle d'estimation des prises historiques de requin-taube bleu.

En raison de l'incertitude entourant les estimations du niveau absolu de prises historiques, le Groupe recommande l'élaboration et l'évaluation de méthodes alternatives aux fins de la formulation d'un avis de gestion qui dépendrait moins des données de prise absolue, à savoir des méthodes sans capture, des méthodes fondées sur les tendances, des méthodes utilisant des données fondées sur la longueur ou le marquage et les modèles hiérarchiques qui peuvent utiliser des informations provenant de divers stocks ou flottilles.

Le Groupe encourage la poursuite de l'analyse d'élasticité afin d'évaluer l'importance relative des postulats formulés dans le cadre de l'évaluation et la gestion des espèces de requins, de l'établissement d'un objectif aux fins de la définition des priorités de la recherche sur les aspects biologiques et de la récupération des statistiques halieutiques. Le Groupe recommande également l'intégration de méthodes telles que l'analyse d'élasticité dans l'ERA.

Le Groupe recommande qu'une proposition concernant les priorités en matière d'échantillonnage biologique soit établie pendant la réunion du groupe d'espèces sur les requins au mois de septembre 2012 sur la base des résultats de l'ERA (et éventuellement de l'analyse d'élasticité). De plus, la coordination des activités actuelles et futures d'échantillonnage réalisées par les différentes CPC doit être encouragée. Le Groupe a souligné à nouveau qu'il était crucial que des observateurs soient autorisés à recueillir des échantillons biologiques d'espèces dont la retenue à bord est interdite en vertu des réglementations actuelles.

Le Groupe reconnaît l'importance de la Recommandation 10-10 de l'ICCAT et estime que les informations fournies par les programmes solides d'observateurs scientifiques et/ou son approche alternative de suivi scientifique sont cruciales pour combler les lacunes des connaissances sur les activités halieutiques ayant un impact sur les populations de requins et notamment les dispositions du paragraphe 2a portant sur la composition spécifique des captures, Tâche I et Tâche II. Le Groupe encourage dès lors les CPC à fournir les informations provenant de ces programmes dans les meilleurs délais.

Compte tenu de la nécessité d'améliorer les évaluations de stocks des espèces de requins pélagiques affectées par les pêcheries de l'ICCAT, le Groupe recommande que les CPC fournissent les statistiques concernant toutes les pêcheries relevant ou ne relevant pas de l'ICCAT qui capturent ces espèces, notamment les pêcheries récréatives et artisanales. Le Groupe estime que le principe de base d'une évaluation correcte de l'état d'un stock consiste à disposer d'une base solide permettant d'estimer la ponction totale.

À l'avenir, il conviendrait d'identifier les ORGP avec lesquelles une collaboration peut être mise en place en matière de recherche sur les espèces de requins d'intérêt commun.

Le Groupe recommande que l'une des principales priorités du coordinateur des prises accessoires soit l'assemblage des données recueillies par les observateurs des différentes CPC afin de les fournir aux différents groupes du SCRS, notamment le groupe d'espèces sur les requins et le Sous-comité des écosystèmes. Le Groupe encourage une coopération plus étroite avec le Sous-comité des écosystèmes en matière d'optimisation des programmes d'observateurs en général.

8.2 Recommandations de gestion

Le Groupe recommande, selon le principe de précaution, que la mortalité par pêche du requin-taube bleu ne soit pas augmentée tant que des résultats de l'évaluation des stocks plus fiables ne sont pas disponibles pour les stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud.

9. Autres questions

Le Groupe a discuté de la question des prises de requins pélagiques des pêcheries artisanales et récréatives dans la zone de la Convention. Certaines CPC ont fait remarquer que les requins pélagiques sont capturés par les pêcheries artisanales au moyen de filets maillants dérivant dans des zones présentant un plateau étroit. Il a également été observé qu'il est possible que les CPC opérant au moyen de filets artisanaux maillants dérivant qui capturent un volume élevé d'istiophoridés capturent également un volume non déterminé d'espèces de requins.

Le Groupe estime qu'il était très important de prendre en considération tous les niveaux de prises de requins pélagiques spécifiques aux espèces ainsi que l'effort dans les évaluations, notamment ceux provenant des pêcheries qui ne déclarent pas périodiquement à l'ICCAT, telles que les pêcheries artisanales et récréatives.

Le Groupe s'est penché sur la nécessité d'améliorer les données et les informations biologiques aux fins de l'élaboration de meilleures évaluations concernant les différentes espèces de requins relevant de l'ICCAT. Lors de la discussion, il a été noté qu'un programme de recherche serait nécessaire afin d'accroître la collecte de données et d'informations biologiques, ce qui pourrait inclure des échantillonnages biologiques, et très probablement le marquage. Le Groupe a convenu qu'un programme de recherche sur les requins parrainé par l'ICCAT serait la manière la plus appropriée d'améliorer la collecte exhaustive de données sur les requins. Il a été remarqué que les objectifs du plan suggéré de recherche sur les requins seraient définis et détaillés pendant la prochaine réunion des groupes d'espèces du SCRS.

10. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a remercié l'IPIMAR pour toutes les dispositions prises et les facilités accordées ainsi que leurs scientifiques qui ont contribué de manière plus que satisfaisante au bon déroulement de la réunion. L'hospitalité offerte était extraordinaire et le Groupe a tenu à remercier sincèrement l'attention incroyable que les scientifiques portugais ont consacrée aux participants.

Références

- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessment Meeting (*Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- Anon. 2012, 2011 Sharks Data Preparatory Meeting to Apply Ecological Risk Assessment (*Madrid, Spain, June 20 to 24, 2011*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1818-1884
- Babcock, E.A. and Cortes, E. 2009, Updated Bayesian Surplus Production Model applied to blue and mako shark catch, CPUE and effort data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64(5): 1568-1577.
- Conn, P.B. 2010, Hierarchical analysis of multiple noisy abundance indices. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **67**:108-120.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M. N., Ribera, M. & Simpfendorfer, C. 2010, Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources* 23, 25-34.
- Inoue, Y., Yokawa, K., Minami, H., Ochi, D., Sato, N. and Katsumata, N. 2012, Distribution of seabird by-catch using data collected by Japanese observers in 1997-2009 in the ICCAT area. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1738-1753.
- Kell, L.T. and Kell, N. 2012, An assessment of Mediterranean albacore based on changes in mean size. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(2): 632-638.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. *Fish. Bull.* 104: 89-101.

TABLEAUX

Tableau 1. Données d'entrée biologiques dans l'analyse ERA

Tableau 2. Valeurs de productivité des stocks d'espèces dans l'ERA, de la plus faible à la plus élevée.

Tableau 3. Résumé sur le marquage du requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*)

Tableau 4. Résumé sur le marquage du requin-taupe commun (POR, *Lamna nasus*)

Tableau 5. Résumé sur le marquage du requin peau bleue (BSH, *Prionace glauca*)

Tableau 6. Prises estimées (t) du requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) par zone, engin et pavillon

Tableau 7. Prise totale (Tâche I, t) de 15 des 18 espèces de requins utilisées dans les modèles ERA, entre 1970 et 2010. Il n'existe actuellement aucune donnée de Tâche I pour la pastenague pélagique (PLS), le requin-crocodile (PSK) et la mante géante (RMB).

Tableau 8. Séries temporelles de capture utilisées dans les scénarios du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud.

Tableau 9. Distribution de l'ensemble des palangriers par catégorie de TJB par année (source : Tâche I - Caractéristiques de la flottille).

Tableau 10. Nombre d'hameçons total de la flottille palangrière par pavillon principal, entre 1950 et 2009, associé au stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (source : LLEffDIS).

Tableau 11. Nombre d'hameçons de la flottille palangrière par pavillon principal, entre 1950 et 2009, associé au stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (source : LLEffDIS).

Tableau 12. Catalogue de la Tâche I de SMA (t1, en tonnes) et de la Tâche II (t2 disponibilité ; où « a »= t2ce seulement ; b= t2sz seulement ; « ab »= t2ce & t2sz) entre 1990 et 2010 (2011 est provisoire).

Tableau 13. Tableau récapitulatif des séries de CPUE présentées au cours de la réunion de 2012 d'évaluation du stock de requin-taupe bleu et d'évaluation des risques écologiques.

Tableau 14. Tableau illustratif d'évaluation du caractère suffisant des séries de CPUE utilisant les séries de CPUE présentées au cours de la réunion de 2012 d'évaluation du stock de requin-taupe bleu et d'évaluation des risques écologiques.

Tableau 15. Indice pondéré des scénarios du modèle BSP de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud : a) pondération par zone et b) pondération par prise

Tableau 16. Scénarios du modèle BSP pour l'Atlantique Nord. Les indices du cas de base étaient les indices palangriers des États-Unis (carnet de pêche), du Japon, du Portugal et de l'Espagne.

Tableau 17. Scénarios du modèle BSP pour l'Atlantique Sud. Les indices du cas de base étaient les indices palangriers de l'Uruguay, du Japon, du Brésil, du Portugal et de l'Espagne.

Tableau 18. Moyennes des distributions a posteriori pour les résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

Tableau 19. Moyennes des distributions a posteriori pour les résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

Tableau 20. Scénarios explorés avec le CFASPM.

Tableau 21. Données d'entrée biologiques utilisées pour le CFASPM pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. Tous les paramètres ont été fixés (et non pas estimés), à l'exception de M et alpha auxquels un prior a été attribué.

Tableau 22. Sélectivités du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et Sud utilisées dans le CFASPM par flottille.

Tableau 23. Estimations moyennes du CFASPM pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

FIGURES

- Figure 1.** Distribution de l'*Alopias vulpinus*.
- Figure 2.** Distribution du *Prionace glauca*.
- Figure 3.** Distribution de l'*Alopias superciliosus*.
- Figure 4.** Distribution du *Carcharhinus plumbeus*.
- Figure 5.** Distribution du *Carcharhinus signatus*.
- Figure 6.** Distribution du *Carcharhinus obscurus*.
- Figure 7.** Distribution du *Carcharhinus falciformis*.
- Figure 8.** Distribution de l'*Isurus paucus*.
- Figure 9.** Distribution du *Carcharhinus longimanus*.
- Figure 10.** Distribution du *Pteroplatytrygon violacea*.
- Figure 11.** Distribution du *Lamna nasus*.
- Figure 12.** Distribution du *Manta birostris*.
- Figure 13.** Distribution de l'*Isurus oxyrinchus*.
- Figure 14.** Distribution du *Sphyrna lewini*.
- Figure 15.** Distribution du *Sphyrna zygaena*.
- Figure 16.** Distribution du *Galeocerdo cuvier*.
- Figure 17.** Distribution du *Carcharodon carcharias*.
- Figure 18.** Distribution de l'effort du Brésil (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 19.** Distribution de l'effort du Taipei chinois (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 20.** Distribution de l'effort du Japon (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 21.** Distribution de l'effort du Mexique (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 22.** Distribution de l'effort de la Namibie (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 23.** Distribution de l'effort du Portugal (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 24.** Distribution de l'effort de l'Afrique du Sud (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 25.** Distribution de l'effort de l'Espagne (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 26.** Distribution de l'effort de l'Uruguay (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 27.** Distribution de l'effort des États-Unis (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 28.** Distribution de l'effort du Venezuela (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.
- Figure 29.** Distributions du marquage / relâchage du requin-taube bleu dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).
- Figure 30.** Distributions du marquage / relâchage du requin-taube commun dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).
- Figure 31.** Distributions du marquage / relâchage du requin peau bleue dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).
- Figure 32.** Prise cumulative de Tâche I du requin-taube bleu par stock.
- Figure 33.** Prise cumulative de Tâche I du requin-taube bleu pour la région septentrionale par type d'engin principal.

Figure 34. Prise cumulative de Tâche I du requin-taube bleu pour la région méridionale par type d'engin principal.

Figure 35. Diagramme de dispersion des indices de la CPUE de l'Atlantique Nord. Les indices ont été échelonnés afin de se situer entre 0 et 1 en vue de faciliter la comparaison. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires et les zones ombrées les intervalles de confiance de 95 % des régressions.

Figure 36. Diagramme de dispersion des indices de la CPUE de l'Atlantique Sud. Les indices ont été échelonnés afin de se situer entre 0 et 1 en vue de faciliter la comparaison. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires et les zones ombrées les intervalles de confiance de 95 % des régressions.

Figure 37. Indices d'abondance du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, ainsi que les prises totales saisies dans le modèle BSP.

Figure 38. Distribution des fréquences de tailles par indice.

Figure 39. Diagrammes de Powell- Wetherall par indice.

Figure 40. Séries temporelles non standardisées de la taille moyenne par stock (colonne) et flottille (rangée).

Figure 41. Ajustements des indices de CPUE à la tendance de la biomasse dans le mode de la distribution a posteriori pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord dans le modèle BSP, pour les scénarios (a) 1 : pondération égale commençant en 1971, (b) 3 : commençant en 1997, (c) 6 : pondération par zone commençant en 1971 et (d) 13 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

Figure 42. Prise prédite par rapport à la prise d'entrée du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, pour le scénario 13 du BSP, dans lequel la prise a été estimée à partir de l'effort des années 1971 à 1996. La capturabilité a été estimée en ajustant les prises observées aux prises prédites sur la base de l'effort de 1997 à 2010.

Figure 43. Médiane de la biomasse relative actuelle par rapport à B_{PME} et F actuel par rapport à F_{PME} , avec des intervalles de confiance de 80 % pour les scénarios du BSP (a, b) 1 : pondération égale commençant en 1971, (c, d) 3 : commençant en 1997, (e, f) 6 : pondération par zone commençant en 1971 et (g, h) 13 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

Figure 44. Distributions a posteriori des paramètres du modèle pour un scénario typique du modèle BSP dans l'Atlantique Nord (scénario 6, pondération par zone), pour (a) distribution conjointe a posteriori de r et K, (b) r, (c) K, (d) biomasse initiale, (e) biomasse actuelle par rapport à B_{PME} et (f) taux de mortalité par pêche actuel par rapport à F_{PME} .

Figure 45. Modèle alternatif de BSP appliqué au requin-taube bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 15) dans lequel il a été postulé que les prises étaient beaucoup plus élevées que les estimations de base (a) prises, (b) ajustement des données de CPUE dans le mode, (c) B/B_{PME} avec des intervalles de confiance de 80 % et (d) F/F_{PME} avec des intervalles de confiance de 80 %.

Figure 46. En ce qui concerne le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, médiane de la biomasse par rapport à B_{PME} et médiane du taux de mortalité par pêche par rapport à F_{PME} , avec des intervalles de confiance de 80 %, sur la base du modèle BSP.

Figure 47. Prises de l'Atlantique Sud et indices saisis dans le modèle BSP.

Figure 48. Ajustements des indices de CPUE à la tendance de la biomasse dans le mode de la distribution a posteriori pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud dans le modèle BSP, pour les scénarios (a) 1 : pondération égale commençant en 1971, (b) 4 : commençant en 1997, (c) 5 : pondération par zone commençant en 1971 et (d) 6 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

Figure 49. Tendance de la biomasse par rapport à B_{PME} et de F par rapport à F_{PME} avec des intervalles de confiance de 80 %, pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud dans le modèle BSP, pour les scénarios (a-b) 1 : pondération égale commençant en 1971, (c-d) 4 : commençant en 1997, (e-f) 5 : pondération par zone commençant en 1971 et (g-h) 6 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

Figure 50. Distributions a posteriori des paramètres du modèle pour un scénario typique du modèle BSP dans l'Atlantique Sud (scénario 5, pondération par zone), pour (a) distribution conjointe a posteriori de r et K, (b) r, (c) K, (d) biomasse initiale, (e) biomasse actuelle par rapport à B_{PME} et (f) taux de mortalité par pêche actuel par rapport à F_{PME} .

Figure 51. En ce qui concerne le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud, médiane de la biomasse par rapport à B_{PME} et taux de mortalité par pêche par rapport à F_{PME} , avec des intervalles de confiance de 80 %.

Figure 52. CPUE standardisées du requin-taupe bleu (SMA) et de l'espadon (SWO) de la flottille palangrière uruguayenne.

Figure 53. Sélectivités utilisées dans le CFASPM pour les différentes flottilles (en haut) et le scénario n° 9 (indice hiérarchique).

Figure 54. Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 1).

Figure 55. Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 4).

Figure 56. Diagrammes de phase de tous les scénarios du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord illustrant les valeurs actuelles (au titre de 2010) de SSB et F par rapport à la PME. Les formes colorées de la légende correspondent aux scénarios 1 à 10 (en ordre croissant) décrits dans le texte.

Figure 57. Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud.

Figure 58. Diagrammes de phase de tous les scénarios du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord illustrant les valeurs actuelles (au titre de 2010) de SSB et F par rapport à la PME. Les formes colorées de la légende correspondent aux scénarios 11 à 12 (en ordre croissant) décrits dans le texte.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

Appendice 4. Algorithme utilisé pour estimer les sélectivités (appliqué dans MS Excel).