

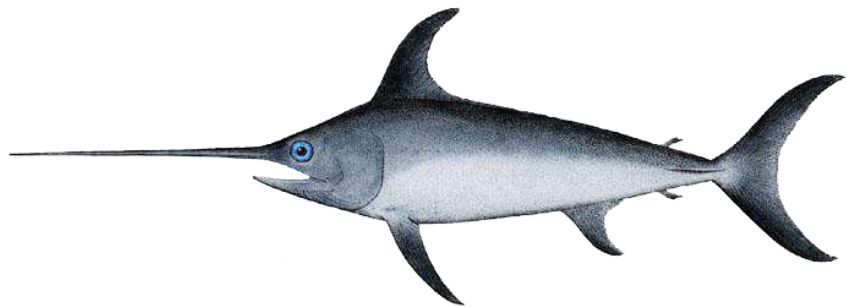
OPTISEL – Sélectivité d’une pêcherie expérimentale de l’espadon à la palangre dans le golfe de Gascogne



Rapport de l’axe 3 du projet OPTISEL

Financements





NOAA

Fiche documentaire

Titre du rapport : OPTISEL – Sélectivité d’une pêcherie de l’espadon à la palangre dans le golfe de Gascogne	
Référence interne : RBE/STH/LTBH/2019-12	Date de publication : 2019/03/22
Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Version : 1.0.0 Référence de l’illustration de couverture Crédit photo : F. Morandea, L. Baulier, (Ifremer), NOAA. Langue(s) : Français
Résumé: Dans le but d’explorer des pistes potentielles de diversification de l’activité de navires fileyeurs-palangriers de l’Île d’Yeu, une campagne de pêche expérimentale de l’espadon à la palangre a été menée en septembre 2018 dans le golfe de Gascogne. L’absence de capture d’espadon n’a pas permis d’estimer la rentabilité économique de cette activité. Elle a également compliqué l’étude de la sélectivité cette pêche. L’analyse des captures de requin peau bleue en fonction de la profondeur d’immersion de la palangre et de la période de la nuit considérée révèle cependant une distribution verticale étendue de cette espèce dont on cherche à réduire les captures, ainsi que l’absence de période préférentielle d’alimentation. A l’opposé, les quelques thons rouges capturés au cours de cette marée ont montré un pic d’activité alimentaire très nette peu de temps avant le lever du soleil. Ces résultats suggèrent que les variations de la profondeur d’immersion et de la période de pêche ne sont pas de nature à influencer fortement les captures de requins peau bleue.	
Mots-clés: espadon, sélectivité, requin bleu, palangre, golfe de Gascogne, campagne expérimentale	
Comment citer ce document : Baulier. L, Morandea F. 2019. OPTISEL – Sélectivité d’une pêcherie de l’espadon à la palangre dans le golfe de Gascogne. Rapport de l’axe 3 du projet OPTISEL.	
Disponibilité des données de la recherche :	
DOI :	
Commanditaire du rapport : AGLIA	

Nom / référence du contrat :

Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX)

Rapport définitif (réf. interne **du rapport intermédiaire** : R.DEP/UNIT/LABO AN-
NUM/ID ARCHIMER)

Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :
OPTISEL (Financement FEAMP – FFP)

Auteur(s) / adresse mail

**Affiliation / Direction / Service,
laboratoire**

Loïc Baulier loic.baulier@ifremer.fr

Ifremer/RBE/STH/LTBH

Fabien Morandea
Fabien.morandea@ifremer.fr

Ifremer/RBE/STH/LTBH

Encadrement(s) :

Destinataire :

Validé par :

Sommaire

Table des matières

1	Contexte de l'étude	7
2	Matériel et méthodes	10
2.1	Prévision des profondeurs d'immersion	10
2.2	<i>Matériel embarqués et mesures à bord</i>	10
2.3	<i>Déroulement de la campagne de pêche</i>	12
3	Résultats	15
3.1	Profondeur d'immersion de la palangre	15
3.2	Analyse des captures	17
3.2.1	Composition spécifique des captures.....	17
3.2.2	Composition en taille des captures	18
3.2.3	Classes de vitalité	19
3.2.4	Mesure de l'agrégation des captures	20
3.3	Facteurs influençant les captures.....	22
3.3.1	Profondeur	22
3.3.2	Heure de capture	24
4	Discussion	27
5	Références bibliographiques	29

1 Contexte de l'étude

L'activité hauturière des navires de pêche de l'Île d'Yeu a évolué au cours de ces vingt dernières années, notamment à la suite de modifications réglementaires. Ainsi, il a tout d'abord été décidé à partir du premier janvier 2002, d'interdire l'utilisation des filets maillants dérivants pour cibler des espèces identifiées comme vulnérables, dont la plupart des espèces de thons et l'espadon (Règlement du Conseil (EC) No 1239/98). Cette interdiction a été précédée par la limitation de la longueur des filets maillants dérivants à 2.5 km depuis 1998. Par la suite, le total admissible de capture (TAC) pour le stock de requin taupe (*Lamna nasus*) des divisions CIEM 3 à 12 a été fixé à 0 tonne (Règlement du Conseil (EU) No 23/2010) alors que cette espèce était ciblée de façon saisonnière par plusieurs navires de l'Île d'Yeu. Le requin taupe est ensuite passé sous le statut d'espèce interdite en 2013 (Règlement du Conseil (EU) No 40/2013).

C'est dans ce contexte qu'a été décidé et mis en place un axe spécifique du projet Optisel (Projet porté par l'Association du Grand Littoral Atlantique, avec financement conjoint par le Fonds Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche, et France Filière Pêche) intitulé « Vers un développement durable d'une pêcherie de palangre à espadon dans le golfe de Gascogne ». Dans une démarche de diversification d'activité pour deux navires de la flottille ogienne ciblant déjà le thon rouge à la palangre entre les mois de juillet et d'octobre, mais dont l'activité est fortement contrainte par les quotas actuels, cet axe a pour objectif principal d'examiner le potentiel de développement d'une pêche à l'espadon (*Xiphias gladius*) à la palangre en se concentrant sur les rendements et la sélectivité d'un tel métier.

Le stock d'espadon de l'Atlantique nord (SWO/AN05N) présente une biomasse faible au regard de ses niveaux historiques mais a été diagnostiqué comme exploité avec une mortalité compatible avec une exploitation maximale durable (ICCAT 2017). Les captures d'espadon dans le golfe de Gascogne ont jusqu'à présent été anecdotiques à l'échelle des débarquements du stock nord et ont essentiellement été réalisées au chalut. Garcés et Rey (1984) signalent néanmoins une fréquentation de la zone de Grande Sole, en mer Celtique, par des navires palangriers espagnols ciblant l'espadon au début des années 1980. Ce stock pourrait donc constituer une alternative au thon rouge pour les palangriers de l'Île d'Yeu lorsque les quotas de thon rouge sont épuisés. Cependant, il n'existe pas aujourd'hui de TAC pour la France concernant le stock d'espadon d'Atlantique nord dans le cadre d'une pêche ciblée (hormis l'Espagne et le Portugal qui possèdent un TAC national et ont l'autorisation de cibler ce stock, les autres navires de l'Union Européenne se partagent un TAC commun concernant uniquement des captures accessoires ; ce TAC s'élève à 162.36 tonnes en 2019).

La pêche de l'espadon à la palangre est généralement associée à des captures accessoires, notamment de requins (Campana et al. 2009). Dans le golfe de Gascogne, il est attendu que le requin bleu ou peau bleue (*Prionace glauca*) constitue l'essentiel des captures accessoires d'une pêche palangrière ciblant l'espadon. Cette espèce présente une faible valeur commerciale en France où la demande est limitée, et est de ce fait majoritairement rejetée à la mer. Afin de viser un caractère durable du point de vue environnemental, mais également afin de limiter les pertes de matériel de pêche et minimiser les risques concernant la sécurité des marins, une pêcherie à l'espadon a intérêt à minimiser les captures de requin peau bleue. Il est généralement possible de jouer sur plusieurs paramètres pour tenter de sélectionner les captures à la palangre. En raison de la proximité forte des régimes alimentaires de l'espadon et du requin peau bleue, tous deux dominés par les céphalopodes et les poissons téléostéens (McNaughton et al. 1998, Chancollon

et al. 2006), il est difficile de discriminer ces espèces sur la base de l'appât utilisé. Une certaine ségrégation des niches alimentaires a toutefois pu être mise en évidence (Pusineri et al. 2008, Young et al. 2010), mais les familles de céphalopodes identifiées comme différenciant les deux espèces ne sont pas pêchées et donc non disponibles en tant qu'appâts. De plus, l'espadon et le requin peau bleue sont connus pour être des espèces opportunistes sur le plan alimentaire (Clarke et al. 1995, 1996), et on peut imaginer que le requin peau bleue serait attiré par un appât destiné à l'espadon s'il se trouve à proximité. Les deux espèces étant pélagiques et effectuant des déplacements sur de grandes distances (Ortiz et al. 1999, Neilson et al. 2006, Nakano et Stevens 2008), une sélection des espadons basée sur la distribution spatiale semble difficile à réaliser.

L'utilisation de répulsifs exploitant les capacités de détection des champs électriques ou magnétiques par les élasmobranches a conduit à des essais non concluants (e.g. Cosandey-Godin et al. 2013), certaines études montrant même un effet attracteur de ces dispositifs sur le requin peau bleue (Porsmoguer et al. 2015).

Parmi les autres facteurs susceptibles d'influer sur les captures de requins, la profondeur d'immersion des hameçons a été identifiée comme la piste d'étude la plus prometteuse. Une augmentation de la profondeur de pêche permettrait de tirer avantage de la très bonne acuité visuelle des espadons (Fritsches et al. 2005). De plus, les requins peau bleue sont connus pour fréquenter la couche supérieure de la colonne d'eau durant une fraction relativement importante de la nuit (Sciarrotta et Nelson 1977, Campana et al. 2011). L'augmentation de la profondeur de pêche des palangres s'est avérée produire des résultats contrastés : augmentation des captures d'espadon en mer Méditerranée (Cambiè et al. 2013) tandis que les rendements aux profondeurs les plus importantes étaient plus faibles en Atlantique central (Rey et Muñoz-Chápuli 1991). La région étudiée semble jouer un rôle important et il serait intéressant d'étudier l'influence de la profondeur dans le golfe de Gascogne.

Les objectifs initiaux de cette étude étaient les suivants :

- ✓ Valider que les rendements obtenus peuvent conduire à une exploitation économiquement viable.
- ✓ Limiter les captures non-désirées, requins notamment, qui peuvent être associées à ce métier.
- ✓ Développer le cas échéant de bonnes pratiques de remise à l'eau des captures non-désirées à haut taux de survie, requins notamment.

En raison de l'absence de capture d'espadon durant la campagne de pêche expérimentale réalisée au mois de septembre 2018, l'estimation de la rentabilité économique de l'activité ne peut être traitée ici. De même, plusieurs guides de bonnes pratiques de manipulation des requins capturés accidentellement et destinés à être remis à l'eau existent déjà (e.g. International Seafood Sustainability Foundation 2016, Poisson et al. 2012). La présente étude n'apportant pas d'éléments de nature à modifier les préconisations déjà formulées, nous référons simplement à ces documents, accessibles en ligne aux adresses suivantes :

« Guide à l'intention des capitaines sur les pratiques écologiques de pêche à la palangre » : <http://www.issfguidebooks.org/downloadable-guides/longline-skippers-guidebook-french-guide-lintention-des-capitaines-sur-les-pratiques-cologiques-de-pche-la-palangre>

« Guide de bonnes pratiques pour réduire la mortalité des requins et des raies capturés accidentellement par les thoniers senneurs tropicaux » : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00130/24093/22087.pdf>

Les objectifs de l'étude ont donc dû être reconsidérés et le travail présenté ici concerne donc essentiellement la caractérisation des captures accessoires (requin peau bleue et thon rouge) réalisées au cours de la campagne de pêche expérimentale.

2 Matériel et méthodes

Cette étude se base sur une marée test avec encadrement scientifique, réalisée du 4 au 21 septembre 2018 à bord du navire fileyeur-palangrier Mammouth (YE 919804) et au cours de laquelle dix opérations de pêche à la palangre dérivante ont pu être effectuées dans le golfe de Gascogne. L'organisation de cette marée a nécessité l'obtention préalable d'une autorisation européenne de pêche scientifique, parmi les navires de l'Union Européenne seuls les navires sous pavillon espagnol ou portugais étant aujourd'hui autorisés à cibler l'espèce en Atlantique nord.

2.1 Préviation des profondeurs d'immersion

Un travail préparatoire a été réalisé à l'aide de la suite logicielle FineLab (logiciels Ifremer, développés à partir du logiciel Dynamit), qui permet la simulation dynamique du déploiement d'une palangre en fonction de ses caractéristiques. Ceci a permis d'identifier des configurations de palangre permettant d'explorer les immersions souhaitées. L'immersion maximale de la ligne, initialement envisagée à 250 m, a été revue aux alentours de 150-200 m en réponse aux inquiétudes émises par le patron pêcheur quant au risque de capture potentiellement importante de requins taupes au-delà de 200 m.

Les principales variables influençant la profondeur d'immersion sont :

- La longueur des orins de flotteurs
- Le nombre d'avançons entre deux flotteurs
- La longueur de la ligne mère entre deux avançons
- Le rapport de vitesses entre le navire et le lanceur de ligne (shooter)

Ce travail préliminaire a permis d'aboutir à deux propositions de configuration :

1. Orins de flotteurs de 20 m, 10 avançons entre deux flotteurs, distance inter-avançon de 45 m, rapport de vitesses navire/shooter de 0.6.
2. Orins de flotteurs de 20 m, 8 avançons entre deux flotteurs, distance inter-avançon de 45 m, rapport de vitesses navire/shooter de 0.6.

La première configuration aboutit à des profondeurs prédites d'immersion des hameçons entre 75 et 215 m, tandis qu'une palangre montée selon la seconde configuration devrait aboutir à des profondeurs d'immersion des hameçons comprises entre 75 et 175 m.

2.2 Matériel embarqués et mesures à bord

Dans le mois précédent la marée de pêche scientifique, le navire a été équipé d'un système de réception satellitaire permettant au capitaine de disposer quotidiennement de cartes de température de l'eau de surface et de concentration en chlorophylle à jour. Ces informations permettent de localiser des zones potentielles de présence des espadons, connus pour fréquenter les environs de zones de front (Santos et al. 2005), de manière à optimiser le temps disponible pour la marée expérimentale.

Les détails concernant la structure de la palangre dérivante utilisée pour cette campagne (Fig. 1) ainsi que les caractéristiques des appareils de mesure utilisés sont présentés dans le rapport de

campagne (Morandeau 2018). Le matériel employé est donc ici seulement décrit brièvement. La ligne mère, utilisée habituellement pour la pêche au thon rouge, est constituée de nylon monofilament d'un diamètre de 3.8 mm. Les hameçons, de type J et de taille 9/0, terminent des avançons lestés (par des émerillons plombés de 60 g) de 15 m et disposés à intervalles réguliers le long de la ligne mère à laquelle ils sont fixés à l'aide d'agrafes. Les hameçons ont été appâtés avec des encornets entiers, conservés surgelés à bord du navire. La lumière étant suspectée d'avoir un rôle positif sur les captures d'espadon à la palangre (mais peu d'études montrent des résultats probants, e.g. Hazin et al. 2005), des bâtonnets luminescents ont été attachés sur certains avançons, de manière irrégulière. Tous les 10 ou 20 avançons (selon la configuration), des flotteurs sont également attachés à la ligne mère par l'intermédiaire d'un orin au bout duquel a été fixée une agrafe.

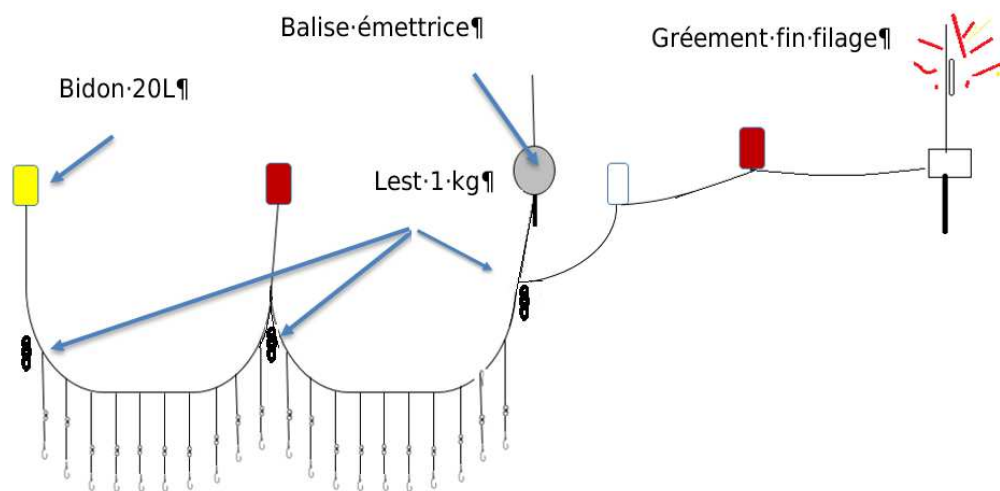


Fig. 1. Structure de la palangre dérivante utilisée lors de la campagne de pêche scientifique. Tiré de Morandeau (2018).

La pêche de l'espadon à la palangre se pratique généralement de nuit, les espadons étant connus pour remonter à proximité de la surface à l'approche du crépuscule (Carey et Robison 1981). La ligne est filée le soir et virée à partir du lendemain matin à l'aube, les espadons ayant tendance à se rapprocher de la surface lorsque la luminosité diminue. Une opération de pêche est donc réalisée par nuit.

Pour chacune des opérations de pêche de la campagne, des capteurs de température et de pression ont été disposés à des positions précises le long de la ligne mère (e.g. entre les avançons 3 et 4 ou 5 et 6 pour les configurations à 10 avançons par section). En plus de mesurer la température du milieu environnant, ces capteurs permettent de connaître l'écart entre les immersions prédites par les simulations réalisées avec FineLab et les immersions observées. Les données de ces capteurs ont été téléchargées après chacune des opérations de pêche par le scientifique présent à bord. Onze capteurs ont été utilisés pour cette campagne.

De manière à connaître l'heure à laquelle des poissons ont mordu aux hameçons, des horloges (hook-timers) ont été fixées sur certains avançons. La traction d'un poisson entraîne le déplacement d'un aimant dans le dispositif, déclenchant ainsi un chronomètre. La soustraction du temps écoulé jusqu'au moment de récupération de l'horloge à l'heure de lecture permet d'obtenir l'heure de l'attaque du poisson. Un total de 200 horloges a pu être déployé pour cette campagne de pêche scientifique.

Au moment du virage de la palangre, la position de chaque capture sur la ligne a été notée. L'espèce et le sexe (pour les requins) ont été indiqués. La longueur des individus capturés a également été notée. La longueur à la fourche de la nageoire caudale (LF) des thons conservés à bord a été mesurée et reportée par classes de 5 cm, tandis que trois classes de longueur à la fourche ont été définies pour les requins :

- LF inférieure à 150 cm
- LF comprise entre 150 et 180 cm
- LF supérieure à 180 cm

Ces longueurs seuils ont été choisies car 180 cm correspond approximativement à la longueur à maturité des mâles ($LF_{50}=183$ cm selon Pratt 1979), tandis que la phase sub-adulte des femelles est définie entre 145 et 185 cm (Pratt 1979) en Atlantique nord-ouest.

Des classes de vitalité des poissons capturés ont également été définies. Ainsi, les individus ont été identifiés en tant que morts, moribonds ou vigoureux à leur arrivée sur le pont du navire.

2.3 Déroulement de la campagne de pêche

La marée s'est déroulée entre le 4 et le 21 septembre 2018, au départ des Sables d'Olonne. Dix opérations de pêche (aux lieux nommés « Stations ») ont pu être réalisées au cours de cette période, durant laquelle la palangre a également été déployée une fois sans appâts mais avec des capteurs de température et de pression, pour un test des profondeurs d'immersion. Entre 330 (Station 9) et 906 (Station 6) hameçons ont été déployés par opération de pêche sur 6.765 milles (soit 12.53 km, Station 9) et 28.225 milles (soit 52.27 km, Station 6). Les opérations de pêche ont été effectuées sur les accores du plateau continental, au-dessus de fonds compris entre 450 (station 10) et 1000 m (stations 1 et 7), entre les latitudes 42.4° et 47.5° Nord (Fig. 2). Les premières opérations ont été réalisées dans le nord de la zone d'étude, et la campagne s'est achevée au large du département de la Gironde après des opérations réalisées au niveau de la fosse de cap Breton.

En réaction au constat de l'absence de capture d'espadon, et pour tenter de remédier à cette situation, la zone de pêche, la configuration de la ligne et les vitesses du navire et du shooter au filage ont été modifiées d'une opération de pêche à l'autre. Ceci n'a malheureusement pas permis de capturer d'espadon au cours de cette campagne et rend plus compliquée la comparaison des résultats des différentes opérations de pêche. Les images satellite ont été utilisées pour repérer les zones supposées plus propices à la capture d'espadon sur la base de la température de surface et de la concentration en chlorophylle. La figure 3 fournit une vue d'ensemble des températures moyennes de surface dans le golfe de Gascogne au 15 septembre 2018. Le Tableau 1 présente de manière synthétique les caractéristiques des opérations de pêche, tandis qu'un descriptif détaillé de la campagne est fourni dans le compte-rendu de campagne (Morandeau 2018).

Tab. 1. a. Synthèse des conditions à chaque station - b. Configuration de la palangre à chaque station

a.

N° de station	Date & heure début filage	Date & heure début virage	Latitude début virage (WGS84)	Longitude début virage (WGS84)	Bathymétrie	Etat de mer	Température surface (°C)
1	05/09/2018 17:26	06/09/2018 08:17	47°00.48'	-5°55.86'	1000	Agitée	20,5
2	06/09/2018 17:18	07/09/2018 07:55	46° 38.64'	-5°02.04'	777	Agitée	20
3	08/09/2018 17:17	09/09/2018 07:51	47°56.52'	-7°56.58'	800	Belle	18,9
4	12/09/2018 17:58	13/09/2018 07:40	46°00.12'	-4°01.20'	775	Belle	21,9
5	14/09/2018 17:55	15/09/2018 07:43	45°24.66'	-3°27.60'		Peu agitée	22,4
6	15/09/2018 18:28	16/09/2018 08:46	43°58.68'	-2°18.18'	630	Agitée	22,8
7	16/09/2018 22:58	17/09/2018 08:35	43°45.18'	-2°34.02'	1000	Belle	23,1
8	17/09/2018 21:46	18/09/2018 08:00	44°32.22'	-2°14.58'	600	Belle	22,8
9	18/09/2018 20:02	19/09/2018 08:54	45°02.46'	-2°34.68'	500	Grosse houle	23,5
10	19/09/2018 19:00	20/09/2018 07:49	45°05.70'	-2°43.20'	415	Belle	23,4

b.

N° de station	Longueur orin de flotteur	Nombre d'hameçons	Nombre d'avançons par section	Espacement avançons	Ratio vitesses navire/shooter
1	8 m	429	10	50 m	0,81
2	8 m	676	10	45 m	0,99
3	8 m	623	10	50 m	0,88
4	8 m / 49,3 m	663	10	50 m	0,83
5	25 m / 49,3 m	627	10	50 m	0,95
6	25 m / 49,3 m / 8 m	906	10	45 m	0,97
7	25 m / 49,3 m	605	10	45 m	0,87
8	25 m / 49,3 m	665	10	45 m	0,92
9	49,3 m	330	10	45 m	0,92
10	25 m / 8 m	653	10/20	45 m	0,87

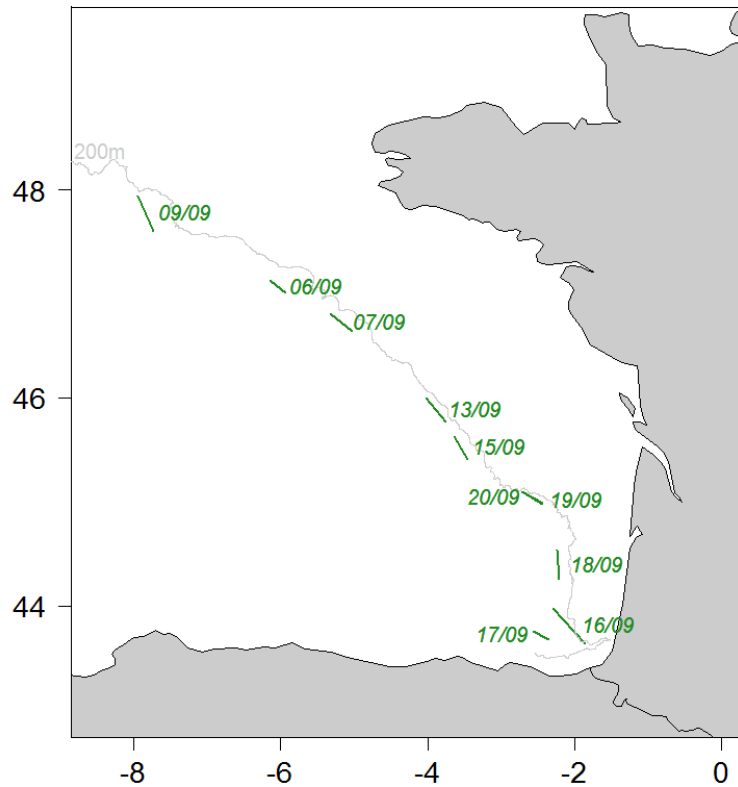


Fig. 2. Position de la palangre à la date du virage pour chacune des dix opérations de pêche

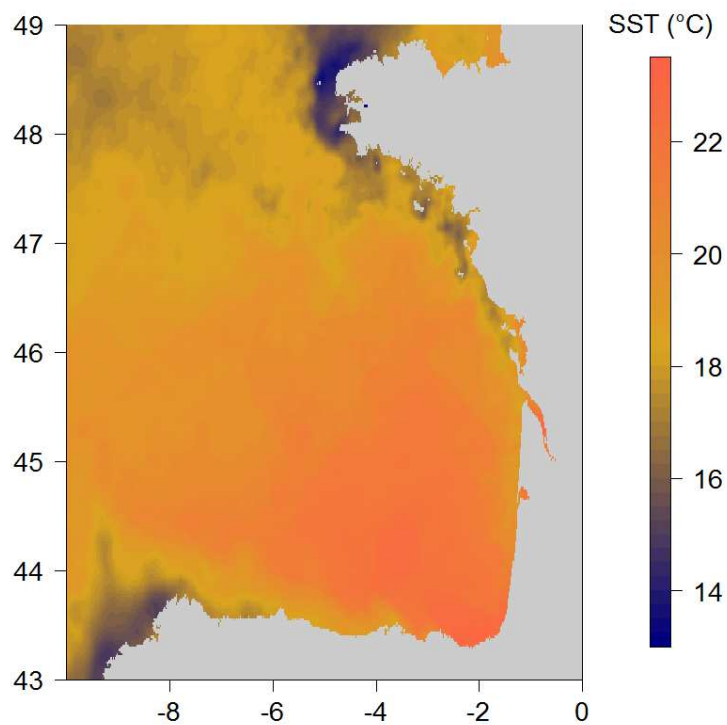


Fig. 3. Vue d'ensemble des températures moyennes de surface observées au 15 septembre 2018. Source : Ifremer/Cersat.

3 Résultats

3.1 Profondeur d'immersion de la palangre

Les immersions relevées par les capteurs situés sur la ligne mère de la palangre (immersions observées) après la période de stabilisation de cette dernière ont été comparées avec les immersions attendues en se basant sur le modèle dynamique de déploiement de la palangre (immersions prédites). Pour cela, des simulations ont été réalisées en utilisant la suite logicielle FineLab pour chacune des configurations de pose de la palangre (Tab.1.b.). La position des capteurs sur la ligne mère étant connue, des immersions prédites sont disponibles pour chaque station et pour chacun des capteurs utilisés.

Si l'on compare les immersions observées et les immersions prédites (Fig. 4), on constate une tendance du modèle à surestimer la profondeur de la palangre. Cependant, l'écart entre les immersions observées et prédites varie de façon parfois importante d'une station à l'autre. Ainsi, à la station 4, la surestimation est forte, comprise entre 44 et 101 m (soit respectivement 29 et 52% de différence relative), tandis que l'on observe une tendance à la sous-estimation à la station 3 (de 4.5 m en moyenne, soit de l'ordre de 4%).

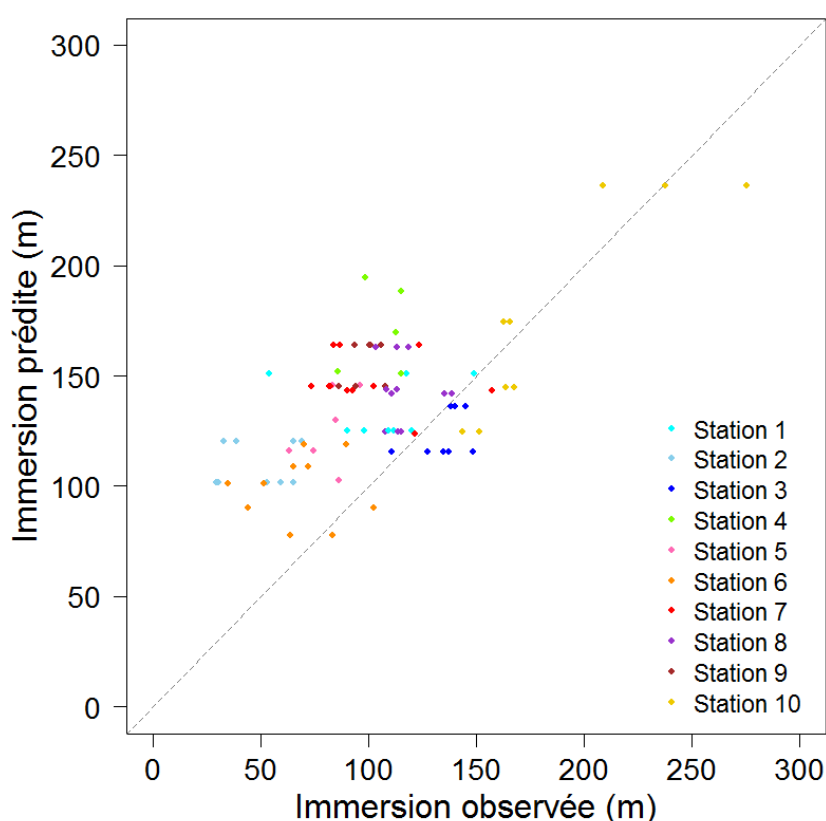


Fig. 4. Comparaison des profondeurs d'immersion des capteurs observées et prédites par station. La droite en tirets gris d'équation $y=x$ représente une correspondance entre ces deux profondeurs. Au-dessus de cette droite, la profondeur des capteurs est surestimée par le modèle. En-dessous, elle est sous-estimée.

Les raisons de ces différences d'immersion sont difficiles à identifier et certainement multiples. Les courants et les variations de tension de la ligne au cours du filage (difficilement contrôlables) peuvent ainsi être des facteurs influençant la profondeur d'immersion à l'équilibre de la palangre.

Si l'on souhaite connaître les profondeurs de captures des différents poissons pêchés au cours de la campagne, on voit donc que l'on ne peut pas s'appuyer uniquement sur les profondeurs d'immersion prédites par le modèle de déploiement de palangre. Les profondeurs d'immersion réelles sont par conséquent estimées à partir d'un modèle statistique décrivant l'immersion observée et incorporant l'immersion prédite et d'autres facteurs agissant sur l'immersion :

- La longueur de l'orin de flotteur
- La station
- La longueur totale de l'élément de palangre entre deux flotteurs
- La distance de l'avancçon au flotteur le plus proche

Le modèle linéaire retenu peut être résumé par l'équation suivante :

$$Immersion_{Obs.} = Long.orin + \alpha \times Station + \beta \times Immersion_{Préd.} + \gamma \times Long.élément + \delta \times Dist.flotteur + \varepsilon, \quad (Eq. 1)$$

$Immersion_{Obs.}$ étant la profondeur d'immersion observée, α , β , γ , δ les paramètres ajustés du modèle, et ε le terme d'erreur, possédant une distribution normale et une espérance nulle. Ce modèle permet de prendre en compte 87.1% de la variabilité de la profondeur d'immersion observée (mesurée par les capteurs). On prédit ensuite les immersions de chaque hameçon en se basant sur les paramètres estimés du modèle ci-dessus en faisant varier les différentes variables explicatives.

Les profondeurs d'immersion des hameçons ainsi calculées montrent une certaine hétérogénéité d'une opération de pêche à l'autre (Fig. 5), avec une valeur moyenne fluctuant de 29.9 m (station 6) à 152.4 m (station 10).

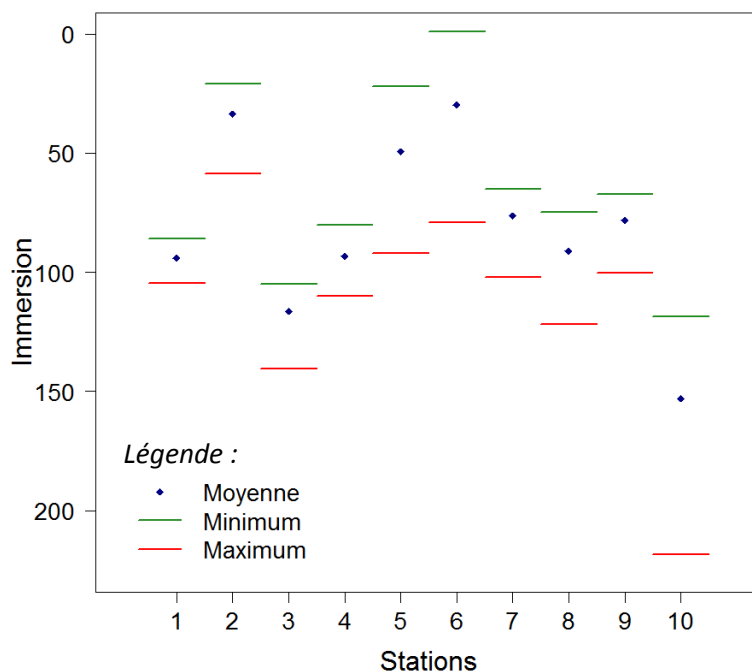


Fig. 5. Distribution profondeurs d'immersion des hameçons, telles qu'estimées à partir du modèle linéaire.

La gamme de profondeurs explorée varie également fortement d'une station à l'autre, entre un minimum de 8.0 m (station 6) et un maximum de 218.4 m (station 10).

3.2 Analyse des captures

3.2.1 Composition spécifique des captures

Les captures sont constituées de quatre espèces, qui n'incluent malheureusement pas l'espèce ciblée par cette campagne. Dans l'ordre décroissant des nombres d'individus capturés :

1. Le requin peau bleue, *Prionace glauca* (801 individus)
2. Le thon rouge, *Thunnus thynnus* (75 individus)
3. Le thon germon, *Thunnus alalunga* (1 individu)
4. La tortue luth, *Dermochelys coriacea* (1 individu, relâché vivant)

Il est à noter que onze individus n'ont pas pu être identifiés, s'étant libérés peu avant d'être hissés sur le pont du navire. Deux espèces dominent largement les captures : le requin peau bleue et dans une moindre mesure le thon rouge. Bien que le nombre de poissons capturés varie fortement d'une station à l'autre (de 13 individus à la station 8 à 255 individus à la station 6), la composition de la capture apparaît spatialement stable, avec une contribution relative des espèces assez constante (Fig. 6). De plus, il n'apparaît pas de gradient géographique dans le nombre d'individus capturés par opération de pêche.

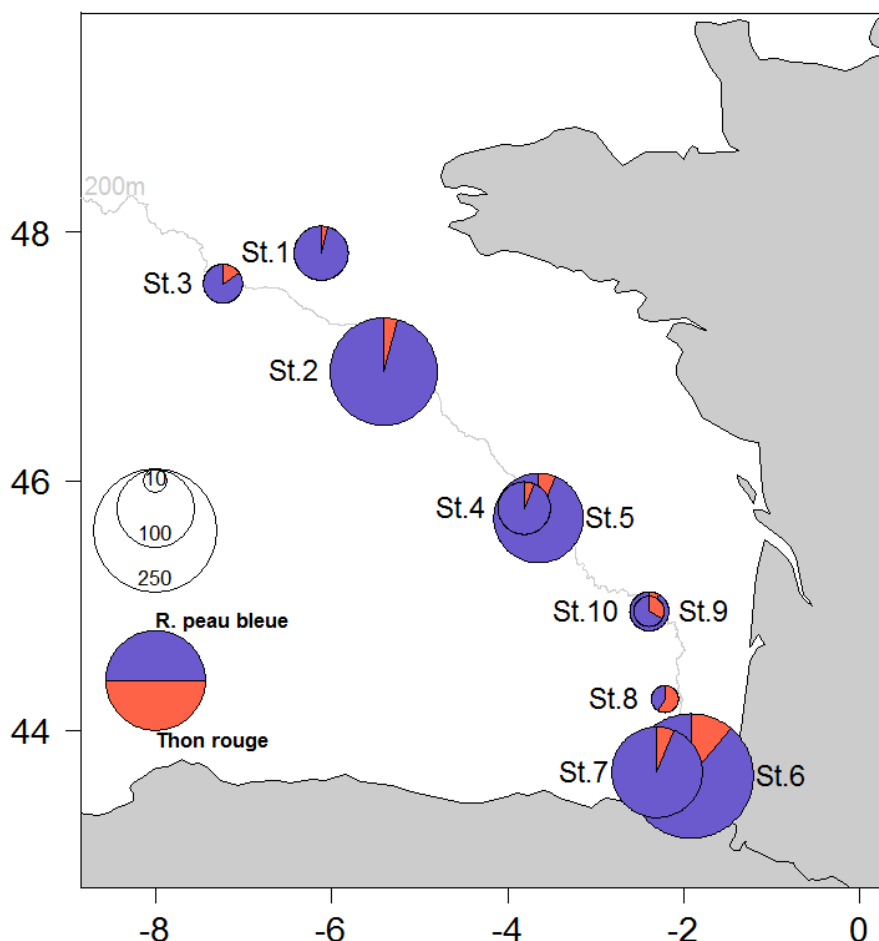


Fig. 6. Nombres d'individus capturés pour les deux espèces principales (requin peau bleue et thon rouge) et composition de la capture à chacune des stations.

Pour la suite de l'étude, on ne s'intéressera qu'aux captures de requins peau bleue et de thons rouges, les deux autres espèces ayant été capturées en bien trop petit nombre pour permettre une analyse.

3.2.2 Composition en taille des captures

Les mesures de longueur des requins peau bleue indiquent que la capture est composée essentiellement de juvéniles, qui constituent 96% des individus pêchés dont on a pu relever la longueur à la fourche (LF<180cm, Fig. 7).

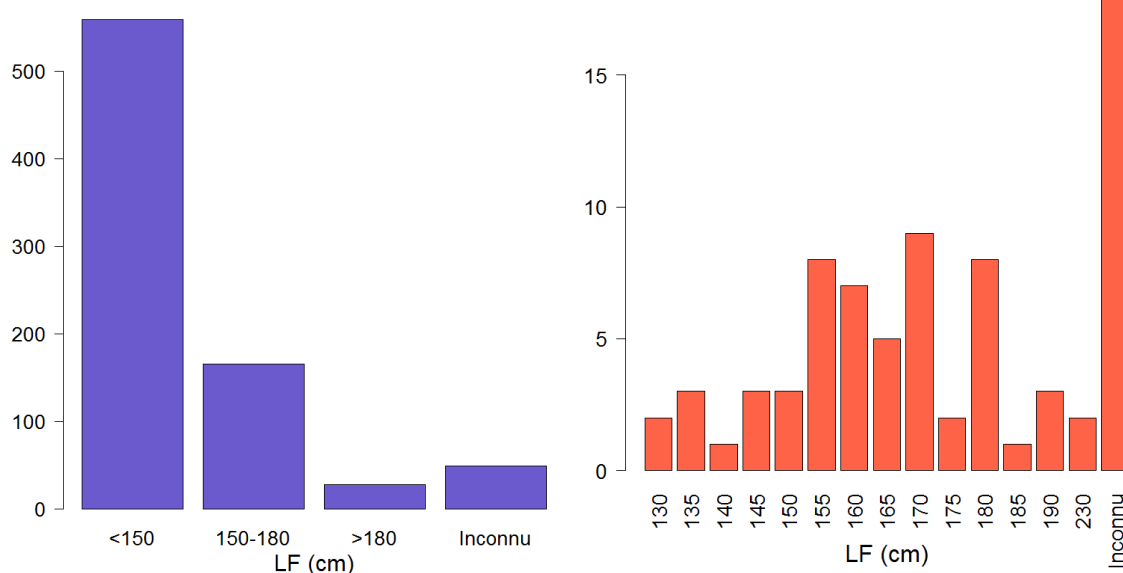


Fig. 7. Distribution des individus capturés par classe de longueur à la fourche. En bleu : requin peau bleue, en rouge : thon rouge. La classe de longueur « Inconnu » est utilisée pour les individus qui ont été, volontairement ou non, libérés avant arrivée sur le pont.

L'identification rapide du sexe chez les élasmobranches permet de considérer le sex-ratio ainsi que la distribution des classes de longueur par sexe.

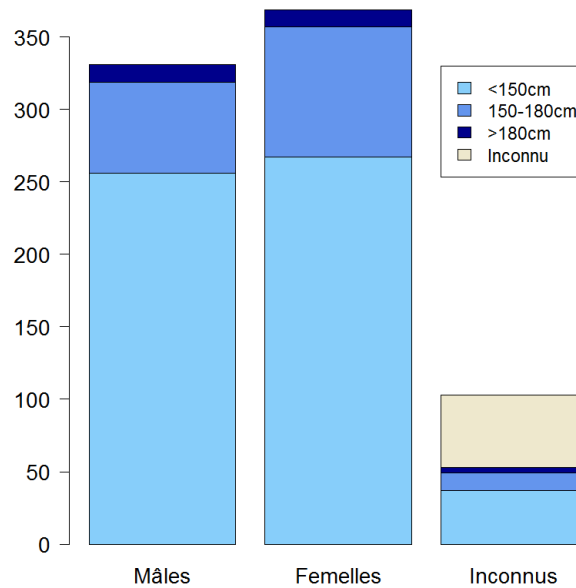


Fig. 8. Distribution des classes de longueur à la fourche par sexe pour les requins peau bleue. En plus des individus libérés avant arrivée sur le pont, le groupe « Inconnus » comporte les individus dont le sexe n’a pas été déterminé.

Un nombre de femelles légèrement plus élevé que celui des mâles a été capturé au cours de la campagne (368 contre 331, Fig. 8), mais cette différence n’est pas statistiquement significative ($Khi^2=1.96$, $ddl=1$, valeur- $p=0.16$), ce qui indique un sex-ratio équilibré.

Les classes de longueur sont par ailleurs distribuées équitablement selon les sexes ($Khi^2=3.01$, $ddl=2$, valeur- $p=0.22$). Les proportions de juvéniles et d’adultes apparaissent donc similaires chez les mâles et chez les femelles.

3.2.3 Classes de vitalité

En réalisant une comparaison entre espèces, on remarque une proportion plus élevée de requins peau bleue dans la classe « vigoureux » à leur arrivée sur le pont (Fig. 9). Ceci suggère que ces requins sont plus résistants à la capture à la palangre et/ou qu’ils ont été capturés plus tard au cours de l’opération de pêche et qu’ils ont donc passé moins de temps au bout des avançons. Cette deuxième explication sera explorée ultérieurement.

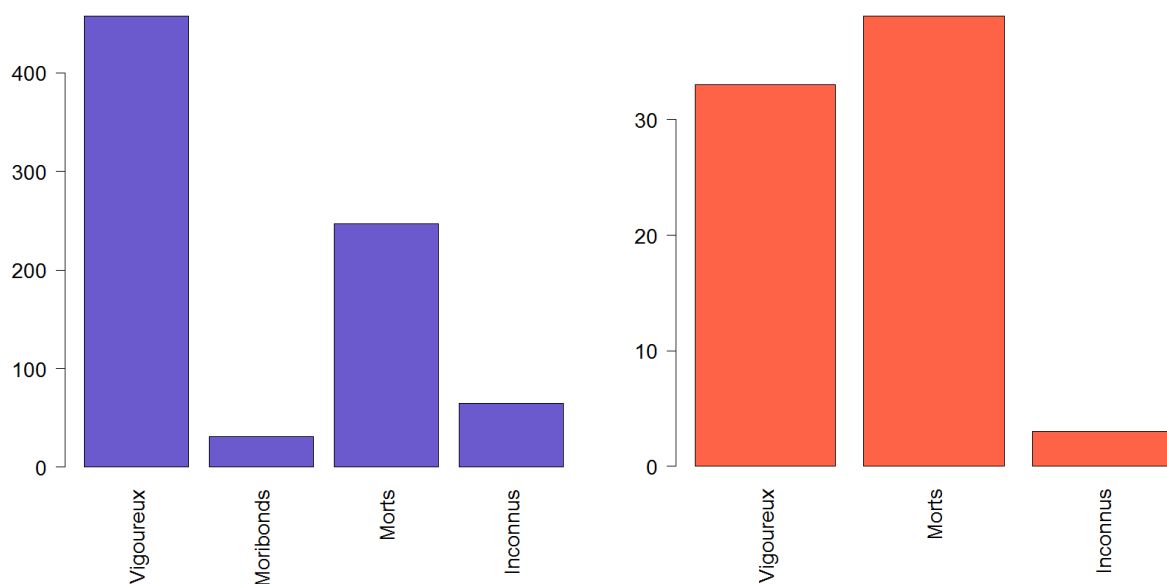


Fig. 9. Distribution des individus capturés selon les classes de vitalité. En bleu : requins peau bleue, en rouge : thons rouges.

Si l'on fait les hypothèses conservatrices que les individus moribonds ne survivront que peu de temps après avoir été relâchés et que les thons rouges de classe de vitalité « Inconnus » sont des individus vigoureux car ils ont été libérés pour limiter l'utilisation du quota de débarquement du stock, on aboutit à une proportion de 62% de requins peau bleue capturés vivants, contre 48% pour les thons rouges. Cet écart entre les deux espèces apparaît statistiquement significatif ($\text{Khi}^2=5.21$, $\text{ddl}=1$, valeur- $p=0.02$).

En ne considérant que les individus dont la classe de vitalité a pu être définie et qui ont été capturés sur un avançon équipé d'une horloge, il est possible de mesurer l'effet du temps écoulé entre l'attaque et l'observation du poisson sur la vitalité de ce dernier. Cette sélection correspond à 110 et 17 individus respectivement, pour les requins peau bleue et les thons rouges. Pour cela, les classes de vitalité « Mort », « Moribond » et « Vivants » ont été recodées en 0, 1 et 2 respectivement. Un modèle linéaire a été établi pour représenter cette nouvelle variable, considérée comme continue, en fonction du temps. De façon surprenante, aucune relation significative n'émerge à l'échelle de la campagne. Les tests t de Student sur les coefficients de la régression donnent en effet des valeurs-p de 0.52 ($t= -0.65$, $\text{ddl}=108$) pour les requins peau bleue et 0.78 ($t= -0.28$, $\text{ddl}=15$) pour les thons rouges.

3.2.4 Mesure de l'agrégation des captures

L'agrégation des captures peut être quantifiée par diverses métriques. Nous utilisons ici un indice simple défini par Lloyd (1967), appelé *patchiness*. Cet indice est un rapport entre une quantité appelée *mean crowding* représentant une densité d'individus sur une petite échelle (ici une section de palangre, soit la portion comprise entre deux flotteurs consécutifs) et une densité d'individus moyenne (ici sur la totalité de la palangre). La densité à petite échelle, ou *mean crowding* est calculée selon la formule suivante :

$$m^* = \frac{\sum_{s=1}^S n_s \times (n_s - 1)}{\sum_{s=1}^S n_s}, \quad (\text{Eq. 2})$$

où s représente l'indice des sections de palangre, S est le nombre total de sections et n_s est le nombre d'individus d'une espèce donnée capturée au sein de la section s . La *patchiness* est définie par le quotient

$$p = \frac{m^*}{m}, \quad (\text{Eq. 3})$$

où m est la densité moyenne par section observée sur toute la palangre, obtenue en divisant le nombre d'individus capturés d'une espèce par le nombre de sections que comporte la palangre.

Une valeur de p égale à 1 est indicatrice d'une distribution aléatoire des individus, tandis qu'une valeur supérieure à 1 traduit une tendance à l'agrégation, et une valeur inférieure à 1 est signe d'une sur-dispersion (les individus maximisent les distances entre eux).

Pour tester la significativité statistique des écarts à 1 obtenus pour chacune des espèces et chacune des 10 stations, la technique du bootstrap a été utilisée. Elle est basée sur la simulation d'un grand nombre (ici 1000) de répartitions aléatoires des captures le long de la palangre. Pour chaque simulation, la *patchiness* est calculée. Dans le cas d'un test bilatéral, une valeur- p associée à une valeur observée de *patchiness* correspond à la fraction des simulations qui génèrent un p au moins égal à la valeur observée (en valeur absolue). Ici, nous considérons la valeur de p observée significativement différente de 1 (au seuil α de 5%) si elle se situe à l'extérieur de l'intervalle délimité par les quantiles 2.5% et 97.5% des valeurs obtenues à partir du bootstrap.

Pour le requin peau bleue, les valeurs de *patchiness* obtenues fréquemment supérieures à 1 traduisent une tendance à l'agrégation. Cette agrégation n'est toutefois statistiquement significative que pour les stations 5 et 6 (Tab. II).

En ce qui concerne le thon rouge, les faibles effectifs capturés compliquent l'examen de la significativité statistique de l'agrégation ou de la sur-dispersion des individus (Tab. III). Les valeurs de p observées égales à 0 indiquent la présence uniquement de captures de thon rouge nulles ou d'un seul individu par sections de palangre des stations concernées.

Tab. II. Valeur des p observés et quantiles obtenus à partir du bootstrap des captures de requins peau bleue pour chaque station. Les valeurs significativement différentes de 1.0 au seuil α de 5% apparaissent en gras.

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10
n	44	179	18	40	121	221	117	5	10	22
<i>patchiness</i>	0,775	1,029	1,241	1,620	1,271	1,372	1,141	5,760	1,520	0,438
Q2.5%	0,568	0,876	0,000	0,450	0,820	0,879	0,823	0,000	0,000	0,219
Q97.5%	1,446	1,146	2,481	1,622	1,199	1,112	1,197	5,760	3,040	1,971

Tab. III. Valeur des p observés et quantiles obtenus à partir du bootstrap des captures de thons rouges pour chaque station.

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10
n	2	8	3	3	8	27	7	7	5	2
<i>patchiness</i>	0,000	2,250	0,000	0,000	2,063	1,613	5,224	0,000	0,000	0,000
Q2.5%	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,269	0,000	0,000	0,000	0,000
Q97.5%	25,000	4,500	14,889	16,000	4,125	2,151	5,224	5,878	3,040	0,000

Le faible nombre de captures de thon rouge, associé au fait qu'une partie seulement des avançons a pu être équipée d'horloges rend impossible la prise en compte de l'heure de capture dans l'analyse de l'agrégation des prises. Il n'est ainsi pas possible de savoir si les requins mordent approximativement au même moment aux hameçons d'une même section de palangre (dans le cas où ils se déplaceraient en groupes par exemple), ou si les captures s'échelonnent dans le temps (indication d'une attraction exercée par la capture d'un requin sur ses congénères).

3.3 Facteurs influençant les captures

Les données de campagne disponibles permettent d'évaluer l'influence de deux variables sur les captures de requin peau bleue et de thon rouge à la palangre : la profondeur d'immersion des hameçons et la période de la journée.

3.3.1 Profondeur

Une première approche consiste à examiner si la position relative d'un avançon influence son efficacité. Pour évaluer cet effet, on mesure l'effet de l'indice de la position de chaque avançon sur la probabilité de capture d'une espèce. Ainsi, dans le cas d'une palangre comptant 10 avançons entre deux flotteurs consécutifs, les hameçons 1 et 10 seront situés le plus en surface tandis que les hameçons 5 et 6 seront ceux qui seront immergés le plus profondément.

Pour aucune des deux espèces, il n'apparaît de variation d'efficacité des hameçons en fonction de leur position relative dans une section de palangre (Fig. 10).

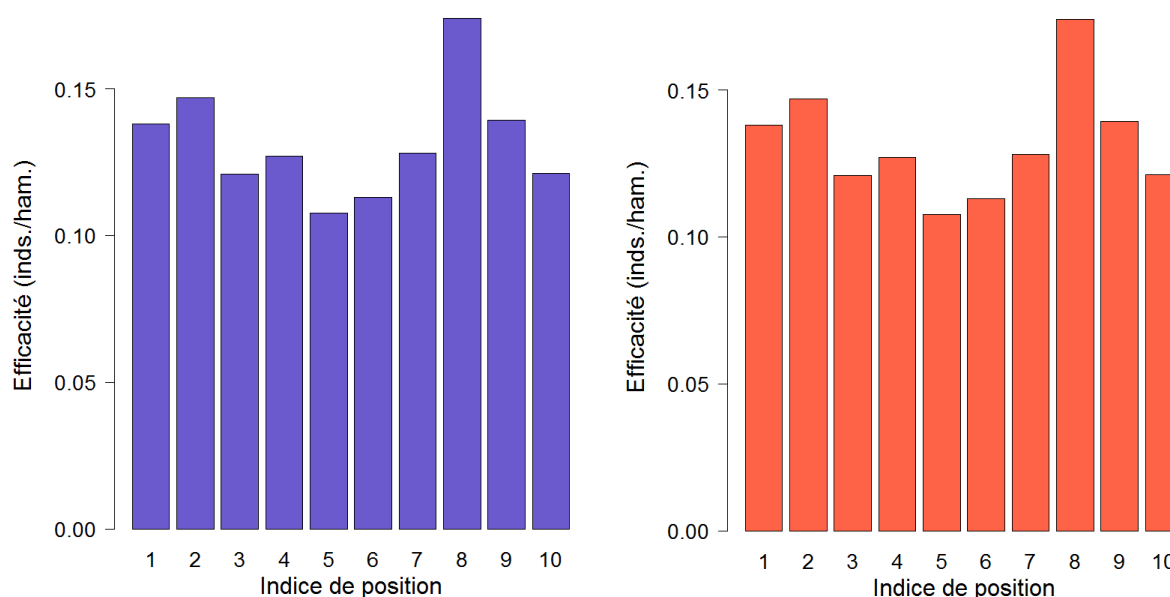


Fig. 10. Efficacité de capture des hameçons (en nombre d'individus par hameçon pour toute la marée) en fonction de leur position relative. En bleu : requin peau bleue, en rouge : thon rouge.

Il est également possible, en se basant sur la reconstruction des profondeurs d'immersion de chaque hameçon (Eq. 1), d'associer chaque capture à une profondeur et de considérer ainsi les profondeurs absolues au lieu des profondeurs relatives. L'examen graphique des profondeurs de capture des requins et des thons suggère une absence de différence entre les deux espèces (Fig. 11). Néanmoins, une analyse de variance (ANOVA) à un critère de classification révèle une

différence de profondeurs moyennes de capture faiblement significative statistiquement ($F=3.97$, $ddl=1$, valeur- $p=0.05$) entre le requin peau bleue (50.4 m) et le thon rouge (58.8 m) à l'échelle de l'ensemble de la marée.

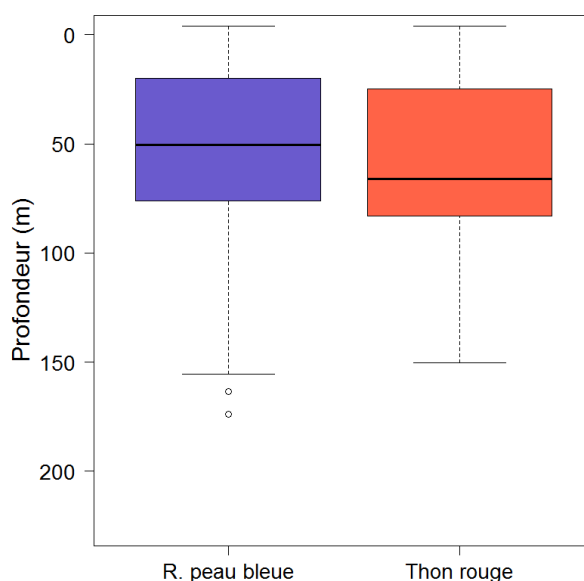


Fig. 11. Distribution des profondeurs de capture des requins peau bleue (en bleu) et des thons rouges (en rouge) sur l'ensemble de la campagne. Les lignes noires horizontales épaisses représentent les médianes des distributions, les boîtes de couleur représentent l'interquartile des distributions et les traits pointillés verticaux s'étendent jusqu'aux points extrêmes dans la limite de 1.5 fois la distance interquartile.

La considération des différences des profondeurs de capture des deux espèces par station fournit le détail des écarts (Fig. 12).

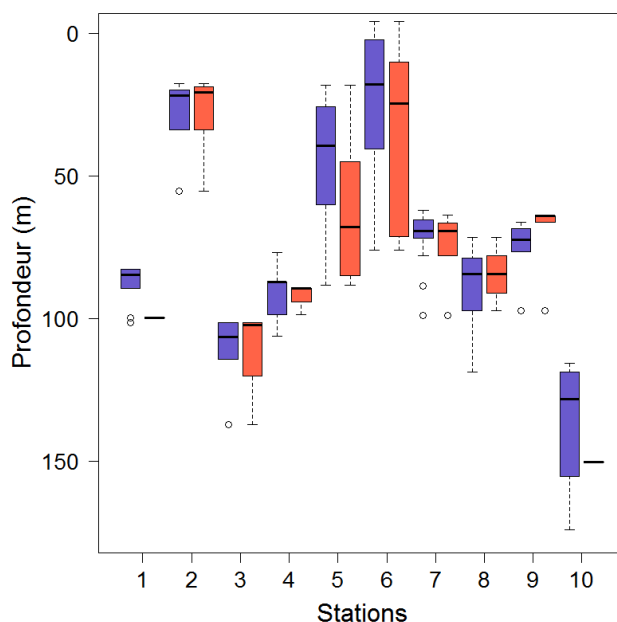


Fig. 12. Distribution des profondeurs de capture des requins peau bleue (en bleu) et des thons rouges (en rouge) par station. Les lignes noires horizontales épaisses représentent les médianes des distributions, les boîtes de couleur représentent l'interquartile des distributions et les traits pointillés verticaux s'étendent jusqu'aux points extrêmes dans la limite de 1.5 fois la distance interquartile.

Cet examen plus détaillé révèle que la significativité de la différence de profondeur de capture entre les espèces est causée par les observations réalisées à deux stations sur les dix de la campagne : les stations 1 et 5 (Tab. IV). Par ailleurs, les p-valeurs correspondantes indiquent une significativité assez faible, proche du seuil de 5%. On notera l'absence de différence significative entre les profondeurs de capture des deux espèces à la station comptabilisant le plus grand nombre de poissons capturés (station 6 avec 225 requins et 28 thons). Cependant, dans le cas de la station 6 pour laquelle trois longueurs d'orins ont été combinées, la profondeur d'immersion des hameçons sur la partie où les orins sont les plus longs (57 m) est incertaine du fait de l'absence de capteurs. Même si l'ANOVA ne révèle pas de différence dans la composition des captures aux différentes profondeurs, les captures de requin peau bleue apparaissent bien moins fréquentes sur la partie de la palangre grée avec les avançons les plus longs : 2% des hameçons avec capture contre une moyenne de 36% pour les deux autres parties de la palangre ($\text{Khi}^2=124.42$, $\text{ddl}=2$, $\text{valeur-p} < 2 \times 10^{-16}$). Mais ce constat n'est pas généralisable à toutes les stations : lorsque l'on considère les stations pour lesquelles au moins deux longueurs d'orins de flotteurs ont été utilisées sur différentes parties de la palangre (stations 4, 5, 6, 7, 8, 10), davantage de requins sont capturés sur la partie aux orins les plus longs dans deux cas (stations 5 et 7), sur les plus courts dans deux cas (stations 4 et 6), tandis que la différence n'est pas statistiquement significative pour les deux autres cas (stations 8 et 10) (tests de Khi^2 d'indépendance, résultats non présentés).

Tab. IV. Résultats de l'ANOVA concernant la profondeur de capture du requin peau bleue et du thon rouge par station

	N R. peau bleue	Prof. Moy. R. peau bleue	N Thon rouge	Prof. Moy. Thon rouge	Valeur-p
Station 1	46	88,9	2	99,8	0,035
Station 2	180	30,9	8	27,6	0,520
Station 3	21	110,6	4	110,8	0,975
Station 4	42	91,9	3	92,6	0,897
Station 5	123	44,9	8	62,9	0,034
Station 6	225	25,0	28	33,1	0,113
Station 7	126	71,6	8	73,9	0,528
Station 8	5	90,2	7	84,5	0,506
Station 9	10	74,3	5	71,2	0,616
Station 10	23	138,7	2	150,3	0,441

3.3.2 Heure de capture

Un total de 158 déclenchements des horloges a été enregistré sur l'ensemble de la campagne. 119 déclenchements ont été associés à la capture de requin peau bleue, 19 à la capture de thon rouge, tandis que 10 poissons se sont libérés avant le virage de l'avançon concerné et n'ont donc pas pu être identifiés. Le détail des déclenchements par station est fourni par le tableau IV.

Tab. VI. Détail des déclenchements des horloges par station et par espèce

	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10
R. peau bleue	5	32	9	6	29	9	26	1	0	2
Thon rouge	0	3	2	1	1	2	5	4	1	0
Inconnu	0	0	0	3	3	1	2	1	0	0

A l'échelle de la campagne de pêche, les requins peau bleue mordent généralement légèrement plus tôt que les thons rouges (délai moyen depuis la mise à l'eau de 6h47 pour les requins, contre

7h49 pour les thons) (Fig. 13). Cette différence n'est toutefois pas significative statistiquement (ANOVA à un critère de classification : $F= 0.76$, $ddl=1$, $valeur-p=0.38$).

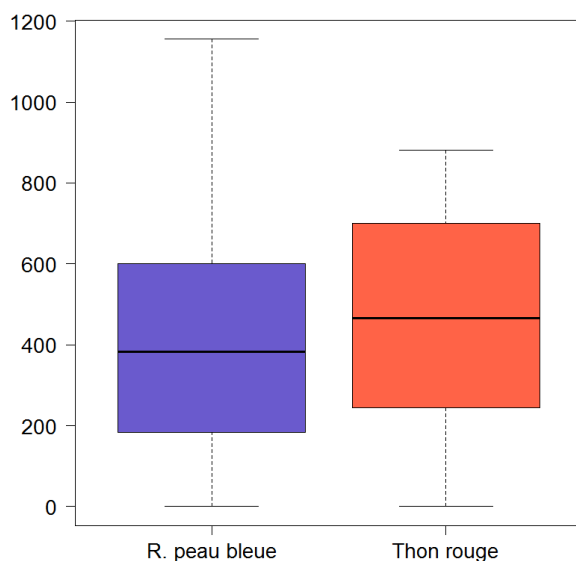


Fig. 13. Distribution des délais en minutes entre la mise à l'eau d'un avançon et la capture.

Les répartitions des captures par période de la journée indiquent une prépondérance des captures de requins peau bleue durant les premières heures de la matinée (06-12h), tandis que les captures toutes espèces confondues sont les plus faibles durant l'après-midi (12-18h) (Fig. 14). Il faut toutefois noter que cette période correspond à la fin du filage de la palangre. Le nombre réduit d'hameçons à l'eau et les mouvements de la ligne qui rendent la palangre moins efficace à cette période sont donc de nature à expliquer le faible nombre de captures. Par ailleurs, au fur et à mesure de l'opération de pêche, de moins en moins d'avançons restent disponibles du fait de l'accumulation des captures.

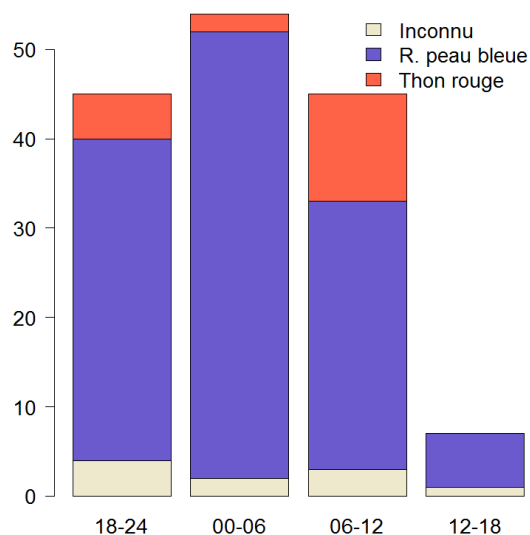


Fig. 14. Répartition des captures par espèce par période de la journée pour l'ensemble de la campagne

Les courbes de cumul des captures en fonction du temps seraient donc également influencées par le phénomène d'encombrement progressif de la ligne. Ainsi, les pentes de ces courbes auraient

naturellement tendance à diminuer au cours des opérations de pêche, ce qui compliquerait la visualisation de l'effet de la période du jour sur la fréquence de capture d'une espèce.

Pour pallier à l'influence du nombre d'hameçons dans l'eau à un instant donné et de l'encombrement de la ligne, nous avons décidé de considérer uniquement l'intervalle de temps durant lequel la palangre est supposée stabilisée (estimée ici à partir de 30 minutes après la fin du filage et jusqu'au début du virage de la palangre) et de découper la durée des opérations de pêche en plusieurs périodes, au début desquelles le nombre d'hameçons disponibles est recensé. Le fait de ne pas considérer les captures réalisées après l'heure de début du virage conduit à l'absence de données pour la période 12-18 heures.

Les captures sont exprimées en nombre d'individus par 100 hameçons et par heure de pêche. La standardisation par le nombre d'heures de pêche est rendue nécessaire par le fait que la fin du filage se situe toujours après 18 heures et que le virage débute bien avant 12 heures. Le nombre d'heures de pêche au cours des périodes 18-24 heures et 06-12 heures est donc systématiquement plus court (voire nul) que durant la période 00-06 heures.

Dans le cas du requin peau bleue, aucune période privilégiée de capture ne ressort (Fig. 15).

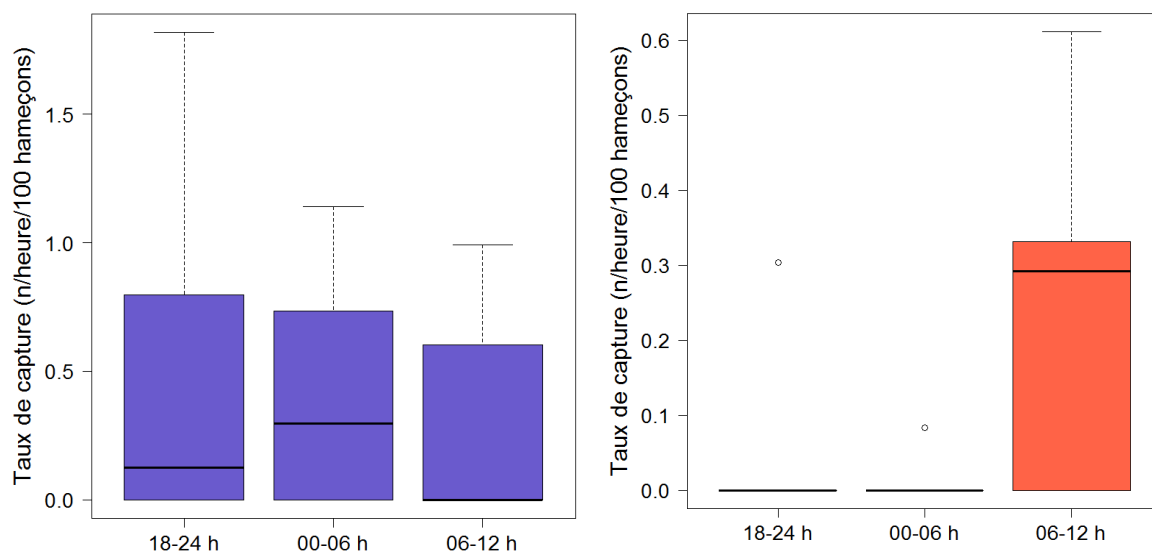


Fig. 15. Distribution des taux de capture standardisés des requins peau bleue (en bleu) et des thons rouges (en rouge) en fonction de la période de la journée.

La distribution non normale des données conduit à l'utilisation d'un test non paramétrique de Kruskal-Wallis pour examiner les différences du taux de capture entre ces périodes. Aucune différence statistiquement significative ($\text{Khi}^2=0.85$, $\text{ddl}=2$, $\text{valeur-p}=0.653$) n'apparaît pour le requin peau bleue.

A l'inverse, une période de la journée ressort comme nettement plus favorable à la capture du thon rouge au cours de cette campagne : c'est la période 06-12 heures. Ici, des proportions élevées de captures nulles au cours des périodes 18-24 heures et 00-06 heures empêchent l'utilisation du test de Kruskal-Wallis. Une régression logistique pour laquelle les nombres de poissons capturés par rapport au nombre d'hameçons disponibles sont décrit en fonction de la période de la journée est utilisée. Les observations sont pondérées par l'inverse de la durée de chacune des périodes. Sans surprise, l'effet de la période de la journée sur la capture du thon rouge ressort comme fortement significatif ($\text{ddl}=23$, $\text{valeur-p}<2 \times 10^{-16}$).

4 Discussion

Le décalage entre les profondeurs d'immersion de la palangre prédites et les profondeurs observées ici n'est pas un cas isolé. Un constat similaire de surestimation par un modèle de déploiement de palangre a ainsi été réalisé par Boggs (1992) dans le nord Pacifique. L'auteur avance les influences des vents et des courants, dont les courants de cisaillement, qui ne sont habituellement pas prises en compte dans ces modèles. La méthode d'estimation des profondeurs réelles appliquée ici permet la correction partielle des profondeurs. Cependant, le fait que la correction appliquée est une correction moyenne pour une station donnée ne permet pas de prendre en considération les possibles différences le long d'une même palangre. Ceci explique notamment que l'on obtient parfois des profondeurs d'immersion observées (mesures des capteurs) qui peuvent se trouver en dehors de la gamme des profondeurs prédites par le modèle (cf. Fig. 5). Par ailleurs, il est fait ici l'hypothèse que les profondeurs de captures coïncident avec les profondeurs à l'équilibre des éléments de la palangre. Cette hypothèse n'est notamment pas respectée lorsqu'un poisson est pris alors que plusieurs individus sont déjà présents sur la palangre et ont probablement modifié son immersion localement.

Les tailles des requins peau bleue observées au cours de cette campagne, traduisant une présence dominante d'individus juvéniles dans le golfe de Gascogne est en accord avec le constat réalisé par Coelho et al. (2017), qui notent également un passage dans la zone des femelles matures qui se déplacent vers les îles britanniques à partir de l'été. Cette présence de grandes femelles ne ressort pas dans les observations réalisées dans cette étude.

Le taux de mortalité immédiate (constatée au moment de l'arrivée sur le pont du navire) des requins peau bleue calculé ici (33.6% en moyenne) est plus élevé que les 11.9% constatés par Campana et al. (2009) dans les captures de la flottille canadienne ciblant l'espadon en Atlantique nord-ouest, mais proche de la valeur de 31% relevée par Diaz et Serafy (2005) pour la flottille américaine opérant dans la même zone. Le taux relativement élevé de mortalité observé dans notre étude est sans doute, au moins en partie, imputable à la prépondérance des petits individus dans les captures. Une relation négative entre la taille et la mortalité immédiate des requins peau bleue a en effet été démontrée (Diaz et Serafy 2005, Campana et al. 2009). L'absence de relation entre la mortalité immédiate et le temps passé accroché à l'hameçon dans notre étude est assez inattendue (cf. Diaz et Serafy 2005, Campana et al. 2009 pour des relations significatives) mais pourrait s'expliquer par les différences de conditions expérimentales entre les opérations de pêche dont les conséquences masquent l'effet du temps, et de la faible taille des échantillons disponibles.

Outre l'absence de capture d'espadons au cours de cette campagne de pêche expérimentale, l'hétérogénéité géographique et méthodologique entre les opérations de pêche, ainsi que le faible nombre d'opérations de pêche effectuées ont compliqué l'exploration de l'influence de la profondeur et de la période de la journée sur les captures. Néanmoins, il est possible de tirer certaines conclusions quant aux possibilités de réduction des captures accessoires de requins peau bleue. Ces conclusions sont malheureusement peu prometteuses pour le développement d'une pêche de l'espadon à la palangre dans le golfe de Gascogne. Le constat que les requins peau bleue s'alimentent à tout moment de la nuit est conforme aux observations de Pusineri et al. (2008) mais contraste un peu avec les conclusions de Tricas (1979) qui suggère un pic d'alimentation entre minuit et l'aube. Il confirme également l'opportunisme alimentaire de cette espèce : alors que Pusineri et al. (2008) relèvent une consommation de céphalopodes essentiellement le jour,

les résultats de notre étude indiquent que les requins peau bleue n'hésitent pas à s'en nourrir la nuit s'ils sont accessibles.

Les profondeurs de capture des requins peau bleue relevées ici (entre la surface et plus de 150 mètres) indiquent que les individus de cette espèce s'alimentent dans une large gamme de profondeur. Cette conclusion est en accord avec Boggs (1992) qui enregistre des captures jusqu'à environ 200-230 mètres au large d'Hawaii, et les travaux de Martins (2013) qui concluent à la capture d'espadon et de requins peau bleue aux mêmes profondeurs, mais dont l'étude se limite à la partie superficielle de la colonne d'eau (0-80 m).

Etant donné l'étroitesse de la gamme de température d'eau dans laquelle se trouvaient la palangre au cours de cette campagne (la température moyenne est comprise entre 11.8 et 13.0°C, sauf pour la station 2 pour laquelle la température moyenne est de 16.5°C) et l'impossibilité de séparer son influence potentielle de celle d'autres facteurs (latitude, profondeur d'immersion), il n'a pas été possible de tester son effet sur les captures de requins peau bleue. Néanmoins, de précédentes études indiquent que la température de l'eau n'a que peu d'influence sur les distributions des requins peau bleue et des espadons (Carey et Robison 1981, Bigelow et al. 1999, Nakano et Seki 2003, Damalas et al. 2007), ce qui suggère que le fait de jouer sur ce paramètre ne devrait pas permettre une discrimination des deux espèces.

Il semble donc peu probable d'obtenir une réduction des captures de requins peau bleue à la palangre en faisant uniquement varier les profondeurs d'immersion et périodes de pêche.

En raison des aires de distribution très étendues de l'espadon et du requin peau bleue, et du chevauchement important existant entre elles, une sélectivité basée sur la zone de pêche peut sembler a priori difficile. Cependant, ces espèces effectuant des migrations saisonnières de grande ampleur (Ortiz et al. 1999, Neilson et al. 2006, Nakano et Stevens 2008), il peut être envisageable de combiner la période de l'année et la zone de pêche pour limiter les captures de requins peau bleue. Ainsi, Mejuto et al. (2005) constatent, à partir du mois d'août, une augmentation des rendements de requins peau bleue des navires palangriers espagnols ciblant l'espadon et opérant à l'ouest du Portugal et de la Galice. Il serait intéressant de comparer cette tendance avec les tendances mensuelles de rendement de l'espadon dans le but de définir une période de pêche optimale.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'équipage du Mammouth et son patron, David Orsonneau, pour leur aide appréciable à bord, ainsi qu'à Benoît Vincent pour le temps passé à la formation à l'utilisation de FineLab.

5 Références bibliographiques

- Bigelow K.A., Boggs C.H., and He X., 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fish. Oceano.* 8(3): 178-198.
- Boggs C.H., 1992. Depth, capture time, and hooked longevity of longline-caught pelagic fish: Timing bites of fish with chips. *Fish. Bull. U.S.* 90: 642-658.
- Cambiè G., Muiño R., Mingozi T., Freire J., 2013. From surface to mid-water: is the swordfish longline fishery “hitting rock bottom”? A case study in southern Italy. *Fish.Res.* 140: 114-122
- Campana S.E., Joyce W., Manning M.J., 2009. Bycatch and discard mortality in commercially caught blue sharks *Prionace glauca* assessed using archival satellite pop-up tags. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 387: 241-253. DOI: 10.3354/meps08109
- Campana S.E., Dorey A., Fowler M., Joyce W., Wang Z. et al., 2011. Migration pathways, behavioural thermoregulation and overwintering grounds of blue sharks in the Northwest Atlantic. *Plos One* 6(2): 1-13.
- Carey F.G, Robison B.H., 1981. Daily patterns in the activities of swordfish, *Xiphias gladius*, observed by acoustic telemetry. *Fish. Bull.* 79(2): 277-292.
- Chancollon O., Pusineri C., Ridoux V., 2006. Food and feeding ecology of Northeast Atlantic swordfish (*Xiphias gladius*) off the Bay of Biscay. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1075-1085. DOI: 10.1016/j.icesjms.2006.03.013
- Clarke M.R., Clarke D.C, Martins H.R, Silva H.M., 1995. The diet of swordfish (*Xiphias gladius*) in Azorean waters. *Arquipélago, Life and Marine Sciences* 13A: 53-69.
- Clarke M.R., Clarke D.C, Martins H.R, da Silva H.M., 1996. The diet of the blue shark (*Prionace glauca* L.) in Azorean waters. *Arquipélago, Ciências Biológicas e Marinhas* 14A: 41-56.
- Coelho R., Mejuto J., Domingo A., Yokawa K., Liu K.M., et al. 2017. Distribution patterns and population structure of the blue shark (*Prionace glauca*) in the Atlantic and Indian Oceans. *Fish. Fish.* 19(1): 90-106.
- Cosandey-Godin A., Wimmer T., Wang J.H., Worm B., 2013. No effect from rare-earth metal deterrent on shark bycatch in a commercial pelagic longline trial. *Fish. Res.* 143: 131-135. doi: 10.1016/J.fishres.2013.01.020
- Damalas D., Megalofonou P., Apostolopoulou M., 2007. Environmental, spatial, temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern Mediterranean Sea longline fisheries. *Fis. Res.* 84: 233-246. DOI: 10.1016/j.fishres.2006.11.001
- Diaz G.A., Serafy J.E., 2005. Longline-caught blue shark (*Prionace glauca*): factors affecting the numbers available for live release. *Fish. Bull.* 103: 720-724.
- Frisches K.A., Brill R.W., Warrant E.J., 2005. Warm eyes provide superior vision in swordfishes. *Curr. Biol.* 15: 55-58.
- Garcés A.G., Rey J.C, 1984. La pesquería española del pez espada (*Xiphias gladius*), 1973-1982. *ICCAT SCRS 1983/052, Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 20(2): 419-427.

- Hazin H.G, Hazin F.H.V., Travassos P., Erzini K., 2005. Effect of light-sticks and electrolume attractors on surface-longline catches of swordfish (*Xiphias gladius*, Linnaeus, 1959) in the southwest equatorial Atlantic. *Fish. Res.* 72: 271-277.
- International Seafood Sustainability Foundation (ISSF), 2016. Guide à l'intention des capitaines sur les pratiques écologiques de pêche à la palangre. Version 2.2 - Mai 2016, 47 pp.
- Lloyd M., 1967. Mean crowding. *J. Anim. Ecol.*, 36: 1-30. DOI: 10.2307/3012
- Martins L.M.A., 2013. By-catch de espadarte (*Xiphias gladius*) e tintureira (*Prionace glauca*) juvenil no palangre de superfície. Dissertação de Mestrado em Estudos Integrados dos Oceanos). Horta: Universidade dos Açores, 2013.
- Mcnaughton R., Rogan E., Hernández-García V., Lordan C., 1998. The importance of cephalopods in the diet of blue shark (*Prionace glauca*) south and west of Ireland. *ICES CM: M:07.* 12 pp.
- Mejuto J., 1985. Associated catches of sharks, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, and *Lamna nasus*, with NW and N Spanish swordfish fishery, in 1984. *ICES CM 1985/H:42.* 16 pp.
- Morandeu F., 2018. Projet Optisel - Compte-rendu de la campagne de pêche expérimentale de l'espadon à la palangre dans le golfe de Gascogne à bord du navire Mammouth. 19 pp.
- Nakano H., Seki M.P., 2003. Synopsis of biological data on the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus. *Bull. Fish. Res. Agen.* 6: 18-55.
- Nakano H., Stevens J.D., 2008. The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*, in *Sharks of the open ocean: Biology, fisheries and conservation.* Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK, 140-151.
- Neilson J.D., Paul S.D., Smith S.C., 2006. Stock structure of swordfish (*Xiphias gladius*) in the Atlantic: a review of the non-genetic evidence. *ICCAT SCRS 2006/025, Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT,* 61: 25-60.
- Ortiz M., Restrepo V., Turner S.C., 2000. North Atlantic swordfish sex-ratios at size keys: analysis and development. *ICCAT SCRS 1999/083, Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT,* 51(5): 1480-1508.
- Poisson F., Vernet A. L., Séret B., Dagorn L., 2012. Good practices to reduce the mortality of sharks and rays caught incidentally by the tropical tuna purse seiners. EU FP7 project #210496 MADE, Deliverable 7.2., Convention DPMA 33246, CAT "Requins", 30 pp.
- Porsmoguer S.B., Banaru D., Boudouresque C.F, Dekeyser I., and Almarcha C., 2015. Hooks equipped with magnets can increase catches of blue shark (*Prionace glauca*) by longline fishery. *Fish. Res.* 172: 345-351. DOI: 10.1016/j.fishres.2015.07.016
- Pratt H.L., 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *Fish. Bull.* 77,445-470.
- Pusineri C., Chancollon O., Ringelstein J., Ridoux V., 2008. Feeding niche segregation among the Northeast Atlantic community of oceanic top predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 361: 21-34. doi: 10.3354/meps07318
- Rey J.C, Muñoz-Chápuli R., 1991. Relation between hook depth and fishing efficiency in surface longline gear. *Fish. Bull.* 89(4): 729-732.

Santos A.M.P., Fiúza A.F.G., Laurs R.M., 2006. Influence of SST on catches of swordfish and tuna in the Portuguese domestic longline fishery, *International Journal of Remote Sensing*, 27:15, 3131-3152, DOI: 10.1080/01431160600567811

Sciarrotta T.C., Nelson D.R., 1977. Diel behavior of the blue shark, *Prionace glauca*, near Santa Catalina Island, California. *Fish. Bull.* 75(3): 519-528.

Tricas T.C., 1979. Relationships of the blue shark, *Prionace glauca*, and its prey species near Santa Catalina Island, California. *Fish. Bull.* 77(1): 175-182.

Young J.W., Landsell M.J., Campbell R.A., Cooper S.P., Juanes F., Guest M.A., 2010. Feeding ecology and niche segregation in oceanic top predators off eastern Australia. *Mar. Biol.* 157: 2347-2368. DOI: 10.1007/s00227-010-1500-y