



COMMISSION
OSPAR

Risque d'impact du son impulsif d'origine anthropique

Évaluation de l'Indicateur Commun



OSPAR

BILAN DE SANTÉ 2023

2023

Risque d'impact du son impulsif d'origine anthropique

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 : Nathan D. Merchant, Niels Kinneging, and Alexander Liebschner

Avec le soutien des groupes suivants : Intersessional Correspondence Group on Underwater Noise (ICG-NOISE), Environmental Impacts of Human Activities Committee (EIHA)

Citation

Merchant, N.D., Kinneging, N. et Liebschner, A., 2022. *Risque d'impact du son impulsif d'origine anthropique*. OSPAR, 2023: Bilan de santé. Commission OSPAR, Londres. Disponible via le lien suivant : <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/bilan-de-sante/2023/evaluations-des-indicateurs/risque-dimpact-du-son-impulsif-dorigine-anthropique/>

Message clé

Le risque estimé de perturbation des marsouins communs par les sons impulsifs anthropiques signalés a diminué de 48 % entre 2015 et 2017, puis a augmenté de 31 % entre 2017 et 2019. L'exposition des marsouins communs aux sons impulsifs anthropiques était généralement plus importante entre août et octobre. Des jeux de données plus complets permettront d'améliorer la confiance dans l'évaluation.

Contexte

OSPAR s'efforce de maintenir l'introduction d'énergie, y compris les bruits sous-marins, à des niveaux n'ayant pas d'impact négatif sur le milieu marin. Le son est soit un sous-produit des activités humaines dans le milieu marin (par exemple navigation ou construction), soit intentionnel lors de l'étude des fonds marins et / ou de la colonne d'eau. Le terme « bruit » dans le présent document remplace le terme « son » uniquement lorsqu'il est susceptible d'avoir des effets négatifs sur la vie marine.

L'introduction de sons anthropiques s'est répandue avec le développement de la navigation motorisée et ils proviennent désormais d'un grand éventail de sources. Les sources de sons anthropiques sont catégorisées comme impulsives ou constantes. Cette évaluation se penche sur les sources impulsives de son qui comprennent notamment le battage percussif de pieux pour les constructions côtières et offshore (**Figure 1**), les études sismiques (à l'aide de canons à air) pour cartographier les gisements de pétrole et de gaz sous-marins, les explosions, et certaines sources liées à l'utilisation de sonars.

On a constaté que les sources impulsives de son peuvent causer le déplacement temporaire de petits cétacés (par exemple le marsouin commun), augmenter le stress physiologique de certaines espèces halieutiques (par exemple le bar commun) et causer des malformations des larves d'invertébrés. Dans certains cas, elles peuvent également être capables de provoquer des effets plus graves, tels que des lésions auditives permanentes ou des blessures dues aux explosions. Bien que l'on ait constaté les effets néfastes du son sur des individus provenant d'un certain nombre d'espèces, des incertitudes demeurent sur les répercussions possibles de ces effets à l'échelle des populations ou des écosystèmes, ainsi que sur la manière dont ces répercussions se manifesteraient.

Cet indicateur évalue l'exposition estimée aux sons impulsifs anthropiques des espèces connues pour être particulièrement sensibles aux perturbations ou au stress physiologique causés par ces sons. Cette évaluation de l'exposition est considérée comme une mesure du risque d'impact sur chaque espèce considérée. Le niveau d'exposition sonore est évalué à partir des données provenant de la dernière évaluation de la pression des sons impulsifs d'origine anthropique (qui couvrait la période 2015-2019), ainsi que des cartes mensuelles ou saisonnières de distribution des espèces ou des habitats étudiés.

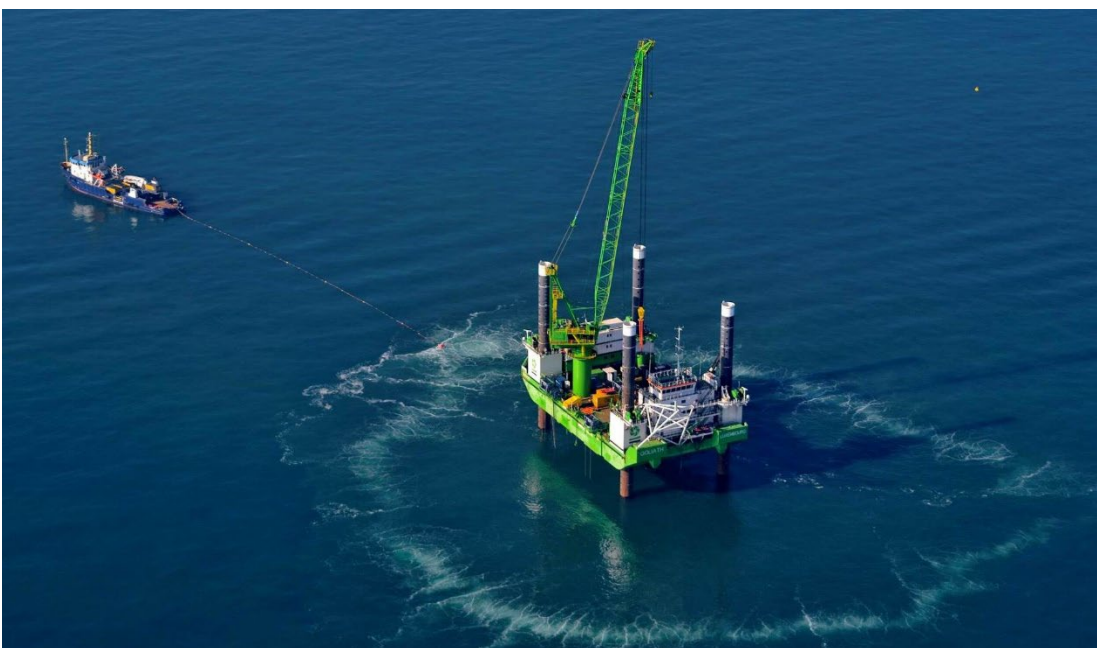


Figure 1 : Battage de pieux avec rideau de bulles © Trianel/Lang



Figure 2 : Marsouin commun (*Phocoena phocoena*) © Solvin Zankl

Contexte (version étendue)

Human activities introduce many types of energy into the marine environment including sound, light and other electromagnetic fields, heat, and radioactive energy. Of these, the most widespread and pervasive is underwater sound. It is likely that the amount of underwater sound has been increasing since the advent of steam driven ships although there have been very few studies to quantify any such increase in the OSPAR Maritime Area.

Anthropogenic sound is commonly known as noise, but for the purposes of this assessment the term 'noise' is used only in relation to sound that has the potential to cause negative impacts on marine life. The term 'sound' is used to refer to the acoustic energy radiated from a vibrating object, with no particular reference to its function or potential effect. 'Sounds' include both meaningful signals and 'noise' which may have either no particular impact or may have a range of adverse effects. The term 'noise' is only used where adverse effects are specifically described, or when referring to specific technical distinctions such as 'masking noise' and 'ambient noise'. (Van der Graaf et al., 2012).

Sound sources can be categorised as continuous or impulsive. Impulsive sounds are of short duration and with a rapid onset (e.g., explosions, pile driving, seismic airguns, sonar), while continuous sounds are long lasting and do not have pulse characteristics (e.g., shipping, dredging). Impulsive sounds may be repeated at intervals (e.g., pile driving), and at distance will become diffused and may have a more continuous nature. High frequency sounds propagate less well in the marine environment than low frequency sounds, which can travel far in waters that are sufficiently deep.

Marine organisms that are exposed to anthropogenic sound (e.g., harbour porpoise *Phocoena phocoena*, see **Figure 2**) can be adversely affected over short timescales (acute effect) and over longer periods. Adverse effects may be subtle (e.g., temporary reduction in hearing sensitivity, physiological stress) or obvious (e.g., overt behavioural responses, death). While there is a growing body of literature on the potential effects of anthropogenic sound on individual animals (Williams et al., 2015), obtaining direct observations of the effects of anthropogenic sound on particular ecosystems or populations is challenging. As such, there is uncertainty over whether and how effects on individuals are translated to the population or ecosystem scale.

Descriptor 11 of the EU Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) contains two Criteria of Good Environmental Status (GES) in European waters: D11C1 on "Anthropogenic impulsive sound in water" and

D11C2 on “Anthropogenic continuous low-frequency sound in water”. At present, there are no threshold values for GES, although these are expected to be defined since the Commission Decision 2017/848 requires that “Member States shall establish threshold values for these levels through cooperation at Union level, taking into account regional or subregional specificities.” OSPAR has adopted Criterion D11C1 as an OSPAR Common Indicator, which is the subject of this assessment. This indicator builds on the existing Common Indicator for pressure from impulsive noise to consider the risk of impact from impulsive noise. The indicator is based on the spatio-temporal distribution of low-frequency and mid-frequency impulsive sound sources within the OSPAR Maritime Area, and spatio-temporal distributions of selected acoustically sensitive species or habitats.

Méthode d'évaluation

Pressure data on impulsive noise activity were obtained from the Impulsive Noise Registry, which was developed for OSPAR by ICES, in 2016, to hold data on activities that generate impulsive sound. The registry accords with the guidelines from the EU Technical Group on Underwater Noise (adopted by OSPAR in 2014; OSPAR Agreement 2014-08 (Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas) and is maintained by ICES. Initially, this registry was supported by OSPAR alone, but is now also used by HELCOM and may be used by other Regional Seas Conventions in the future. Data have been uploaded for several countries and this process is expected to continue. The database collates the data in a standard format and in accordance with the data requirements for the OSPAR Common Indicator on distribution of anthropogenic impulsive sound (OSPAR, 2014).

This assessment uses Impulsive Noise Registry data from 2015-2019. Details of this dataset are provided in the Common Indicator assessment of pressure from impulsive noise, which covers the same period, and which also describes refinements in the use of spatial units to reduce over-estimation. The methodology is outlined in the indicator specification sheet (OSPAR, 2019) and follows a nine-step process as outlined below. As an overview, a simplified example workflow for computing the indicator is shown in **Figure a**.

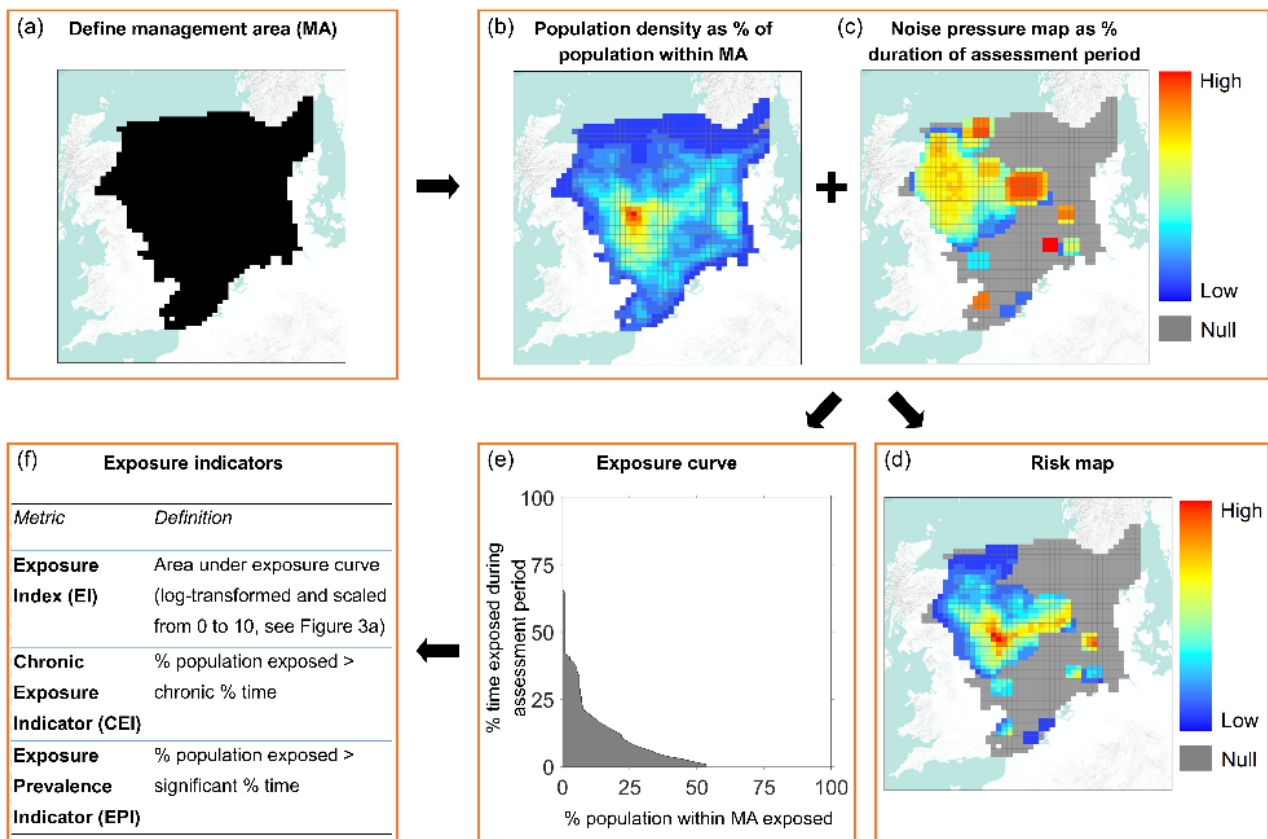


Figure a: Example workflow for mapping risk and calculating exposure indicators. Example population density (b) is modelled North Sea harbour porpoise density during autumn (Sep.-Nov.), from Gilles et al., (2016). Noise pressure map (c) is based on impulsive noise data reported for the OSPAR Maritime Area in Sep.-Nov. 2015. Merchant et al., (2018).

The nine-step methodology for the assessment proceeded as follows:

1. Select indicators species

According to evidence of adverse effects and management priorities, such as conservation status, availability of distribution/habitat data, and whether representative of other species/taxa. This work forms part of the assessment process.

The 2019 Common Indicator assessment indicated that most reported pressure from impulsive noise occurred in the North Sea (OSPAR, 2019): in 2017, when the difference was least, 901 Pulse Block Days (PBDs) occurred in OSPAR's Region II (Greater North Sea), compared to a combined total of 576 maximum in other OSPAR Regions. In the North Sea, the most common cetacean species is the harbour porpoise, which is also known to be particularly sensitive to anthropogenic impulsive sound, with displacement of around 20 km reported from around unabated pile driving operations for offshore windfarms (Tougaard *et al.*, 2009; Dähne *et al.*, 2013), 12 km from around abated pile driving operations (Dähne *et al.*, 2017), and up to 12 km from seismic airgun surveys (Sarnocińska *et al.*, 2020). This is also a species with relatively high-quality modelled density estimates (e.g. Gilles *et al.*, 2016) in the North Sea. As a relatively sensitive cetacean species, the harbour porpoise may serve as a sentinel for other cetaceans. For these reasons, the harbour porpoise was selected for inclusion in this first indicator assessment.

2. Define assessment area

For example, spatial boundary for a population at an ecologically relevant scale (management unit); defined habitat (MPA, spawning area, etc.); existing management areas.

The assessment area covers all habitat for the species for which pressure and species/density data are available. For harbour porpoise, the modelled densities published by Gilles *et al.*, (2016) were recommended for use in this assessment by the OSPAR Marine Mammal Expert Group (OMMEG). These data cover most of the North Sea (**Figure b**), and are available for the months March through November. Impulsive noise data were first reported to the Impulsive Noise Registry (INR) by Norway for 2019, and so the Norwegian EEZ was excluded from the assessment for the years 2015-2018 (**Figure c**), except for a small buffer on the Denmark/Norway border where some seismic survey activity was reported inside the Norwegian EEZ.

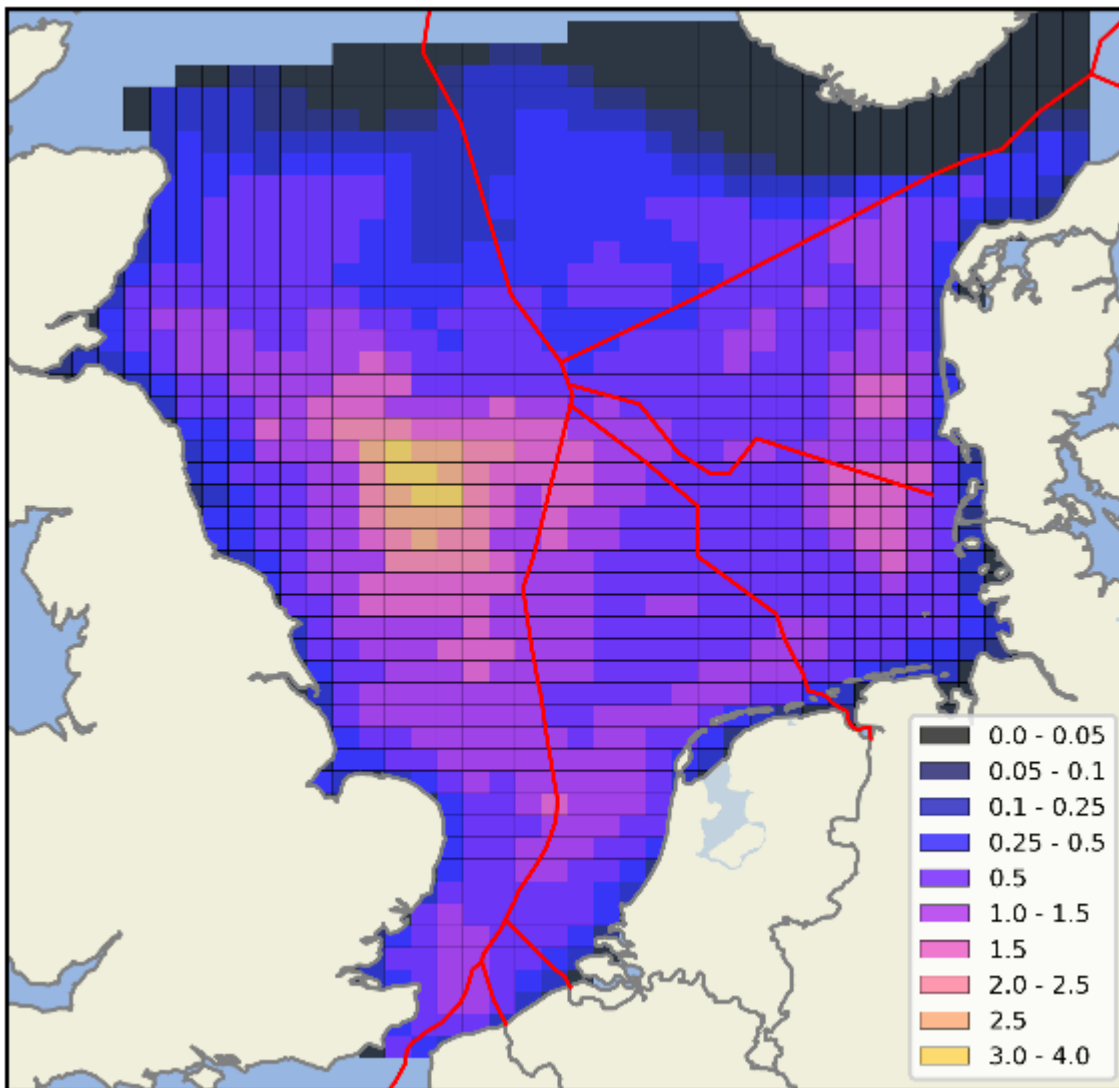


Figure b: Assessment area defined for harbour porpoise with annual average density (animals per km²) computed from Gilles et al., (2016). Full extent of Gilles et al., (2016) modelled area.

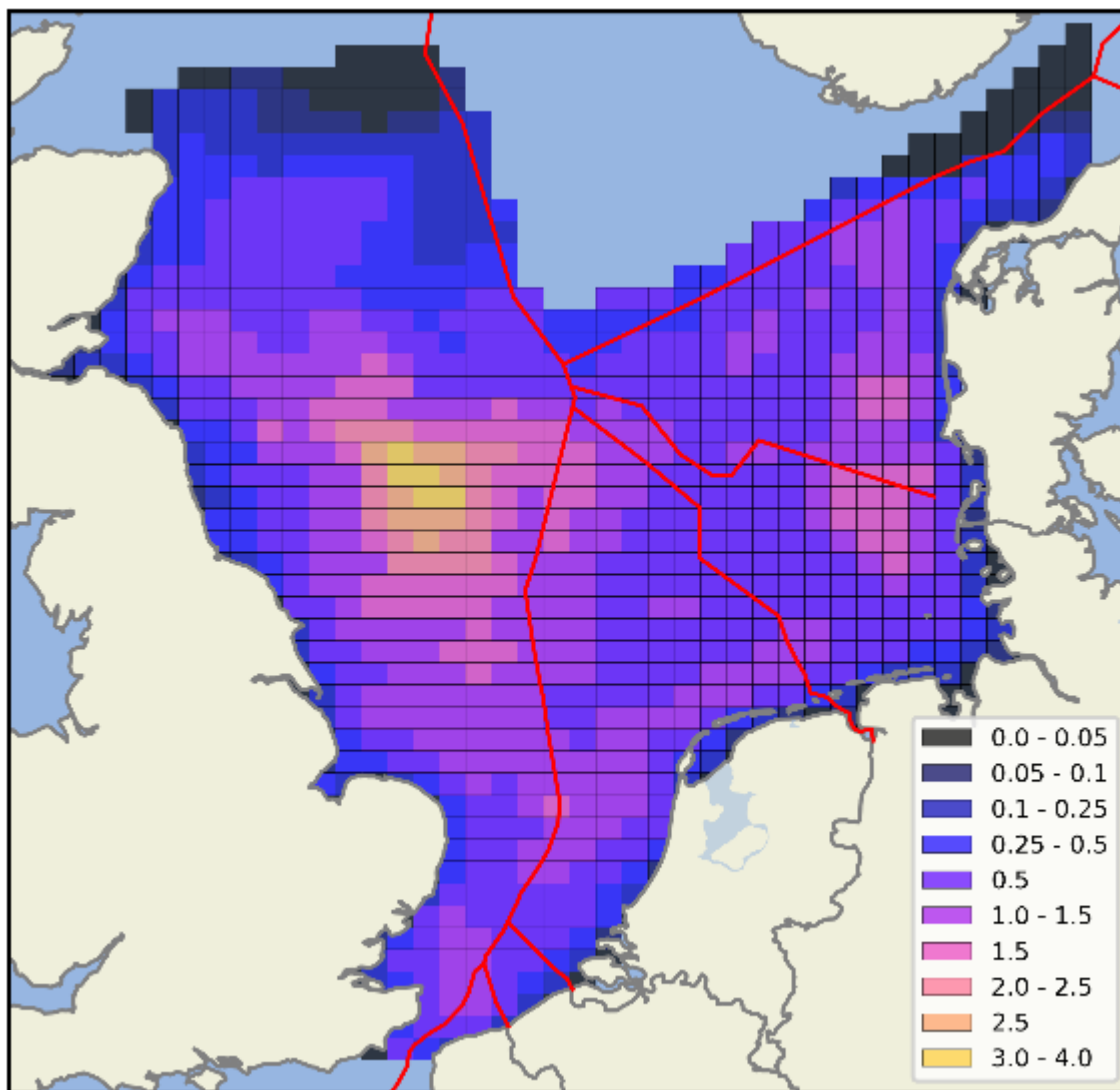


Figure c: Assessment area defined for harbour porpoise with annual average density (animals per km²) computed from Gilles et al., (2016). Area used in the assessment, cropped to remove Norway, since activity was unreported for this Contracting Party during 2015-2018.

3. Define spatial and temporal resolution of indicator

Based on data availability and ecological relevance.

Temporal resolution: the data in the INR have a temporal resolution of 1 day (deriving from the unit of Pulse Block Day, PBD), while the species densities are seasonal (Gilles *et al.*, 2016). Consequently, risk maps and exposure curves (see below) were computed at the resolution of months (March-November), and then aggregated to produce annual values.

Spatial resolution: the INR data uses ICES statistical sub-rectangles, which are approximately 20 km square, although this varies with latitude. The species density maps have a spatial resolution of 2 minutes. It was decided to retain the spatial resolution of ICES statistical sub-rectangles for consistency with the pressure indicator.

4. Specify estimated animal density or habitat area of indicator species

Use density estimation data if available and appropriate, otherwise use areas (e.g., habitat quality mapping, MPA, Spawning grounds, etc.).

Ideally, species distribution data would be contemporaneous with the assessment period, with high spatial and temporal resolution and low uncertainty. However, the limited scale of marine mammal monitoring constrains the quality of available data. Of the available data, the density maps published in Gilles *et al.*, (2016) and updated in 2020 based on field observations made during 2014-2019 (Gilles *et al.*, 2020) were chosen for harbour porpoise on the recommendation of OMMEG due to the relative robustness of the density estimates.

5. Produce pressure maps

According to a defined effect, e.g., avoidance, and source properties. May be based on distance of effect or on acoustic modelling depending on data availability and relevance to the impact being assessed. The use of data on noise levels, optionally reported to INR, should be included when available to encourage a more detailed analysis of risk impact if appropriate.

The distance of effect for harbour porpoise displacement was reviewed for the sources in the impulsive noise registry. This data is typically inferred from statistically significant reductions in porpoise echolocation activity at click detectors located at a range of distances from the noise source (although some aerial survey data are available for pile driving). To compute the footprint of each activity, the ICES sub-rectangle in which the activity occurred was assumed to be entirely affected, and the distances of effect from **Table a** were then added as a buffer around this source sub-rectangle.

| Source type | Distance of effect (km) | References / rationale |
|-----------------------|-------------------------|--|
| Explosions | 20 | No data on porpoise behavioural responses. Source is more intense (though shorter lived) than pile driving; effect assumed to be at least as severe as a precaution. |
| Airgun array | 12 | Significant decrease in porpoise echolocation activity observed at up to 12 km (Sarnocińska et al., 2020) |
| Sonar/ADD | 20 | Significant decrease in porpoise echolocation activity observed at 15-18 km from ADD source, the maximum range measured (Dähne et al., 2017) |
| Generic | 12 | Mostly applies to non-airgun seismic sources, which are unlikely to exceed distances of effect for seismic airguns |
| Unabated pile driving | 20 | Significant decrease in porpoise echolocation activity observed at 21 km (Tougaard et al., 2009), and aerial surveys have shown strong avoidance within 20 km of the source (Dähne et al., 2013) |
| Abated pile driving | 12 | Significant decrease in porpoise echolocation activity observed at up to 12 km (Dähne et al., 2017), and up to 14 km in some early cases (Brandt et al., 2018), although the efficacy of abatement systems is understood to have improved since these early deployments, which occurred prior to 2015. |

6. Compute exposure/risk map by combining 4 and 5

Including quantitative assessment of confidence in the risk values derived.

The risk maps indicate the greatest co-occurrence of pressure and receptors. In other words, the assessment considers risk of impact to scale with exposure to impulsive noise pollution. The risk maps were computed as the base 10 logarithm of the average number of PBDs per day in each block (i.e. averaged across the assessment period, e.g., a month or year) multiplied by the number of animals estimated to be in that block according to the density data. Using the average number of PBDs per day means that monthly maps and annual maps can be plotted using the same metric.

7. Derive exposure curve

Including confidence bounds.

Exposure curves were computed following the methodology described in Merchant *et al.*, (2018). These are plots of the percentage of the population density exposed to impulsive noise, vs. the percentage of the assessment period that exposure occurred, as shown in **Figure d**. The exposure curve may also be computed using percentage of habitat instead of percentage of population.

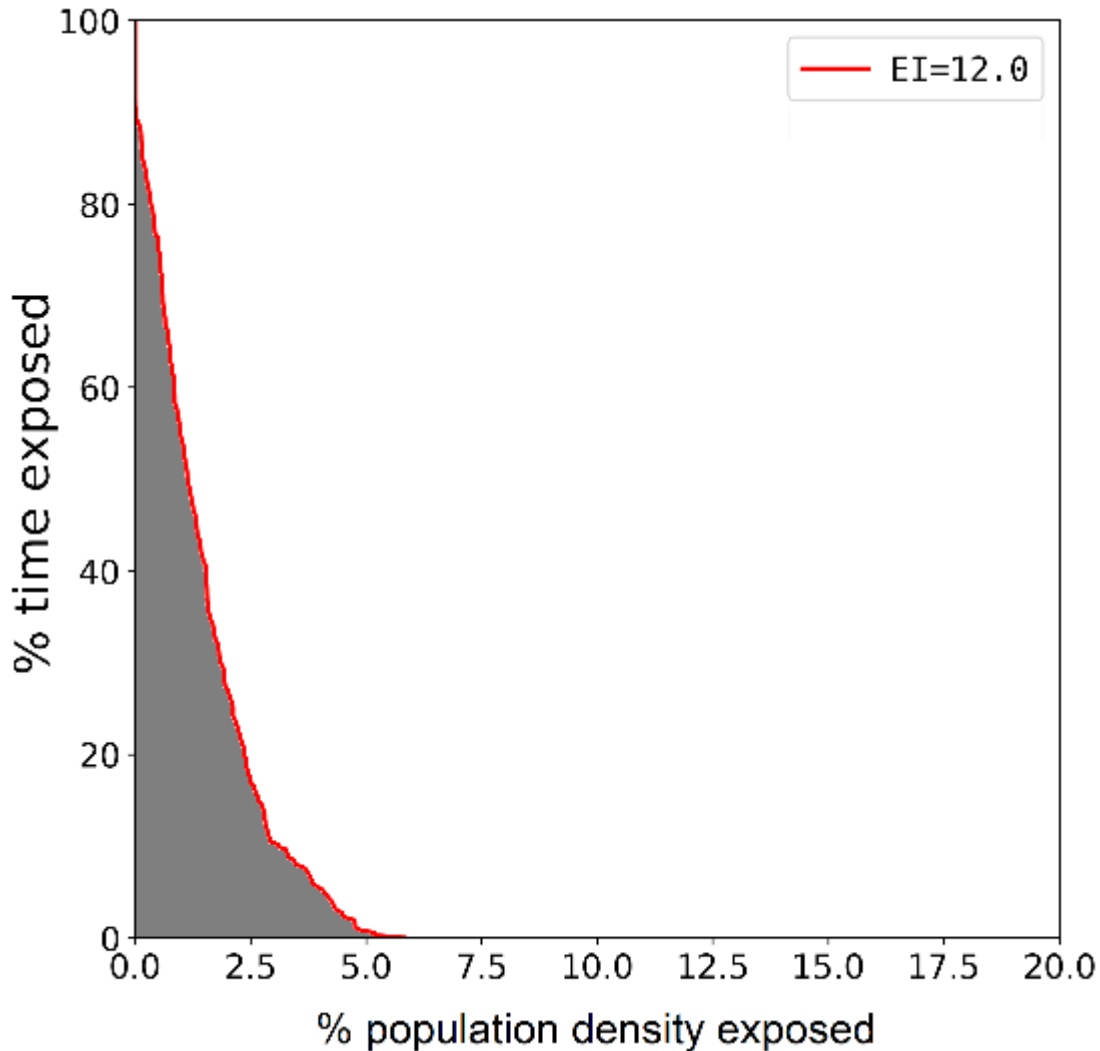


Figure d: Example exposure curve

8. Compute exposure/risk indicator(s)

Scaling of index may be logarithmic or linear.

The exposure index integrates the area under the exposure curve to give a single number indicative of the overall amount of noise exposure for a population or habitat. The methodology was originally proposed in Merchant *et al.*, (2018), in which a logarithmic scaling was used (**Figure e**). Following testing of different scaling methods and consideration of the most intuitive way of formulating the metric, Farcas *et al.*, (in prep) propose a linear scaling of the metric from zero to 100, calculated as the square root of the integral under the exposure curve (**Figure f**). This means, for example, that an exposure index of 20 means the overall amount of exposure is the same as would result from 20% of the population or habitat being

exposed for 20% of the assessment period. An EI value of 100 corresponds to 100% of the population being exposed 100% of the time, and an EI of 0 means zero exposure during the assessment period.

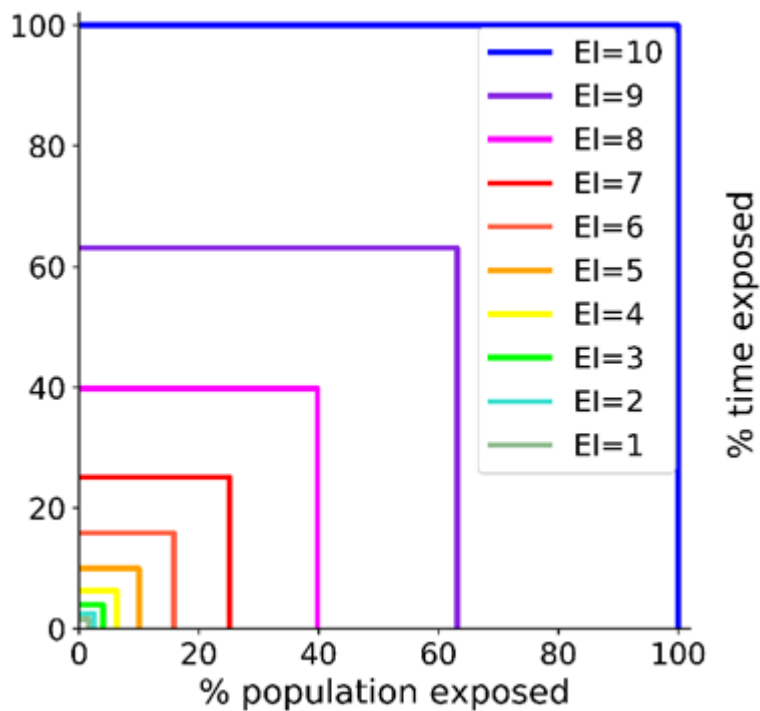


Figure e: Option for scaling of exposure index. - logarithmic from 0 to 10, proposed in Merchant et al., (2018)

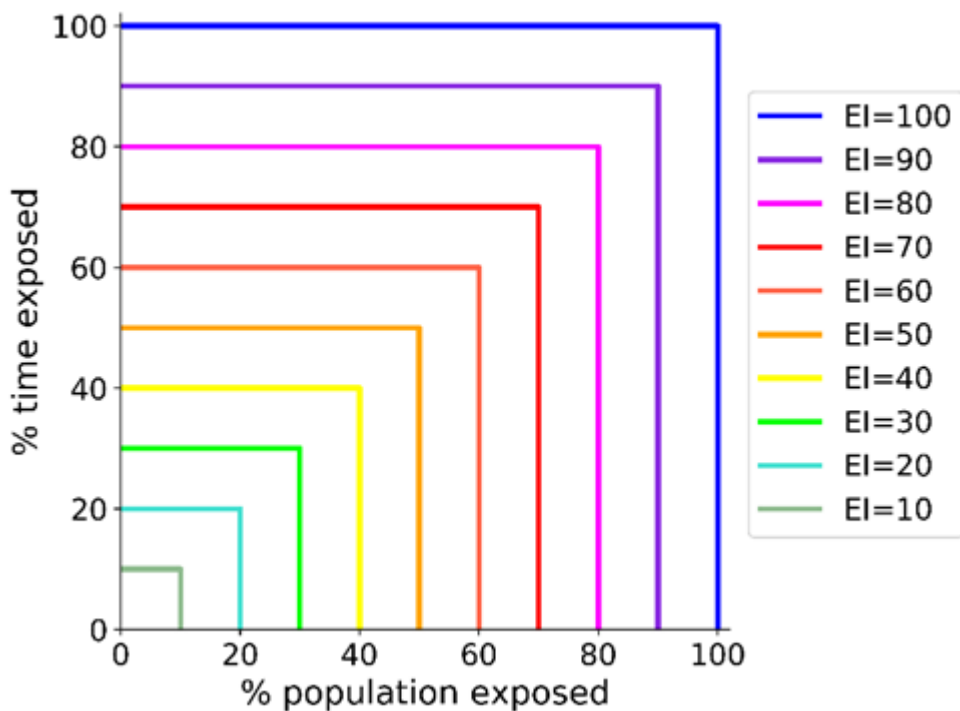


Figure f: Option for scaling of exposure index - linear from 0 to 100.

9. Assess confidence in indicator values

Including sources of uncertainty and implications for the setting of thresholds and monitoring status.

The upper and lower confidence intervals (10th and 90th) of the harbour porpoise density maps were propagated through the exposure index calculations to quantify how much error this indicated for the exposure indices. To assess the contributions of different source types to the risk metrics, we also calculated the number of PBDs for each source type multiplied by the number of animals predicted to be in that ICES sub-rectangle, and aggregated these values for each assessment year.

Résultats

2015 a été l'année au cours de laquelle l'exposition globale des marsouins de la mer du Nord à la pollution sonore impulsive signalée (**Figure 3**) a été la plus élevée (Indice d'exposition (EI) 16.,1), et 2017 l'année où elle a été la plus faible (EI 8.,3). La courbe d'exposition a montré qu'une proportion relativement faible de la densité de population a été exposée pendant une grande partie du temps (**Figure 4**), avec jusqu'à ~95% de la période d'évaluation dans le pire des cas en 2015. Cependant, la grande majorité de la densité de population n'a pas été exposée, le maximum étant de ~13% de la densité de population exposée en 2015 (correspondant à 10% de la zone d'évaluation), ce qui signifie que 87% de la densité de population n'a pas été exposée à une quelconque pollution sonore impulsive signalée cette année-là (**Figure 4**). Le marsouin commun étant une espèce très mobile, ces résultats ne doivent pas être interprétés comme signifiant que 13% des animaux de la population ont été estimés exposés, mais que 13% de l'habitat a été exposé, après pondération en fonction de la fréquence d'utilisation de cet habitat. Le nombre d'animaux individuels exposés peut être beaucoup plus élevé que 13% de la population, étant donné que les individus peuvent subir des expositions multiples dans différentes parties de la zone d'évaluation (et que l'on sait que les rapports d'activité sont incomplets). Les cartes de risque annuelles indiquent que le risque était beaucoup plus répandu en 2015 que les années suivantes (**Figure 5**). Cela était dû à un programme de prospection sismique à grande échelle mené par l'autorité pétrolière et gazière du Royaume-Uni (UK Oil & Gas Authority) au cours de cette période (Merchant et al., 2020). Les données d'exposition quotidienne (**Figure 6**) de la densité de population et la zone d'habitat ont démontré que l'exposition n'était pas systématiquement concentrée dans les zones où les densités de marsouins étaient plus élevées.

L'analyse mensuelle réalisée au cours de ces cinq années (**Figure 7**) a indiqué que l'exposition était la plus importante lors des mois d'août à octobre. L'exposition culmine en août avec un EI moyen sur 2015-2019 de 15,3 et environ 2% de la densité de population exposée pendant 50% du mois. Les cartes de risque mensuel (**Figure 9**) indiquent que le risque était le plus répandu d'août à octobre, avec de grandes zones du nord de la mer du Nord exposées de manière plus intensive. En 2015 et 2016, les canons à air sismiques ont contribué à la majorité des perturbations estimées pour le marsouin commun (**Figure 10**), s'élevant respectivement à 77% et 51% du total (**Tableau 1**), alors que les années suivantes, aucune source unique n'a dominé. La proportion attribuable aux pieux était inhabituellement faible (2%) en 2019 (**Tableau 1**).

Pour les mois d'hiver (décembre à février), la surface d'habitat exposée quotidiennement était < 2,5% pour toutes les années (**Figure 6**), alors que de mars à octobre, elle était typiquement < 5%.

L'utilisation de systèmes de diminution du bruit a été signalée pour certaines opérations de battage de pieux dans les eaux allemandes, danoises, néerlandaises et belges (**Figure 11**), ce qui a réduit les indices d'exposition par au moins 0,1 à 0,9 selon l'année (**Figure 12**). Il s'agit probablement d'une sous-estimation de la réduction de l'exposition en raison des hypothèses prudentes qui sous-tendent les calculs d'exposition, puisque la méthodologie a été conçue pour réduire les incohérences entre les types de données communiquées par les parties contractantes plutôt que pour calculer la réduction de l'exposition par la réduction du bruit. D'autres mesures de diminution à l'avenir permettraient d'améliorer cette réduction du risque. Dans le sous-ensemble de la zone couverte par les aires marines protégées (AMP) du marsouin commun (**Figure 13**), l'exposition était plus faible à l'intérieur des AMP qu'à l'extérieur en 2015, 2016 et 2019, mais plus élevée les années intermédiaires (**Figure 14**). Les réductions de l'exposition au bruit dues à la diminution du bruit du battage des pieux étaient également plus faibles dans les zones spéciales de conservation que dans l'ensemble de la zone d'évaluation (**Figure 15**), allant de 0 à 0,7. Il convient de noter que ces AMP n'ont pas été conçues dans l'optique d'une diminution du bruit.

La méthodologie inspire une **confiance modérée** et la disponibilité des données une **confiance faible**.

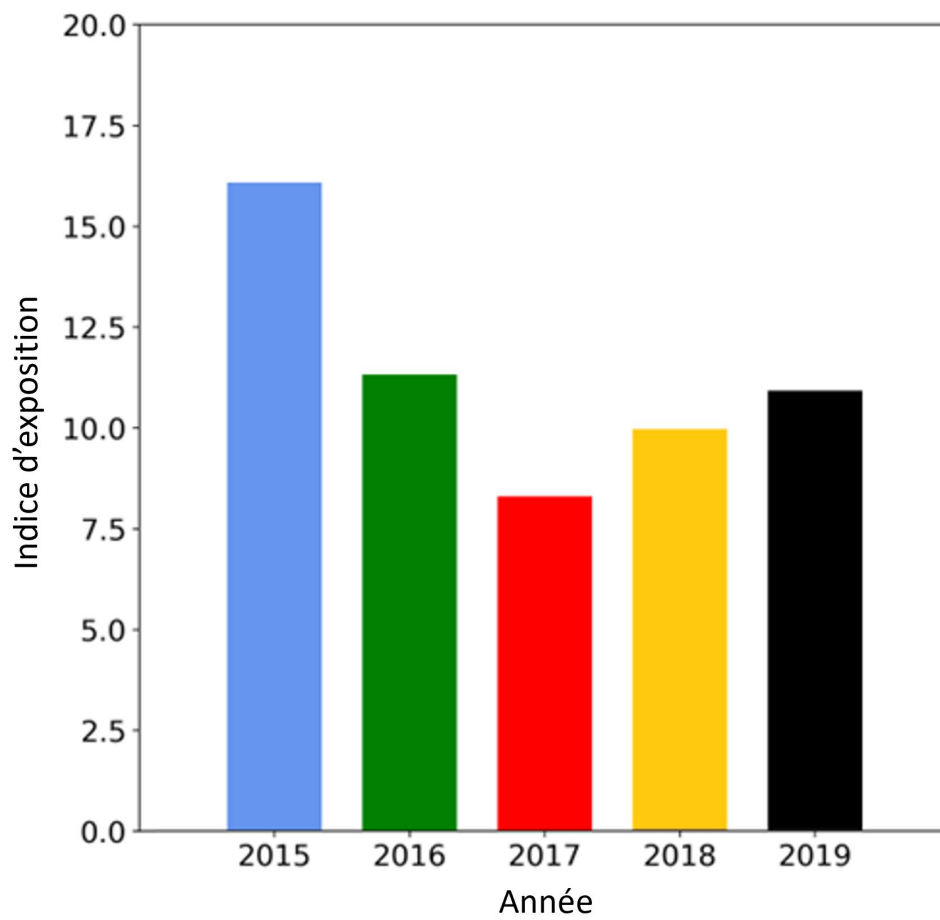


Figure 3 : Indices d'exposition annuels pour le marsouin commun

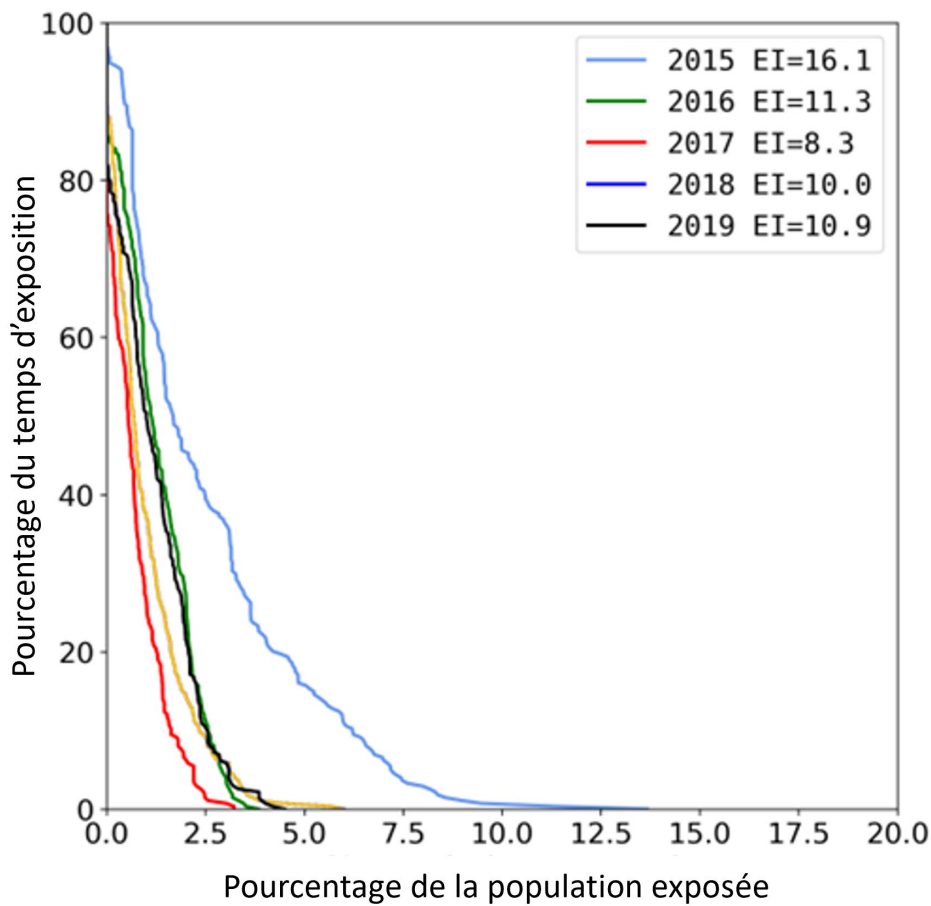


Figure 4 : Courbes d'exposition correspondantes pour le marsouin commun

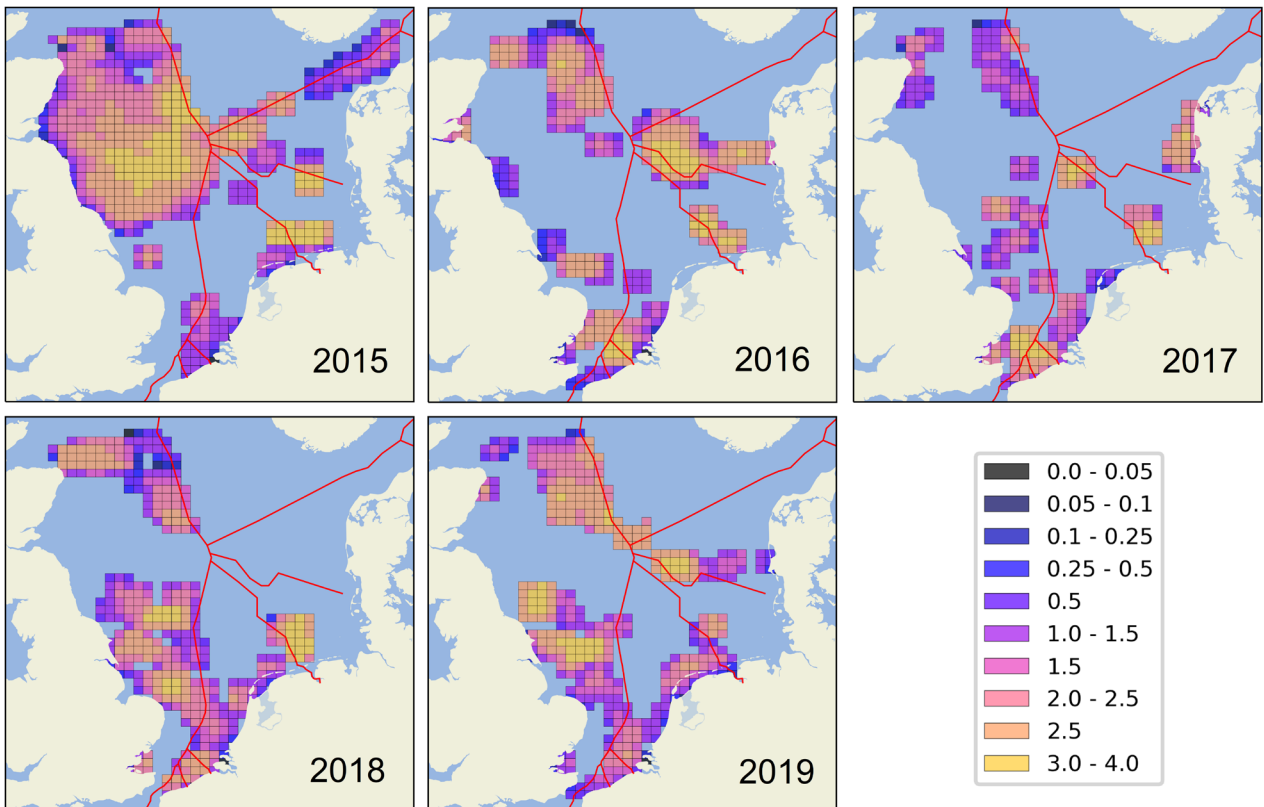


Figure 5 : Cartes annuelles des risques pour le marsouin commun pour la période de 2015 à 2019

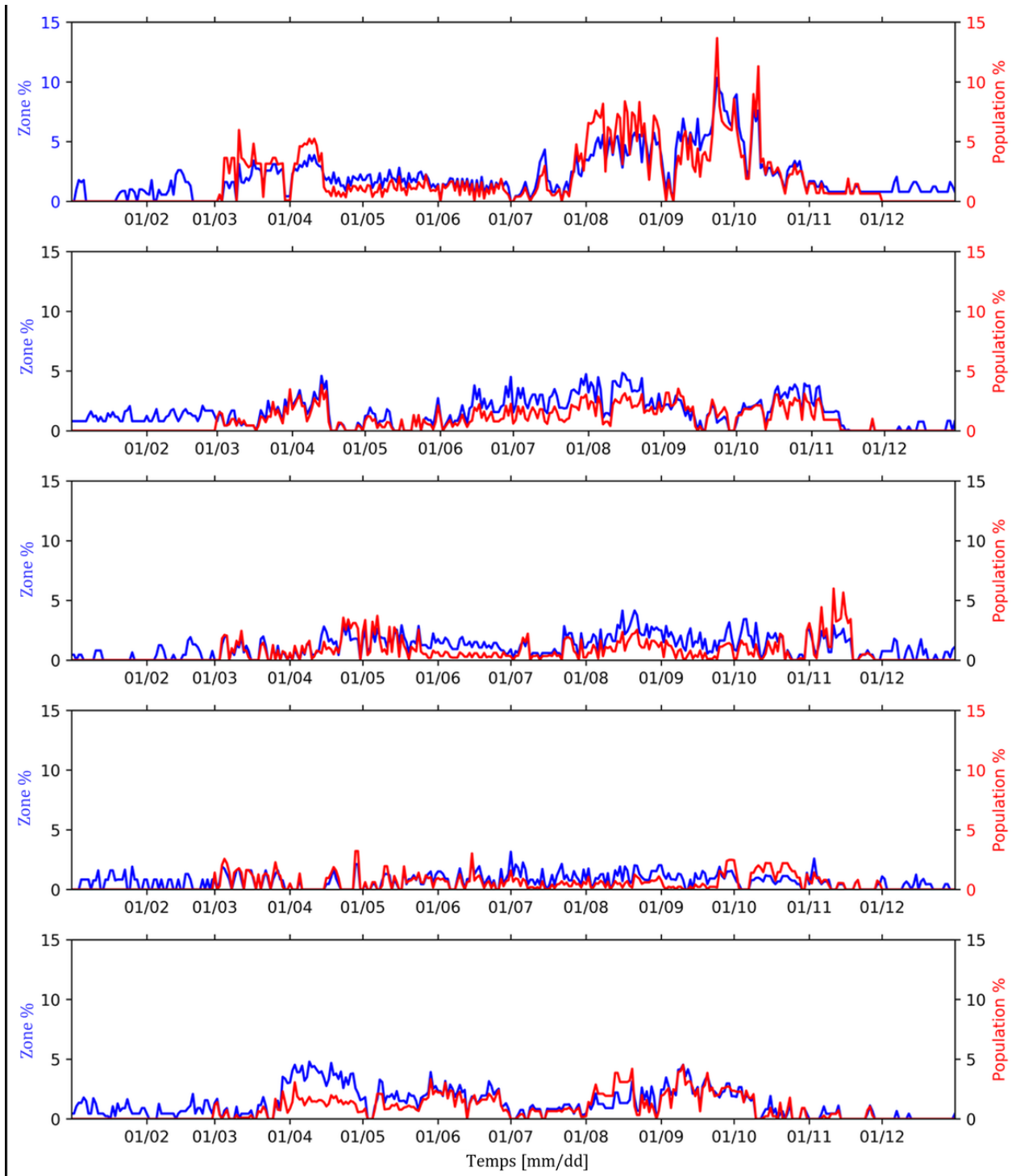


Figure 6 : Exposition quotidienne de la zone d'habitat du marsouin commun (axe gauche) et de la densité de population (axe droit) pour 2015-2019 sur la base de la zone d'habitat spécifiée dans la figure c. Notez que les données relatives à la densité de population ne sont disponibles que pour la période mars-novembre.

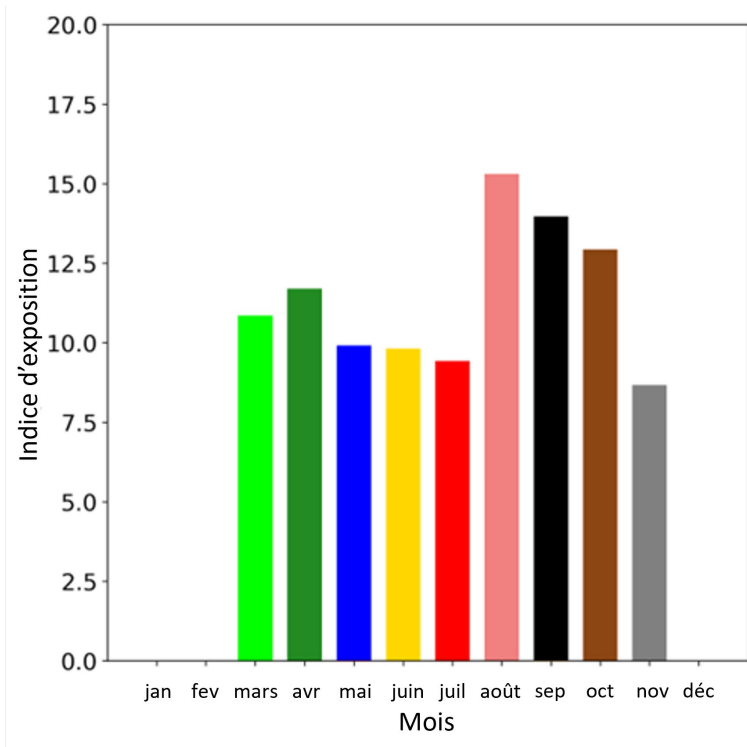


Figure 7 : Indices d'exposition mensuels pour le marsouin commun (moyenne sur 2015-2019)

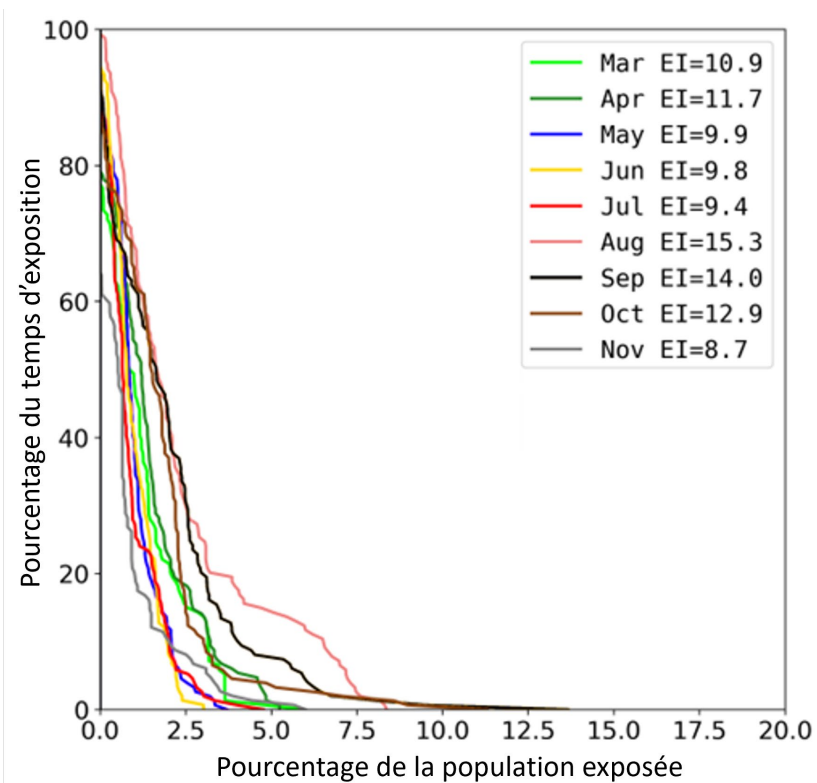


Figure 8 : Courbes d'exposition correspondantes pour le marsouin commun

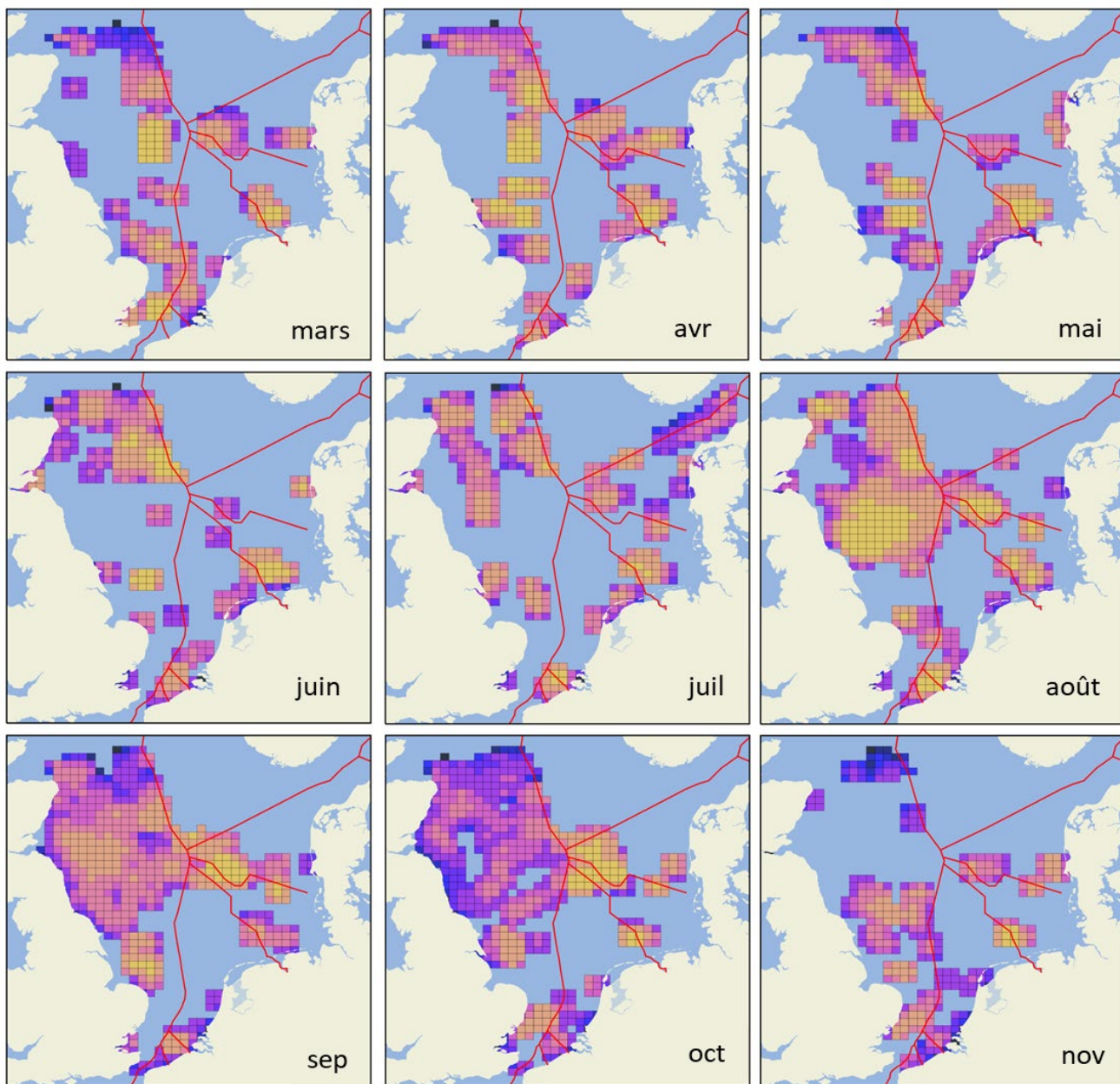


Figure 9 : Cartes mensuelles des risques pour le marsouin commun, moyenne sur 2015-2019 pour chaque mois

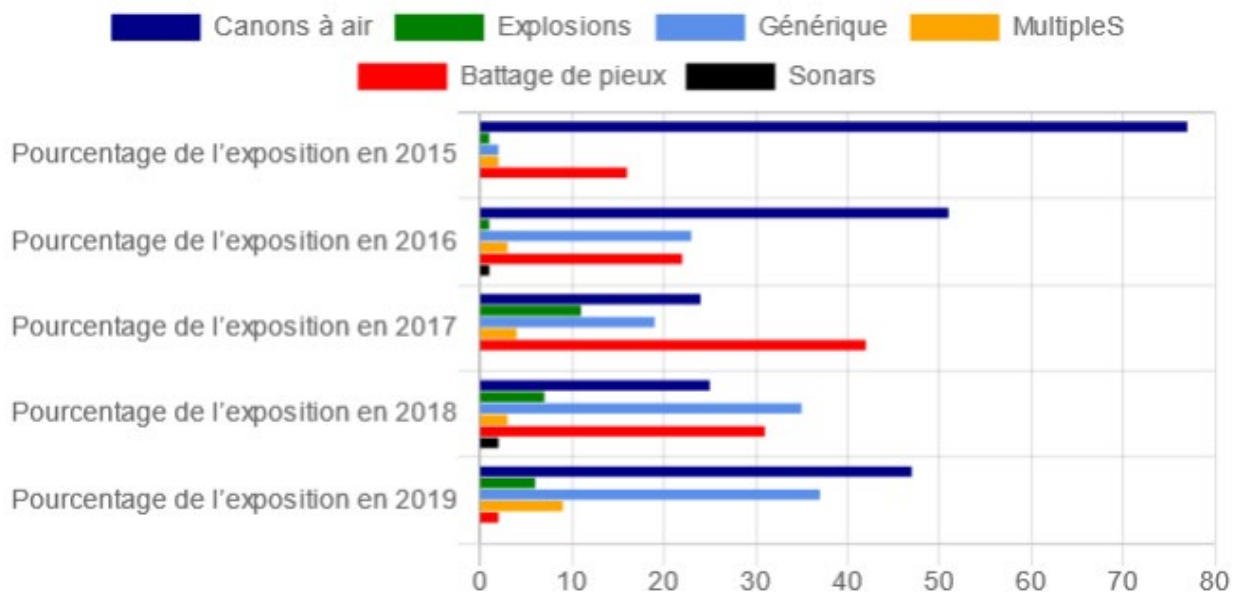


Figure 10 : Proportion de l'exposition au bruit des marsouins attribuable à chaque type de source.

Tableau 1 : Proportion de l'exposition au bruit des marsouins attribuable à chaque type de source. On pense que la catégorie générique est dominée par les sources sismiques autres que les canons à air.

| | Pourcentage de l'exposition en 2015 | Pourcentage de l'exposition en 2016 | Pourcentage de l'exposition en 2017 | Pourcentage de l'exposition en 2018 | Pourcentage de l'exposition en 2019 |
|------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Explosions | 1 | 1 | 11 | 7 | 6 |
| Canons à air | 77 | 51 | 24 | 25 | 47 |
| Sonar/ADD | 0 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0 |
| Générique | 2 | 23 | 19 | 35 | 37 |
| Battage de pieux | 16 | 22 | 42 | 31 | 2 |
| Multiples | 2 | 3 | 4 | 3 | 9 |

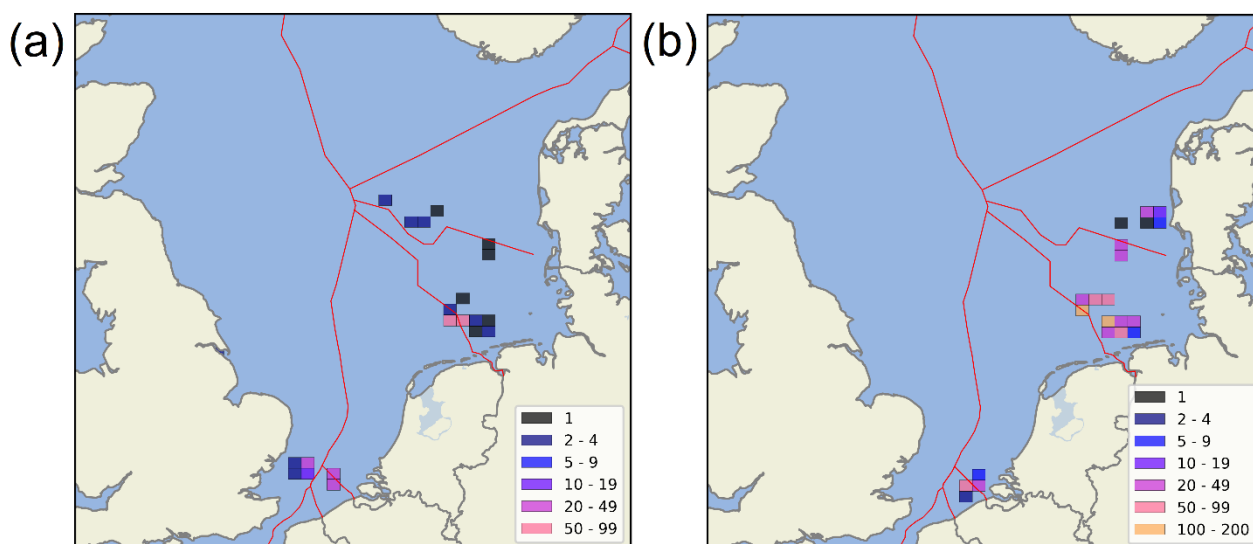




Figure 12 : Effet de la réduction du bruit du battage de pieux sur les courbes et indices d'exposition pour 2015-2019

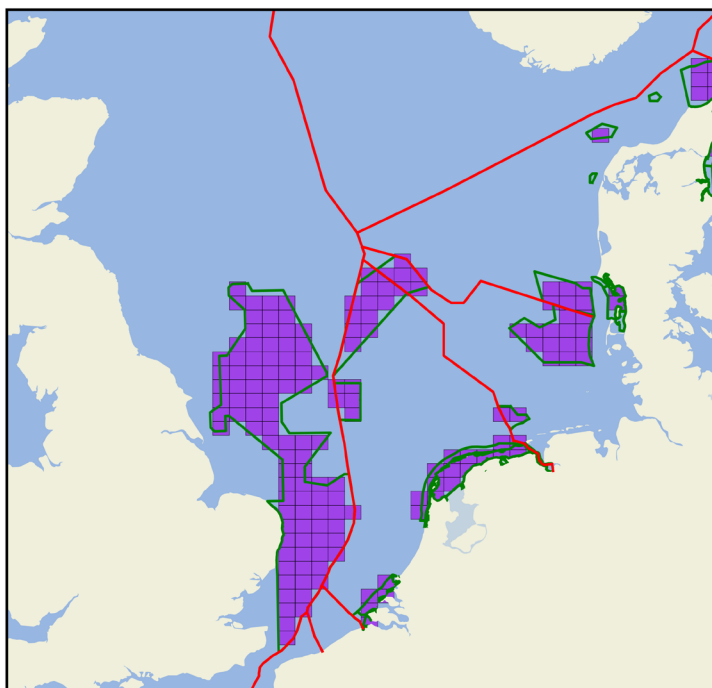


Figure 13 : AMP pour les marsouins communs (en vert) et les sous-rectangles statistiques correspondants du CIEM inclus dans l'analyse de l'exposition des AMP

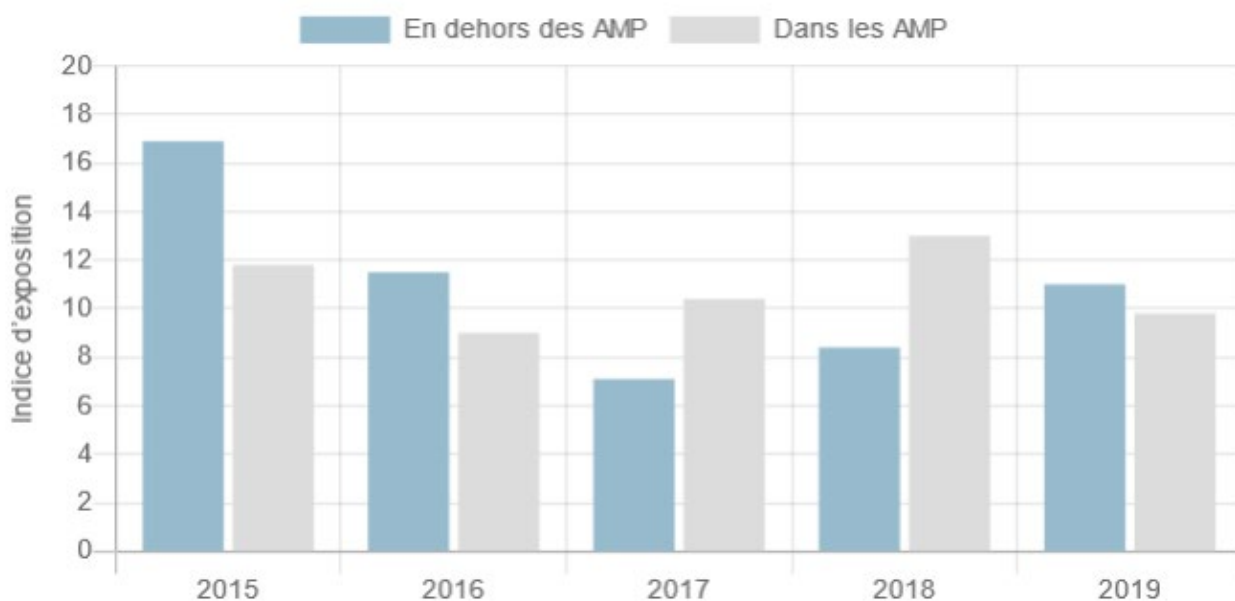


Figure 14 : Comparaison des indices d'exposition dans la zone d'évaluation complète et dans les AMP pour marsouins communs pour 2015-2019

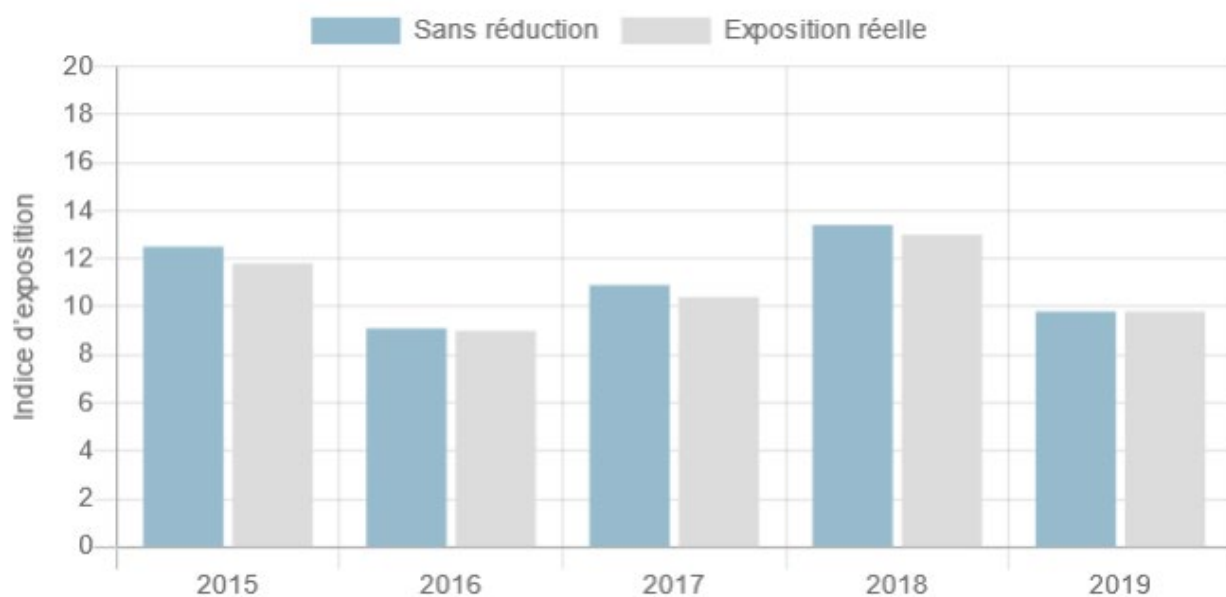


Figure 15 : Effet de la réduction du bruit du battage de pieux sur les courbes et indices d'exposition dans les AMP pour les marsouins communs pour 2015-2019

Conclusion

La présente évaluation de l'indicateur commun pour le risque d'impact du son impulsif d'origine anthropique montre que la perturbation estimée des marsouins communs par les sons impulsifs d'origine anthropique a diminué entre 2015 et 2017, mais a augmenté entre 2017 et 2019. Des niveaux relativement élevés d'activité de prospection sismique ont été signalés en 2015 et 2016 en raison d'une prospection à grande échelle dans les eaux britanniques, ce qui explique la baisse prononcée en 2017 (**Tableau 2**). Il y avait une variabilité saisonnière notable dans la perturbation estimée, avec un risque plus élevé d'août à octobre. L'indice d'exposition le plus élevé était de 15,3 pour le mois d'août (équivalent à 15,3% de la

densité de population exposée au bruit impulsif pendant 15,3% du mois en moyenne sur la période d'évaluation), avec 2% de la densité de population exposée au bruit pendant 50% du mois. Pour les mois d'hiver (décembre à février), la surface d'habitat exposée quotidiennement était < 2,5%, alors que de mars à octobre, elle était typiquement < 5%. Le maximum était de 10%, atteint en septembre 2015. La diminution du bruit appliquée aux opérations de battage des pieux a permis de réduire les indices d'exposition annuels jusqu'à 0,9. Cet indicateur mesure le risque d'impact sur des espèces sélectionnées en fonction de leur exposition à la pollution sonore impulsive, qui est considérée comme augmentant le risque de conséquences au niveau des populations. Cependant, il ne s'agit pas d'une évaluation explicite du risque de conséquences sur les populations, qui doit également prendre en compte d'autres facteurs de stress en plus de la perturbation par les sons impulsifs anthropiques. Les évaluations futures prendront en compte d'autres espèces pour l'évaluation des risques, et des jeux de données plus complets dans les années à venir devraient réduire l'incertitude quant à l'activité sonore impulsive utilisée dans l'évaluation.

Lacunes dans les connaissances

Bien que les meilleures données disponibles pour le marsouin commun de la mer du Nord aient été utilisées, il existe néanmoins des incertitudes dans ces estimations modélisées de la densité des animaux, qui se traduisent par des incertitudes dans cette évaluation.

Cette évaluation est basée sur les données notifiées au registre des bruits impulsifs, et on sait qu'il y a des activités qui ne sont pas prises en compte en raison de l'absence de données (par exemple, des activités non soumises à autorisation telles que l'utilisation de systèmes acoustiques dissuasifs dans les piscicultures, certaines études géophysiques et les sonars militaires classifiés).

Des données plus spécifiques sur les réponses de certaines espèces aux sources de bruit figurant dans le registre (par exemple, des courbes dose-réponse pour chaque combinaison source / récepteur) peuvent permettre une évaluation plus précise du risque d'impact.

Bien que cette première évaluation de l'indicateur ne concerne que le marsouin commun, les évaluations futures pourront englober d'autres espèces de mammifères marins, ainsi que des espèces de poissons ou d'invertébrés.

Références

Brandt, M.J., Dragon, A.C., Diederichs, A., Bellmann, M.A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J., Nehls, G., 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 596, 213–232. <https://doi.org/10.3354/meps12560>

Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environ. Res. Lett.* 8, 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025002>

Dähne, M., Tougaard, J., Carstensen, J., Rose, A., Nabe-Nielsen, J., 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 580, 221–237. <https://doi.org/10.3354/meps12257>

Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E.A., Forney, K.A., Geelhoed, S.C. V, Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F.M., van Bemmelen, R., Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7, e01367. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1367>

Gilles, A., Ramirez-Martinez, N., Nachtsheim, D., Siebert, U., 2020. Update of distribution maps of harbour porpoises in the North Sea. Report prepared for Rijkswaterstaat, Utrecht, Netherlands.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., 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.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O., Vázquez, J.A., 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biol. Conserv.* 164, 107–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.010>

Merchant, N.D., Andersson, M.H., Box, T., Le Courtois, F., Cronin, D., Holdsworth, N., Kinneging, N., Mendes, S., Merck, T., Mouat, J., Norro, A.M.J., Ollivier, B., Pinto, C., Stamp, P., Tougaard, J., 2020. Impulsive noise pollution in the Northeast Atlantic: Reported activity during 2015–2017. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110951. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110951>

Merchant, N.D., Faulkner, R.C., Martinez, R., 2018. Marine noise budgets in practice. *Conserv. Lett.* 11, e12420. <https://doi.org/10.1111/conl.12420>

OSPAR, 2019. Distribution of Reported Impulsive Sounds in the Sea. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/committee-assessments/human-activities/noise/the-distribution-of-reported-impulsive-sounds-in-sea/>

Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J.D., van Beest, F.M., Delefosse, M., Tougaard, J., 2020. Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) Reaction to a 3D Seismic Airgun Survey in the North Sea. *Front. Mar. Sci.* 6, 824. Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen, P., 2009. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *J. Acoust. Soc. Am.* 126, 11–14. <https://doi.org/10.1121/1.3132523>

Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., & Rasmussen, P. (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126(1), 11-14.

van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., André, M., Brensing, K., Dalen, J., Dekeling, R.P.A., Robinson, S., Tasker, M.L., Thomsen, F., Werner, S., 2012. European Marine Strategy Framework Directive Good Environmental Status (MSFD-GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy. http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/MSFD_reportTSG_Noise.pdf

Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A. (2015). Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean & Coastal Management.* 115, 17–24.

Métadonnées d'évaluation

| Champ | Type de données | |
|-------------------------------------|-----------------|--|
| Type d'évaluation | Liste | Évaluation d'indicateur |
| Résumé des résultats | URL | https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_risk_noise_msfd_2022_06_001/ |
| Indicateur ODD | Liste | 14.1 D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments |
| Activité thématique | Liste | Diversité biologique et écosystèmes |
| Documentation OSPAR pertinente | Texte | OSPAR Agreement 2014-08 Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas |
| Date de publication | Date | 2022-06-30 |
| Conditions d'accès et d'utilisation | URL | https://oap.ospar.org/fr/politique-de-donnees/ |
| Instantané de données | URL | https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_risk_noise_snapshot_2022_06/ |
| Résultats des données | Fichier Zip | https://odims.ospar.org/en/submissions/ospar_risk_noise_results_2022_06/ |
| Source des données | URL | https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/impulsive-noise.aspx |



COMMISSION
OSPAR

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

t: +44 (0)20 7430 5200
e: secretariat@ospar.org
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: 1003/2022

© 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.