



COMMISSION  
**OSPAR**

# Prises accessoires de mammifères marins

## Évaluation de l'Indicateur Commun



# OSPAR

## BILAN DE SANTÉ 2023

# Prises accessoires de mammifères marins

## OSPAR Convention

The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (the “OSPAR Convention”) was opened for signature at the Ministerial Meeting of the former Oslo and Paris Commissions in Paris on 22 September 1992. The Convention entered into force on 25 March 1998. The Contracting Parties are Belgium, Denmark, the European Union, Finland, France, Germany, Iceland, Ireland, Luxembourg, the Netherlands, Norway, Portugal, Spain, Sweden, Switzerland and the United Kingdom.

## Convention OSPAR

La Convention pour la protection du milieu marin de l’Atlantique du Nord-Est, dite Convention OSPAR, a été ouverte à la signature à la réunion ministérielle des anciennes Commissions d’Oslo et de Paris, à Paris le 22 septembre 1992. La Convention est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Les Parties contractantes sont l’Allemagne, la Belgique, le Danemark, l’Espagne, la Finlande, la France, l’Irlande, l’Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni de Grande Bretagne et d’Irlande du Nord, la Suède, la Suisse et l’Union européenne.

## Contributeurs

Auteurs principaux : Taylor, N., Authier, M.

Auteurs collaborateurs : Banga, R., Genu, M., Gilles, A.

Avec le soutien des groupes suivants : Groupe d’experts d’OSPAR sur les mammifères marins (OMMEG), du Groupe intersessionnel par correspondance sur la coordination de l’évaluation et de la surveillance de la biodiversité (ICG-COBAM), et du Comité Biodiversité (BDC) d’OSPAR.

## Citation

Taylor, N., Authier, M., Banga, R., Genu, M., Gilles, A. *Prises accessoires de mammifères marins*. Dans : OSPAR, 2023 : Bilan de santé 2023 pour l’Atlantique du Nord-Est. Commission OSPAR, Londres. Disponible via le lien suivant : <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/bilan-de-sante/2023/evaluations-des-indicateurs/prises-accessoires-de-mammiferes-marins/>

## Table des matières

Contributeurs .....	1
Citation .....	1
Message clé .....	3
Contexte .....	3
Contexte (version étendue).....	4
Espèces .....	4
Méthode d'évaluation .....	9
Résultats (version succincte) .....	22
Résultats (version étendue).....	23
Conclusion (version succincte) .....	28
Conclusion (version étendue).....	28
Lacunes dans les connaissances (version succincte) .....	29
Lacunes dans les connaissances (version étendue) .....	29
Références bibliographiques .....	33
Métadonnées d'évaluation .....	38

## Message clé

La présente évaluation a permis de conclure que les prises accessoires exercent une pression importante sur les populations de mammifères marins (marsouin commun ; dauphin commun ; phoque gris) dans l'Atlantique du Nord-Est (Mer du Nord au sens large (Région II), Mers celtiques (Région III), et Golfe de Gascogne et côte ibérique (Région IV)), avec un dépassement des seuils pour le marsouin commun et le dauphin commun. Il n'y a pas eu de dépassement des seuils pour le phoque gris.

L'évaluation est fondée sur un objectif de conservation qui tente de représenter l'ambition européenne concernant les niveaux des prises accessoires ; des ajustements pourront être apportés pour les évaluations futures afin de tenir compte des nouvelles informations qui pourront devenir disponibles.

## Contexte

La capture accidentelle et l'enchevêtrement dans les engins de pêche, communément appelés prises accessoires, constituent la principale cause anthropique de mortalité des mammifères marins dans la zone maritime d'OSPAR. Il est absolument essentiel d'évaluer l'impact de cette pression en ce qui concerne l'abondance des populations.

L'évaluation de cet indicateur a été élaborée davantage depuis l'Évaluation intermédiaire de 2017 (IA 2017), pour laquelle le marsouin commun a été évalué, le dauphin commun et le phoque gris étant désormais inclus dans l'évaluation. Un indicateur candidat a également fait l'objet d'un projet pilote, pour lequel l'évaluation a été étendue à la Région I pour le marsouin commun et le phoque gris (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/marine-mammal-bycatch-region-i-cand/>). Cet ensemble d'espèces comprend certaines des espèces de mammifères marins les plus abondantes dans la zone maritime d'OSPAR. L'évaluation s'appuie sur les derniers avis du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM). Les estimations des prises accessoires sont calculées à partir de l'effort de pêche annuel (jours passés en mer) et des animaux capturés accidentellement, les informations provenant d'observateurs et/ou d'une surveillance électronique à distance sur les navires de pêche commerciale (> 12 m).

Les unités d'évaluation (UE) appliquées dans l'IA 2017 pour le marsouin commun ont été mises à jour, en tenant compte des meilleures données écologiques actuelles. Des UE ont aussi été définies pour le dauphin commun et le phoque gris. Depuis l'IA 2017, OSPAR a également agréé les méthodologies à utiliser pour fixer les seuils, ce qui lui a permis de réaliser une évaluation robuste de l'impact des prises accessoires sur ces trois espèces.



**Figure 1 : Dauphin commun (*Delphinus delphis*), Golfe de Gascogne, printemps 2021. Avec la permission de l'Observatoire Pelagis**

### **Contexte (version étendue)**

La capture accidentelle et l'enchevêtrement dans les engins de pêche, communément appelés prises accessoires, constituent la principale cause anthropique de mortalité des mammifères marins dans la zone maritime d'OSPAR (**Figure a** ; Bjørge *et al.*, 2013 ; Peltier *et al.*, 2016, Peltier *et al.*, 2021). Des exigences légales imposent de surveiller les prises accessoires de mammifères marins et d'appliquer des mesures appropriées pour s'assurer que les prises accessoires n'ont pas d'impact négatif significatif sur les populations de mammifères marins (CIEM 2021c).

### **Espèces**

Cet indicateur évalue les prises accessoires de marsouins communs *Phocoena phocoena* (y compris le marsouin commun ibérique *P. p. meridionalis* que l'on trouve dans la sous-région Golfe de Gascogne et côte ibérique de la DCSMM, qui présente une divergence génétique correspondant au niveau d'une sous-espèce, mais n'est pas encore reconnu comme une sous-espèce), de dauphins communs à bec court *Delphinus delphis*, et de phoques gris *Halichoerus grypus*. Parmi les espèces de mammifères marins dont la capture accidentelle est signalée dans la zone maritime d'OSPAR, ces trois espèces sont les plus couramment observées (p. ex. CIEM, 2020a ; CIEM, 2020b). Ces espèces comptent également parmi les mammifères marins les plus abondants dans la zone maritime d'OSPAR et, par conséquent, sont potentiellement sujettes à plus d'interactions avec les engins de pêche que les autres espèces.

Le marsouin commun figure sur la Liste OSPAR des espèces et habitats menacés et/ou en déclin pour les sous-régions Mer du Nord au sens large et Mers celtiques de la DCSMM, car il existe des preuves d'un déclin des populations, de leur sensibilité et de la menace de capture accidentelle et de noyade dans les filets de pêche (CIEM 2022).



**Figure a : Marsouin commun capturé accidentellement dans un filet de pêche.**

### **Unités d'évaluation**

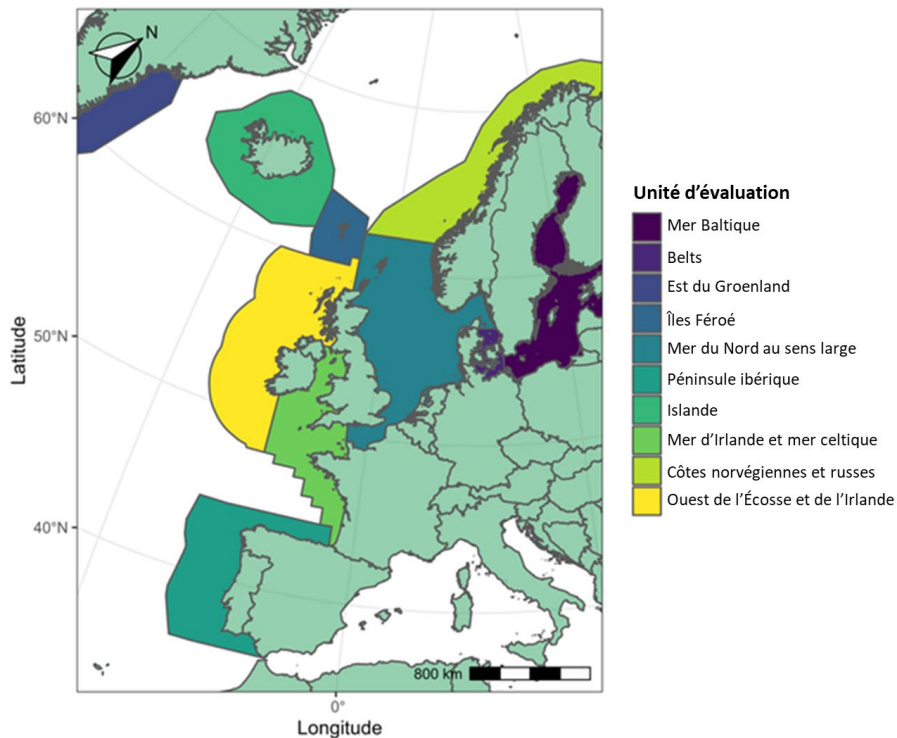
Afin de définir une échelle spatiale à l'intérieur de laquelle effectuer une évaluation, des unités d'évaluation (UE) appropriées, situées dans l'aire de distribution de chaque espèce, ont été agréées.

Les UE définies pour le marsouin commun ont été mises à jour depuis l'IA 2017, en tenant compte de la recommandation d'un atelier conjoint [OSPAR-HELCOM](#) (OSPAR-HELCOM, 2019) d'utiliser les UE [NAMMCO-NIMR](#) (Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord/Norwegian Institute of Marine Research) (NAMMCO/IMR 2019) révisées pour les évaluations des prises accessoires de marsouins communs, car il s'agissait des unités les plus précises sur le plan biologique (**Figure b**).

Une UE est actuellement reconnue pour les dauphins communs : Murphy et al. (2021) ont proposé de joindre les Régions II, III et IV d'OSPAR pour cette espèce. L'UE utilisée dans l'évaluation intègre cette proposition et l'étend aux limites des sous-régions de la DCSMM Mer du Nord au sens large, Mers celtiques, et Golfe de Gascogne et côte ibérique (**Figure c**), compte tenu de l'aire de distribution très étendue de cette espèce et de l'absence de données prouvant l'existence d'une structure à plus petite échelle des populations dans l'Atlantique du Nord-Est.

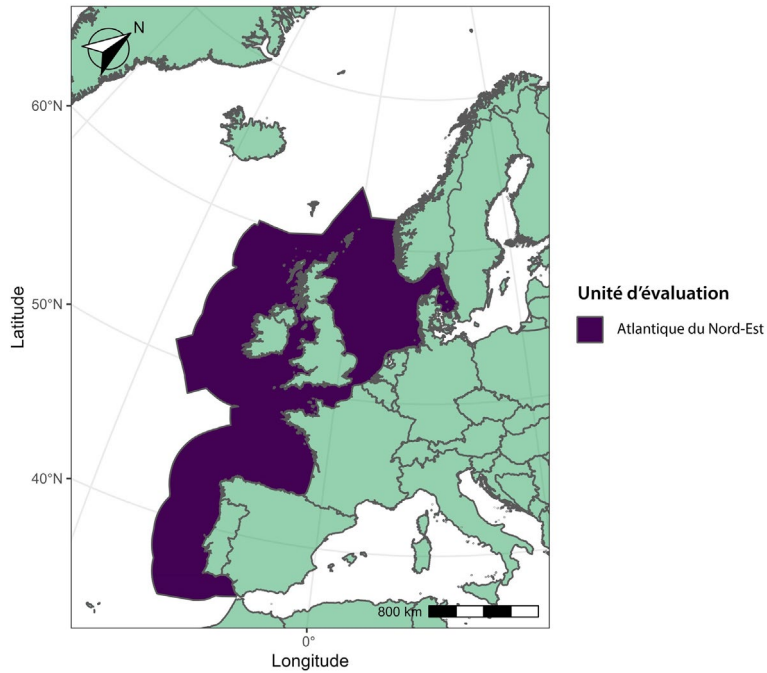
Les phoques gris sont également très mobiles et se déplacent sur de grandes distances en eau libre et entre les reposoirs (Russell et al., 2013 ; Brasseur et al., 2015). Leur abondance est donc évaluée à grande échelle, dans deux unités correspondant largement à la Région II d'OSPAR (Mer du Nord au sens large) et à la

Région III d'OSPAR (Ouest de l'Écosse et Mers celtiques (**Figure d**)). L'UE Islande a également été évaluée dans le cadre de l'indicateur candidat dans la Région I d'OSPAR (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/marine-mammal-bycatch-region-i-cand/>). Des questions demeurent quant à la façon de répartir la distribution du phoque gris entre les Régions II, III et IV d'OSPAR afin de représenter au mieux des unités qui pourraient être différentes. Il convient de mener d'autres recherches et de poursuivre l'interprétation des données existantes pour résoudre ce problème. Pour la présente évaluation de l'indicateur réalisée dans le cadre du QSR 2023, la Région III d'OSPAR a été évaluée comme une seule UE pour cette espèce ; cependant, cette échelle pourrait produire une sous-estimation des niveaux régionalisés des prises accessoires.



**Figure b : Unités d'évaluation pour les marsouins communs. Seules les UE situées en partie ou entièrement dans la zone maritime d'OSPAR sont représentées sur la carte.**

Unités d'évaluation pour les marsouins communs : <https://odims.ospar.org/harbour-porpoise-au>

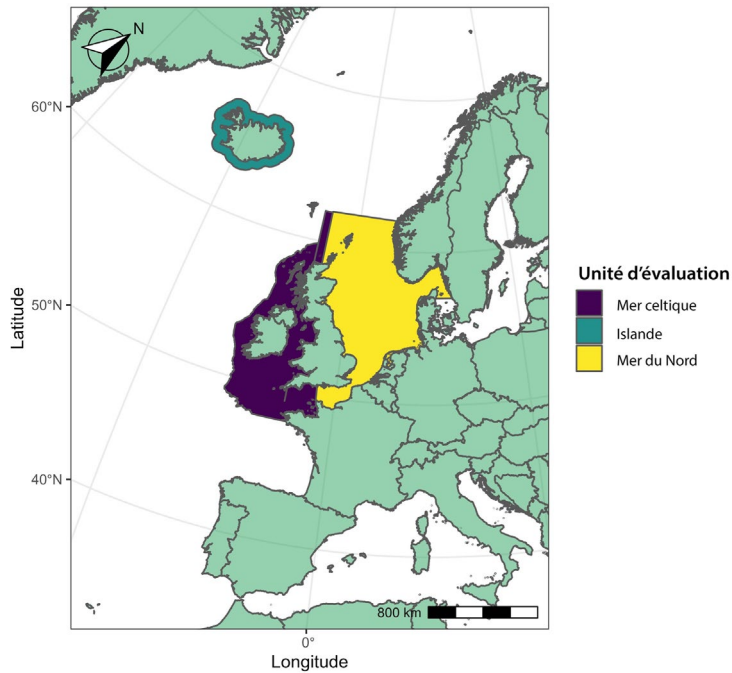


**Figure c : Unités d'évaluation pour les dauphins communs.**

Common Dolphin Assessment Units: <https://odims.ospar.org/common-dolphin-au>

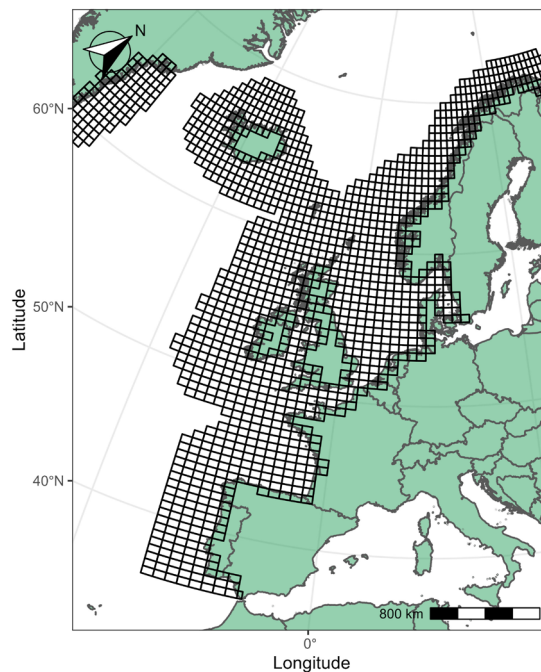
#### Données

À la demande d'OSPAR, l'atelier du CIEM sur l'estimation de la mortalité des mammifères marins (WKMOMA) a lancé un appel à données en plus de l'appel à données annuel du Groupe de travail du CIEM sur les prises accessoires d'espèces protégées (WGBYC) pour demander des informations supplémentaires sur lesquelles fonder les estimations (CIEM 2021a). L'appel à données demandait des données à plus petite échelle, comprenant des données enregistrées par des observateurs, par trait, et des données sur l'effort de pêche au niveau des rectangles statistiques du CIEM (voir <https://www.ices.dk/data/maps/Pages/ICES-statistical-rectangles.aspx>) pour une série de métiers de pêche pertinents (<https://vocab.ices.dk/?ref=1498> ; Figure e). Ces données à petite échelle ont permis de mieux quantifier les prises accessoires dans chaque unité d'évaluation identifiée (Figure b, Figure c, Figure d et Figure e).



**Figure d : Unités d'évaluation pour les phoques gris. Seules les UE situées en partie ou entièrement dans la zone maritime d'OSPAR sont représentées sur la carte.**

Harbour porpoise Assessment Units: <https://odims.ospar.org/harbour-porpoise-au>



**Figure e : Rectangles statistiques du CIEM.**

### Seuils

L'identification d'un seuil permet de comparer les valeurs réelles à la limite estimée à partir de laquelle une espèce serait fortement impactée. Dans le cas de la présente évaluation, l'objectif est de comparer les niveaux réels estimés des prises accessoires avec le seuil calculé, un dépassement de ce seuil ayant un impact significatif sur le plan démographique. Des méthodes ont été agréées pour la fixation des seuils, ce

qui a permis de dériver des valeurs seuils auxquelles les niveaux estimés des prises accessoires pourraient être comparés pour ces évaluations. Aucune valeur seuil n'a été agréée pour cet indicateur dans l'IA 2017, si bien que les résultats des évaluations étaient fondés uniquement sur des prises accessoires estimées comparativement à l'abondance estimée du marsouin commun. Depuis, les experts ont suivi un processus pour lequel ils ont participé à plusieurs ateliers, en utilisant des méthodes modernes et innovantes pour faire avancer la fixation des seuils (une synthèse est présentée dans Palialexis et al., 2021). Le Comité Biodiversité (BDC) d'OSPAR a agréé les méthodologies à utiliser pour fixer les seuils en 2021 (voir Méthode d'évaluation). Le consensus produit permet d'utiliser l'approche de précaution pour évaluer l'impact par rapport à un seuil calculé en utilisant les meilleures données disponibles.

## Méthode d'évaluation

### Introduction

Les observations d'animaux capturés accidentellement effectuées pour l'évaluation de cet indicateur ont été compilées sur plusieurs années afin d'assurer une couverture géographique suffisante. Le nombre observé d'animaux capturés accidentellement a été modélisé afin de produire un « taux de prises accessoires ». Le taux de prises accessoires a ensuite été multiplié par le nombre de jours passés en mer par les navires dans une zone spécifique au cours de l'année entière, afin de produire une estimation des prises accessoires annuelles totales pour cette section de la flotte (CIEM, 2021a ; Moore et al., 2021). Ce taux de prises accessoires a ensuite été évalué par rapport aux seuils calculés (voir ci-dessous ; Wade et al., 2021). Des méthodes de pointe (Palialexis et al., 2021) et des estimations robustes de l'abondance absolue (Hammond et al., 2021b) ont été utilisées pour fixer les seuils.

### Contexte des politiques

Cet indicateur évalue les prélèvements anthropiques, auxquels les prises accessoires apportent une contribution majeure (Wade et al., 2021). Cependant, d'autres activités anthropiques telles que les chantiers de construction offshore, le transport maritime, le tourisme, le bruit, la chasse à la baleine, etc. peuvent également causer une mortalité, directement, indirectement ou de ces deux manières ; cet aspect est décrit dans l'évaluation thématique concernant les mammifères marins qui a été réalisée pour le QSR 2023. Toutes ces activités contribuent aux prélèvements anthropiques, qui sont la somme des sources de mortalité supplémentaires (en plus de la mortalité naturelle).

À l'heure actuelle, il n'existe aucune orientation de politique indiquant comment tenir compte de l'affectation des limites des prélèvements aux différentes activités humaines contribuant à ces prélèvements. Comme les prises accessoires sont la principale cause de mortalité anthropique, cette pression est un élément essentiel de l'évaluation de l'impact des prélèvements anthropiques au sein d'une population. À l'heure actuelle, on considère que les seuils, dans le contexte des prises accessoires d'espèces protégées, telles que les mammifères marins, représentent une limite supérieure qui s'applique aux prélèvements anthropiques totaux ; c'est-à-dire une limite au-delà de laquelle le risque de ne pas atteindre les objectifs de conservation fixés par les décideurs politiques est inacceptable.

Les méthodes de fixation des seuils s'appuient sur un cadre d'évaluation de la stratégie de gestion (*management strategy evaluation* (MSE)) ; ce cadre utilise des simulations informatiques pour comparer et évaluer la robustesse de différents seuils afin de produire des résultats cohérents par rapport à une cible dans différentes conditions de surveillance. Deux éléments sont d'importance primordiale, à savoir : les objectifs de conservation que le cadre de gestion devrait permettre d'atteindre ; et (ii) les données d'entrée utilisées dans les simulations informatiques. Les données d'entrée utilisées dans une MSE devraient refléter

les meilleures informations disponibles concernant les populations pour lesquelles un seuil est en cours d'établissement. En particulier, ces données d'entrée peuvent aussi refléter indirectement d'autres pressions liées aux activités humaines, en dehors de celle qui est visée par l'évaluation (les prises accessoires). Par exemple, les polluants ou le bruit dans l'environnement présent peuvent réduire la fécondité ou la survie des individus d'une population par rapport à une population présente dans un environnement non impacté.

En 2017, l'Évaluation intermédiaire d'OSPAR concernant les prises accessoires a souligné la nécessité d'avoir des objectifs de conservation afin de fixer des seuils. Un objectif de conservation existant est donc intégré pour la présente évaluation. Le Groupe d'experts d'OSPAR sur les mammifères marins (OMMEG) a entrepris un processus visant à faire avancer l'élaboration de procédures de gestion en accord avec la législation pertinente de l'UE pour la définition des seuils ; ce processus comprend une interprétation de l'objectif de conservation à l'aide des meilleures données disponibles.

### **Élaboration des seuils**

En 2009, le CIEM a informé la Commission européenne qu'une approche fondée sur le critère CLA (*Catch Limit Algorithm*) était la méthode qui convenait le mieux pour fixer des limites aux prises accessoires de marsouins communs ou de dauphins communs. Pour utiliser cette approche (ou toute autre approche), il faut d'abord indiquer des objectifs de conservation spécifiques (CIEM, 2009b). En l'absence de ces objectifs de conservation, le CIEM n'a pas été en mesure de bien prendre en compte les impacts de ces interactions dans ses avis concernant la gestion (CIEM, 2010) ; le Groupe de travail du CIEM sur l'écologie des mammifères marins (WGMME) a donc suggéré que l'on demande à l'ASCOBANS (Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, du nord-est de l'Atlantique et des mers d'Irlande et du Nord) d'examiner les décisions politiques nécessaires à la fixation de limites appropriées pour les prises accessoires (CIEM, 2013). L'ASCOBANS a ensuite pris le relais en organisant une série d'ateliers pour déterminer la voie à suivre (Hammond et al., 2018).

En 2019, lors d'un atelier conjoint HELCOM/OSPAR ayant pour mission d'examiner les possibilités d'élaboration d'indicateurs pour les prises accessoires d'oiseaux et de mammifères marins, des discussions ont eu lieu concernant les méthodologies d'évaluation des indicateurs, y compris la fixation des seuils. L'atelier a également proposé comme objectif de gestion intérimaire : « Le taux de mortalité dû aux captures accidentelles devrait être inférieur aux niveaux qui menacent toute espèce protégée, de façon à assurer la viabilité à long terme de ces espèces. » Sur la base des recommandations formulées lors de cet atelier, l'objectif opérationnel suivant a été inclus dans la Stratégie OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est à l'horizon 2030 (NEAES 2030) : OSPAR collaborera avec les autorités compétentes concernées et d'autres parties prenantes pour réduire au minimum et, si possible, éliminer les prises accessoires de mammifères marins, d'oiseaux, de tortues et de poissons afin qu'elles ne représentent pas une menace pour la protection et la conservation de ces espèces, et s'efforcera de renforcer l'ensemble des données disponibles concernant les prises accessoires d'ici à 2025 (objectif opérationnel S7.O6). Le paramétrage actuel de cet objectif a été décidé afin de fournir un objectif de conservation auquel les projections futures des populations pourraient être comparées lorsqu'elles sont exposées à différents niveaux de prises accessoires, afin de définir des seuils. Un ensemble de mesures plus détaillées, à mettre en œuvre à la fois au niveau national et conjointement, a été adopté par HELCOM dans le cadre de la mise à jour du Plan d'action pour la mer Baltique.

Afin d'assurer la viabilité à long terme face aux impacts anthropiques, un PBR (prélèvement biologiquement acceptable (*Potential Biological Removal* (PBR))) a été défini aux États-Unis, aux fins de la mise en œuvre de

la Loi de 1994 sur la protection des mammifères marins (*Marine Mammal Protection Act* (MMPA)) (Wade, 1998 ; Moore et al., 2013). Le PBR est une limite supérieure du niveau de mortalité anthropique qui permettrait à une population d'atteindre une abondance égale ou supérieure au seuil de productivité nette maximale (*Maximum Net Productivity Level* (MNPL)). Une population dont les effectifs sont supérieurs ou égaux au MNPL est qualifiée de « population durable optimale ». L'objectif de conservation de la MMPA est le suivant : une population restera à son seuil de productivité nette maximale (MNPL) (généralement 50 % de la capacité de charge pour la population), ou se rétablira jusqu'à atteindre celui-ci, avec une probabilité de 0,95, sur une période de 100 ans. Pour calculer le PBR, on a besoin seulement d'informations sur l'abondance de l'espèce (y compris l'incertitude de cette estimation) ; le PBR n'intègre pas d'estimations des prises accessoires, et diffère en cela des algorithmes pour les limites de prélèvement (*Removals Limit Algorithms* (RLA)), voir ci-dessous). Le PBR est calculé ainsi :

$$\text{PBR} = \frac{R_{\max}}{2} \times N_{\min} \times F_r$$

Formule a : Calcul du PBR.

où  $N_{\min}$  est l'estimation minimale de la taille de la population (définie comme le 20<sup>ème</sup> centile de la distribution log-normale ; Wade, 1998),  $R_{\max}$  est le taux de productivité maximal théorique ou estimé de la population, et  $F_r$  est un facteur de rétablissement compris entre 0,1 et 1,0. Les simulations de robustesse ont indiqué que le plus souvent, il faut choisir un  $F_r$  inférieur à 1 (Taylor et al., 2003 ; Punt et al., 2018) pour (i) tenir compte du niveau actuel d'épuisement de la population (plus celle-ci est épuisée, plus  $F_r$  est bas) et (ii) offrir une certaine protection contre les biais et les incertitudes dans ces données. L'utilisation d'un  $F_r < 1$  protège contre les incertitudes qui pourraient empêcher le rétablissement de la population, telles que les biais dans l'estimation de  $N_{\min}$ , de  $R_{\max}$  et des taux de prises accessoires. Dans une évaluation de la stratégie de gestion (MSE) conçue pour la MMPA des États-Unis, Wade (1998) a déterminé que la valeur de  $F_r$  la plus robuste est de 0,5 pour les populations qui sont épuisées, menacées, ou dont l'état est inconnu. La valeur  $F_r$  peut être augmentée jusqu'à 1 lorsque les populations sont bien étudiées et les biais dans l'estimation de  $N_{\min}$  et d'autres paramètres sont jugés négligeables (Punt et al., 2020).  $F_r$  est fixé à 0,1 pour les espèces en danger (Taylor et al., 2003).

OSPAR 2021 a convenu qu'un objectif de conservation était nécessaire pour l'approche mPBR ainsi que pour l'approche RLA. Une définition a émergé : « une population devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à 80 % de la capacité de charge, avec une probabilité de 0,8, sur une période de 100 ans ». OSPAR applique un horizon temporel de 100 ans, comme le recommande le CIEM (2013), et un niveau de probabilité de 0,8<sup>1</sup>. Cet objectif de conservation est une interprétation quantitative de l'objectif intermédiaire de l'ASCOBANS, qui est « de restaurer et/ou de maintenir les stocks/populations [de cétacés] à 80 % ou plus de la capacité de charge ».

L'objectif de conservation d'OSPAR a été utilisé dans une évaluation de stratégie de gestion (MSE) (disponible à [https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/rla\\_paper](https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/rla_paper); Genu et al., 2021), en suivant le processus décrit ci-dessus pour le PBR ; dans ce processus, la robustesse des valeurs seuils est testée en fonction de biais potentiels dans les estimations (Punt, 2006 ; Hilborn, 2012 ; Moore et al., 2013 ; Kaplan et al., 2021). L'objectif de la MSE est de déterminer le seuil avec lequel on a le plus de chances d'atteindre l'objectif de conservation sous différents régimes de surveillance, de gestion et d'évaluation, compte tenu des

<sup>1</sup> inférieur au niveau de 0,95 utilisé dans la MMPA des États-Unis, mais correspondant à une probabilité raisonnablement élevée, comme le suggère l'ASCOBANS (2015, page 10). Hammond et al. (2019) ont utilisé un niveau de 0,50, qui signifie que l'on s'attend à atteindre l'objectif de conservation la moitié du temps. L'OMMEG a décidé d'utiliser le niveau de 0,8, à l'issue d'analyses préliminaires qui ont montré qu'un niveau de 0,95 produirait des seuils extrêmement stricts (c'est-à-dire très proches de zéro).

incertitudes potentielles du processus (p. ex. les estimations de l'abondance et du taux de prises accessoires). Le RLA est donc une règle (dite de contrôle des prises) qui fixe des limites aux prélèvements anthropiques lorsque des données sur l'abondance et sur les prélèvements sont disponibles. Il existe cependant d'autres règles qui nécessitent moins de données (Moore et al., 2013), et l'OMMEG a modifié l'approche PBR des États-Unis pour l'objectif de conservation susmentionné (Genu et al., 2021).

Un PBR modifié (mPBR) a été élaboré, en ajustant les essais de simulation utilisés pour évaluer la robustesse du PBR selon l'objectif de conservation « une population de cétacés devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à [80] % de la capacité de charge, avec une probabilité de [0,8], sur une période de [100] ans » (Genu et al., 2021). Pour ce faire, de nouvelles valeurs par défaut pour Fr ont été évaluées dans le cadre d'une MSE, en utilisant les mêmes hypothèses concernant les biais que dans les simulations originales de la robustesse du PBR. On a suggéré que la valeur plus robuste, soit Fr = 0,1, pourrait être utilisée pour les populations de cétacés qui sont épuisées, menacées, ou dont l'état est inconnu. On a suggéré que la valeur de Fr pourrait être augmentée jusqu'à 0,35 lorsque les populations sont bien étudiées et les biais dans l'estimation de Nmin et d'autres paramètres sont jugés négligeables. Pour les mammifères marins, la valeur du mPBR est fixée à 0 pour les petites populations dans une UE (Nmin étant inférieure à **2 500 individus matures**), comme il a été convenu au BDC, compte tenu de l'impact probable des prises accessoires sur une population de cette taille, et pour atteindre un niveau de précaution tenant compte des biais dans les données et du potentiel de sous-estimation des prises accessoires.

L'algorithme RLA (*Removals Limit Algorithm*) vise à fixer des limites à la mortalité anthropique des populations de petits cétacés, qui permettent d'atteindre les objectifs de conservation spécifiés. Le RLA comprend un modèle de population, pour simuler la dynamique des populations, et une règle de contrôle, pour estimer la limite de mortalité en fonction d'une série d'estimations de l'abondance absolue et de la mortalité anthropique, y compris les prises accessoires. Le RLA intègre des informations sur leurs incertitudes. Hammond et al. (2019) ont élaboré un RLA pour fixer des limites à la mortalité anthropique des marsouins communs dans l'UE Mer du Nord au sens large. Cette population de marsouins communs dans l'UE Mer du Nord était la seule pour laquelle on disposait des données requises pour le RLA. Il était nécessaire d'approfondir ce travail, qui s'accompagnait d'un nombre considérable d'hypothèses et de mises en garde. L'OMMEG a poursuivi l'élaboration de la procédure en 2021, en vue d'améliorer l'approche et de dériver une limite (ou un seuil) de mortalité anthropique pour le marsouin commun dans l'UE Mer du Nord au sens large (Genu et al., 2021).

L'objectif de conservation utilisé par l'OMMEG pour l'algorithme RLA était le suivant : « l'unité d'évaluation Mer du Nord au sens large utilisée pour le marsouin commun devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à 80 % de la capacité de charge, avec une probabilité de 0,8, sur une période de 100 ans ». Cet objectif est l'une des interprétations quantitatives possibles du « sous-objectif pratique à court terme » de l'ASCOBANS, qui est « de restaurer et/ou de maintenir les stocks/populations à 80 % ou plus de la capacité de charge ». Le RLA permet d'estimer deux paramètres : le taux de croissance de la population (r) et l'épuisement de la population. Ce dernier paramètre correspond au niveau d'épuisement au moment de la meilleure estimation de population disponible. Pour la population de marsouins communs dans l'UE Mer du Nord au sens large, trois estimations de population (études SCANS 1994, 2005, 2016 ; Hammond et al., 2002 ; 2013 ; 2021) sont disponibles pour estimer ces paramètres. Une fois ces deux paramètres estimés, la limite de mortalité anthropique est calculée ainsi :

$$\text{Limite des prélèvements} = N_{best} \times r \times \max(0, \text{épuisement} - IPL)$$

Formule b : Calcul de la règle de contrôle du RLA, max(a, b) désignant le maximum entre a et b.

où Nbest est la meilleure estimation d'abondance disponible et IPL est le niveau de protection interne (*internal protection level*) supposé être de 0,54 (c.-à-d. 54 % de la capacité de charge K, Boyce, 2000). Si le niveau d'épuisement estimé de la population est inférieur à l'IPL, la limite des prélèvements est automatiquement fixée à 0. L'ajustement du RLA en fonction de l'objectif de conservation a été réalisé dans un cadre d'une MSE, en prenant en compte différents quantiles de la distribution a posteriori de la limite des prélèvements, comme il est suggéré dans Hammond et al. (2019, page 7) ou comme l'a fait Wade (1998). L'ajustement par le choix d'un quantile a permis de mieux prendre en compte l'incertitude d'estimation des paramètres r et épuisement. Pour assurer la robustesse de l'algorithme RLA face à plusieurs incertitudes, on a retenu le quantile de 30 % (Genu et al., 2021). Il s'agit d'un choix prudent, qui a pour but d'obtenir un seuil robuste face à une éventuelle sous-estimation lors des estimations de la mortalité anthropique (y compris les prises accessoires).

#### Limite des prélèvements pour le marsouin commun

Les méthodes à utiliser pour fixer la limite des prélèvements pour le marsouin commun ont été agréées lors de la réunion de 2021 du BDC d'OSPAR (BDC 2021). Ces méthodes varient d'une UE à l'autre (**Tableau a**), ce qui reflète en partie la disponibilité des données.

#### Limite des prélèvements pour le dauphin commun

La méthode utilisée pour fixer la limite des prélèvements pour les prises accessoires de dauphins communs est le PBR (prélèvement biologiquement acceptable (*Potential Biological Removal* (PBR)) modifié (mPBR) (**Tableau a**).

#### Limite des prélèvements pour le phoque gris

La méthode utilisée pour fixer la limite des prélèvements pour les prises accessoires de phoques gris est le PBR (**Tableau a**).

**Tableau a : Seuils pour les prélèvements anthropiques (y compris les prises accessoires) pour l'évaluation de l'indicateur commun. Il est à noter que les objectifs de conservation peuvent différer d'une espèce à l'autre.**

Région d'OSPAR	UE	Approche de fixation des seuils	Valeurs seuils (prélèvement anthropique)	Objectif de conservation
<b>Marsouin commun</b>				
II	Mer du Nord au sens large	RLA	1 622	80 % de K après 100 ans avec une probabilité de 0,8
III (IV)	Mer d'Irlande et mer celtique	mPBR	82	
III	Ouest de l'Écosse et de l'Irlande	mPBR	78	
IV	Péninsule ibérique	mPBR	0	
<b>Dauphin commun</b>				
II, III, IV	Atlantique du Nord-Est	mPBR	985	80 % de K après 100 ans avec une probabilité de 0,8
<b>Phoque gris</b>				

II	Mer du Nord	PBR	7 171	50 % de K après 100 ans avec une probabilité de 0,95
III	Mers celtiques	PBR	3 647	

### Estimations de l'abondance

Des estimations de l'abondance des cétacés dans la zone maritime d'OSPAR sont disponibles à partir d'études internationales à grande échelle, telles que les relevés de petits cétacés dans les eaux atlantiques européennes et en mer du Nord (études SCANS). Ce programme a commencé en 1994 avec SCANS-I (SCANS, 1995 ; Hammond et al., 2002), puis les études SCANS-II et CODA ont été réalisées au cours des étés 2005 et 2007 (Hammond et al., 2013, CODA, 2009), et les études SCANS-III et ObSERVE ont été réalisées au cours de l'été 2016 (Hammond et al., 2021a, Rogan et al., 2018). La couverture géographique des études SCANS est présentée dans [Abondance et distribution des cétacés](#).

### Estimation de l'abondance du marsouin commun

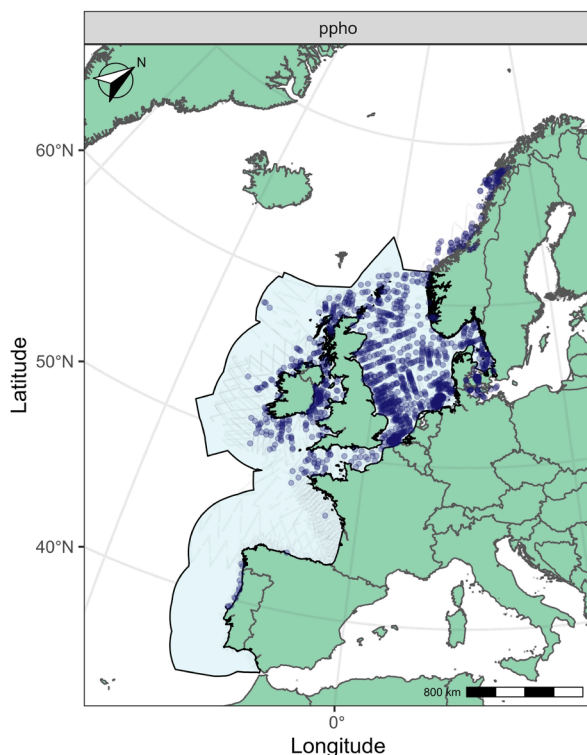
Le marsouin commun est l'espèce de cétacé la plus abondante dans les eaux du plateau continental de l'Atlantique du Nord-Est. Grâce aux études à grande échelle, on dispose maintenant de trois estimations de l'abondance du marsouin commun dans l'UE Mer du Nord au sens large, issues de SCANS (1994), SCANS-II (2005) et SCANS-III (2016 ; **Figure f, Tableau b**).

**Tableau b : Estimations de l'abondance (chiffres arrondis au millier le plus proche ; Hammond et al., 2021) des marsouins communs dans l'UE Mer du Nord au sens large.**

Unité d'évaluation	Année	Abondance	CV	Limite inférieure* de l'intervalle de confiance (95 %)	Limite supérieure* de l'intervalle de confiance (95 %)
Mer du Nord au sens large	1994	289 000	0,14	218 000	376 000
Mer du Nord au sens large	2005	355 000	0,22	226 000	531 000
Mer du Nord au sens large	2016	345 000	0,18	239 000	482 000

\* intervalle de confiance approximatif obtenu à partir d'un quantile d'une distribution log-normale

Note : les chiffres sont arrondis aux milliers les plus proches.



**Figure f : Résultats de l'appel à données d'OSPAR concernant les observations de marsouins communs en 2016, provenant de relevés par transect linéaire dans l'Atlantique du Nord-Est.**

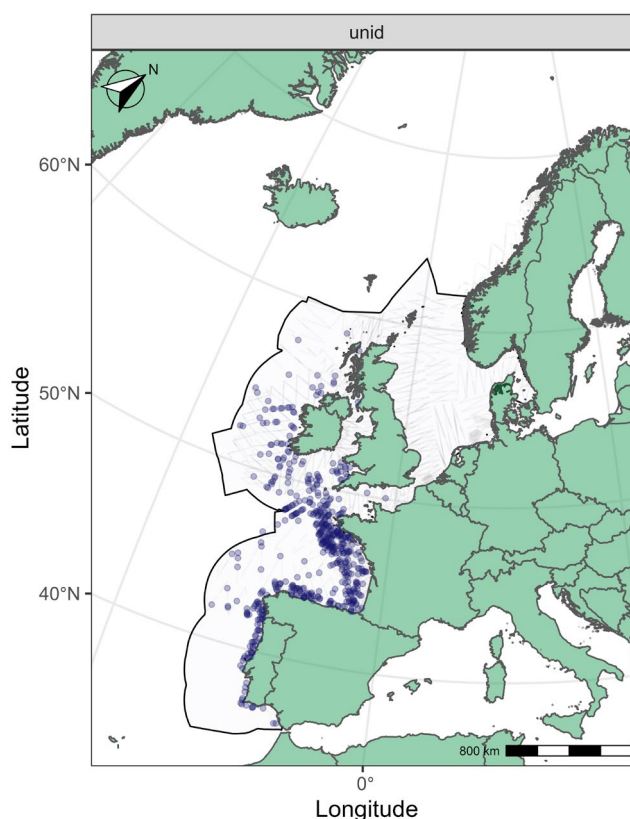
Des relevés ont été effectués dans les eaux irlandaises en 2015 et en 2016 dans le cadre du programme ObSERVE. Les résultats de 2016 ont été analysés en même temps que les données de SCANS III ([Abondance et distribution des cétacés](#)) pour estimer les populations de l'UE Mer d'Irlande et mer celtique (46 797 ; CV = 0,14) et de l'UE Ouest de l'Ecosse et de l'Irlande (44 261 ; CV = 0,14).

Dans l'UE Péninsule ibérique (**Figure b**), la majorité des marsouins communs sont présents essentiellement dans les eaux côtières, relativement moins profondes, et il existe des preuves suggérant qu'ils forment une population distincte à l'intérieur de la zone maritime d'OSPAR. L'estimation de l'abondance issue de SCANS-III (2016) est de 2 898 individus (CV = 0,32) (Hammond et al., 2021a), une population assez petite par rapport aux autres UE définies pour cette espèce. En ce qui concerne la fixation du seuil, l'orientation de l'UICN a défini comme l'un de ses critères pour les espèces en danger une taille de population de 2 500 individus matures (Butchart et al., 2005). Ce critère a fait l'objet de discussions au sein de l'OMMEG, qui l'a adopté afin de justifier un seuil de prises accessoires de 0. L'abondance étant de 2 898 individus, l'hypothèse est que dû à la proportion d'animaux matures par rapport aux juvéniles, le nombre de marsouins communs matures descendra en dessous de 2 500.

#### **Estimation de l'abondance du dauphin commun**

Comme pour le marsouin commun, des estimations de l'abondance des dauphins communs dans les eaux atlantiques européennes sont disponibles à partir des études internationales à grande échelle SCANS-II et CODA réalisées au cours des étés 2005 et 2007 (Hammond et al., 2013, CODA, 2009) et des études SCANS-III et ObSERVE réalisées au cours de l'été 2016 (Hammond et al., 2021a, Rogan et al., 2018 ; **Figure g**). Ces études couvrent la majeure partie des eaux de la zone économique exclusive (ZEE) de l'Atlantique européen, à l'exclusion toutefois des eaux situées au large de la ZEE portugaise. On a réalisé des estimations de l'abondance des dauphins communs, des dauphins bleus et blancs, ainsi que des dauphins

communs et des dauphins bleus et blancs combinés ; cette dernière évaluation a été réalisée en raison du grand nombre d'observations de « dauphins communs ou bleus et blancs non identifiés ». Ces espèces sont souvent observées en groupes mixtes et présentent des caractéristiques similaires qui peuvent rendre l'identification difficile, en particulier lors d'observation aériennes. D'après les données issues des relevés effectués à partir de navires pour SCANS-III, des relevés aériens de SCANS-III et des relevés aériens d'ObSERVE, l'abondance combinée des dauphins communs et des dauphins non identifiés (probablement des dauphins communs) est de 634 286 individus (CV = 0,31 ; CIEM, 2020a).



**Figure g : Résultats de l'appel à données d'OSPAR concernant les observations de dauphins communs (comprenant des dauphins communs ou bleus et blancs non identifiés ; CIEM, 2021a) en 2016 lors de relevés par transect linéaire dans l'Atlantique du Nord-Est.**

#### **Estimation de l'abondance du phoque gris**

Les données utilisées pour les estimations concernant les phoques gris ont été complétées par des données issues de l'appel à données pour les indicateurs M3/M5 concernant les phoques ; on a utilisé des données correspondant à la période de 2015 à 2020, en accord avec l'appel à données du CIEM pour les données sur les prises accessoires. [Abondance et distribution des phoques](#) et [Production de jeunes phoques gris](#). Les estimations ont été calculées à partir de dénombrements des phoques gris effectués lors des recensements des phoques communs pendant leur période de mue estivale (août), de dénombrements des jeunes phoques gris effectués dans les colonies reproductrices en automne et en hiver, et de dénombrements effectués pendant la période de mue des phoques gris qui suit la saison de reproduction au début du printemps.

Les dénombrements estivaux des phoques gris peuvent être variables et ne constituent pas, à eux seuls, une estimation fiable de la taille de la population reproductrice de phoques gris. Cela est dû à la proportion d'animaux qui ne se trouvaient pas sur les reposoirs et qui n'ont donc pas été comptés, en produisant des

dénombrements très variables ; les animaux dénombrés à un endroit donné pendant l'été ne sont pas nécessairement ceux qui se reproduisent dans cette zone, car les phoques gris peuvent se déplacer beaucoup entre les sites de reproduction et les sites d'alimentation (Russell et al., 2013 ; Brasseur et al., 2015) ; de plus, en été, un plus grand nombre de phoques gris se trouvent dans des reposoirs mixtes avec des phoques communs, ce qui peut produire des erreurs d'identification et des dénombrements biaisés. En tenant compte des biais dans les trois dénombrements et en combinant les résultats, on a obtenu un bilan plus représentatif de l'abondance des phoques gris. Les dénombrements des animaux reproducteurs effectués au mois d'août ont été convertis en Nmin, en raison de la faible proportion d'animaux sur les reposoirs pendant les dénombrements, comme il est indiqué dans [Abondance et distribution des phoques](#).

Des estimations ont été produites pour les deux UE pour lesquelles on disposait de suffisamment de données sur les prises accessoires pour pouvoir réaliser une évaluation complète, à savoir, l'UE Mer du Nord (Région II d'OSPAR) et l'UE Mers celtiques (Région III d'OSPAR) (**Tableau d**).

UE Mer du Nord (Région II) – 119 519 (Nmin)

UE Mers celtiques (Région III) – 60 780 (Nmin)

[Une évaluation pilote a également été réalisée dans la Région I pour l'UE Islande.](#)

Bien que l'UE Mers celtiques soit considérée comme une seule zone pour l'évaluation, il convient d'étudier plus en détail les données sur les déplacements dans cette zone, afin de déterminer s'il existe une meilleure façon de subdiviser cette UE pour mieux rendre compte de la distribution et des déplacements de cette espèce.

Les données suggèrent que les prises accessoires sont plus importantes dans le sud de l'UE Mers celtiques, alors que la taille de la population est supérieure dans le nord. En réalisant l'évaluation à cette échelle, on risque une représentation erronée d'un problème localisé. Deux valeurs de Nmin ont donc été calculées pour cette région, sur la base des UE utilisées pour les évaluations des indicateurs M3/M5. Pour la Région IIIa d'OSPAR (Sud-Ouest de l'Écosse, Ouest de l'Écosse et Îles occidentales), on a obtenu une valeur Nmin de 38 766, et pour la Région IIIb d'OSPAR (Sud-Ouest de l'Angleterre, Pays de Galles, Nord-Ouest de l'Angleterre, Irlande du Nord et Irlande), on a obtenu une valeur Nmin de 22 014. En présence d'effectifs largement supérieurs dans le nord, mais aussi de niveaux de prises accessoires plus élevés dans le sud, l'impact sur les groupes présents dans le sud pourrait être masqué par l'évaluation à plus grande échelle couvrant la Région III d'OSPAR (mers celtiques).

### **Estimations des prises accessoires et de la mortalité**

En 2021, le CIEM a lancé un appel à données officiel, adressé à 18 des 20 pays du CIEM ayant des pêches actives dans la zone maritime d'OSPAR. L'objectif était de collecter des données décrivant l'effort de surveillance et d'échantillonnage des prises accessoires totales, ainsi que les événements de capture accidentelle de phoques gris, de marsouins communs et de dauphins communs entre 2005 et 2020 (CIEM 2021a). Les observations d'animaux capturés accidentellement sont collationnées sur plusieurs années, principalement par le biais de programmes de surveillance des prises accessoires faisant appel à des observateurs, mais aussi au moyen d'une surveillance électronique à distance (*Remote Electronic Monitoring* (REM)). Le nombre d'animaux morts observés est modélisé, en tenant compte du nombre de jours où les activités de pêche ont été observées, afin de produire un « taux de prises accessoires » (Moore et al., 2021). Le taux de prises accessoires est ensuite multiplié par le nombre de jours passés en mer (*days at sea* (DaS)) par les navires dans une zone spécifique au cours de l'année entière, afin de produire une estimation du nombre total d'événements de capture accidentelle (estimation des prises accessoires) pour

cette section de la flotte. Ce nombre est ensuite multiplié par le nombre d'animaux capturés accidentellement lors d'un événement de capture accidentelle (« intensité des prises accessoires », voir ci-dessous) pour obtenir des estimations de la mortalité, c'est-à-dire le nombre total d'animaux capturés accidentellement (CIEM 2021a).

Par l'intermédiaire de son Groupe de travail sur les prises accessoires d'espèces protégées (*Working Group on By-catch of Protected Species (WGBYC)*), le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) collationne et examine chaque année les données communiquées par les États membres à la Commission européenne (auparavant en vertu du Règlement CE 812/2004, et maintenant en vertu du Règlement UE 2019/1241). Ces données sont le plus souvent liées à des observations en mer effectuées à des fins de surveillance des pêches conformément au règlement-cadre 2017/1004 de l'UE sur la collecte des données (DCF). Bien que la collecte de données sur les prises accessoires d'espèces protégées par le biais du DCF dans le cadre du Plan pluriannuel puisse faciliter un échantillonnage ciblé des métiers préoccupants, le recours à des observateurs non dédiés pour les prises accessoires d'espèces protégées produit généralement un biais à la baisse du nombre d'événements enregistrés (voir CIEM 2015, CSTEP (Comité scientifique, technique et économique de la pêche) 2021).

Pour demander toutes les données, le WGBYC lance un appel à données pour lequel un formulaire normalisé est utilisé, et les données sont collationnées dans une base de données sur les prises accessoires. En outre, le CIEM a été invité par l'intermédiaire d'OSPAR à convoquer un atelier sur l'estimation de la mortalité des mammifères marins (WKMOMA), avec le mandat suivant :

- Produire des taux de prises accessoires pour les engins passifs et les engins traînants
- Produire des estimations de la mortalité causée par les prises accessoires, par unité d'évaluation et par métier
- Comparer les estimations de la mortalité causée par les prises accessoires aux seuils
- Les données disponibles pour la Région I d'OSPAR seront évaluées et, si possible, traitées pour produire un taux de prises accessoires et des estimations de la mortalité pour le marsouin commun et le phoque gris, en utilisant les unités d'évaluation recommandées par le pays concerné et la NAMMCO.

L'atelier WKMOMA du CIEM s'est réuni à l'automne 2021 pour donner suite à la requête demandant un avis spécial présentée par OSPAR, concernant la mortalité des mammifères marins causée par les prises accessoires dans la zone maritime d'OSPAR. Les pays membres du CIEM ayant des pêches actives dans la zone maritime d'OSPAR ont été invités à fournir des données sur l'effort de pêche total (exprimé en tant que nombre de jours passés en mer, DaS), des données sur l'effort de surveillance des prises accessoires, et à communiquer les incidents impliquant des prises accessoires pour le marsouin commun, le dauphin commun et le phoque gris. Un DaS est une période continue de 24 h (ou une partie de celle-ci) pendant laquelle un navire est présent dans une zone et absent du port (Anon. 2019). On a demandé aux pays de fournir des données pour chaque événements de capture accidentelle (c.-à-d. par trait), et aussi d'indiquer le nombre de traits pour lesquels aucun événement de capture accidentelle n'avait été observé, dans le but de produire des estimations de la mortalité causée par les prises accessoires, par unité d'évaluation et par métier, pour chaque espèce, ainsi que les intervalles de confiance associés. Les résultats de l'appel à données pour plusieurs pêches dans 15 pays sont présentés dans le Tableau c (niveau de métier 4).

Code	Description	Marsouin commun	Dauphin commun	Phoque gris
GND	Filet dérivant	v	v	v

GNS	Filet maillant de fond	v	v	v
GTR	Trémails	v	v	v
OTB	Chalut de fond à panneaux	v	v	
OTM	Chalut pélagique à panneaux		v	v
OTT	Chaluts jumeaux à panneaux	v	v	
PS	Senne coulissante		v	
PTB	Chalut-bœuf de fond		v	
PTM	Chalut-bœuf pélagique		v	

Tableau c : Liste des métiers de pêche (niveau 4) pris en compte par le WKMOMA pour l'estimation de la mortalité causée par les prises accessoires.

Un modèle additif généralisé en deux parties (*hurdle model*) a été ajusté aux données de surveillance pour estimer le risque de prises accessoires (probabilité binomiale avec une fonction de liaison logit) et l'intensité (probabilité gamma avec une fonction de liaison logarithmique). L'approche de modélisation permet d'estimer la mortalité annuelle totale causée par les prises accessoires d'une espèce dans une unité d'évaluation :

$$\text{Mortalité (nombre total d'animaux)} = \Sigma[\text{DaS}] \times \text{nombre moyen de traits par DaS} \times \text{risque de prises accessoires} \times \text{intensité des prises accessoires}$$

Formule c : Calcul de la mortalité.

où :

Intensité des prises accessoires (nombre d'animaux capturés accidentellement lors d'un événement de capture accidentelle) = modèle additif généralisé (avec une probabilité gamma et une fonction de liaison logarithmique) ;

Risque de prises accessoires (probabilité d'événement de capture accidentelle par trait) = modèle additif généralisé (avec une probabilité de Bernoulli et une fonction de liaison logit) ;

Nombre moyen de traits par DaS = le nombre moyen de traits par jour passé en mer dans les données de surveillance ; et

Somme [DaS] = nombre total de jours passés en mer.

L'atelier WKMOMA du CIEM (CIEM, 2021a) a regroupé les données sur les prises accessoires couvrant la période de 2015 à 2020, en raison de l'hétérogénéité et de la faible couverture de la surveillance des pêches concernées au cours d'une même année ; en effet, la couverture par les observateurs est largement inférieure à 1 % de l'effort total dans la plupart des pêches (CSTEP, 2021). En raison de la faible couverture de surveillance et de la récapitulation de données correspondant à une zone étendue et à une longue période, les taux de prises accessoires estimés par le CIEM s'accompagnent d'importantes mises en garde (CIEM 2021a). La couverture de surveillance par métier et par taille de navire était très variable à l'intérieur

de chaque UE. Dans son avis le CIEM a souligné, en particulier, que dans la flotte de navires de moins de 15 m, les exigences relatives à la collecte de données scientifiques sur les prises accessoires n'avaient souvent pas été prises en compte. Les petits navires, qui constituent la majorité de la flotte européenne et représentent probablement une grande proportion des prises accessoires de mammifères marins, n'ont pas fait l'objet d'un échantillonnage adéquat. Il n'a ainsi pas été possible d'estimer les prises accessoires pour l'UE Péninsule ibérique, car aucune observation concernant les prises accessoires n'a été enregistrée au cours de la période concernée, malgré des preuves indiquant que les prises accessoires continuent d'exercer une pression dans cette région (CSTEP 2021, CIEM 2022).

### **Récapitulation des résultats de l'atelier WKMOMA (CIEM 2021a)**

Le CIEM a lancé un appel à données officiel demandant à 18 des 20 pays du CIEM ayant des pêches actives dans la zone maritime d'OSPAR (à l'exclusion des États-Unis et du Canada) de fournir des données correspondant à la période de 2005 à 2020. La Norvège, les îles Féroé et la Russie n'ont pas présenté de données concernant la surveillance des prises accessoires et l'effort en réponse à l'appel à données, et il n'a donc pas été possible d'estimer les prises accessoires dans ces eaux.

Toutes les données présentées relatives à l'effort de surveillance ont été récapitulées. On a ainsi déterminé que les observations ont produit un total de 884 dauphins communs, 1 221 marsouins communs et 574 phoques gris capturés accidentellement entre 2015 et 2020. Ces taux ont ensuite été portés de l'échantillon à la population, en les multipliant par l'effort de pêche pour estimer le total des prises accessoires par UE (**Formule c**). La pandémie de COVID-19 a eu de vastes répercussions sur le secteur de la surveillance maritime. Entre 2019 et 2020, la quantité des données communiquées par les observateurs en mer au WGBYC a nettement diminué (CIEM, 2021b). L'année de données complète la plus récente est 2020 et correspond donc à la période utilisée pour les estimations des prises accessoires. Le WKMOMA a également fourni des estimations pour 2019, compte tenu de l'impact potentiel de la COVID-19 sur l'effort de pêche et d'enregistrement, entraînant une sous-estimation potentielle des valeurs de 2020. Ces deux estimations sont présentées dans le rapport du CIEM (CIEM 2021a). Bien que globalement, les estimations de 2019 soient en général plus élevées, la différence est relativement faible ; l'évaluation est donc fondée sur les données disponibles les plus récentes, qui sont celles de 2020. L'évaluation ne change pour aucune espèce ou UE selon que les estimations de 2019 ou de 2020 sont utilisées.

### **Estimations des prises accessoires par l'atelier WKMOMA (données de 2020) :**

#### **Marsouin commun :**

UE Ouest de l'Écosse et de l'Irlande

L'estimation des prises accessoires totales de marsouins communs dans l'UE Ouest de l'Écosse et de l'Irlande a été de 305 individus (IC à 95 % : 134-686).

UE Mer d'Irlande et mer celtique

L'estimation des prises accessoires totales de marsouins communs dans l'UE Mer d'Irlande et mer celtique a été de 751 individus (IC à 95 % : 290-2 267).

UE Mer du Nord au sens large

Deux estimations des prises accessoires de marsouins communs dans l'UE Mer du Nord au sens large ont été présentées (CIEM, 2021a) :

- une estimation plus élevée, prenant en compte les données présentées par tous les pays, avec cependant des données fortement biaisées d'un pays contributeur, le biais résultant d'observations très fréquentes de prises accessoires à cause d'un échantillonnage préférentiel dans des navires ciblés : 5 974 individus (IC à 95 % : 3 176-10 739) ; et
- une estimation pour laquelle les données sur l'effort de surveillance de ce pays ont été exclues : 1 627 individus (IC à 95 % : 922-3 325).

L'approche de précaution encourage l'utilisation du chiffre le plus élevé lors de l'évaluation des prises accessoires de marsouins communs par rapport au seuil, pour réduire le risque de sous-estimation de l'impact des prises accessoires sur cette espèce. De plus, les estimations s'accompagnaient de plusieurs réserves, liées notamment à la faible couverture par les observateurs et à l'absence d'échantillonnage sur les petits navires. Le chiffre le plus élevé a été repris dans les résultats de la présente évaluation. Il convient de noter que les deux estimations produisent un dépassement du seuil, le résultat de l'évaluation est donc le même quelle que soit l'estimation utilisée.

#### UE Péninsule ibérique

Pas d'évaluation – dans cette UE, il n'y a pas eu d'enregistrement de prises accessoires à partir de données communiquées par des observateurs au cours de la période prise en compte (entre 2015 et 2020). Le WKMOMA n'a donc pas été en mesure d'estimer les prises accessoires à partir de données communiquées par des observateurs pour cette UE. Cependant, comme la majorité des prises accessoires proviennent de petits navires côtiers qui ne sont pas couverts par un effort d'observation suffisant, il est peu probable qu'une évaluation par cette méthode soit possible à l'avenir. Le Comité scientifique, technique et économique de la pêche (CSTEP) (2021) a également conclu que très peu de données communiquées par des observateurs sont disponibles pour cette UE, et que la population de marsouins communs ibériques est à un niveau très préoccupant. On pourrait envisager à l'avenir d'utiliser d'autres sources de données, telles que les données sur les échouages, en combinaison avec les données communiquées par des observateurs, pour combler certaines des lacunes dans les données et se faire une meilleure idée de la situation dans les endroits où l'effort des observateurs n'est pas suffisant.

#### Dauphin commun :

##### UE Atlantique du Nord-Est

L'estimation des prises accessoires totales de dauphins communs dans l'UE Atlantique du Nord-Est a été de 6 406 individus (IC à 95 % : 3 052-9 414).

#### Phoque gris :

Les estimations des prises accessoires totales de phoques gris ont été de 3 096 individus (IC à 95 % : 2 019-5 042 ; CIEM, 2021a). Les données télémétriques et les données d'identification photographique indiquent qu'il y a des déplacements importants des phoques (**Figure h** ; Kierly et al., 2000 ; Sayer et al., 2019 ; Carter et al., 2020 ; Langley et al., 2020). Les UE utilisées pour les phoques gris dans l'évaluation de cet indicateur correspondent largement aux Régions II et III d'OSPAR (**Figure d**). Les estimations des prises accessoires réalisées par le CIEM (2021a) ont été agrégées afin de les faire correspondre aux UE utilisées pour les phoques gris (en ce qui concerne l'abondance) pour le QSR 2023.

##### UE Mer du Nord (Région II)

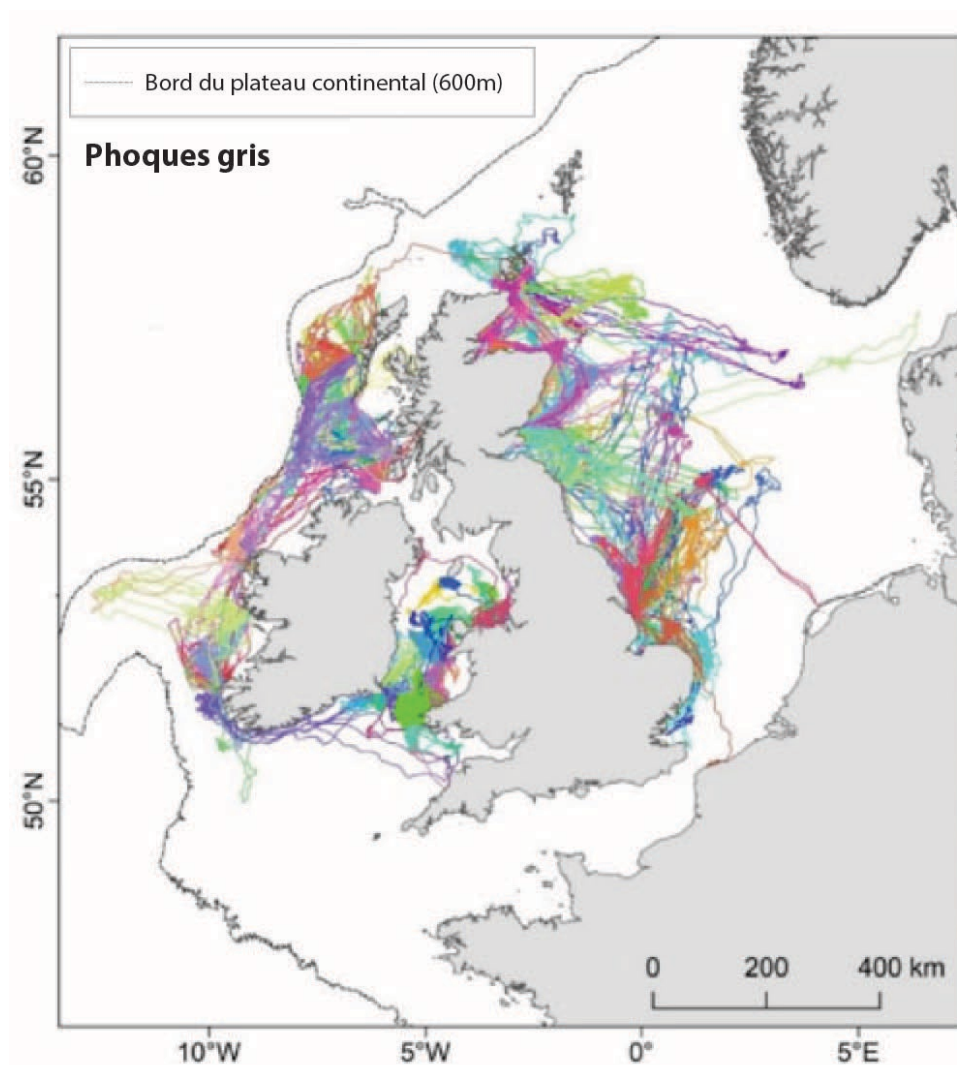
L'estimation des prises accessoires totales de phoques gris dans l'UE Mer du Nord a été de 704 individus (IC à 95 % : 501-1 009).

### UE Mers celtiques (Région III)

L'estimation des prises accessoires totales de phoques gris dans l'UE Mers celtiques a été de 1 632 individus (IC à 95 % : 1 186-2 320).

Pour l'évaluation, les résultats de l'estimation des prises accessoires réalisée par le CIEM (CIEM 2021a) ont été évalués par rapport aux seuils calculés pour les prises accessoires pour chaque espèce, par UE.

La [Ligne directrice CEMP \(Programme coordonné de surveillance de l'environnement\)](#) pour cet indicateur donne de plus amples détails sur la méthode d'évaluation.



**Figure h : Données de suivi GPS pour les phoques gris. On a combiné des données provenant de l'Unité de recherche sur les mammifères marins de l'Université de St Andrews (SMRU), de l'Université d'Aberdeen et de l'University College Cork. Les tracés sont représentés avant le nettoyage, colorés par individu (nombre de tracés = 114).**

### Résultats (version succincte)

En combinant les méthodes agréées pour la fixation des seuils et l'avis du CIEM sur les estimations de la mortalité causée par les prises accessoires (CIEM 2021a), on a obtenu des valeurs tangibles sur lesquelles fonder la présente évaluation. Il a été possible de réaliser des évaluations complètes des trois espèces pour

sept des UE identifiées dans les Régions d'OSPAR Mer du Nord au sens large, Mers celtiques et Golfe de Gascogne et côte ibérique (Régions II à IV). Une évaluation qualitative des prises accessoires par rapport au seuil a été possible pour une UE supplémentaire (UE Péninsule ibérique). Les résultats de l'indicateur candidat pour le marsouin commun et le phoque gris dans la Région Eaux arctiques (Région I) sont présentés [ici](#).

Quatre UE identifiées pour les prises accessoires de marsouins communs ont été évaluées par une méthode de fixation de seuils. Les seuils ont été dépassés dans les quatre UE (voir [l'évaluation de l'indicateur candidat pour la Région I d'OSPAR](#)). Les niveaux des prises accessoires dans les UE Mer du Nord au sens large, Mer d'Irlande et mer celtique et Ouest de l'Écosse et de l'Irlande ont dépassé le seuil. L'UE Péninsule ibérique n'a pas été évaluée par le CIEM, car il n'y a pas eu d'enregistrement de prises accessoires à partir de données communiquées par des observateurs au cours de la période prise en compte pour l'évaluation (entre 2015 et 2020). Toutefois, des données collectées par d'autres méthodes, par exemple les données provenant d'entretiens avec les pêcheurs et les données sur les échouages, prouvent qu'il existe un risque important de prises accessoires dans l'UE Péninsule ibérique par rapport à la taille estimée de la population. Bien qu'on ne puisse pas quantifier ce problème par les méthodes utilisées pour toutes les autres UE, dû à l'absence d'enregistrements dans le cadre du programme d'observation, les données suggèrent que plus de 200 marsouins communs sont capturés accidentellement chaque année (Vingada et Eira, 2018) ; lorsqu'on compare ce chiffre au seuil fixé pour les prises accessoires, qui est de zéro, on voit un dépassement critique du seuil agréé pour les prises accessoires dans cette UE.

Les prises accessoires de dauphins communs ont été évaluées pour une seule UE dans l'Atlantique du Nord-Est, compte tenu de l'aire de distribution très étendue de cette espèce et de preuves limitées concernant la présence de populations distinctes dans cette aire de distribution. Dans cette UE, les prises accessoires estimées ont largement dépassé le mPBR, et le seuil est donc dépassé.

On a utilisé le PBR pour évaluer les prises accessoires de phoques gris, compte tenu de la disponibilité des données et du niveau de confiance ainsi accordé à une tendance à la croissance de la population. Les estimations des prises accessoires dans les Régions II (UE Mer du Nord) et III (UE Mers celtiques) ont été inférieures à la valeur seuil. Cependant, ce résultat ne tient pas compte des impacts que les prises accessoires pourraient avoir sur cette espèce au niveau régional, en particulier dans la partie sud de la Région III ; en effet, dans cette partie, la taille de la population est inférieure à celle de la partie nord, mais d'après les estimations, les niveaux des prises accessoires sont plus élevés. Le risque plus élevé dans le sud de l'UE pourrait ainsi être atténué ou masqué par les résultats de l'évaluation à plus grande échelle.

## Résultats (version étendue)

### Marsouin commun

Quatre UE identifiées pour le marsouin commun ont été évaluées par une méthode de fixation de seuils, selon l'approche RLA ou mPBR, comme il est indiqué dans le **Tableau d**. L'avis du CIEM (CIEM, 2021a) a fourni une estimation des prises accessoires de marsouins communs pour trois UE où l'indicateur est commun, à savoir : Les UE Mer du Nord au sens large, Ouest de l'Écosse et de l'Irlande, et Mer d'Irlande et mer celtique. Dans la première UE, la méthode de fixation de seuils consiste à utiliser l'algorithme RLA, tandis que dans les deux dernières UE, elle consiste à utiliser le mPBR. Dans toutes les UE, les prises accessoires estimées ont dépassé le seuil. L'évaluation de l'indicateur n'a pas changé selon que les estimations de 2019 ou de 2020 étaient utilisées.

**Tableau d : Vue d'ensemble des valeurs seuils et des prises accessoires estimées par UE. Les estimations de l'abondance sont arrondies. Des intervalles de confiance approximatifs à 95 % ont été calculés en supposant une distribution log-normale.**

Région d'OSPAR	UE	Approche de fixation des seuils	Estimations de l'abondance	Valeurs seuils (prélèvement anthropique par les prises accessoires)	Estimations des prises accessoires (2020) Rouge = seuil dépassé
<b>Marsouin commun</b>					
II	Mer du Nord au sens large	RLA	Nbest = 345 000 CV = 0,18 (239 000-483 000)	1 622	5 974
III, IV	Mer d'Irlande et mer celtique	mPBR	Nbest = 47 000 CV = 0,14 (35 300-60 800)	82	751
III	Ouest de l'Écosse et de l'Irlande	mPBR	Nbest = 44 300 CV = 0,14 (33 400-57 700)	78	305
IV	Péninsule ibérique	mPBR	Nbest = 2 900 CV = 0,32 (1 500-5 100)	0	Pas d'estimation à partir de données communiquées par des observateurs*
<b>Dauphin commun</b>					
II, III, IV	Atlantique du Nord-Est	mPBR	Nbest = 634 000 CV = 0,31 (336 000-1 092 000) Total combiné dauphins communs et dauphins non identifiés (dauphins communs ou bleus et blancs)	985	6 406
<b>Phoque gris</b>					
II	Mer du Nord	PBR	Nmin = 119 519	7 171	704
III	Mers celtiques	PBR	Nmin = 60 780	3 647	1 632

\*voir le texte présenté dans les sections « Résultats » et « Résultats (version étendue) »

#### **Marsouin commun – UE Péninsule Ibérique**

Les résultats du CIEM (CIEM 2021a) n'ont pas permis de produire une estimation des prises accessoires de marsouins communs pour l'UE Péninsule ibérique, car aucun cas de prise accessoire n'a été rapporté par

des programmes d'observation au cours de la période d'évaluation entre 2015 et 2020. Dans son appel à données lancé en 2021, l'atelier WKMOMA du CIEM demandait des données couvrant la période entre 2005 et 2020. L'ensemble de données présenté par le Portugal comprenait des données issues de plusieurs programmes faisant appel à des observateurs embarqués, menés sur la côte ibérique portugaise pendant la période requise ; ces données provenaient aussi bien du programme annuel de surveillance des pêches dans le cadre du DCF que de programmes d'observation consacrés à des mammifères/oiseaux/reptiles marins de plusieurs autres projets. Globalement, au cours de cette période (entre 2005 et 2020), un seul événement de capture accidentelle de marsouins communs a été observé, en 2012. L'ensemble de données comprenait des données communiquées pour plusieurs métiers faisant l'objet d'une surveillance chaque année.

Cependant, l'ensemble de données présenté ne comprenait qu'une partie des données issues d'un vaste programme de recherche (projet LIFE MarPro) consacré aux prises accessoires dans les pêches portugaises, pour lequel plusieurs métiers ont été surveillés par différentes méthodes dans la sous-région Golfe de Gascogne et côte ibérique de la DCSMM. Les résultats de ce projet, entre autres, confirment que des prises accessoires de marsouins communs ont eu lieu régulièrement au cours de la période de 2010 à 2012 (CIEM, 2021a ; Vingada et Eira, 2018 ; Vingada et al., 2012). Sur la côte ibérique (division 9.a du CIEM), on signale principalement des captures accidentelles de marsouins communs par des navires polyvalents utilisant des filets de fond (filets maillants ou trémails) et des sennes de plage. Globalement, en moyenne, plus de 200 individus par an sont capturés accidentellement par la flotte portugaise, un chiffre préoccupant en raison des faibles estimations de la population dans cette zone et de la pression supplémentaire exercée par la flotte espagnole dans la région (Vingada et Eira, 2018). La faible densité de population des marsouins dans l'UE Péninsule ibérique, associée à un niveau élevé d'activités de pêche au filet maillant et au fait que des échouages présentant des signes de capture accidentelle sont fréquemment signalés, suggère que cette population est gravement impactée par les prises accessoires (Carlén et al., 2021 ; CIEM, 2021a).

On peut ajouter que dans le cadre du projet MarPro, des données ont été collectées en 2010, en 2011 et en 2012, soit à partir d'échouages (Tableau e), soit à partir d'observateurs embarqués, de journaux de pêche et de questionnaires distribués aux pêcheurs, chacune de ces méthodes étant appliquée à plusieurs flottes (senne coulissante, engins multiples, chalut de fond, palangres de fond pour les espèces d'eau profonde, et sennes de plage). Les résultats sont récapitulés dans le Tableau f, et ces informations montrent l'occurrence d'événements de capture accidentelle de marsouins communs par plusieurs flottes/métiers de pêche au cours de la période entre 2010 et 2012, dans les eaux portugaises de la côte ibérique.

Dans le cadre du projet MarPro, les données ont ensuite été analysées afin d'obtenir une estimation du nombre d'individus susceptibles d'être capturés accidentellement au cours d'une année, en tenant compte de l'effort de surveillance déployé et de l'effort de pêche de chaque flotte/métier de pêche. Les résultats de MarPro ont été utilisés lors de la notification dans le cadre du deuxième cycle de la DCSMM, afin d'évaluer la population de marsouins communs présente sur le plateau continental portugais associé à la côte ibérique. On a estimé que cette population n'était pas en bon état en raison des prises accessoires (MM, 2020). Néanmoins, ces estimations des taux de prises accessoires et du nombre total d'individus capturés accidentellement selon le projet MarPro doivent être utilisées avec circonspection, car l'analyse est fondée sur plusieurs hypothèses et il y a des limites au niveau des données, qu'il faut prendre en compte. Celles-ci concernent notamment le niveau de métier, la profondeur de pêche des engins dans la colonne d'eau, la durée d'immersion des engins passifs et la zone géographique prise en compte.

Par conséquent, bien qu'il n'ait pas été possible d'évaluer cette UE de la même manière que les autres UE définies pour le marsouin commun, il existe des preuves que des captures accidentelles surviennent en pratique, avec de lourdes conséquences sur la population de cette UE.

Il existe également des données sur les prises accessoires dans les eaux espagnoles, provenant d'une analyse des échouages. Ces données pourraient encore augmenter le chiffre approximatif de > 200 animaux par an, en produisant un nombre non quantifié de marsouins communs capturés accidentellement chaque année dans l'UE Péninsule ibérique (Vingada et Eira, 2018). Selon Vinaga et Eira (2018), environ 12 % des marsouins communs capturés accidentellement s'échouent et sont donc enregistrés dans le cadre du programme de recensement des échouages, ce qui remet encore plus en question le nombre réel d'animaux impactés chaque année.

La faible abondance de la population des marsouins dans l'UE Péninsule ibérique (estimée à 2 898 individus), associée à un niveau élevé d'activités de pêche au filet maillant et au fait que des échouages présentant des signes de capture accidentelle sont fréquemment signalés, suggère que la population est gravement impactée par les prises accessoires (Carlén et al., 2021). Par conséquent, bien qu'il n'y ait pas d'évaluation des prises accessoires pour cette UE, en l'absence d'enregistrements de données communiquées par des observateurs, il est très probable que le seuil de zéro est dépassé (CSTEP, 2021).

**Tableau e : Nombres de marsouins communs échoués recensés dans les eaux portugaises de la côte ibérique, selon les rapports du projet LIFE MarPro. Les données sont fournies pour trois années consécutives (de 2010 à 2012) et pour deux unités distinctes du réseau de surveillance des échouages (« Côte nord-ouest » et « Côte sud »).**

Flotte/métier de pêche	Méthode de surveillance	N individus	2010	2011	2012
Indéterminés	Réseau de surveillance des échouages	Marsouins échoués	14 + 5 = 19	33 + 3 = 36	15 + 4 = 19
		Sous-ensemble de marsouins échoués qui ont été analysés	11 + 3 = 14	20 + 3 = 23	12 + 4 = 16
		Sous-ensemble de marsouins échoués qui ont été analysés et pour lesquels une capture accidentelle a été jugée responsable de la mort	8 + 1 = <b>9</b>	11 + 0 = <b>11</b>	6 + 1 = <b>7</b>

**Tableau f : Nombres de marsouins communs capturés accidentellement recensés dans les eaux portugaises de la côte ibérique, selon les rapports du projet LIFE MarPro. Les données sont présentées séparément par flotte/méthode de pêche, par méthode de surveillance et par année. Le tableau comprend tous les animaux recensés (« morts » + « vivants »).**

Flotte/métier de pêche	Méthode de surveillance	2010	2011	2012

Senne coulissante	Observateurs embarqués	0	0 + 1 = 1	0
	Journaux de pêche	0	0	0 + 1 = 1
	Questionnaires distribués aux pêcheurs	0 + 1 = 1	-	0
Engins multiples	Observateurs embarqués	0	0	1 + 0 = 1
	Journaux de pêche	-	0	0
	Questionnaires distribués aux pêcheurs	4 + 2 = 6	-	5 + 0 = 5
Chalut de fond	Observateurs embarqués	0	0	0
	Journaux de pêche	-	-	-
	Questionnaires distribués aux pêcheurs	0	0	0
Palangres de fond pour les espèces d'eau profonde	Observateurs embarqués	0	0	0
	Journaux de pêche	-	-	-
	Questionnaires distribués aux pêcheurs	0	0	0
Sennes de plage	Observateurs embarqués	5 + 0 = 5	-	-
	Journaux de pêche	5 + 1 = 6	-	-
	Questionnaires distribués aux pêcheurs	-	-	-

### Dauphin commun

Le dauphin commun a été évalué au niveau d'une seule UE, compte tenu de l'aire de distribution très étendue de cette espèce et de l'absence de données prouvant l'existence d'une structure à plus petite échelle des populations (Murphy et al., 2021). Cette UE a été évaluée par rapport au seuil mPBR, calibré pour le faire correspondre à l'objectif de conservation de l'ASCOBANS, qui est de restaurer ou de maintenir la population à au moins 80 % de la capacité de charge avec une probabilité de 0,8 sur 100 ans. Ce seuil fixé en utilisant le mPBR est inférieur au seuil PBR calculé par le WKEMBYC (CIEM 2020a), car l'objectif de

conservation de l'ASCOBANS vise 80 % de la capacité de charge, alors que l'objectif de conservation de la loi MMPA des États-Unis est de 50 % de la capacité de charge. Que l'on utilise le mPBR ou le PBR, les prises accessoires estimées dépassent le seuil pour les dauphins communs dans l'Atlantique du Nord-Est aussi bien en 2019 qu'en 2020.

### **Phoque gris – UE Mers celtiques (Région III)**

Comme les UE sont très vastes, il existe un risque de masquage de l'impact sur cette espèce au niveau régional, et deux valeurs de population ont donc été calculées pour l'UE Mers celtiques (Région III d'OSPAR). Ces valeurs confirment une disparité de distribution à l'intérieur de l'UE, avec une valeur Nmin de 38 766 individus pour la Région IIIa d'OSPAR dans le nord, comprenant le sud-ouest de l'Écosse, l'ouest de l'Écosse et les îles occidentales ; et une valeur Nmin de 22 014 individus dans la Région IIIb d'OSPAR au sud, comprenant le sud-ouest de l'Angleterre, le pays de Galles, le nord-ouest de l'Angleterre, l'Irlande du Nord et l'Irlande. Le risque plus élevé de prises accessoires dans le sud agit donc sur une population locale plus petite que celle que l'on voit à l'échelle de l'UE (Luck et al., 2020 ; Kingston et al., 2021). On a besoin de plus de données, et il faut examiner davantage cet aspect, pour diviser judicieusement l'UE Mers celtiques (Région III d'OSPAR) en fonction des déplacements et de l'analyse génétique des phoques gris.

### **Conclusion (version succincte)**

Le marsouin commun, le dauphin commun et le phoque gris sont les espèces de mammifères marins les plus fréquemment capturées accidentellement dans la zone maritime d'OSPAR, selon les données issues de la surveillance par les observateurs. Les niveaux des prises accessoires dépassent les seuils calculés pour les cétacés, mais pas pour les phoques, dans les UE évaluées dans le cadre du QSR 2023. Il y a un dépassement du seuil pour le marsouin commun dans les quatre UE évaluées. Il y a un dépassement du seuil pour le dauphin commun dans la seule UE qui a été évaluée. Le phoque gris est en dessous du seuil dans les deux UE évaluées, et on pense que l'abondance de cette espèce est en augmentation dans l'ensemble de son aire de distribution dans l'Atlantique du Nord-Est.

La disponibilité des données a été médiocre, en raison de lacunes importantes dans la couverture des données communiquées par des observateurs. Il existe un consensus faible à modéré concernant la méthodologie et la maturité de la méthodologie. Malgré ces réserves, il est clair que les niveaux des prises accessoires sont élevés, et donc incompatibles avec la Stratégie OSPAR, qui vise à lutter contre la perte de biodiversité et à réduire au minimum, et si possible à éliminer, les prises accessoires.

### **Conclusion (version étendue)**

On estime qu'en 2020, plus de 7 000 marsouins communs sont morts à la suite de captures accidentelles dans les zones évaluées. Selon les estimations, les seuils ont été dépassés dans toutes les UE (Mer du Nord au sens large, Ouest de l'Écosse et de l'Irlande, Mer d'Irlande et mer celtique, Péninsule ibérique) où l'indicateur est commun (indicateur candidat : <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/marine-mammal-bycatch-pilot>). On estime qu'au cours de cette même année, 6 400 dauphins communs ont été capturés accidentellement dans l'Atlantique du Nord-Est, en dépassant le seuil pour cette UE individuelle. Environ 2 300 phoques gris ont été capturés accidentellement en 2020, cependant les seuils n'ont pas été dépassés dans les UE Mers celtiques ou Mer du Nord (indicateur candidat : <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/marine-mammal-bycatch-pilot>).

En ce qui concerne le dépassement des seuils, les résultats sont différents pour les phoques et pour les cétacés ; ils amènent néanmoins à la même conclusion générale : les prises accessoires de mammifères marins constituent une pression généralisée et importante dans la zone maritime d'OSPAR. Il faut résoudre ce problème pour atteindre les objectifs de la Stratégie OSPAR visant à réduire au minimum et, si possible, éliminer les prises accessoires de mammifères marins afin qu'elles ne représentent pas une menace pour la protection et la conservation de ces espèces d'ici à 2025.

### **Déclarations de confiance**

L'évaluation s'appuie sur des données concernant l'abondance des mammifères marins dont la couverture spatiale et l'étendue temporelle sont généralement suffisantes pour la zone évaluée. Cependant, en ce qui concerne les données sur les prises accessoires, malgré un effort sans précédent, comme en a attesté l'atelier WKMOMA (CIEM 2021a), il reste des lacunes importantes dans la couverture, ce qui se traduit par une faible disponibilité des données, principalement car les prises accessoires de mammifères marins ne font pas l'objet d'une surveillance particulière par des observateurs embarqués dans la zone maritime d'OSPAR.

Un niveau de confiance modéré/bas est associé à la méthodologie utilisée dans la présente évaluation. Il existe un consensus au sein de la communauté scientifique concernant cette méthodologie. Toutefois, comme la méthode a été élaborée spécialement pour la présente évaluation et n'a pas été plus largement utilisée, le niveau est jugé modéré/bas.

### **Lacunes dans les connaissances (version succincte)**

#### **Surveillance des prises accessoires de mammifères marins :**

Pour réaliser une évaluation robuste des prises accessoires, on a impérativement besoin d'une collecte appropriée de données sur l'effort, ainsi que d'un ciblage de l'effort des observateurs dans les pêches pertinentes dans tous les États de l'aire de distribution (p. ex. une couverture des navires concernés). Il est en outre nécessaire de normaliser l'enregistrement des données sur les prises accessoires, pour permettre une analyse complète à l'échelle des UE/d'OSPAR.

#### **Informations sur l'abondance et la distribution :**

Pour toutes les méthodes de fixation des seuils, on a besoin d'estimations exactes et récentes de l'abondance. Dans le cas des phoques, on a besoin de meilleures données concernant la distribution pour délimiter les UE, en particulier dans la Région III d'OSPAR. En ce qui concerne les cétacés, il faut mener des études dédiées (p. ex. SCANS) à intervalles réguliers pour produire des estimations fiables de l'abondance.

### **Lacunes dans les connaissances (version étendue)**

#### **Chevauchement des populations de marsouins communs dans le Kattegat**

Bien qu'elle chevauche partiellement la zone maritime d'OSPAR, l'UE Kattegat et Belts définie pour le marsouin commun n'a pas été évaluée. La partie septentrionale de l'UE Kattegat et Belts est occupée par des marsouins communs qui appartiennent à deux populations génétiquement distinctes : la population de la mer du Nord, et la population du Kattegat et des Belts (Sveegaard et al., 2015). Les animaux des deux populations risquent d'être capturés accidentellement dans les UE de l'autre population. Il n'est pas possible d'affecter de façon fiable les nombres de prises accessoires communiqués dans le nord du Kattegat à l'une ou à l'autre de ces populations. Une évaluation de l'UE Kattegat et Belts définie pour le marsouin commun sera fournie par HELCOM.

## **Données sur les prises accessoires**

Les estimations des prises accessoires fournies par un atelier dédié du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM 2021a) représentent les meilleures estimations disponibles, compte tenu des données sous-jacentes. Il existe encore de nombreuses lacunes dans les données concernant le renseignement et la déclaration des événements de capture accidentelle, que le cadre de collecte des données de l'UE à lui seul ne permettra pas de combler. Il convient de mettre en place des obligations de déclaration précises et des programmes de surveillance dédiés (CSTEP 2021). Les données sur les prises accessoires peuvent provenir d'autres sources, entre autres les échouages (CIEM, 2021b) ou les journaux de pêche. Alors que les données sur les échouages peuvent être utilisées pour estimer les prises accessoires – avec quand même des réserves – (Peltier et al., 2016), on a démontré que les données provenant des journaux de pêche sous-estiment assez considérablement les prises accessoires (Basran et Sigurðsson, 2021). La surveillance électronique à distance (REM) est un moyen réaliste, réalisable et économique d'améliorer la surveillance des prises accessoires (van Helmond et al., 2019 ; Course et al., 2020 ; Basran et Sigurðsson, 2021). La REM a pour avantages qu'elle permet de réduire les coûts, offre une meilleure couverture (car la REM peut être étendue à la pêche artisanale), atténue les biais au niveau des observateurs, et produit une meilleure exactitude de l'auto-déclaration (van Helmond et al., 2019 ; Course et al., 2020).

Malgré une sous-déclaration probable des événements de capture accidentelle en raison d'une surveillance non dédiée, les nombres estimés de prises accessoires pour les dauphins communs et les marsouins communs ont dépassé les seuils dans leurs UE respectives. Il s'agit donc probablement d'une évaluation modérée, ce qui est préoccupant.

Les données sur les prises accessoires de cétacés sont généralement de trop faible qualité pour permettre une estimation robuste des niveaux des prises accessoires (CIEM 2020b, CSTEP 2021). La situation est encore plus problématique pour les phoques, qui font l'objet d'une surveillance moins systématique par les réseaux de surveillance des échouages dans l'ensemble de la zone maritime d'OSPAR (CIEM 2021c) ; cette situation est à l'origine de lacunes plus importantes dans les données sur les prises accessoires de ces espèces. Lors des évaluations futures, on pourrait examiner en outre d'autres types de données pour évaluer les niveaux des prises accessoires, par exemple les données sur les échouages et les données provenant d'entretiens avec les pêcheurs au sujet des événements de capture accidentelle et d'enchevêtrement, afin de tirer le meilleur parti des données disponibles sur lesquelles fonder les résultats de l'évaluation. Cependant, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour pouvoir inclure ces types de données avec confiance, et une collecte améliorée et dédiée des données sur les prises accessoires à bord des navires de pêche élèverait le niveau de confiance.

## **Données sur l'effort de pêche**

Pour obtenir des estimations des prises accessoires, on a porté les taux estimés à partir d'échantillons collectés par des observateurs embarqués à l'ensemble de la flotte, en utilisant le DaS (nombre de jours passés en mer) (CIEM 2021a). On a estimé que le DaS était la mesure qui convenait le mieux pour mesurer l'effort, car il s'agit d'une mesure comparable d'un pays à l'autre. Néanmoins, le CIEM (2021a) a noté l'existence de lacunes dans les données pour le DaS, et que l'affectation de l'effort aux mois, aux zones et aux métiers est actuellement spécifique à chaque pays, sans solution miracle pour assurer la commensurabilité des données entre les différentes parties qui communiquent des données. Il convient d'envisager la mise en place de procédures améliorées et, tout aussi important, partagées, afin d'unifier les

données sur l'effort de pêche pour pouvoir évaluer régulièrement celui-ci à l'échelle de la zone maritime d'OSPAR. Des mesures autres que le DaS (p. ex. les jours de pêche) pourraient aussi mieux convenir.

### **Données sur l'abondance**

Les données sur l'abondance sont essentielles pour une évaluation robuste des prises accessoires de mammifères marins, car toutes les méthodes de fixation des seuils exigent qu'une estimation récente de l'abondance (ainsi qu'une mesure de son incertitude) soit disponible. Pour les cétacés, la grande majorité des estimations de l'abondance proviennent des dernières études SCANS, SANS-III, qui ont eu lieu en 2016 (Hammond et al., 2021a). On a utilisé des estimations robustes basées sur le plan d'étude (Hammond et al., 2021b). Une quatrième étude SCANS est en cours de préparation pour l'été 2022, mais elle ne produira pas de résultats à temps pour le QSR 2023. La fréquence relativement faible des études à grande échelle limite la capacité à identifier les tendances des populations ([Abondance et distribution des cétacés](#)) et à actualiser la gestion en conséquence, particulièrement en ce qui concerne les calendriers des évaluations, par exemple les évaluations d'OSPAR. Les parties contributrices se sont maintenant engagées à augmenter la fréquence des études SCANS, qui auront lieu à six ans d'intervalle. Ces études à grande échelle permettent une évaluation robuste de l'abondance et de la distribution des cétacés dans la région de l'Atlantique du Nord-Est, et l'augmentation de la fréquence améliorera considérablement la capacité à identifier les tendances en matière d'abondance et de distribution. Pour la gestion des prises accessoires, on a impérativement besoin d'informations exactes et récentes sur l'abondance des mammifères marins (Wade et al., 2021). Il convient toutefois de noter la nécessité de mieux faire la distinction entre les dauphins bleus et blancs et les dauphins communs lorsqu'on utilise des relevés aériens ; en effet, il peut être difficile d'identifier ces deux espèces à partir d'un aéronef, si bien que l'on ne peut être certain de l'identité de l'espèce et l'incertitude des estimations de l'abondance est plus élevée (CIEM 2020a). L'utilisation de données numériques (p. ex. des photos ou des vidéos à haute résolution) peut aider à l'identification des espèces.

En ce qui concerne les phoques, les lacunes dans les connaissances sont mises en évidence dans [Abondance et distribution des phoques](#) : <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/seal-abundance-and-distribution/> et [Production de jeunes phoques gris](#) : <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/grey-seal-pup-production/>. Lors de la prochaine évaluation, il faudra s'efforcer de réduire l'incertitude dans les estimations de l'abondance des phoques, et de clarifier d'autres unités d'évaluation, en particulier dans la sous-région Mers celtiques de la DCSMM/Région III d'OSPAR (**Figure k**).

### **Méthodes de fixation des seuils**

Les seuils représentent la limite maximale de la mortalité anthropique, au-delà de laquelle les objectifs de conservation ne seront pas atteints. Les valeurs seuils dérivées dépendent entièrement de l'objectif de conservation à atteindre. De plus, certaines procédures de fixation de seuils basées sur des modèles (y compris l'algorithme RLA (limite des prélèvements) et le PBR (prélèvement biologiquement acceptable) nécessitent un objectif quantitatif. OSPAR a agréé un objectif de conservation qui convient aux procédures de fixation de seuils basées sur des modèles pour les mammifères marins. Cependant, cet objectif de conservation diffère entre les cétacés et les phoques. Pour les cétacés, l'objectif de conservation est que « la population devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à [80] % de la capacité de charge, avec une probabilité de [0,8], sur une période de [100] ans ». Pour les phoques, l'objectif de conservation est que « la population devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à [50] % de la capacité de charge, avec une probabilité de [0,95], sur une période de [100] ans », ce qui correspond à l'objectif de

conservation de la loi des États-Unis sur la protection des mammifères marins (MMPA). L'objectif de conservation pour les cétacés correspond au « sous-objectif pratique à court terme » de l'ASCOBANS, qui est « de restaurer et/ou de maintenir les stocks/populations à 80 % ou plus de la capacité de charge » (Rés. 3.3). Il n'existe pas d'instrument de conservation équivalent dans le cadre de l'ASCOBANS pour les phoques de l'Atlantique du Nord-Est.

Pour atteindre ces objectifs de conservation, deux règles de contrôle, RLA ou PBR, peuvent être utilisées. Le choix d'une règle plutôt qu'une autre dépend en grande partie des exigences en matière de données, l'approche RLA nécessitant plus de données, mais étant aussi potentiellement moins prudente que l'approche PBR. Un algorithme RLA a pu être élaboré pour une seule espèce, le marsouin commun, et ce seulement dans l'UE Mer du Nord au sens large. Pour toutes les autres UE définies pour cette espèce, un PBR modifié (mPBR) a été utilisé. Il convient d'élaborer des RLA pour les autres UE définies pour les marsouins communs et pour les autres espèces de mammifères marins, mais cela dépend essentiellement de la disponibilité de séries chronologiques historiques d'estimations des prises accessoires. Compte tenu de la qualité généralement médiocre des données sur les prises accessoires (CIEM, 2020b), il semble peu probable que ces exigences en matière de données soient satisfaites pour le RLA.

Les seuils ont été définis selon l'approche de précaution, et ils sont alignés sur des objectifs de conservation qui vont au-delà du principe de non-détérioration et visent également à restaurer ou à maintenir les populations. Les niveaux actuels d'épuisement des populations de mammifères marins sont largement inconnus, mais on pense que certaines populations sont épuisées ou en rétablissement (p. ex. les phoques ; [Abondance et distribution des phoques / Abondance et distribution des cétacés](#)). Si l'on connaissait mieux les niveaux d'épuisement actuels, on pourrait actualiser les seuils en conséquence.

De même, l'amélioration des connaissances sur les données d'entrée critiques pour la modélisation nécessaire à la réalisation d'une évaluation de la stratégie de gestion (MSE) permettrait d'actualiser les seuils. Le taux de croissance et la productivité théoriques de la population, qui déterminent la vitesse à laquelle une population épuisée peut se rétablir, constituent une entrée particulièrement importante. Par exemple, si l'on veut produire des valeurs robustes pour le facteur de rétablissement utilisé dans le mPBR, cette donnée d'entrée doit absolument être correcte. En particulier, la valeur de cette donnée d'entrée pourrait déjà englober les effets de menaces sublétales telles que (entre autres) le bruit ou la pollution, qui peuvent nuire à la condition physique des individus et finir par réduire le taux de croissance de la population. À l'heure actuelle, le seuil est utilisé uniquement pour évaluer les prises accessoires dans les pêches. L'inclusion d'autres activités humaines entraînant des prélèvements produirait une valeur seuil plus basse pour les prises accessoires seulement. Une orientation supplémentaire sur un processus d'affectation des limites applicables au prélèvement anthropique total résultant de causes multiples serait utile pour les évaluations futures, en permettant d'affiner les seuils concernant uniquement les prises accessoires.

### **Objectifs de conservation**

OSPAR 2021 s'est mis d'accord sur un paramétrage de l'objectif de conservation qui sous-tend aussi bien le mPBR que le RLA, à savoir : « une population devrait être capable de se rétablir ou d'être maintenue à 80 % de la capacité de charge, avec une probabilité de 0,8, sur une période de 100 ans ». OSPAR applique un horizon temporel de 100 ans, comme le recommande le CIEM (2013). Cet objectif de conservation est une interprétation quantitative possible de l'objectif intermédiaire de l'ASCOBANS, qui est « de restaurer et/ou de maintenir les stocks/populations à 80 % ou plus de la capacité de charge ». Cet objectif est plus prudent que celui qui a été fixé aux États-Unis, soit 50 % de la capacité de charge (ASCOBANS, 1997). La fixation d'un critère aussi élevé relativement à la capacité de charge produit un seuil plus bas, une situation que viennent compliquer l'existence de biais et/ou d'incertitudes en matière d'abondance, de mortalité ou de productivité.

À l'avenir, il devra y avoir des discussions de politique sur les objectifs de conservation, afin de résoudre des problèmes de longue date (CIEM 2013, 2020a), notamment :

1. Le niveau de confiance approprié, avec lequel l'objectif de conservation de l'ASCOBANS (1997), à savoir « de permettre aux populations de se rétablir ou d'être maintenues à 80 % de la capacité de charge à long terme », devrait être atteint. Ce choix détermine le niveau d'ambition des objectifs, car il influence fortement le niveau de population atteint à long terme en pourcentage de la capacité de charge.
2. La définition du « long terme » pour atteindre l'objectif de conservation.
3. La définition d'un objectif consistant en un taux de mortalité nul, visant à réduire au minimum et, si possible, éliminer les prises accessoires, comme l'exigent plusieurs législations ou instruments de conservation internationaux (par exemple la Directive de l'UE sur les habitats, la NEAES 2030 d'OSPAR). Un objectif consistant en un taux de mortalité nul définit un niveau en dessous duquel les prises accessoires n'ont pas d'effet biologiquement significatif sur les populations de mammifères marins (les niveaux des prises accessoires peuvent cependant ne pas être numériquement nuls ; Federal Register, 2004). Des niveaux de prises accessoires inférieurs à l'objectif consistant en un taux de mortalité nul signifieraient que la mortalité liée à la pêche n'est plus un facteur significatif dans la dynamique des populations (Federal Register, 2004). La MMPA des États-Unis énonce, entre autres, les exigences suivantes pour un objectif consistant en un taux de mortalité nul : (i) une cible de réduction des prises accessoires et une date limite à laquelle la cible doit être atteinte ; (ii) une déclaration selon laquelle les pêches qui ont atteint la cible ne sont pas tenues de réduire davantage les prises accessoires ; et (iii) un mécanisme visant à réduire les niveaux des prises accessoires dans les pêches qui n'ont pas atteint la cible.
4. Recommandations sur une règle de suppression graduelle. Une règle de suppression graduelle définit les ajustements à la baisse à apporter lorsque les estimations de l'abondance absolue requises pour la fixation d'un seuil n'ont pas été mises à jour, et présentent un risque élevé de désalignement par rapport à la dynamique présente de la population.

Il convient de réexaminer l'objectif de conservation actuel pour s'assurer que le niveau de prudence appliqué est adéquat. Le 26<sup>ème</sup> Comité consultatif de l'ASCOBANS est convenu d'organiser un « atelier d'experts pour recommander des objectifs de conservation pour les petits cétacés en relation avec les prélèvements anthropiques », cet atelier en deux parties ayant pour mission de décider d'un objectif de conservation approprié, défini selon l'approche de précaution, mais pratique et réaliste, et pas seulement pour les espèces de petits cétacés (ASCOBANS 2021).

## Références bibliographiques

ASCOBANS 1997. Towards Development of Conservation Objectives for ASCOBANS. ASCOBANS MOP 2 DOC.4. <https://www.ascobans.org/en/document/towards-development-conservation-objectives-ascobans>

ASCOBANS 2015. Report of the Workshop on Further Development of Management Procedures for Defining the Threshold of 'Unacceptable Interactions' – Part I: Developing a Shared Understanding on the Use of Thresholds / Environmental Limits. 22nd Advisory Committee Meeting, Document Inf.4.1.c. [https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ascobans\\_ac26\\_doc8.3\\_rev1\\_prioritisation-activities.pdf](https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ascobans_ac26_doc8.3_rev1_prioritisation-activities.pdf)

ASCOBANS 2021. Prioritisation of Activities Requiring Funding. 26th Advisory Committee Meeting, Document 8.3/Rev1.

[https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ascobans\\_ac26\\_doc8.3\\_rev1\\_prioritisation-activities.pdf](https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ascobans_ac26_doc8.3_rev1_prioritisation-activities.pdf)

Basran, C. J. and Sigurðsson, G. M. 2021. Using Case Studies to Investigate Cetacean Bycatch/Interaction Under-Reporting in Countries With Reporting Legislation. *Frontiers in Marine Sciences*, 2021, 8, 779066

Bjørge, A. Skern-Mauritzen, M. and Rossman, M.C. 2013. Estimated by catch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in two coastal gill net fisheries in Norway, 2006-2008. Mitigation and implications for conservation. *Biological Conservation* 161: 164-173

Boyce, M. S. 2000. Whaling Models for Cetacean Conservation in *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer, 1st Edition, pages 109-126

Butchart, S., Stattersfield, A., Bennun, L., Shutes, S., Akcakaya, H. R., Baillie, J., Stuart, S. and Hilton-Taylor, C. 2005. Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. *PLoS biology*. 2. e383. 10.1371/journal.pbio.0020383.

Brasseur, S., van Polanen Petel, T., Gerrodette, T., Meesters, E., Reijnders, P., and Aarts, G. 2015. Rapid recovery of Dutch grey seal colonies fuelled by immigration. *Marine Mammal Science*. 31: 405-426.

Carlén I, Nunny L and Simmonds MP. 2021. Out of Sight, Out of Mind: How Conservation Is Failing European Porpoises. *Front. Mar. Sci.* 8:617478. doi: 10.3389/fmars.2021.617478

Carter, M. I. D., Boehme, L., Duck, C. D., Grecian, W. J., Hastie, G. D., McConnell, B. J., Miller, D. L., Morris, C. D., Moss, S. E. W., Thompson, D., Thompson, P. M. and Russell, D. J. F. 2020. Habitat-based predictions of at-sea distribution for grey and harbour seals in the British Isles. Sea Mammal Research Unit, University of St Andrews, Report to BEIS, OESEA-16-76/OESEA-17-78.

Course, G.P., Pierre, J., and Howell, B.K. 2020. What's in the Net? Using camera technology to monitor, and support mitigation of, wildlife bycatch in fisheries. Published by WWF. 104pp.

EU 2013. Habitat Directive reporting Article 17 reporting progress portal

[http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep\\_habitats/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/rep_habitats/index_en.htm)

Federal Register. 2004. Authorization for Commercial Fisheries Under the Marine Mammal Protection Act of 1972; Zero Mortality Rate Goal. Vol. 69 N° 83, Document 69 FR 23477, pages 23477-23491. Document number 04-9753. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2004-04-29/pdf/04-9753.pdf>

Genu, M.; Gilles, A.; Hammond, P.; Macleod, K.; Paillé, J.; Paradinas, I. A.; Smout, S.; Winship, A. and Authier, M. I 2021. Evaluating Strategies for Managing Anthropogenic Mortality on Marine Mammals: an R Implementation with the Package RLA. *Frontiers in Marine Science*, 8, 795953.

<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.795953>

Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, Borchers, H. D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold M.F. and Øien, N. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39: 361-376.

Hammond, P.S, Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G. P. , Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R; Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P.; Øien, N., Paxton, C. G., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M. L., Teilmann, J., Van Canneyt, O., and Vázquez, J. A. 2013. Cetacean abundance and distribution in

European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107–122

Hammond, P.S., Paradinas, I. and Smout, S.C. 2019. Development of a Removals Limit Algorithm (RLA) to set limits to anthropogenic mortality of small cetaceans to meet specified conservation objectives, with an example implementation for bycatch of harbour porpoise in the North Sea. JNCC Report No. 628, JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091. 34 pages.

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. and Øien, N. 2021a. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS III final report. 41 pages.

Hammond, P. S.; Francis, T.; Heinemann, D.; Long, K. J.; Moore, J.; Punt, A. E.; Reeves, R.; Sepulveda, M.; Sigurðsson, G. M.; Siple, M.; Víkingsson, V.; Wade, P.; Williams, R. and Zerbini, A. N. 2021b. Estimating the Abundance of Marine Mammal Populations. *Frontiers in Marine Science*, 8, 735770. doi: 10.3389/fmars.2021.735770

Van Helmond, A. T. M., Mortensen, L. O., Plet-Hansen, K. S., Ulrich, C., ... and Poos, J. J. 2020. Electronic Monitoring in Fisheries: Lessons from Global Experiences and Future Opportunities. *Fish and Fisheries*, 21, 162-189. doi:10.1111/faf.12425

Hilborn, R. 2012. The Evolution of Quantitative Marine Fisheries Management 1985-2010. *Natural Resource Modeling*, 25(1), 122-144

ICES 2007. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 27–30. March 2007, Vilm, Germany. ICES CM 2007/ACE:03. 61 pp.

ICES 2009a. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), February 2–6 2009, Vigo, Spain. ICES CM 2009/ACOM:21. 129 pp.

ICES 2009b. New information on impact of fisheries on components of the ecosystem. ICES Advice 2009, Book 1, 1.5.1.3; Advice Northeast Atlantic and adjacent seas.

ICES 2010. EC request on cetacean bycatch Regulation 812/2004, Item 3. ICES Advice 2010, Book 1, 1.5.1.5. Special Request Advice October 2010.

ICES 2013. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), February 4-7, Paris, France. ICES CM 2013/ACOM:26. 117 pp.

ICES 2014. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 10–13 March 2014, Woods Hole, Massachusetts, USA. ICES CM 2014/ACOM:27. 234 pp.

ICES. 2020a. Workshop on fisheries Emergency Measures to minimize BYCatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbour porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC). ICES Scientific Reports. 2:43. 354 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.7472>

ICES. 2020b. Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). ICES Scientific Reports. 2:81. 216 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.7471>

ICES. 2021a. Workshop on estimation of MOrtality of Marine MAmmals due to Bycatch (WKMOMA). ICES Scientific Reports. 3:106. 95 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.9257>.

ICES. 2021b. Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). ICES Scientific Reports. 3:107. 168 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.9256>

- ICES. 2021c. Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports. 3:19. 155 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8141>
- ICES. 2022. External report on the review of monitoring PETS bycatch of mammals, birds, turtles and fish for ICES under the service of EC DG Environment. ICES Scientific Reports. 4:17. 69 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.10075>
- Kaplan, I. C.; Gaichas, S. K.; Stawitz, C. C.; Lynch, P. D.; Marshall, K. N.; Deroba, J. J.; Masi, M.; Brodziak, J. K. T.; Aydin, K. Y.; Holsman, K.; Townsend, H.; Tommasi, D.; Smith, J. A.; Koenigstein, S.; Weijerman, M. and Link, J. 2021. Management Strategy Evaluation: Allowing the Light on the Hill to Illuminate More than One Species. *Frontiers in Marine Science*, 8, 664355
- Kierly, O & Lidgard, Damian & McKibben, M & Connolly, Niamh & Baines, Mick. 2000. Grey Seals: Status and Monitoring in the Irish and Celtic Seas
- Kingston, A., Thomas, L. and Northridge, S. 2021. Annual report on the implementation of Council Regulation (EC) No 812/2004 during 2019. Report to Defra and the European Commission. Available: [http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=15193\\_2019BMPAnnualReport.pdf](http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=15193_2019BMPAnnualReport.pdf)
- Langley, I., Rosas da Costa Oliver, T., Hiby, L. *et al.* 2020 Site use and connectivity of female grey seals (*Halichoerus grypus*) around Wales. *Mar Biol* **167**, 86. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03697-8>
- Luck, C., Jessopp, M., Tully, O., Cosgrove, R., Rogan, E and Cronin, M. 2020. Estimating protected species bycatch from limited observer coverage: A case study of seal bycatch in static net fisheries. *Global Ecology and Conservation*, Volume 24, 2020, e01213, ISSN 2351-9894, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01213>.
- MM 2020. Reavaliação do Estado Ambiental e Definição de Metas: Parte D, Subdivisão do Continente. Estratégia Marinha, Relatório do 2º ciclo. Ministério do Mar, República Portuguesa. 458 p.
- Moore, J. E.; Curtis, K. A.; Lewison, R. L.; Dillingham, P. W.; Cope, J. M.; Fordham, S. V.; Heppell, S. S.; Pardo, S. A.; Simpfendorfer, C. A.; Tuck, G. N. and Zhou, S. 2013. Evaluating Sustainability of Fisheries Bycatch Mortality for Marine Megafauna: a Review of Conservation Reference Points for Data-Limited Populations. *Environmental Conservation*, 40, 329-344. 10.1017/S037689291300012X
- Moore, J.; Heinemann, D.; Francis, T.; Hammond, P.; Long, K. J.; Punt, A. E.; Reeves, R.; Sepulveda, M.; Sigurðsson, G. M.; Siple, M.; Víkingsson, V.; Wade, P.; Williams, R. and Zerbini, A. N. 2021. Estimating Bycatch Mortality for Marine Mammal Stock Assessment: Concepts and Best Practices. *Frontiers in Marine Science*, 8, 752356. 10.3389/fmars.2021.752356
- Murphy, S.; Evans, P. G. H.; Pinn, E. and Pierce, G. J. 2021. Conservation Management of Common Dolphins: Lessons Learned from the North-East Atlantic. *Aquatic Conservation*, 31, 137-166
- North Atlantic Marine Mammal Commission and the Norwegian Institute of Marine Research. 2019. Report of Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of Harbour Porpoises in the North Atlantic. Tromsø, Norway. 236 pages.
- OSPAR-HELCOM, 2019. Outcome of the OSPAR-HELCOM workshop to examine possibilities for developing indicators for incidental by-catch of birds and marine mammals. 2019 Copenhagen, Denmark. Available: [https://portal.helcom.fi/meetings/Incidental%20bycatch%20WS%201-2019-647/MeetingDocuments/Outcome%20OSPAR-HELCOM%20incidental%20by-catch%20indicator%20workshop\\_final.pdf](https://portal.helcom.fi/meetings/Incidental%20bycatch%20WS%201-2019-647/MeetingDocuments/Outcome%20OSPAR-HELCOM%20incidental%20by-catch%20indicator%20workshop_final.pdf)

Palialexis A., S. Korpinen, A. F. Rees, I. Mitchell, D. Micu, J. Gonzalvo, D. Damalas, M. Aissi, L. Avellan, A. Brind'Amour, A. Brunner, S. Camilleri, I. Carlén, D. Connor, M. Dagys, A. C. Cardoso, V. Dierschke, J-N. Druon, S. Engbo, M. Frederiksen, P. Gruszka, F. Haas, J. Haldin, N. Häubner, P. Heslenfeld, L. Koehler, S. Koschinski, V. Kousteni, M-L. Krawack, A. Kreutle, E. Lefkaditou, L. Lozys, L. Luigujoe, C. Lynam, C. Magliozzi, I. Makarenko, G. Meun, T. Moura, M. Pavičić, N. Probst, M. Salomidi, F. Somma, F. Svensson, K. Torn, K. Tsiamis, M. Tuaty-Guerra. 2021 Species thresholds: Review of methods to support the EU Marine Strategy Framework Directive, EUR 30680 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-76-36342-2, doi:10.2760/52931, JRC124947.

Peltier, H., Authier, M., Deaville, R., Dabin, W., Jepson, P. D., Van Canneyt, O., Daniel, P. and Ridoux, V. 2016. Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science and Policy* 63, 7-18.

Peltier, H.; Authier, M.; Caurant, F.; Dabin, W.; Daniel, P.; Dars, C.; Demaret, F.; Meheust, E.; Van Canneyt, O.; Spitz, J. and Ridoux, V. 2021. In the Wrong Place at the Wrong Time: Identifying Spatiotemporal Co-occurrence of Bycaught Common Dolphins and Fisheries in the Bay of Biscay (NE Atlantic) from 2010 to 2019. *Frontiers in Marine Science*, 8, 617342

Punt, A. E. 2006. The FAO Precautionary Approach After Almost 10 years: Have We Progressed Towards Implementing Simulations-Tested Feedback-Control Management Systems for Fisheries Management? *Natural Resources Modeling*, 19(4), 441-464

Punt, A. E.; Moreno, P.; Brandon, J. R. and Mathews, M. A. 2018. Conserving and Recovering Vulnerable Marine Species: a Comprehensive Evaluation of the US Approach for Marine Mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 75, 1813-1831

Punt, A. E.; Siple, M.; Francis, T. B.; Hammond, P. S.; Heinemann, D.; Long, K. J.; Moore, J. E.; Sepúlveda, M.; Reeves, R. R.; Sigurðsson, G. M.; Víkingsson, G.; Wade, P. R.; Williams, R. and Zerbini, A. N. 2020. Robustness of Potential Biological Removal to Monitoring, Environmental, and Management Uncertainties. *ICES Journal of Marine Science*, 77, 2491-2507. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa096>

Rogan, E., Breen, P., Mackey, M., Cañadas, A., Scheidat, M., Geelhoed, S. & Jessopp, M. (2018). Aerial surveys of cetaceans and seabirds in Irish waters: Occurrence, distribution and abundance in 2015-2017. Department of Communications, Climate Action & Environment and National Parks and Wildlife Service (NPWS), Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland. 297pp.

Russell, D., McConnell, B., Thompson, D., Duck, C., Morris, C., Harwood, J., and Matthiopoulos, J. 2013. Uncovering the links between foraging and breeding regions in a highly mobile mammal. *Journal of Applied Ecology* 2:499-509.

Sayer, S., Allen, R., Hawkes, L., Hockley, K., Jarvis, D., and Witt, M. 2019. Pinnipeds, people and photo identification: The implications of grey seal movements for effective management of the species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(5), 1221-1230. doi:10.1017/S0025315418001170

SCANS 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final report under LIFE Nature project LIFE 92-2/UK/027.

STECF 2021. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) - 66th Plenary Report (PLEN-21-01). Ulrich, C., and Doerner, H. (Eds). Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://stecf.jrc.ec.europa.eu/documents/43805/2850498/STECF+PLEN+21-01.pdf>

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M. H. S., Andersen, L. W., and Teilmann, J. 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation* 3, 839-850.

Taylor, B., Scott, M., Heyning, J. and Barlow, J. 2003. Suggested guidelines for recovery factors for endangered marine mammals. NOM-TM-N MFS-SWFSC-354

Vingada, J., and Eira, C. 2018. Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental. O projeto LIFE+ MarPro. Conservation of Cetaceans and Seabirds in Continental Portugal. Relatório final do projecto NAT/PT/00038.

Vingada J., A. Marçalo, M. Ferreira, C. Eira, A. Henriques, J. Miodonski, N. Oliveira, D. Marujo, A. Almeida, N. Barros, I. Oliveira, S. Monteiro, H. Araújo, J. and Santos. 2012. Capítulo I: Interações entre as espécies-alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalar do projecto LIFE MarPro PT/NAT/00038.

Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14: 1-37. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x>

Wade, P. R.; Long, K.; Francis, T.; Punt, A. E.; Hammond, P.; Heinemann, D.; Moore, J.; Reeves, R.; Sepulveda, M.; Sullaway, G.; Sigurðsson, G. M.; Siple, M.; Víkingsson, G. A.; Williams, R. and Zerbini, A. N. 2021. Best Practices for Assessing and Managing Bycatch of Marine Mammals. *Frontiers in Marine Science*, 8, 757330. [10.3389/fmars.2021.757330](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.757330)

## Métadonnées d'évaluation

Champ	Type de données	
<b>Type d'évaluation</b>	Liste	Évaluation d'indicateur
<b>Résumé des résultats</b>	URL	<a href="https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_mam_bycatch_msfd_2022_06/">https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_mam_bycatch_msfd_2022_06/</a>
<b>Indicateur ODD</b>	Liste	14.2 By 2020, sustainably manage and protect marine and coastal ecosystems to avoid significant adverse impacts, including by strengthening their resilience, and take action for their restoration in order to achieve healthy and productive oceans
<b>Activité thématique</b>	Liste	Diversité biologique et écosystèmes
<b>Documentation OSPAR pertinente</b>	Texte	Agreement 2022-03 OSPAR CEMP Guideline: QSR23 Common Indicator Assessment: M6 Marine Mammal By-catch (harbour porpoise; common dolphin; grey seal) Region II, III and IV
<b>Lien</b>	URL	<a href="https://ices-library.figshare.com/articles/report/Workshop_on_estimation_of_Mortality_of_Marine_MAMmals_due_to_Bycatch/18621857">https://ices-library.figshare.com/articles/report/Workshop_on_estimation_of_Mortality_of_Marine_MAMmals_due_to_Bycatch/18621857</a> <a href="https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.795953/full">https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.795953/full</a> <a href="https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/rla_paper">https://gitlab.univ-lr.fr/pelaverse/rla_paper</a>
<b>Date de publication</b>	Date	2022-06-30

Champ	Type de données	
<b>Conditions d'accès et d'utilisation</b>	URL	<a href="https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/">https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/</a>
<b>Instantané de données</b>	URL	<a href="https://github.com/osparcomm/By-catch-of-Marine-Mammals">https://github.com/osparcomm/By-catch-of-Marine-Mammals</a>
<b>Résultats des données</b>	Fichier Zip	<a href="https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_mam_bycatch_datares_2022_06/">https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_mam_bycatch_datares_2022_06/</a>
<b>Source des données</b>	URL	<a href="https://ices-library.figshare.com/articles/report/Workshop_on_estimation_of_Mortality_of_Marine_MAMmals_due_to_Bycatch/18621857">https://ices-library.figshare.com/articles/report/Workshop_on_estimation_of_Mortality_of_Marine_MAMmals_due_to_Bycatch/18621857</a> <a href="https://gitlab.univ-lr.fr/mauthier/qsr2023_m6">https://gitlab.univ-lr.fr/mauthier/qsr2023_m6</a>



COMMISSION  
**OSPAR**

OSPAR Secretariat  
The Aspect  
12 Finsbury Square  
London  
EC2A 1AS  
United Kingdom

t: +44 (0)20 7430 5200  
e: [secretariat@ospar.org](mailto:secretariat@ospar.org)  
[www.ospar.org](http://www.ospar.org)

**Notre vision est celle d'un océan Atlantique Nord-Est propre, sain et biologiquement diversifié, qui soit productif, utilisé de manière durable et résilient au changement climatique et à l'acidification des océans.**

Publication: 994/2022

© OSPAR Commission, 2022. Permission may be granted by the publishers for the report to be wholly or partly reproduced in publications provided that the source of the extract is clearly indicated.

© Commission OSPAR, 2022. La reproduction de tout ou partie de ce rapport dans une publication peut être autorisée par l'Editeur, sous réserve que l'origine de l'extrait soit clairement mentionnée.