



**RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*



# IMPACTS ACOUSTIQUES DES PROJETS ÉOLIENS EN MER SUR LA FAUNE MARINE

**COMPARTIMENTS DES MAMMIFÈRES MARINS,  
DES POISSONS ET DES INVERTÉBRÉS**

Rapport et synthèse de l'expertise scientifique collective – Novembre 2021

Le développement de l'éolien en mer fait aujourd'hui débat. Les effets préjudiciables potentiels des pollutions sonores sur la vie marine font partie des préoccupations légitimes de la société civile, de l'industrie et des instances politiques.

Pour cerner la question complexe de l'impact acoustique des projets d'énergie marine renouvelable sur la faune marine, les trois ministères de la Transition écologique, de la Mer et de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation ont mandaté le CNRS<sup>1</sup> pour réaliser une expertise scientifique collective afin d'apporter des éléments scientifiques éprouvés. Cet état des lieux des connaissances scientifiques aujourd'hui disponibles sur le sujet de l'impact acoustique des projets éoliens a pour ambition d'éclairer la décision publique concernant l'installation et le pilotage des plateformes éoliennes offshore.

Cette expertise scientifique a été coordonnée par Alain Schuhl, directeur général délégué à la science du CNRS. Un groupe de scientifiques, experts du domaine issus de différentes disciplines, a été mobilisé<sup>2</sup> pour établir un panorama des connaissances les plus récentes analysant de manière collective, critique et neutre la littérature scientifique mondiale relative aux mécanismes de propagation sonore sous-marine, aux impacts multiples de l'anthropophonie sur les diverses espèces marines, aux bruits engendrés par les projets éoliens, notamment lors de leur construction, et aux méthodes permettant de les réduire.

Le rapport indique les espèces qui risquent d'être impactées par les projets éoliens en mer, la forme et la sévérité de cet impact ainsi que l'effet des stratégies d'atténuation qui peuvent être mises en place. Il pointe aussi l'incomplétude des connaissances actuelles et la nécessité de les compléter, en particulier pour plusieurs espèces et sources sonores.

J'espère que les travaux de recherche, qui se poursuivent, permettront bientôt d'élargir les études d'impact à l'ensemble des écosystèmes marins en intégrant toutes les sources sonores aussi bien transitoires que chroniques.

Avec ce rapport, le CNRS, organisme de recherche couvrant de multiples champs disciplinaires, souhaite apporter l'éclairage de la science aux décideurs et au débat public sur une question d'actualité pour la société.

**Antoine Petit,**  
Président-directeur général

---

<sup>1</sup> Voir la lettre de mission (Annexe 1).

<sup>2</sup> Dans le respect de la Charte nationale d'expertise scientifique (Annexe 2) et de la Charte française de déontologie des métiers de la recherche (Annexe 3).

## TABLE DES MATIÈRES

<b>Synthèse générale</b>	<b>6</b>
<b>Introduction</b>	<b>12</b>
<b>1 I Chaîne des effets acoustiques d'une activité anthropique vers la faune marine</b>	<b>14</b>
1.1 Mesure du niveau sonore	15
1.2 Émissions sonores	17
1.3 Propagation : concept de perte de transmission	21
1.4 Appareil auditif et effets des émissions sonores	22
1.5 Définition des seuils d'impact	27
<b>2 I Retour d'expérience sur les impacts acoustiques des projets éoliens</b>	<b>30</b>
2.1 Retours d'expériences des parcs éoliens offshore flottants	31
2.2 Retours d'expériences des parcs éoliens offshore posés	32
<b>3 I Effets des sons sur la faune marine</b>	<b>40</b>
3.1 Description des effets liés au son d'origine anthropique	41
3.2 Impact sur le développement larvaire et le recrutement des invertébrés	49
3.3 Zonation des effets	51
<b>4 I Méthodes de réduction des impacts</b>	<b>52</b>
4.1 Modification des caractéristiques du battage de pieux	53
4.2 Atténuation de la propagation acoustique	54
4.3 Méthodes d'éloignement des espèces	55

<b>5 I Impact sonore, conservation et législation</b>	<b>56</b>
5.1 Réglementation européenne et française encadrant l'impact du son dans les activités marines	57
5.2 Principaux moyens de préservation et de protection	58
5.3 Déroulé actuel d'une étude d'impact acoustique EMR	60
<b>6 I Lacunes de connaissances et besoins d'études complémentaires</b>	<b>64</b>
<b>Conclusion</b>	<b>68</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>70</b>
<b>Annexes</b>	<b>88</b>
<b>Annexe 1</b> • Lettre de mission	89
<b>Annexe 2</b> • Charte nationale de l'expertise scientifique	91
<b>Annexe 3</b> • Charte française de déontologie des métiers de la recherche	93
<b>Annexe 4</b> • Caractéristiques acoustiques des mammifères marins d'après Southall <i>et al.</i> (2007), Ketten (2002) et Erbe <i>et al.</i> (2016)	97
<b>Annexe 5</b> • Production de sons des mammifères marins d'après Ketten (1992), Parvin <i>et al.</i> (2007), Southall <i>et al.</i> (2007, 2019) et Frouin-Mouy <i>et al.</i> (2019)	98
<b>Annexe 6</b> • Détection sonore chez les invertébrés marins	100
<b>Annexe 7</b> • Seuils impactants de plusieurs sources sonores anthropiques sur les poissons d'après Popper <i>et al.</i> (2014)	101
<b>Annexe 8</b> • Bilan des retours d'expériences issus d'observations <i>in situ</i> des impacts acoustiques des projets éoliens offshore posés sur les mammifères marins	103
<b>Annexe 9</b> • Bilan des retours d'expériences issus d'observations <i>in situ</i> des impacts acoustiques des projets éoliens offshore posés sur les poissons	108

# SYNTHÈSE GÉNÉRALE

Ce rapport d'expertise fait le point sur les connaissances scientifiques relatives à l'impact acoustique des projets éoliens en mer sur la faune marine. Il s'inscrit dans le contexte d'un développement attendu des projets d'énergies marines renouvelables (EMR). Il met l'accent sur l'impact du bruit des travaux offshore utiles à la construction d'éoliennes et sur trois compartiments de la faune marins – les mammifères marins, les poissons et les invertébrés –, peu d'études étant disponibles pour les oiseaux marins et les tortues marines. À des fins de comparaison, l'étude prend aussi en compte les projets d'EMR en phase d'exploitation et d'autres émissions sonores anthropiques (d'origine humaine).

**La première partie du rapport présente de manière synthétique les connaissances en traitement du signal, acoustique sous-marine et bioacoustique nécessaires à l'étude de l'impact des EMR et des sons générés.** Une onde sonore peut être décrite par plusieurs quantités physiques, notamment la pression acoustique et la vitesse particulière. Les EMR produisent divers types de sons, transitoires (impulsionnels ou non) et continus, et il faut distinguer la phase de construction – avec notamment les opérations de forage et de battage de pieux – de l'exploitation et du démantèlement. Il convient également de replacer autant que possible les bruits générés par les EMR dans la description globale des paysages sonores océanographiques qui prend en compte les sons déjà présents d'origines naturelle et humaine.

La propagation de ces sons dans les milieux marins est difficile à modéliser : le calcul réaliste des pertes de transmission nécessite la prise en compte et la connaissance précise de la bathymétrie (reliefs des fonds océaniques), des variations spatiales de la vitesse du son dans la colonne d'eau ainsi que des paramètres géoacoustiques du fond marin et des strates de sédiments, largement méconnus. En pratique, les connaissances actuelles reposent sur des expériences faites en laboratoire et sur des observations *in situ*.

Les paramètres environnementaux utilisés par les animaux pour percevoir le son varient selon les systèmes auditifs. Certains sont sensibles à des variations de pression, d'autres à des accélérations particulières et/ou aux vibrations du substrat. Trois groupes du règne animal sont principalement considérés – mammifères marins, poissons et invertébrés (pélagiques et benthiques) – mais l'étendue des connaissances disponibles est inégale d'un groupe à l'autre, très largement plus fournie pour les vertébrés que pour les invertébrés.

**La deuxième partie du rapport présente les retours d'expériences de différents projets EMR en termes d'impact sur le vivant.** Cette partie s'appuie sur un ensemble d'études internationales grâce auquel on commence à cerner les effets du son sous-marin généré par les projets éoliens en mer sur la faune marine.

Depuis les années 2000, de nombreuses études *in situ* ont été menées en mer du Nord et en mer Baltique. Elles concernent notamment les opérations de battage de pieux durant la phase de construction. Des suivis *in situ* de la phase d'exploitation ont été mis en place plus récemment. Il n'y a pas encore d'observation *in situ* disponible pour l'éolien flottant. La phase de démantèlement, relativement peu étudiée, n'est pas prise en compte.

Concernant les **éoliennes flottantes**, peu d'études ont été faites.

• **Phase d'exploitation** : Au vu des niveaux sonores mesurés pendant les phases de tests, il ne devrait y avoir d'impact physiologique sur aucune espèce de mammifères marins ou de poissons pendant la phase d'exploitation. La zone de changement comportemental observée a un rayon maximum de 450 m pour les mammifères marins et de 15 m pour les poissons.

• **Phase de construction** : La construction des parcs éoliens en mer flottants ne nécessite pas de battage de pieux, mais les caractéristiques sonores des travaux d'installation d'un parc éolien en mer flottant (enrochement, ensouillage de câbles, ancrage) sont proches du bruit généré par des navires. Les études montrent une diminution de la fréquentation de mammifères marins (marsouins et phoques) qui peut être attribuée au bruit généré par le trafic maritime accru sur le site.

Concernant les **éoliennes posées**, les études permettent de considérer l'impact des opérations de construction et d'exploitation pour plusieurs espèces marines : espèces de mammifères marins abondantes en mer du Nord et mer Baltique (marsouins communs, phoques gris et phoques communs), poissons et invertébrés.

**Marsouin commun** : Les effets réels de l'implantation et l'exploitation de parcs éoliens en mer sur les marsouins communs ont pu être identifiés par des études *in situ*, avec des suivis acoustiques passifs et visuels (observations aériennes et à partir de navires) lors de différents projets.

• **Phase de construction** : D'importantes différences dans l'étendue et l'importance de l'effet occasionné par la phase de construction sur les marsouins communs ont été observées entre les sites éoliens offshore mais la quasi-totalité des études rapportent un impact à court terme, composé d'une baisse significative de l'activité acoustique et d'un déplacement temporaire des individus proches du parc dès ou avant le début des travaux, suivi d'un retour à la normale (activité acoustique, abondance) intervenant jusqu'à 3 jours après les opérations. Peu d'effets à long terme sont rapportés.

• **Phase d'exploitation** : Les suivis plusieurs années après la construction ont permis d'évaluer les effets des parcs éoliens en mer en phase d'exploitation. Aucun effet significatif n'est rapporté à ce jour.

**Phoques** : La réponse des phoques aux activités associées aux projets éoliens a pu être étudiée *via* des observations visuelles et des suivis télémétriques.

• **Phase de construction** : Aucun effet à long terme n'a été relevé sur le comportement des phoques durant la phase de construction, mais une diminution significative à court terme du nombre de phoques présents à proximité des parcs (abondance en mer et à terre) a été observée lors des opérations du battage de pieux. Cette réaction d'évitement, probablement liée au bruit généré par les opérations de battage de pieux et les mesures d'atténuation associées, a été observée jusqu'à 25 km de distance.

• **Phase d'exploitation** : Les études montrent l'absence d'effet significatif des parcs éoliens sur le comportement des phoques (abondance en mer et à terre, mouvements et comportement en mer) lors du fonctionnement des éoliennes.

## Poissons

• **Phase de construction** : De nombreuses expérimentations en bassin ont relevé des effets négatifs du bruit généré par les activités liées à la construction de parcs éoliens en mer sur des espèces de poissons. Des seuils d'impacts sonores théoriques ont été définis pour différentes catégories de poissons, ce qui permet de simuler l'influence des parcs éoliens, en tenant compte des niveaux sonores émis, de la propagation du son et des capacités auditives des poissons. Les études sur les effets réels du battage de pieux sur les espèces de poissons sont peu nombreuses, principalement en raison des défis logistiques impliqués. →



Approche par bateau pour l'enregistrement de vocalisations de Morse de l'Atlantique, « *Odobenus rosmarus rosmarus* »

© Isabelle CHARRIER/IPEV/CNRS Photothèque

- **Phase d'exploitation** : De nombreux facteurs sont susceptibles d'avoir un effet sur les populations de poissons une fois les parcs éoliens en mer opérationnels, tels que les modifications de l'habitat, les perturbations sonores ou causées par les champs électromagnétiques créés autour des câbles. Étant donné que tous ces facteurs agissent simultanément, leur importance relative pour les poissons est difficile à démêler et à évaluer empiriquement.

**Invertébrés** : Les très rares études existantes s'appuient sur des observations *in situ* et sur des simulations de bruit d'éoliennes offshore en exploitation. Aucune conclusion générale ne peut cependant être tirée : certaines études considèrent l'impact acoustique (bruit et vibration) sur la faune benthique pendant la phase d'exploitation comme négligeable ; d'autres rapportent une influence négative des sons émis par des turbines éoliennes sur la fixation de larves de crabes et un retard de leur métamorphose.

**La troisième partie du rapport élargit l'analyse des impacts acoustiques à d'autres sources anthropiques pour lesquels davantage de connaissances sont disponibles.** Ces impacts peuvent être importants et s'exprimer tout au long du cycle de vie des organismes marins, avec des réponses biologiques sur l'individu (réponses physiologiques et comportementales), sur les populations et sur les espèces mais aussi sur les interactions interspécifiques. Ces réponses peuvent varier en fonction du stade de développement, de l'âge ou du sexe, du contexte ou encore en fonction de la distance à la source et des caractéristiques de la source sonore.

La synthèse bibliographique proposée s'appuie sur une large gamme d'observations pour diverses émissions anthropiques (tirs sismiques, explosions, trafic maritime). Elle prend en compte les mammifères marins – cétacés à audition basses (BF), moyennes (MF) et hautes (HF) fréquences, pinnipèdes –, les poissons à audition spécialiste ou généraliste selon que leur oreille interne est ou n'est pas connectée à la vessie natatoire qui peut jouer un rôle de caisse de résonance, mais aussi les impacts sur les stades larvaires, paralarvaires et juvéniles d'invertébrés. Les effets liés à la production sonore anthropique sont classés en cinq groupes : mortalité directe, changements de seuil auditif (transitoire ou permanent), autres réponses physiologiques, réponses comportementales et masquage même si ces réponses ne sont pas indépendantes et peuvent interagir de façon complexe.

Concernant la **mortalité**, il existe peu d'observations directes de mortalités concomitantes (au niveau individuel ou populationnel) à la mesure des caractéristiques (fréquence, niveau) de l'onde sonore incidente mais des événements sont rapportés pour trois groupes d'animaux (mammifères marins, poissons, invertébrés), en lien à de fortes productions sonores. Chez les mammifères marins, la mortalité correspond essentiellement à des événements d'échouage de masse de cétacés à audition moyennes fréquences (baleines à bec) observés lors de l'utilisation de sonars militaires et de tirs sismiques. Des mortalités sont observées pour les poissons généralistes dans un rayon moyen de 10 m autour de la source sonore,

lors de l'utilisation de canons à air par les navires sismiques et d'opérations de battage de pieux. Les études concernant les invertébrés semblent montrer un impact très variable selon les espèces et le stade de développement.

Les **effets traumatiques sur le système auditif** sont bien documentés. Les animaux exposés à un son suffisamment intense montrent une augmentation de leur seuil d'audition, c'est-à-dire une baisse de leur sensibilité aux sons. La durée de cet effet dépend essentiellement du temps d'exposition, de l'amplitude et de la fréquence des sons. Dans le cas d'un effet temporaire, les cellules ciliées de l'oreille interne des animaux présentent les caractéristiques d'un état de fatigue et retrouvent plus tard leur forme normale. Si l'exposition au bruit dépasse une certaine limite ou si la perte auditive temporaire est induite de façon chronique et sur une longue période de temps, les cellules ciliées se trouvent alors endommagées de façon permanente : elles finissent par se nécroser et disparaître.

D'autres **réponses physiologiques ou lésions** impactant les tissus non liés au système auditif et aux conditions métaboliques (de stress ou non) ont pu être observées.

- Chez les **mammifères marins**, ces réponses peuvent prendre la forme d'une augmentation de l'activité respiratoire ou du niveau de stress, voire de changements neurologiques et immunitaires. Chez certains mammifères marins, des lésions peuvent apparaître principalement au niveau de la mâchoire inférieure pleine de gras ou d'huile qui réduisent ou empêchent la transmission du son vers l'oreille interne.
- Chez les **poissons**, les sons anthropiques induisent généralement la mise en place de métabolisme de stress caractérisé par une augmentation du débit cardiaque et de la ventilation ou la sécrétion de cortisol. La plupart des études ont montré un effet néfaste sur les processus physiologiques sous les effets de niveau sonore élevé (type battage de pieux). Des lésions tissulaires peuvent également apparaître. Ces réponses varient en fonction des capacités auditives et du mode de vie des espèces.
- Les réponses physiologiques observées chez les **invertébrés** à une exposition à des bruits anthropiques sont majoritairement liées à une augmentation des marqueurs biochimiques de stress :
  - chez les **crustacés**, il est impossible de tirer des conclusions globales mais les études font état de diverses réponses physiologiques selon les espèces : augmentation de l'expression de protéines de stress et de la consommation d'oxygène, diminution des taux de croissance et de reproduction, modification des capacités immunologiques ;
  - très peu d'études traitent des impacts acoustiques sur la physiologie des **mollusques de l'endofaune**.

Lors d'émissions de sons d'origine anthropique, les **réactions comportementales** observées chez les mammifères ou les poissons sont comparables et consistent globalement à fuir pour éviter la source sonore. D'après les études, ces réactions

peuvent être remarquées à des distances très variables en fonction de la source sonore, du groupe d'animaux étudié et même de l'espèce. Dans certains cas pourtant, les animaux ne sont pas perturbés par le bruit produit et peuvent même être attirés par la source sonore.

- Les études réalisées chez les **mammifères marins** font état d'un large éventail de changements comportementaux en réponse aux bruits anthropiques : évitement de la source sonore parfois avec une augmentation de la vitesse de nage, changement de la profondeur des plongées, resserrement des groupes sociaux ou encore diminution des temps de repos ou du temps dédié à la recherche alimentaire. La nature des effets et leur niveau de sévérité sont variables d'une espèce à l'autre, en fonction de la distance à la source et des caractéristiques de la source sonore. On sait par exemple que la réponse comportementale des espèces de baleine à bec à des émissions de sonar peut être particulièrement sévère, allant jusqu'à l'échouage, ou qu'une émission sonar peut engendrer un stress similaire au risque immédiat de prédation. Pour le battage de pieux, l'incidence a été observée jusqu'à 30 km du foyer pour les cétacés « hautes fréquences » et certains phoques. Concernant le bruit des navires, les comportements peuvent varier suivant la taille et le type de bateau mais un effet d'accoutumance a pu être observé lors de passages réguliers de navires, avec une diminution du comportement de fuite.
- Les **poissons** à audition généraliste ou spécialiste montrent des réactions d'affolement et de fuite de la source sonore avec une nage plus rapide, un relâchement des bancs et une dispersion verticale plutôt qu'horizontale. Dans le cas des battages de pieux, le rayon d'incidence varie de 300 m à 1,4 km pour les poissons généralistes mais il est limité à 4 m pour le bruit des éoliennes offshore en fonctionnement, pour l'ensemble des poissons. Le bruit produit par les navires peut également induire une réduction de la détection et de la capture des proies, ainsi qu'une moindre réponse à la présence de prédateurs. Enfin, les différents bruits anthropiques perturbent le comportement nuptial de nombreuses espèces.
- Les réponses comportementales à l'exposition à une source sonore (battage de pieux, bruit de bateaux mais aussi vibrations du substrat) observées chez les **invertébrés** sont nombreuses. Pour les crustacés, elles peuvent concerner les comportements d'enfouissement et de déplacement, le comportement alimentaire, la réponse face à un prédateur, la production de sons. Les différents travaux révèlent des effets complexes sur des interactions biologiques entre espèces benthiques sans qu'il n'y ait d'impact majeur en termes de mortalité directe. Chez certains céphalopodes, les réponses comportementales correspondent à des modifications brutales de la nage et à la production de jets d'encre durant les premières secondes d'exposition à des bruits de battage de pieux et de prospections sismiques, mais sans effet avéré à long terme. La tolérance accrue au bruit pourrait aussi altérer les capacités à fuir les prédateurs. Chez les bivalves, l'exposition sonore semble affecter

l'activité valvaire, pouvant aller jusqu'à la fermeture totale des valves, ce qui génère un arrêt de l'activité de filtration ; elle réduit aussi leur capacité à mélanger la surface sédimentaire lors des déplacements.

Les sons ont aussi un impact sur le **développement larvaire et le recrutement des invertébrés**. Ces impacts peuvent s'exprimer tout au long du cycle de vie des invertébrés marins – notamment sur les stades larvaires, paralarvaires et juvéniles – et ils sont étudiés depuis longtemps, même si rarement dans le cas de bruits d'aménagement. Les études montrent par exemple une forte vulnérabilité de certains céphalopodes lors d'expériences en laboratoire, des impacts majeurs sur le zooplancton (avec une mortalité de masse pour les larves de krill) après des prospections sismiques, mais aussi des impacts sur le taux de fixation des larves et des modifications de la dynamique de métamorphose qui peut être retardée ou accélérée pour différentes espèces de faune benthique.

L'impact acoustique se traduit indirectement quand il y a **masquage**, c'est-à-dire lorsqu'un signal d'intérêt ne peut pas être efficacement détecté ou reconnu par un récepteur. La capacité de masquage dépend des caractéristiques du bruit masquant (niveau, bande de fréquence, durée) et de la distance mais des études montrent une diminution des espaces de communication et d'écoute des mammifères marins en présence de bruits anthropiques ainsi que des difficultés pour les poissons à détecter leurs congénères et à communiquer avec eux.

**La quatrième partie du rapport d'expertise présente les retours d'expériences concernant l'utilisation des méthodes de réduction des impacts acoustiques.** Afin de diminuer l'impact acoustique des opérations de battage de pieux, reconnu comme prépondérant, plusieurs approches et méthodes ont été proposées et testées depuis le début des années 2000. Ces méthodes peuvent aussi être pertinentes pour réduire l'impact d'autres types de travaux (forage, dragage, enrochement, etc.). Ces méthodes peuvent être classées en trois catégories.

Les **méthodes de réduction du niveau sonore à la source** modifient la technique de battage de pieux pour réduire le niveau sonore émis. À l'heure actuelle, il n'existe aucune mesure *in situ* concernant la modification des caractéristiques du battage de pieux. Les seuls résultats connus sont issus de simulations. On sait que prolonger la durée d'un coup de marteau et la durée de contact peut réduire significativement le niveau sonore et permet de décaler le maximum d'énergie à des fréquences plus basses qui sont moins impactantes sur les mammifères marins. Les solutions envisagées consistent à installer des coussins sur le pieu ou à enfoncer les pieux par vibration. Le niveau de maturité de ces techniques est encore faible.

Les **méthodes d'atténuation de la propagation acoustique** consistent à mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau transmis. →

- Les résultats de tests *in situ* conduisent à préconiser la **méthode du rideau de bulles** qui permet de diminuer le niveau sonore lors du battage de pieux et de minimiser les réactions comportementales des marsouins communs. Elle consiste à injecter de l'air comprimé dans l'eau à travers un anneau de tuyaux perforés entourant le pieu pour libérer des bulles d'air qui modifient la compressibilité de l'eau et ainsi la vitesse de propagation du son. La stimulation des bulles de gaz à leur fréquence de résonance réduit l'amplitude des ondes sonores par dispersion et absorption. Les interactions entre la multitude de bulles d'un rideau augmentent la réduction sonore. Pour remédier aux problèmes liés aux courants, une solution proposée est le rideau de bulles confiné (le rideau de bulles est généré entre la paroi d'un tube d'acier et le pieu lui-même).

- Les **filets équipés de ballons remplis d'air** (*Hydro sound damper*, ou « atténuateur sonore hydro ») sont utilisés pour réduire le bruit continu et le bruit impulsif. Cette méthode permet de contrôler la fréquence de résonance qui est inversement proportionnelle au diamètre des ballons. Cette technique est moins mature que celle des rideaux de bulles, mais elle a l'avantage de ne pas utiliser de compresseurs. Il faut toutefois noter que le système est coûteux, que sa mise en place nécessite des conditions météorologiques clémentes et que son efficacité semble affectée par le courant de marée.

- Les **blocs isolants et batardeaux** ont fait l'objet de tests *in situ* et ont montré leur efficacité pour la réduction du volume sonore de l'opération de battage. La technique consiste à entourer le pieu d'un tuyau en acier (bloc isolant) et il y a différentes variantes (avec et sans air entre le pieu et la couche d'acier, avec des couches supplémentaires de mousse). C'est la réflexion entre l'air, l'acier et l'eau qui permet l'isolation sonore. La difficulté d'installation de ces dispositifs, en particulier à cause du poids de ballast nécessaire, freine cependant leur utilisation.

Les **dispositifs d'éloignement des espèces** visent à faire s'éloigner de la source les espèces sensibles. Le but est de limiter l'impact des sons sur la faune marine en induisant la fuite des animaux avant que l'impact soit effectif. Des tentatives d'évitement de l'impact ont essentiellement été réalisées chez les mammifères marins.

- La méthode dite de « **démarrage progressif** » est principalement utilisée pour le battage de pieux : elle consiste à lancer progressivement la phase de travaux afin de laisser le temps aux mammifères de s'éloigner avant que les opérations atteignent leur pleine puissance.

- Les dispositifs de dissuasion sonore, ou **répulsifs acoustiques**, consistent à émettre des impulsions ou des signaux à modulation de fréquences pour faire fuir les animaux en dehors d'une zone où ils pourraient être exposés à des niveaux sonores élevés. Leurs caractéristiques (type de

signal, fréquence, niveau d'émission) varient selon l'espèce de mammifère marin ciblée. Deux types de répulsifs, communément utilisés pour éloigner les mammifères marins des fermes aquacoles ou des filets de pêche, peuvent être utilisés pour faire fuir les animaux des zones de battage de pieux. Bien que leur efficacité ait été mesurée, en particulier sur les marsouins communs, la préoccupation principale concerne le phénomène d'accoutumance. Il y a des résultats plus mitigés sur les dauphins et il n'y a pas, à ce stade, de retour d'expérience concernant l'efficacité sur les phoques des répulsifs leur étant destinés.

**La cinquième partie du rapport d'expertise aborde la question de la conservation des populations de mammifères marins, de poissons et d'invertébrés soumis au bruit anthropique sous l'angle législatif.** Cette conservation fait l'objet de divers textes de loi (directive-cadre européenne de 2008 ou DCSMM ; Plan d'action pour le milieu marin de 2012 ou PAMM) qui fixent les conditions à respecter en matière de protection aux impacts sonores. Les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement des EMR devant faire l'objet d'une étude d'impact et être rendus compatibles avec les objectifs du PAMM, la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines ainsi que des principaux moyens de préservation et de protection constitue un enjeu important pour le développement des EMR. Si le cadre réglementaire est assez clair, les études d'impact souffrent du manque de connaissances sur les espèces, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin. Il faudrait également prendre en compte l'incidence du projet sur la biodiversité ou sur la ressource halieutique, ainsi que le contexte environnemental local, avec l'intégralité des pollutions sonores préexistantes ou chroniques.

**La sixième et dernière partie du rapport liste les éléments de connaissances qui manquent pour une bonne compréhension de l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine.** Globalement, la connaissance scientifique sur l'impact des émissions sonore est bonne pour ce qui concerne les impacts forts au niveau individuel, pour les mammifères marins et les poissons. Elle est faible à inexistante pour les effets plus modérés à l'échelle individuelle (dérangement chronique) qui peuvent néanmoins avoir des conséquences importantes au niveau populationnel. On manque également cruellement de connaissances sur les invertébrés.

Des progrès restent à faire pour comprendre les paysages sonores sous-marins et la manière dont les sons s'y propagent. Il faudrait notamment mieux mesurer l'accélération particulière et prendre en compte les vibrations du sous-sol qui ont un impact sur les espèces benthiques. La connaissance des capacités auditives et de production de sons des animaux marins est également très inégale selon les espèces et demande à être complétée pour les invertébrés comme pour les oiseaux et les tortues. L'ensemble de ces connaissances sont essentielles pour déterminer les seuils de bruit provoquant des pertes d'audition temporaires ou permanentes.

Pour compléter l'étude de l'impact des projets éoliens et autres aménagements en mer il faudrait une approche plus globale et systémique, à l'échelle de l'ensemble de l'écosystème marin (les individus, les espèces et leurs interactions), prenant en compte les schémas migratoires et l'ensemble du réseau trophique. La présente étude pourrait aussi être étendue à l'impact en milieu aérien des projets éoliens (bruit et risques de collision) pour toutes les espèces d'oiseaux marins comme cela a été fait pour les chauves-souris.

Les dispositifs et conditions d'expérimentation doivent aussi progresser. La plupart des études publiées sont effectuées en laboratoire, dans des cuves où le champ acoustique complexe est rarement quantifié, ce qui rend difficile la comparaison des résultats des différentes études et l'extrapolation de l'analyse au milieu marin. Il y a notamment peu d'études exposant des invertébrés marins à une vraie source sonore anthropique en milieu marin.

Enfin, le cadre réglementaire (études d'impact, politique de mitigation, etc.) reste incomplet. La protection nationale des espèces marines est restreinte, notamment concernant les invertébrés et les espèces végétales. Les études d'impact réglementaires des EMR souffrent encore d'un manque de connaissances et de recherches adaptées alors que l'impact acoustique apparaît comme l'un des plus difficiles à établir et que le débat public a besoin d'un éclairage scientifique.

**En conclusion**, il apparaît que la faune marine (mammifères et poissons) est largement impactée par la pollution sonore anthropique. Trop peu d'informations sont disponibles pour généraliser une réponse des invertébrés mais, à ce stade, l'impact semble moindre.

Quand les données sont disponibles, particulièrement sur les mammifères marins et poissons, les recherches montrent que le bruit peut induire des traumatismes transitoires ou permanents de l'appareil auditif, d'autres types de lésions ou de troubles liés au stress ainsi que des réponses comportementales (réactions d'évitement notamment, changements

concernant l'alimentation, la réaction aux prédateurs, etc.), éventuellement liées au masquage de signaux d'intérêt qui ne sont plus efficacement détectés ou reconnus. Dans certains cas extrêmes, l'impact des bruits d'origine anthropique peut être mortel chez ces mêmes mammifères et poissons.

La nature et la gravité des impacts acoustiques sont cependant très variables d'un groupe taxonomique à l'autre et, au sein d'un groupe, d'une espèce à l'autre. Elles varient aussi en fonction de la source sonore. Les études existantes sont encore trop parcellaires pour permettre de tirer des conclusions générales.

Concernant l'impact acoustique des projets éoliens offshore, il apparaît que les opérations de battage de pieux (phase de construction des éoliennes posées) ont un impact significatif et parfois sévère pour certaines espèces étudiées et sur de grandes distances, d'où l'importance du développement et de la mise en place de dispositifs de mitigation. Les autres opérations des projets éoliens (construction des éoliennes flottantes, exploitation des éoliennes) semblent avoir un impact acoustique plus modéré mais assez variable d'une espèce à l'autre. L'état actuel des connaissances, lacunaire concernant notamment les invertébrés et la vie benthique mais aussi les oiseaux marins et les tortues, ne permet pas de donner de conclusion générale.

Il apparaît essentiel de poursuivre les recherches en acoustique et bioacoustique pour mieux comprendre les systèmes de perception de la faune marine – notamment des invertébrés –, ainsi que les effets du stress acoustique sur les différentes espèces animales et donc sur la biodiversité littorale en incluant les communautés benthiques qui présentent un fort intérêt commercial. Il faut également poursuivre dans la durée, les observations *in situ* pour avoir des retours d'expérience exploitables et quantifiables. La qualité des études d'impact associées aux projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement des installations d'énergies marines renouvelables en dépend.

# INTRODUCTION

Ce rapport d'expertise s'inscrit dans le contexte où le bruit sous-marin produit par les activités humaines, c'est-à-dire l'anthropophonie, a sérieusement augmenté dans les océans depuis les dernières décennies (Duarte *et al.*, 2021) et résulte d'une myriade de sources sonores différentes : les bruits les plus forts à la source émettrice proviennent des explosifs, des relevés sismiques par canons à air mais aussi des opérations de forage et de battage de pieux qui se multiplient dans les eaux peu profondes avec le développement des dispositifs d'énergie marine renouvelable (EMR). En outre, en raison de l'augmentation du trafic maritime, les navires ont contribué à découpler le bruit à basse fréquence dans certaines parties des océans au cours des 50 dernières années (McDonald *et al.*, 2006 ; Malakoff, 2010).

Dans ce contexte, l'évaluation des impacts potentiels de l'anthropophonie sur les organismes marins est une préoccupation majeure des acteurs environnementaux, notamment en lien avec l'installation de nouveaux parcs d'éoliennes offshore. Le rôle du son dans l'Océan est reconnu sur le plan international. Les paysages sonores sous-marins ont récemment été identifiés comme une nouvelle « variable océanographique essentielle » par le Système d'Observation Globale des Océans (GOOS, UNESCO). En Europe, la Directive-Cadre « Stratégie Pour le Milieu Marin » 2008/56/CE (DCSMM) impose aux pays membres d'atteindre et de maintenir un « bon état écologique » (MSFD-GES) dans leurs eaux territoriales. Cet état est quantifié par divers descripteurs, dont le descripteur 11 pour la pollution sonore, qui stipule que « l'introduction d'énergie, y compris le bruit sous-marin, se fait à des niveaux qui ne portent pas atteinte au milieu marin ».

Le gouvernement français, qui fait du développement de l'éolien en mer une priorité, entend limiter au maximum ses impacts potentiels sur la biodiversité. Les ministres de la Transition écologique, de la Mer et de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation, ont confié au CNRS une mission d'expertise relative à l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine (voir la lettre de mission en Annexe 1). Les impacts des projets éoliens étant globalement décrits comme mal connus, cette expertise a pour

objectif de faire le point sur l'ensemble des connaissances disponibles concernant les impacts du bruit sous-marin sur la faune marine.

Les sons qui se propagent au sein du milieu marin sont ici considérés et compris comme des paramètres environnementaux majeurs influençant l'écologie des animaux marins et des écosystèmes. Malgré la reconnaissance du rôle des sons sous-marins, notre compréhension des paysages sonores océanographiques, et notamment leurs liens avec les écosystèmes, reste parcellaire. Toutefois, les connaissances actuelles commencent à permettre une description, souvent empirique, de ces paysages sonores qui sont formés par :

- la géophonie : ensemble des sons induits par des phénomènes physiques naturels, atmosphériques ou météorologiques (vent, pluie, marée, courants, houle, glace de mer, activités sismiques naturelles, etc.) ;
- la biophonie : ensemble des sons qui sont produits, volontairement ou involontairement, par les animaux marins dits « sonifères » (mammifères marins mais aussi poissons et invertébrés) et qui peuvent remplir des fonctions écologiques (p. ex. repérage dans l'espace, communication inter- ou intraspécifique, alimentation) ;
- l'anthropophonie : ensemble des sons produits par les activités humaines en mer (trafic maritime, prospection pétrolière, systèmes sonar civils ou militaires, travaux et aménagement du littoral et de la Zone Économique Exclusive comme les installations portuaires, les plateformes pétrolières ou les installations EMR) et qui modifient drastiquement les paysages acoustiques sous-marins.

L'objectif de ce rapport est d'étudier l'impact potentiel sur l'écosystème de l'anthropophonie liée à l'installation, à l'utilisation et au démantèlement de structures EMR éoliennes. Il couvre un large socle de connaissances interdisciplinaires relevant de la physique, de l'acoustique sous-marine (géné-

ration et propagation des sons), du traitement des données acoustiques et de la biologie marine. Le rapport, composé de six parties, est une synthèse bibliographique des connaissances actuelles sur le sujet :

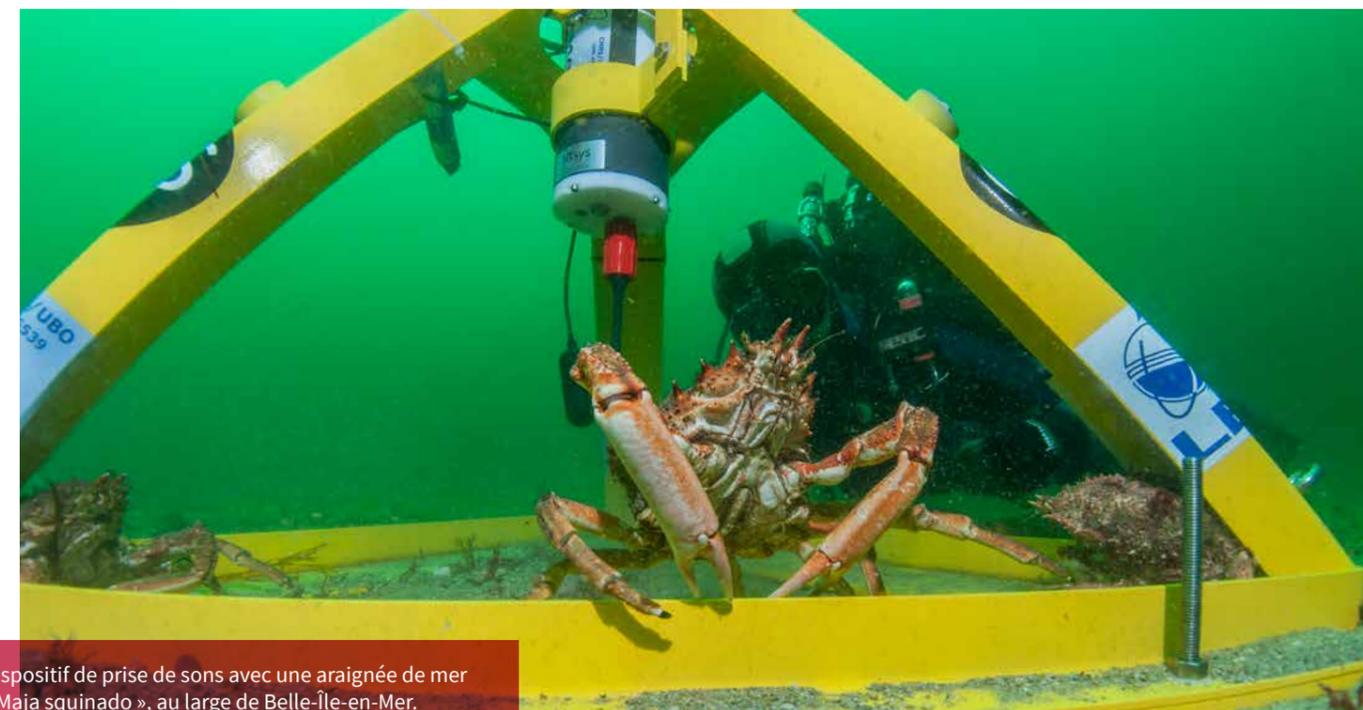
- Le socle de connaissances en acoustique, traitement du signal et bioacoustique permet de comprendre les phénomènes physiques générant les sons, les différents types de sons produits, leur propagation dans le milieu marin, qui est complexe à modéliser, ainsi que les systèmes et métriques utilisés pour quantifier les niveaux sonores. Il faut également tenir compte des systèmes de perception sonore par les animaux marins, notamment les mammifères marins, les poissons et les invertébrés (Partie 1).
- Sur ces bases, on peut tirer profit des retours d'expériences de différents projets EMR mis en place essentiellement en Europe (Partie 2). Depuis les années 2000, de nombreuses études *in situ*, visent à caractériser l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune environnante. Sont ainsi considérés les opérations d'installation et d'exploitation des structures offshore posées ou flottantes et leur impact sur diverses espèces marines (marsouins, phoques, poissons et invertébrés).
- La revue de la littérature scientifique permet de décrire plus globalement les effets connus des sons sur la faune marine, ce qui complète utilement les études sur les projets éoliens offshore. Ces impacts acoustiques s'avèrent importants dans certains cas (Partie 3).
- Un autre éclairage complémentaire est donné par les retours d'expérience sur les approches et méthodes proposées et testées depuis le début des années 2000 pour diminuer l'impact acoustique des phases de construction (Partie 4) :

ils concernent notamment les opérations de fondation et battage de pieux qui sont extrêmement bruyantes et considérées comme très impactantes.

- La connaissance des effets acoustiques de l'anthropophonie sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des projets éoliens offshore, dans un contexte où les textes de lois concernant la conservation de la faune marine et la définition du bon état écologique imposent de faire des études d'impact (Partie 5). Malheureusement, ces études souffrent d'un manque de connaissances et de recherches adaptées : l'impact acoustique reste l'un des plus difficiles à établir et le contexte environnemental local, avec l'intégralité des pollutions sonores préexistantes, est peu pris en compte (Partie 6).

Ce rapport propose ainsi une synthèse de ce que l'on comprend aujourd'hui de l'impact acoustique des projets d'énergie marine renouvelable et plus généralement du bruit anthropique sur la faune marine. Plus de 500 articles publiés dans des conférences et journaux internationaux, revus par des pairs, ont ainsi été pris en compte, certains constituant des retours d'expérience des projets éoliens lancés depuis de nombreuses années.

Même s'il n'existe pas d'étude exhaustive, il apparaît que la prudence est de mise pour les opérations de battage de pieux et les sources sonores les plus importantes qui peuvent avoir un impact fort sur certaines espèces marines. Il apparaît aussi essentiel de poursuivre les recherches en laboratoire et en milieu marin pour mieux comprendre les mécanismes de propagation des sons sous-marins, leur perception par les différentes espèces et leurs impacts sur les écosystèmes marins dont la connaissance reste très parcellaire.



Dispositif de prise de sons avec une araignée de mer « Maja squinado », au large de Belle-Île-en-Mer.

© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque

# 1 | CHAÎNE DES EFFETS ACOUSTIQUES D'UNE ACTIVITÉ ANTHROPIQUE VERS LA FAUNE MARINE

Les ondes acoustiques (sons) sont des phénomènes ondulatoires qui résultent de la vibration d'un milieu mis en mouvement par la propagation d'une perturbation mécanique ou thermique. Du fait de l'élasticité du milieu, la compression-dilatation locale d'un élément du milieu se transmet à un élément adjacent et, de proche en proche, se propage en s'éloignant de la source d'émission.

En acoustique sous-marine, un son produit est souvent caractérisé par diverses quantités notamment sa puissance, sa durée, sa fréquence et sa directionnalité. D'autres métriques, notamment statistiques, peuvent être utilisées. Le niveau sonore d'une source acoustique est couramment noté SL (Source Level).

La propagation d'un son produit par une source sous-marine dépend largement des propriétés du milieu portant l'onde acoustique. Dans l'océan, la vitesse de propagation est proche de 1 500 m/s. Elle varie cependant en fonction de la pression statique, mais aussi de paramètres océanographiques tels que la température et la salinité ; elle dépend donc hautement de la profondeur. Le profil de célérité évolue en fonction de la position géographique, des saisons climatiques, des variations journalières de température, des marées internes, des conditions climatiques, des conditions météorologiques, etc.

La propagation dans l'océan atténue le niveau sonore émis d'une certaine proportion appelée « pertes par transmission » ou TL (Transmission Loss) qui dépend des propriétés océano-acoustiques du canal (colonne d'eau et fond), des positions de la source et du récepteur ainsi que des fréquences émises. Après propagation sur une certaine distance, l'onde sonore possède un niveau reçu ou RL (Received Level). Ce RL combine le niveau de l'onde acoustique après propagation (SL-TL) et le niveau de bruit ambiant ou NL (Noise Level) au niveau du capteur. Ce dernier, qui peut être un capteur de réception électronique ou un récepteur biologique (p. ex. appareil auditif d'un animal marin), modifie à son tour les caractéristiques de l'onde sonore. Ces modifications sont généralement modélisées via une fonction de transfert favorisant/défavorisant certaines gammes de fréquence. Le niveau perçu est alors noté PL (Perceived Level). Dans le cas d'un récepteur biologique, on compare le niveau perçu à des seuils pour évaluer le risque d'un impact. Les seuils sont fournis par la littérature scientifique, ils dépendent notamment de la nature de l'impact, de l'espèce étudiée et de la nature physique des sons considérés.

En milieu côtier, il est indispensable de prendre en compte les propriétés géoacoustiques des sédiments marins. Ces propriétés, généralement inconnues, sont pourtant primordiales pour correctement quantifier la propagation sonore. Une approximation considérant les sédiments marins comme un milieu fluide est acceptable lorsqu'on étudie la propagation dans la colonne d'eau (p. ex. pour des études d'impacts sur les mammifères marins). En revanche, l'approximation n'est plus acceptable dès lors qu'on s'intéresse à la propagation sur ou dans le plancher océanique, car on ignore alors diverses ondes portées par les solides et/ou aux interfaces fluides/solides. La physique décrivant ces phénomènes est maîtrisée (p. ex. dans la communauté géoscience), mais elle reste trop souvent ignorée dans la communauté bioacoustique alors qu'il est primordial de prendre en compte les vibrations du sous-sol pour étudier correctement l'impact du son sur les organismes benthiques (Roberts et Elliott, 2017 ; Hawkins et al., 2021). Il existe aujourd'hui un manque de connaissance sur ce sujet.

## 1.1 MESURE DU NIVEAU SONORE

Diverses notions physiques permettent de caractériser et décrire un niveau sonore : on s'intéresse notamment ici à la pression, l'intensité et la vitesse particulière. La description se fait souvent en décibels, qui constituent une échelle relative de quantification et de représentation de quantités pouvant avoir des ordres de grandeur très différents, comme c'est le cas en acoustique sous-marine.

elle peut également être exprimée en décibels par rapport à une pression de référence, ce qui permet de représenter simultanément des petites et grandes quantités. L'utilisation de l'échelle des décibels permet en effet de représenter sur une même figure une onde ayant une amplitude de 1  $\mu\text{Pa}$  (0 dB), une onde ayant une amplitude 100 fois plus forte (40 dB) et une onde ayant une amplitude 10 000 fois plus forte (80 dB).

### 1.1.1 Pression et intensité acoustiques

La pression acoustique se définit comme la force par unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation : son unité de mesure de référence est le pascal (1 Pa = 1 N/m<sup>2</sup>), mais

L'intensité acoustique se définit comme le flux d'énergie acoustique à travers une unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation. L'intensité acoustique est exprimée en décibels par rapport à une intensité de référence. L'énergie acoustique transportée par l'onde est directement proportionnelle à l'intensité acoustique. En pratique, dans

Grande cuve océanique avec houle. Simulation de la propagation acoustique en mer. Modélisation sur maquette.

© Valérie HODAPP/CNRS Photothèque

des cas simples, l'intensité est proportionnelle au carré de la pression acoustique. Ainsi, un écart de 3 décibels entre deux signaux sonores correspond à un rapport de 1,4 de leurs amplitudes et de 2 de leurs énergies ; un écart de 10 décibels correspond à un rapport de 3,1 en amplitude et de 10 en énergie.

Il faut toutefois garder à l'esprit que, lorsque l'on considère plusieurs sources sonores dont les niveaux sonores sont exprimés en décibels, le niveau sonore, converti en décibels, de la somme d'ondes n'est pas la somme des niveaux sonores, exprimés en décibels, de chaque onde. Par exemple, si une source sonore *S2* a un niveau de source supérieur de 20 décibels à celui d'une source sonore *S1*, il faut 100 sources sonores indépendantes du type *S1* pour produire le même niveau que la source *S2*.

### 1.1.2 Vitesse particulaire

La vitesse particulaire est une grandeur complexe à mesurer mais souvent nécessaire pour décrire le champ acoustique. Le système de perception de certains animaux marins (notamment certains poissons et les crustacés) est basé sur la détection de la vitesse particulaire, et non de la pression (Popper et Hawkins, 2018 ; Nedelec *et al.*, 2016 ; Sigray et Andersson, 2011), ce qui fait de la vitesse particulaire une quantité centrale en acoustique sous-marine, pour les études d'audition des crustacés et poissons.

Au sens acoustique, une particule est un petit volume d'eau, petit par rapport aux échelles macroscopiques de propagation des sons, mais suffisamment grand pour définir en son sein une densité moyenne. En acoustique sous-marine, une particule acoustique contient un très grand nombre de molécules.

Une onde acoustique est générée par le mouvement de particules d'eau qui, de proche en proche, font bouger les particules voisines. Toutefois, si l'on suppose l'absence de courant, la position moyenne de chaque particule ne change pas et ce sont les mouvements relatifs qui se propagent et créent une onde.

Pour visualiser la vitesse particulaire, une analogie imparfaite<sup>1</sup> est fournie par la propagation d'une « Ola » dans un stade. Un spectateur constitue une « particule », et la Ola est l'onde étudiée. Chaque spectateur effectue un mouvement oscillatoire vertical (se lever puis s'asseoir) autour d'une position d'équilibre (assis). Aucun spectateur ne change de siège et pourtant la Ola se propage horizontalement le long du stade. La vitesse de propagation de la Ola et la vitesse à laquelle chaque spectateur se lève ne sont pas nécessairement identiques. La vitesse particulaire est donc différente de la vitesse de propagation de l'onde.

La vitesse particulaire et la pression acoustique sont reliées, de façon complexe, par une équation différentielle qui rend compte de l'équilibre des forces qui s'exercent sur la particule et fait intervenir un coefficient rendant compte de la densité du milieu. La complexité du milieu océanique ne permet pas d'obtenir la mesure de la vitesse particulaire à partir d'une unique mesure de la pression acoustique. Des mesures dérivées, directes ou indirectes, sont nécessaires pour obtenir une estimation de la vitesse particulaire.

Mesurer simplement mais correctement la vitesse particulaire reste un défi technologique. Des développements sont nécessaires pour aboutir à des produits standardisés de mesure et de modélisation. En conséquence, il faut regarder avec un œil critique les références de la littérature qui quantifient des impacts en termes de vitesse particulaire. D'une manière générale les mesures absolues sont très incertaines alors que les tendances relatives sont beaucoup plus crédibles.

Malheureusement, les méthodes existantes de mesure de la vitesse particulaire ne sont pas simples à mettre en œuvre en raison de difficultés liées soit à la calibration (pour la mesure directe du déplacement des particules d'eau à l'aide d'accéléromètres), soit à l'approximation numérique (pour la mesure indirecte de la vitesse à partir de mesures de pression à l'aide d'antennes hydrophones ; Gray *et al.*, 2016). Pour assurer une bonne compréhension de la situation, il est important de compléter les mesures expérimentales par la mise en place de modèles numériques (p. ex. Duncan *et al.*, 2016).

### 1.1.3 Quantifier les niveaux sonores

Une onde sonore peut être caractérisée par trois grandeurs fondamentales : sa durée, sa fréquence et son amplitude.

La durée est l'intervalle de temps pendant lequel la pression acoustique existe. Lorsque la perturbation est brève, on parle de sons impulsifs ou transitoires. A l'autre extrême, on trouve les sons continus comme le bruit de navire ou celui de la rotation des éoliennes. Entre ces deux extrêmes, il y a toute une gamme de sons transitoires, ni brefs ni continus (p. ex. émission de mammifères marins, chants, raclement de chaîne de mouillage, bruit de glace, etc.). La différence entre un transitoire « bref » et un transitoire « long » dépend du contexte étudié.

La fréquence est le nombre d'oscillations de l'amplitude instantanée par seconde. Plus la fréquence est faible (basse fréquence), plus le son est grave ; plus la fréquence est élevée (haute fréquence), plus le son est aigu. En se référant à l'audition humaine, les sons de fréquences inférieures à 20 Hz sont nommés « infrasons », les sons de fréquences comprises entre 20 Hz et 20 kHz sont dits « audibles » et les sons de fréquence supérieure à 20 kHz sont nommés « ultrasons ».

Une onde peut être constituée d'une seule composante en fréquence (onde monochromatique) ou de plusieurs composantes fréquentielles (onde large-bande). Le contenu en fréquence est accessible à partir de la mesure des pressions acoustiques instantanées sur un intervalle de temps suffisant. La densité spectrale de fréquence est calculée : elle représente la répartition de la puissance d'un signal sonore suivant les fréquences, c'est-à-dire le spectre acoustique.

L'amplitude est une mesure de pression acoustique. Elle est exprimée en  $\mu$ Pascal. On distingue l'amplitude instantanée, définie comme la pression acoustique existant à un instant donné, de l'amplitude crête, qui correspond à la pression acoustique instantanée maximale observée sur un intervalle de temps. La pression crête-crête est la pression prise entre le maximum et le minimum de la pression acoustique. Les pressions crête-crête et crête sont adaptées pour des signaux impulsifs ou brefs.

## 1.2 ÉMISSIONS SONORES

La production sonore associée au développement de projets d'énergies marines renouvelables est spécifique à chacune des phases (construction, exploitation, maintenance et démantèlement), avec notamment des impulsions de fortes puissances sonores pendant un temps relativement court pour les phases de construction et de démantèlement et des sons continus d'amplitude modérée pendant un temps plus long pour les autres phases. La phase d'exploitation dure plusieurs dizaines d'années, les autres phases ne durent que quelques mois (Kikuchi *et al.*, 2010).

### 1.2.1 Émissions sonores des projets éoliens dans les phases de construction, production, maintenance et démantèlement

L'énergie éolienne en mer, ou énergie éolienne offshore, est de l'énergie produite à partir de la puissance des vents marins. Une éolienne offshore peut fournir jusqu'à deux fois plus d'énergie qu'une éolienne terrestre. Sont considérées ici les émissions de trois technologies d'énergie éolienne offshore, dont le degré de maturité varie de l'expérimentation à la production commerciale (Paillard *et al.*, 2009) :

- éolienne posée avec une mono-pile de diamètre important (mât posé et fixé sur le fond marin) ;
- éolienne posée avec des fondations de type « jackets » (quatre pieux de diamètres moins importants) ;
- éolienne flottante (mât fixé sur une structure flottante ancrée au fond).

L'amplitude efficace, appelée aussi amplitude rms (*Root Mean Square*) se mesure sur un intervalle de temps : on considère l'amplitude d'un son de niveau constant et de même durée, qui posséderait la même puissance sonore que le son étudié. L'amplitude efficace exprimée en décibels relativement à  $1 \mu$ Pa est le niveau SPL (*Sound Pressure Level*) exprimé en dB re.  $1 \mu$ Pa. C'est une mesure de type puissance (c'est-à-dire normalisée par la durée du signal).

La dose de puissance sonore reçue pendant un intervalle de temps SEL (*Sound Exposure Level*) est une mesure d'énergie qui prend en compte le niveau d'exposition (amplitude) et la durée d'exposition à ce niveau. Le SEL s'exprime à partir de la durée et des amplitudes instantanées sur cet intervalle.

En pratique, on exprime généralement le niveau sonore d'une source sous-marine en dB (rms) re.  $1 \mu$ Pa @ 1 m qui mesure la puissance, normalisée par la durée du signal, par rapport à une valeur de référence de  $1 \mu$ Pa à la distance de référence standard de 1 mètre entre une source sous-marine et un récepteur.

### 1.2.1.1 Émissions sonores des phases de construction

La phase de construction des structures éoliennes nécessite plusieurs types de travaux dont la caractérisation du site, l'installation des structures, leur ancrage et l'ensouillage (c.-à-d. l'enfouissement) de câbles pour le raccordement.

#### Caractérisation du site

La caractérisation du site doit fournir une description complète de l'environnement marin de la zone de projet : morphologie bathymétrique et structure du fond marin, intensité des courants, déplacement et transport sédimentaire.

La morphologie bathymétrique des fonds marins est obtenue à l'aide de sondeurs (monofaisceau ou multifaisceau) fonctionnant dans la bande de fréquences 10-200 kHz, de niveau sonore compris entre 225 et 245 dB (rms) re.  $1 \mu$ Pa @ 1 m. Ils émettent des sons impulsifs de très courte durée, dont l'intervalle de répétition dépend de la profondeur de l'environnement à explorer.

La structure du fond marin peut être obtenue au moyen de sondeurs de sédiments fonctionnant dans la bande de fréquence 1,5-7 kHz. Ces sondeurs émettent des sons modulés en fréquences de quelques millisecondes, avec des niveaux sonores compris entre 193 et 230 dB (rms) re.  $1 \mu$ Pa @ 1 m, offrant des pénétrations dans les sédiments meubles entre 25 et 100 m et des résolutions verticales de l'ordre de quelques dizaines de centimètres. Pour obtenir une résolution verti-

<sup>1</sup> Formellement, l'exemple de la « Ola » décrit une onde de cisaillement (les particules se déplacent perpendiculairement à la direction de propagation de l'onde). Dans l'eau (un fluide), les ondes de cisaillement n'existent pas et seules les ondes de compression peuvent se propager (les particules se déplacent parallèlement à la direction de propagation de l'onde). Toutefois, l'idée sous-jacente reste la même : le mouvement des particules est local et oscillatoire autour d'une position d'équilibre.

cale métrique, on a recours à des sources (*sparker, boomer*) de relatives basses fréquences (50 Hz-4 kHz). Les niveaux sonores à la source de tels équipements sont compris entre 204 et 222 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1 m (Nedwell et Howell, 2004 ; Genesis Oil and Gas Consultants, 2011).

### Installation des structures

Chaque sous-phase met en œuvre des techniques spécifiques dépendant des choix industriels et des caractéristiques du site, engendrant des sons de types différents. A ces sources spécifiques s'ajoutent les navires effectuant les travaux, sources de bruit continues (Statoil, 2015). En plus des sons acoustiques, la phase de construction peut engendrer des vibrations importantes dans le sol (Lamens *et al.*, 2020).

La technique la plus répandue pour l'ancrage des éoliennes posées est le battage des pieux à l'aide de marteau hydraulique (Nedwell *et al.*, 2003 ; Tougaard *et al.*, 2008 ; Norro *et al.*, 2013 ; Dazey, 2012).

Pour les mono-piles de diamètre important, cette technique génère des signaux impulsionnels très courts (de quelques millisecondes) et très forts (Robinson *et al.*, 2007 ; Tougaard *et al.*, 2008) qui sont répétés au rythme de plusieurs dizaines de fois par minute (Betke *et al.*, 2004). Le niveau sonore des impulsions augmente avec le diamètre des pieux. La pression acoustique du battage de pieux par impact augmente aussi linéairement avec l'énergie délivrée par le marteau hydraulique (Robinson *et al.*, 2007). Ces deux facteurs, combinés avec les facteurs environnementaux (dureté des fonds, protocoles de mesure, etc.), fournissent une grande dispersion des niveaux à la source pour le battage de pieux variant de 192 à ~270 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1 m (McKenzie Maxon et Nielsen, 2000 ; Thomsen *et al.*, 2006 ; Robinson *et al.*, 2007 ; Diederichs *et al.*, 2008 ; Tougaard *et al.*, 2008 ; Bailey *et al.*, 2010 ; Dazey, 2012 ; Casper *et al.*, 2013b ; Debusschere *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017).

Pour les jackets, des études ont montré des niveaux sources moins importants par rapport au mono-pile. Ainsi, l'installation d'un mono-pile de 5 m de diamètre et d'un jacket de quatre pieux de 1,8 m de diamètre produit des signaux présentant des densités spectrales de puissance similaire, avec un maximum situé dans la bande de fréquences comprises entre 60 Hz et 2 kHz<sup>2</sup>. Cependant, l'installation d'une fondation de type jacket nécessite 2,5 fois plus de temps, entraînant *in fine* des doses sonores plus importantes<sup>3</sup>.

Pour des pieux de petits diamètres spécifiquement, des vibro-fonçeurs peuvent être utilisés plutôt que des marteaux. Ces sources génèrent des sons de fréquence pure à la fréquence de fonctionnement du vibreur (Burgess *et al.*, 2005 ; Dahl *et al.*, 2015)<sup>4</sup>.

Certains aménageurs peuvent recourir au forage sous-marin : les sons générés ont des niveaux sources pouvant atteindre 190 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1 m et sont caractérisés par des raies spectrales basses fréquences (Nedwell *et al.*, 2003 ; Kyhn *et al.*, 2014).

### Raccordement

Les sources sonores associées à cette phase sont générées par les navires, les structures porteuses et par l'interaction entre l'outil et la nature du fond à creuser.

Les opérations d'enfouissement produisent des niveaux sonores variables compris entre 170 et 190 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1 m (Nedwell *et al.*, 2003 ; Genesis Oil and Gas Consultants, 2011 ; Johansson et Andersson, 2012).

La pose des câbles de raccordement utilise diverses techniques, adaptées à la nature du fond marin. En général, les câbles sont ensouillés dans le fond marin. Les techniques couramment utilisées sont le *water-jetting*<sup>5</sup>, le charruage<sup>6</sup> (*trenching, laying*), le tranchage<sup>7</sup> (*cutter suction*) auxquelles peuvent s'ajouter des techniques connexes utilisées en dragage : usage de bennes (*grab*) ou de pelles mécaniques (*backhoe*) (CEDA, 2011).

Dans le cas de sols meubles, les techniques de protection des câbles par enrochement ou avec des matelas bétons (coquille) peuvent être utilisées. Les niveaux sonores associés à ces opérations sont inférieurs au bruit du navire effectuant les travaux (Nedwell et Edwards, 2004). De même, les niveaux sonores de l'activité d'ensouillage proprement dit de câbles sont très proches du niveau de bruit rayonné par les navires (Ross, 2005 ; Johansson et Andersson, 2012).

#### 1.2.1.2 Émissions sonores des phases d'exploitation

Pour cette phase, les émissions sonores sont continues et de niveau modéré.

### Parc éoliens offshore posés

Le fonctionnement d'une éolienne comporte deux sources de bruit, dont les niveaux sonores dépendent de la taille de l'éolienne et de la vitesse du vent (Wahlberg et Westerberg, 2005 ; Tougaard *et al.*, 2009a) : ils proviennent des systèmes mécaniques dans la boîte de vitesses et de l'aérodynamique, produite par la rotation des pales (Oerlemans *et al.*, 2007). Pour les parcs éoliens offshore, ce bruit, transmis dans l'eau par des couplages divers (Tougaard *et al.*, 2008 ; Richards *et al.*, 2007), est caractérisé par une émission large bande<sup>8</sup>. Wahlberg et Westerberg (2005) estiment que, pour un vent de 13 m s<sup>-1</sup>, le niveau source pour une éolienne (de puissance 1,4 MW) en fonctionnement est de 151 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1 m<sup>9</sup>. Une augmentation de la vitesse du vent augmente également le bruit ambiant, maintenant ainsi une différence de niveau constant entre le bruit de l'éolienne et le bruit ambiant (Nedwell *et al.*, 2003). D'autre part, les éoliennes à fondations en pieux d'acier génèrent des sons plus importants que celles supportées par des pieux en béton (Uffe, 2002 ; Norro *et al.*, 2013).

### Parcs éoliens flottants

Les seules données disponibles concernent le parc éolien Hywind en Écosse (Statoil, 2015). Le niveau sonore d'une éolienne offshore flottante en fonctionnement est égal à 162 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1 m avec un maximum pour des fréquences comprises entre 25 Hz et 100 Hz.

#### 1.2.1.3 Émissions sonores des phases de maintenance et de démantèlement

La maintenance des infrastructures induit des nuisances sonores en lien avec l'augmentation du trafic maritime, potentiellement localisée dans le temps.

A ce jour, le seul démantèlement d'infrastructure connu concerne le parc éolien de Vindeby, au Danemark, mais aucune information concernant des mesures de niveaux sonores générés n'est disponible actuellement.

La phase de démantèlement implique des moyens et techniques considérés comme comparables à ceux employés lors de la phase d'installation. Les impacts potentiels associés sont donc considérés comme comparables à ceux de la phase d'installation (Meißner *et al.*, 2006). Toutefois, la phase de démantèlement pourrait nécessiter l'utilisation d'explosifs (Genesis Oil and Gas Consultants, 2011 ; Nedwell *et al.*, 2003). À titre indicatif, le déroctage à l'explosif (minage) produit un niveau sonore de l'ordre de 268 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1 m pour une charge de 1 kg de TNT (Bagočius, 2013 ; Soloway et Dahl, 2015).

Chantier de construction du parc éolien en mer de Saint-Nazaire, en août 2021. Les éoliennes offshore reposeront sur des tubes d'acier posés sur les fonds marins entre 12 et 25 m de profondeur. Sur ces fondations reposent les pièces de transition jaune qui émergent à 25 mètres au-dessus de la mer. Elles accueilleront ensuite les éoliennes pour une mise en service prévue en 2022.  
© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque



- 8 Les mesures ont montré que ce bruit est essentiellement de basses fréquences comprises entre 16 Hz et 1 000 Hz (Wahlberg et Westerberg, 2005 ; Betke *et al.*, 2004). Aux vitesses nominales de fonctionnement, les fréquences dominantes des sons émis varient entre 150 Hz et 300 Hz (Richards *et al.*, 2007).
- 9 Ce niveau correspond à celui de la raie spectrale située autour de 180 Hz (Wahlberg et Westerberg, 2005).

- 2 Les niveaux sonores de crête normalisés à 750 m de la source montrent une différence de 5 dB (194 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  pour le pieu de 5 m de diamètre contre 189 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  pour le pieu de 1,8 m de diamètre ; Norro *et al.*, 2013).
- 3 178 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2$  s pour les jackets contre 166 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2$  s pour les mono-piles.
- 4 D'après Dahl *et al.* (2015) le niveau mesuré à 16 m pour un pieu de 76,2 cm de diamètre vaut 166,6 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  soit approximativement un niveau de 190 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1 m. Dans ce cas, le maximum d'énergie se rencontre en dessous de 1 kHz.
- 5 *Water-jetting* : un jet d'eau haute pression peut être utilisé pour le creusement d'une tranchée.
- 6 Charruage : principe de travaux similaire à celui d'une charrue qui fend la terre ; cette méthode est utilisée dans un sol composé de sédiments meubles ; le câble est déroulé dans la tranchée charruée.
- 7 Tranchage : lorsque le sol est dur, une machine de type scie circulaire est utilisée pour « couper » le sol et ouvrir une tranchée dans laquelle est déposé le câble.

### 1.2.2 Comparaison des émissions sonores de l'éolien entre elles et avec d'autres activités humaines

Pour mieux évaluer l'importance de l'impact de ces émissions sonores des éoliennes en mer, il est pertinent de les comparer avec d'autres émissions sonores anthropiques de caractéristiques similaires. Les connaissances sur ce sujet sont synthétisées dans le Tableau 1.

#### 1.2.2.1 Trafic maritime

Le trafic maritime, à l'échelle mondiale, est la principale source sonore d'origine humaine dans l'environnement marin. Depuis les années 1950, cette source continue de niveau intermédiaire contribue à l'augmentation substantielle du niveau de bruit ambiant dans les basses fréquences (McDonald *et al.*, 2006 ; Boyd *et al.*, 2011). Le niveau du bruit rayonné par les navires dépend de la taille des navires<sup>10</sup> (NRC, 2003 ; Gervaise *et al.*, 2012 ; McKenna *et al.*, 2012), de leur vitesse et de l'état de la mer (McKenna *et al.*, 2013).

Les émissions sonores du trafic maritime sont comparables à celles de la phase d'exploitation des fermes éoliennes : une éolienne marine produit un bruit dont la bande fréquentielle est proche de celle du bruit rayonné par une petite embarcation, tandis qu'une ferme offshore d'une centaine d'éoliennes, dont les puissances sonores s'additionnent, produit un bruit permanent comparable au bruit rayonné par une route maritime côtière.

#### 1.2.2.2 Explosions

Les explosions d'origine humaine, civiles ou militaires, produisent des sons dont l'intensité acoustique dépend de la masse de la charge explosive et de la profondeur. Par exemple, l'explosion d'une charge de 4 535 kg produit un niveau sonore de 304 dB re. 1 µPa @ 1 m dont le pic d'énergie se situe dans la bande de fréquence comprise entre 0,5 et 50 Hz (Hildebrand, 2009).

Le déroctage à l'explosif (minage), parfois utilisé lors du démantèlement, produit un niveau sonore de l'ordre de 268 dB re. 1 µPa @ 1 m pour une charge de 1 kg de TNT, avec un pic d'énergie autour de 200 Hz (Bagočius, 2013 ; Soloway et Dahl, 2015).

#### 1.2.2.3 Canons à air

Les canons à air, largement utilisés dans la prospection pétrolière et gazière, produisent des impulsions brèves (quelques millisecondes), essentiellement sur les basses fréquences, dont l'intensité acoustique dépend généralement de la taille et du nombre de canons utilisés en réseau. Les niveaux à la source varient de 240 à 260 dB (rms) re. 1 µPa @ 1 m (Caldwell et Dragoset, 2000 ; Lurton et Antoine, 2007 ; Hildebrand, 2009) ou des niveaux crête-crête de 271 dB re. 1 µPa @ 1 m (Genesis Oil and Gas Consultants, 2011).

Les impulsions produites lors du battage de pieux sont similaires aux impulsions des canons à air utilisés par l'industrie pétrolière.

#### 1.2.2.4 Sonars militaires

Les sonars militaires sont couramment employés lors d'exercices et entraînements navals, réalisés en eaux profondes mais également, depuis quelques années, non loin des côtes dans des zones peu profondes.

Deux types de systèmes existent, qui possèdent des niveaux à la source similaires : les sonars de basses fréquences (100-500 Hz), possédant des impulsions longues de 2 secondes, et des sonars de moyennes fréquences (1-8 kHz), dont la durée de l'impulsion varie de 1 à 2 secondes. Des développements récents suggèrent également l'utilisation de sonar actif continu (Munafò *et al.* 2018).

Ces caractéristiques sont proches de celles du bruit rayonné pendant la phase de pré-construction des éoliennes marines.

Activités offshore		Nature	Durée (ms)	SPL (dB (rms) re. 1µPa @ 1m)	Fréquence (kHz)	Maximum d'énergie (kHz)	Directionnalité	
Infrastructures EMR	Construction	Géophysique légère	Imp.	0,1-400	204-222	0,05-5	x	verticale
		Échosondeurs	Imp.	2-10	225-245	20-200	x	verticale
		Marteau hydraulique	Imp.	20-100	192-270	0,02-8	0,1-1	omni
		Vibrofonceur	Cont.	x	190	0,02-2	0,05-1	omni
		Ensouillage de câbles	Cont.	x	170-190	0,01-20	< 0,2	omni
		Forage	Cont.	x	145-190	0,01-20	< 0,1	omni
	Exploitation	Éolienne posée	Cont.	x	142-151	0,02-20	0,18	omni
		Éolienne flottante	Cont.	x	162	0,02-20	0,025-0,1	omni
		Hydrolienne	Cont.	x	118-166	0,02-20	0,02-0,1	omni
		Système houlomoteur	Cont.	x	120-180	0,02-20	0,125-0,250	omni
Maintenance	Voir trafic maritime							
Démantèlement	Explosif ?	Imp.	0,001-0,01	272-304	0,002-1	0,006-0,02	omni	
Autres activités	Sismique	Imp.	10-20	240-260	0,05-10	0,05-0,3	verticale	
	Sonars militaires BF	Imp.	2	235	0,1-0,5	0,2-0,5	horizontale	
	Sonars militaires MF	Imp.	1000-2000	230-235	1-8	1-8	horizontale	
	Gros navires	Cont.	x	175-195	0,02-20	0,02-1	omni	
	Petites embarcations	Cont.	x	130-150	0,008-20	0,008-5	omni	

Tableau 1 Synthèse des niveaux sonores des projets d'énergie marine renouvelable et comparaison avec les niveaux sonores d'autres activités sonores sous-marines. (Imp. : impulsionnelle ; Cont. : continue).

<sup>10</sup> Les niveaux à la source se situent autour de 140 dB (rms) re. 1 µPa pour les petites embarcations et autour de 190 dB re. 1 µPa pour les grandes embarcations (Gervaise *et al.*, 2012 ; Hildebrand, 2009 ; McKenna *et al.*, 2012).

## 1.3 PROPAGATION : CONCEPT DE PERTE DE TRANSMISSION

Les pertes de transmission (TL) quantifient l'atténuation des niveaux sonores lors de la propagation de l'émetteur vers le récepteur. Elles s'expriment en décibels. Elles peuvent être approximées par des modèles simplifiés ou être calculées par des modèles complexes.

### 1.3.1 Modèles simplifiés

La transmission d'une onde sonore d'un point source vers un récepteur subit deux processus d'atténuation : les pertes par divergence géométrique et les pertes par amortissement, qui résultent en partie du frottement visqueux.

#### 1.3.1.1 Divergence géométrique

Au fur et à mesure que l'onde s'éloigne de la source, l'énergie acoustique se répartit sur une surface de plus en plus grande entraînant une diminution de l'intensité acoustique avec la distance et, donc, de la pression (Jensen *et al.*, 2011). Dans le cas théorique d'une source ponctuelle émettant dans un milieu infini, la propagation de l'onde répond à une symétrie sphérique et l'énergie se répartit sur la surface d'une sphère. L'intensité acoustique décroît en fonction de l'inverse du carré de la distance ( $1/r^2$ ) et la pression en fonction de l'inverse de la distance ( $1/r$ ). En décibels, cela correspond à des TL en  $20 \cdot \log(r)$ .

#### 1.3.1.2 Amortissement

Les pertes par amortissement viennent s'ajouter aux pertes géométriques et dépendent des propriétés physico-chimiques du milieu de propagation. Ces pertes résultent en partie du frottement visqueux, qui convertit une partie de l'énergie acoustique en chaleur, et de la diffusion (dispersion de l'énergie par les hétérogénéités rencontrées dans le milieu). Pour le cas particulier de l'environnement marin, s'ajoute la relaxation chimique de certaines molécules tels le sulfate de magnésium et l'acide borique.

L'atténuation de l'onde acoustique par amortissement suit une loi de décroissance exponentielle avec la distance (Jensen *et al.*, 2011), qui devient linéaire quand elle est exprimée en décibels. L'atténuation dépend par ailleurs de la composition chimique locale. Des formules empiriques permettent d'y accéder, comme la formule de Leroy pour la Méditerranée (Leroy, 1964) ou la formule de Thorp pour l'Atlantique (Thorp, 1965).

### 1.3.2 Modèles complexes

Un calcul plus réaliste des pertes de transmission nécessite la prise en compte et la connaissance précise de la bathymétrie, des variations spatiales de la vitesse du son dans la colonne d'eau ainsi que des paramètres géoacoustiques des différentes couches de sédiments dans le fond marin.

Pour résoudre l'équation d'onde et prédire la propagation acoustique dans un environnement donné, il est généralement nécessaire de recourir à des modèles numériques. En théorie, la précision des calculs dépend du code considéré. En pratique, la précision obtenue est largement limitée par la qualité et le degré de connaissance de l'environnement étudié. De manière générale, une phase de calibration du modèle de propagation est nécessaire. Elle consiste à émettre dans l'environnement des sons connus et à les mesurer à une certaine distance. Une comparaison entre les résultats de la simulation et les mesures permet de régler les paramètres du modèle afin qu'il reproduise bien les mesures.

Le choix d'un modèle numérique de propagation dépend essentiellement de la fréquence de l'onde acoustique, de la hauteur d'eau de l'environnement considéré et de la bathymétrie.

## 1.4 APPAREIL AUDITIF ET EFFETS DES ÉMISSIONS SONORES

Les systèmes sensoriels de détection et d'analyse des sons sont propres à chaque espèce et, souvent, liés à l'habitat au sein duquel se développent les organismes. La production sonore, chez la plupart des animaux, est étroitement liée à leur sensibilité auditive dans le but de maximiser la communication intraspécifique. Cependant, leur gamme de perception est généralement plus large, permettant la détection de signaux acoustiques issus de proies, prédateurs et de toute autre source sonore dans leur environnement. Les gammes d'écoute des animaux aquatiques peuvent ainsi varier de quelques Hz à plusieurs centaines de kHz.

### 1.4.1 Audition, gammes d'écoute et pertes d'audition chez les mammifères marins

Cette section s'appuie sur les travaux de Ketten (1992, 2002), Southall *et al.* (2007), Parvin *et al.* (2007) et Erbe *et al.* (2016).

Deux catégories de mammifères marins existent : ceux qui vivent exclusivement dans l'eau et possèdent un système auditif totalement adapté au milieu aqueux (les cétacés : dauphins et baleines) et ceux qui vivent partiellement sur terre, dont le système auditif est amphibie (les pinnipèdes : phoques, otaries, morses, éléphants de mer).

Ainsi, la propagation en grands fonds et à hautes fréquences requiert l'emploi de lancer de rayons comme le modèle BELLHOP (Porter et Bucker, 1987 ; Porter et Liu, 1994), tandis que les modèles basés sur la théorie des modes normaux, tels que Kraken (Porter, 1992) ou Orca (Westwood *et al.*, 1996), sont adaptés aux environnements petits fonds et aux basses fréquences.

Les variations de la bathymétrie ou de l'océanographie avec la distance rendent nécessaires les modèles reposant sur l'équation parabolique, comme RAM (Collins, 1993, 1994).

L'extension de ces modèles à la résolution de l'équation d'onde en trois dimensions est de plus en plus accessible, en raison de l'augmentation des capacités des calculateurs. Le calcul 3D devient nécessaire lorsque la bathymétrie est extrêmement complexe.

Les gammes d'écoute des mammifères marins ont été mesurées par des audiogrammes comportementaux impliquant des tests psychométriques standards sur des animaux en captivité. Elles sont également définies par des audiogrammes électrophysiologiques correspondant à la mesure des tensions électriques produites lorsque le système auditif est stimulé par un son. Ces audiogrammes comportementaux et électrophysiologiques ont été élaborés pour seulement vingt<sup>11</sup> des 128 espèces de mammifères marins existantes.

L'estimation des capacités auditives des mammifères marins doit prendre en compte l'âge des individus, paramètre essentiel (Ketten, 2002). En effet, comme chez l'homme, des lions de mer<sup>12</sup> de Californie (Schusterman *et al.*, 2002 ; Mulsow *et al.*, 2014) ou les grands dauphins<sup>13</sup> (Ridgway et Carder, 1997) perdent l'audition en vieillissant.

#### 1.4.1.1 Audition et gammes d'écoute chez les cétacés et les siréniens : une oreille entièrement aquatique

Les cétacés n'ont pas d'oreille externe. Chez les cétacés à dents<sup>14</sup>, le système d'oreille moyenne et interne est contenu dans une cavité osseuse hors du crâne suspendue par des ligaments. Leur mâchoire inférieure est entourée par des tissus graisseux qui assurent la transmission des sons vers

l'oreille moyenne. Chez les cétacés à fanons<sup>15</sup>, les ouïes ont des connexions osseuses avec le crâne.

L'oreille interne des cétacés fonctionne de la même manière que celle des mammifères terrestres avec des caractéristiques différentes : un nombre de cellules ganglionnaires auditives<sup>16</sup> plus important<sup>17</sup> et un rapport plus élevé entre le nombre de cellules ganglionnaires et le nombre de cellules ciliées<sup>18</sup>. Les différences concernent aussi la taille du nerf auditif, l'épaisseur et la largeur de la membrane basilaire (plus elle est épaisse et la largeur de la membrane basilaire (plus elle est épaisse et rigide, plus l'audition est haute fréquence) ainsi que le support de la membrane basilaire.

Les trois types d'oreille interne des cétacés déterminent les gammes d'écoute (voir Annexe 4) et coïncident avec des habitats et des comportements alimentaires spécifiques :

- Les cétacés qui présentent une cochlée avec une membrane basilaire raide et un rapport épaisseur/largeur élevé sont capables de percevoir les ultrasons et font partie des groupes « moyennes et hautes fréquences » ;
- Les cétacés dits à « hautes fréquences » (p. ex. le marsouin commun) sont surtout des espèces côtières ou de rivière qui vivent dans des eaux turbides. Ils utilisent les ultrasons pour détecter des objets et des proies ;
- Les cétacés dits à « moyennes fréquences » (p. ex. le grand dauphin, l'orque et le cachalot) sont majoritairement pélagiques et généralement très sociaux. Ils utilisent les signaux généralement entre 1 et 10 kHz pour communiquer, et des sons de longueurs d'onde plus élevées pour détecter les prédateurs et les proies ;
- Les cétacés à « basses fréquences » (mysticètes comme le rorqual ou la baleine à bosse), possèdent une cochlée à membrane basilaire plus large et plus mince leur permettant de percevoir les infrasons. Ce sont des animaux essentiellement de grande taille, pélagiques et opportunistes. Il n'existe aucune mesure directe de leur sensibilité acoustique, qui est donc estimée en fonction d'un grand nombre de paramètres incluant la réponse à des sons de fréquences variables en milieu naturel, les vocalisations utilisées, la taille, le bruit ambiant et la morphométrie de la cochlée.

Les siréniens ont une audition similaire à celle de certains cétacés et des phocidés (Southall *et al.*, 2019).

#### 1.4.1.2 Audition et gammes d'écoute chez les pinnipèdes : une oreille amphibie

Les oreilles moyenne et interne des pinnipèdes (phoques, otaries, morses) sont, en général, similaires à celles des mammifères terrestres. En revanche, le pavillon de l'oreille externe est diminué (otaries) ou absent (phoques et morses). De plus, un dispositif<sup>19</sup> permet de fermer le canal auditif externe lorsque les animaux sont sous l'eau.

Les pinnipèdes ont en général une audition en milieu aquatique plus étendue qu'en milieu aérien, notamment vers les hautes fréquences (Reichmuth *et al.*, 2013).

#### 1.4.1.3 Production de sons

Les mammifères marins produisent différents types de sons pour s'orienter, détecter proies et prédateurs ainsi que pour interagir avec leurs congénères (voir Annexe 5) :

- Les odontocètes (dauphins, marsouins, cachalots) utilisent l'écholocalisation, la fréquence utilisée étant spéci-spécifique. Ils peuvent moduler ces signaux hautes fréquences (jusqu'à 200 kHz) en faisant varier le taux de répétition, l'intervalle entre deux impulsions, l'amplitude et le spectre du signal.
- Les mysticètes (baleines) n'utilisent pas le son pour la chasse et produisent des vocalisations à des fréquences plus faibles (de 12 Hz à 3 kHz) pour des interactions sociales. Ils émettent différentes vocalisations : des gémissements (de 0,4 à 40 secondes, fréquences inférieures à 200 Hz), des appels simples ou complexes (impulsions inférieures à 1 kHz) ou encore des chants. Certains peuvent également émettre des signaux infrasoniques.
- Les pinnipèdes produisent des sons en milieu aérien et aquatique. Leurs vocalisations sous-marines correspondent à des gammes de fréquence très variées (de 20 Hz à 200 kHz). Le phoque de Weddell (Cziko *et al.*, 2020) et le léopard de mer (Thomas *et al.*, 1983) émettent des vocalisations ultrasoniques. Les phocidés et les morses produisent communément des vocalisations sous-marines. Chez les otaridés (lion de mer et otarie à fourrure), moins étudiés, des cris de type aboiements (*barks*) ont été enregistrés pour 6 espèces.

<sup>11</sup> Incluant pinnipèdes, cétacés, autres carnivores marins et siréniens.

<sup>12</sup> La perte d'audition chez les lions de mer affecte essentiellement les hautes fréquences (50 dB de perte) et apparaît vers l'âge de 20 ans. Sachant que la longévité maximale d'un lion de mer est de 19 ans pour les mâles et 25 ans pour les femelles, il est probable que cette perte d'audition n'affecte pas leur survie en milieu naturel.

<sup>13</sup> Chez le grand dauphin, la perte d'audition liée à l'âge notamment dans les hautes fréquences se produit principalement entre 20 et 30 ans, avec une plus grande réduction chez les mâles que chez les femelles (Houser et Finneran, 2006).

<sup>14</sup> Odontocètes : dauphins, marsouins, cachalots.

<sup>15</sup> Mysticètes : baleines.

<sup>16</sup> Les cellules ganglionnaires auditives sont les neurones dont les axones forment le nerf cochléaire, qui est le nerf de l'audition.

<sup>17</sup> Mammifères marins : jusqu'à 3 000 cellules/mm ; mammifères terrestres : 100 cellules/mm.

<sup>18</sup> Les cellules ciliées sont le siège de la transformation de la vibration sonore en message nerveux interprétable par le cerveau.

<sup>19</sup> Des muscles et une valve cartilagineuse le long du canal auditif externe.

### 1.4.2 Audition des poissons

Parmi près de 30 000 espèces de poissons considérées, les systèmes auditifs ont des structures anatomiques très variées (Ladich et Schulz-Mirbach, 2016).

Les techniques de détermination des capacités auditives des poissons appartiennent à deux grandes catégories : les méthodes comportementales incluent des tests tels que l'évitement, la réponse au choc et les réactions d'effarouchement ; les méthodes électrophysiologiques sont plus invasives telles que les « potentiels évoqués auditifs » (Maruska et Sisneros, 2016).

#### 1.4.2.1 Système auditif des poissons

Deux systèmes sensoriels indépendants mais connexes sont utilisés par les poissons pour détecter, localiser et interpréter les sons :

- L'oreille interne (le « système auditif » proprement dit) connectée ou non à une vessie natatoire (amplificateur sonore)<sup>20</sup>. Pour toutes les espèces, la transmission du son à l'oreille interne s'effectue de façon directe, *via* trois paires d'otolithes, associés à une membrane sensorielle. Cette voie permet aux poissons de détecter la vitesse particulière du son. Ainsi, tous les poissons osseux et cartilagineux sont capables de détecter le mouvement des particules à basse fréquence (Hawkins et Popper, 2018 ; Schulz-Mirbach *et al.*, 2020). Il est très probable que les poissons qui vivent sur (ou dans) le substrat ou s'en approchent détectent le mouvement des particules associé au mouvement du substrat.

- Le système de la ligne latérale mécano-sensorielle, qui est généralement utilisé pour détecter le mouvement des particules d'eau (c.-à-d. la vitesse particulière). Les poissons l'utilisent pour détecter des signaux acoustiques à courte portée (sur une distance d'une à deux longueurs du corps) et à basses fréquences (inférieures à 160-200 Hz).

#### 1.4.2.2 Grande variabilité de la sensibilité aux sons selon les espèces

La sensibilité aux sons diffère selon les espèces en fonction de la présence ou non d'une vessie natatoire et de sa proximité ou connexion avec l'oreille interne. Les poissons sont classés en fonction du raffinement de leur appareil auditif sur le Tableau 2.

#### 1.4.2.3 Production de sons

Les poissons produisent intentionnellement différents types de sons en présence de prédateurs ou de concurrents, pour attirer des partenaires ou lors de parades nuptiales (Hawkins et Myrberg, 1983 ; Moulton, 1963 ; Casaretto *et al.*, 2015). Les sons peuvent également être produits involontairement pendant l'alimentation ou la nage. Parmi les 33 000 espèces de poissons, au moins 800 appartenant à plus de 100 familles sont connues pour émettre des sons (Luczkovich *et al.*, 2008 ; Bass et Ladich, 2008), selon trois modes principaux : utilisation de muscles sonores, frottement de deux parties dures du corps<sup>21</sup>, changement rapide de la vitesse et la direction de la nage (Ladich, 2014).

Groupes	Exemples	Fréquences perçues
Vessie natatoire absente ou réduite	Requins, poissons plats	< 1 kHz
Vessie natatoire non connectée	Salmonidés	< 1-800 Hz
	Thons	50 Hz-1,1 kHz
Vessie natatoire connectée à l'oreille interne via les osselets de Weber	Ostariophysiens : carpes, silures	Jusqu'à 4 kHz, forte sensibilité entre 500 et 800 Hz
Vessie natatoire se prolongeant jusqu'à l'oreille interne	Clupéiformes : aloses	Jusqu'à 180 kHz pour l'aloise savoureuse

**Tableau 2 Classification des poissons selon leur système auditif (basée sur Popper et Fay, 2011) par ordre croissant de performance, des requins jusqu'aux aloses.**

<sup>20</sup> La vessie natatoire est une structure remplie de gaz qui est beaucoup moins dense que le reste du corps du poisson. Selon la pression du son, la vessie natatoire est contractée ou élargie, cette perturbation mécanique étant transmise à l'oreille interne. La vessie natatoire, source secondaire de détection sonore, peut être plus ou moins efficace pour la stimulation de l'oreille interne en fonction de l'amplitude et de la fréquence de la pulsation, la distance et le couplage mécanique entre elle et l'oreille interne.

<sup>21</sup> En frottant l'articulation de la nageoire pectorale sur la ceinture scapulaire ou les dents pharyngiennes les unes contre les autres, les poissons produisent des stridulations de < 100 Hz à > 8 kHz, majoritairement de 1-4 kHz.

### 1.4.3 Audition des invertébrés

Les capacités auditives des invertébrés marins sont estimées avec les mêmes techniques que pour les mammifères marins et les poissons, qui quantifient des changements de comportement à la suite d'une exposition sonore<sup>22</sup>. Le homard américain répond à des sons de basses fréquences par des modifications du rythme cardiaque (Offutt, 1970). La technique des potentiels auditifs évoqués est couramment utilisée pour quantifier la production de réponses neuronales chez les céphalopodes et les crustacés (Lovell *et al.*, 2005 ; Mooney *et al.*, 2010 ; Radford *et al.*, 2016 ; Jézéquel *et al.*, 2021).

Les niveaux audibles sont mesurés en pression sonore, du fait du manque d'appareils de mesure pour quantifier l'accélération particulière. Globalement, les espèces d'invertébrés marins étudiées sont particulièrement sensibles aux sons basses fréquences (< 1 kHz ; voir Annexe 6).

#### 1.4.3.1 Détection sonore

Les capacités auditives chez les invertébrés marins sont peu connues. Ceux-ci ne seraient pas sensibles à la pression sonore (Popper *et al.*, 2001). Certains groupes (tels les crustacés et les céphalopodes) détectent principalement la deuxième composante du son : le mouvement des particules d'eau.

Deux types de récepteurs sensoriels, externes et internes, autorisant la détection de sons basses fréquences généralement en dessous de 1 kHz ont été répertoriés (Cohen et Dijkgraaf, 1961 ; Bush et Laverack, 1982 ; Budelmann, 1992).

Les différents organes sensoriels sont décrits chez les invertébrés marins au stade adulte. Or, l'apparition de ces organes au cours de la vie des animaux n'est pas encore connue. Par conséquent, les capacités auditives des larves et post larves ne sont pas documentées dans la littérature ou le sont très peu, alors que de nombreuses études démontrent l'importance du son dans leur orientation vers des récifs (Jeffs *et al.*, 2003 ; Montgomery *et al.*, 2006).

L'organe le plus étudié chez les invertébrés marins est le récepteur sensoriel interne ou statocyste<sup>23</sup> qui est localisé dans le segment basal des antennules chez les crustacés (Sekiguchi

et Terazawa, 1997) et dans la tête chez les céphalopodes (Mooney *et al.*, 2010). Son rôle est principalement attribué à l'équilibre<sup>24</sup>, mais il pourrait également être sensible aux sons basses fréquences (Lovell *et al.*, 2005 ; Mooney *et al.*, 2010).

L'audition chez les coquillages<sup>25</sup> est peu connue. Certains bivalves (en particulier les pectinidés) possèdent un organe sensoriel abdominal qui serait capable de détecter les mouvements des particules d'eau<sup>26</sup> (Zhadan, 2005). Des larves pédivéligères de coquilles Saint Jacques possèdent un tel organe, qui pourrait détecter les sons (Cragg et Nott, 1977). Des bivalves du genre *Donax* réagissent aux bruits de basses fréquences générés par les vagues (plages exposées à la houle ; Ellers, 1995).

Les systèmes de récepteurs superficiels englobent les cils sensoriels<sup>27</sup> qui recouvrent la cuticule externe des crustacés marins (Budelmann, 1992). Leurs réponses aux sons sont particulièrement connues chez les homards américain et européen, qui sont sensibles aux basses fréquences inférieures à 300 Hz, avec une sensibilité accrue aux alentours de 80-100 Hz (Laverack, 1962, 1963 ; Jézéquel *et al.*, 2021). Un système comparable est présent<sup>28</sup> chez les céphalopodes (Hanlon et Budelmann, 1987 ; Budelmann et Beckmann, 1988).

#### 1.4.3.2 Détection des vibrations du substrat

Les capacités auditives des invertébrés marins présentés ci-avant ont été essentiellement étudiées au regard du mouvement particulière qui fait suite à la production d'un son dans la colonne d'eau.

Or, il a été démontré que les invertébrés marins peuvent également détecter les vibrations du substrat (pouvant accompagner la production d'un son). Cette capacité de détection, bien que peu étudiée à ce jour, jouerait un rôle important chez les invertébrés (Roberts et Elliott, 2017 ; Hawkins *et al.*, 2021).

Les vibrations du substrat seraient détectées *via* les organes chordotonaux, qui sont des cellules sensorielles associées aux parties flexibles des appendices locomoteurs des crustacés (Bush et Laverack, 1982). Ces réponses ont été largement étudiées chez les crabes semi-terrestres (*Uca sp.* ou crabe violoniste ; Popper *et al.*, 2001). Certaines études ont démontré

<sup>22</sup> Un mouvement des antennes ou un arrêt de la locomotion chez le bernard l'hermite (Roberts *et al.*, 2016) ; des changements de posture chez la langoustine (Goodall *et al.*, 1990) ; la fermeture des valves des huîtres et des moules (Roberts *et al.*, 2015 ; Charifi *et al.*, 2017).

<sup>23</sup> Le statocyste consiste en une chambre remplie de fluide contenant des grains de sable, les statolithes, en contact avec des cils sensoriels tapissant la cavité (Popper *et al.*, 2001). Cet organe agit comme un accéléromètre et permet à l'animal de maintenir sa position dans la colonne d'eau et d'identifier la verticale.

<sup>24</sup> En effet, le mouvement des particules d'eau impliquerait l'ensemble du corps des invertébrés en les faisant bouger avec la même phase et amplitude. Les statolithes seraient alors stimulés par ces déplacements du corps entier (Packard *et al.*, 1990 ; André *et al.*, 2016).

<sup>25</sup> Englobant bivalves (huîtres, moules) et gastéropodes (ormeaux, patelles).

<sup>26</sup> Cet organe mécanorécepteur inclut près de 4 millions de cellules sensorielles et correspond aux nombreux petits tentacules visibles sur le bord du manteau.

<sup>27</sup> Ces cils sont mécanorécepteurs : le déplacement de particules d'eau induit le mouvement de ces cils dont la base des cellules ciliées devient excitée, ce qui génère une réponse neuronale (Budelmann, 1992). Ils auraient la même fonction que la ligne latérale des poissons (Popper *et al.*, 2001).

<sup>28</sup> Le long de lignes épidermiques de la tête des céphalopodes en partie dorsale.

que le bernard l'hermite, la moule bleue, la crevette grise ainsi que le crabe vert détectent les vibrations du substrat jusqu'à 410 Hz (Heinisch et Wiese, 1987 ; Roberts *et al.*, 2015, 2016 ; Aimon *et al.*, 2021). Cette détection pourrait également se faire *via* les statocystes décrits précédemment (Roberts et Elliott, 2017).

### 1.4.3.3 Production de sons

#### Crustacés

Les crustacés forment le groupe d'invertébrés marins qui a reçu le plus d'attention dans la littérature bioacoustique. Certaines espèces émettent des sons, de façon intentionnelle ou non, par une grande diversité de mécanismes (Schmitz, 2002). Globalement, la production sonore se fait par frottement ou percussion entre deux pièces dures, ou par vibration de la carapace, générant respectivement deux types de sons : des impulsions de type large bande de fréquence et des sinusoides basses fréquences. Le rôle écologique de cette production sonore pour de la communication intraspécifique reste peu décrit (Popper *et al.*, 2001), même si on peut noter quelques exceptions comme chez le homard.

Les râpes d'antennes produites par les langoustes (*Palinuridae*) sont documentées depuis plus de 1 500 ans (Athenaeus, 300). Leur mécanisme de production sonore est situé à l'extérieur de la carapace et localisé à la base de chaque antenne secondaire. Cet appareil stridulatoire est constitué de deux parties : le plectrum, strié et souple, frotte d'avant en arrière sur la partie antérieure de la surface dure en forme de lime et recouverte de bardeaux microscopiques (Meyer-Rochow et Penrose, 1974). Ce mécanisme est similaire à la stridulation chez les insectes (d'où le surnom des langoustes de grillon des mers ; Patek, 2001). Une impulsion large bande est ainsi générée à chaque mouvement. Le son produit pendant un mouvement complet est composé de plusieurs impulsions, et ce train d'impulsions est appelé « râpe d'antennes » (*rasp*). Ces impulsions, bien que caractérisées par un spectre large bande de fréquence (de quelques centaines de Hz à plusieurs dizaines de kHz), présentent l'intensité la plus forte dans les basses fréquences (< 1 kHz ; Jézéquel *et al.*, 2019). Ces sons sont notamment bruyants, avec des SPL crête-crête à plus de 170 dB re. 1 µPa à moins d'un mètre des individus (Jézéquel *et al.*, 2020a), et seraient produits principalement dans une action de défense, dans l'intention de faire fuir des prédateurs (Moulton, 1957 ; Patek, 2001 ; Bouwma et Herrnkind, 2009). Des études anecdotiques ont montré que ces sons peuvent être produits également durant des rencontres agonistiques entre mâles (Berrill, 1976 ; Mulligan et Fischer, 1977). Le contenu basse fréquence de ces râpes d'antennes suggère enfin qu'ils pourraient être détectés par les langoustes elles-mêmes (Jézéquel *et al.*, 2019).

La crevette-pistolet (*Synalpheidae*, *Alpheidae*) ou crevette claqueuse, dont les sons sont largement décrits dans la littérature, produit une impulsion provoquée par l'implo-

sion violente d'une bulle de cavitation en claquant sa pince proéminente (Versluis *et al.*, 2000). Le son émis est si intense (SPL crête-crête supérieur à 200 dB re. 1 µPa à quelques centimètres de la source) qu'il paralyse les proies et prédateurs à proximité (Au et Banks, 1998). Curieusement, ce son apparaît dans toutes les publications décrivant des paysages acoustiques benthiques, alors que le groupe n'est pas ubiquiste. D'autres études portant sur la bioacoustique des crustacés ont également montré qu'un grand nombre d'espèces sont capables de produire des impulsions de type large bande de fréquence de façon non-intentionnelle, comme lors de l'alimentation ou d'un déplacement chez l'araignée et le tourteau (Coquereau *et al.*, 2016a, 2016b). Les fonctions écologiques de ces émissions sonores, si elles existent, restent encore à définir.

Les deux espèces de homards, américain et européen, possèdent deux paires de muscles localisés dans le céphalothorax, accrochés antérieurement aux antennes secondaires et fixés postérieurement à la carapace (Mendelson, 1969). Lorsque ces muscles se contractent, ils font vibrer la carapace, ce qui produit un son basse fréquence (aux alentours de 100 Hz), appelé bourdonnement (*buzz*, en anglais), avec les mêmes caractéristiques temporelles et spectrales (Fish, 1966 ; Henninger et Watson, 2005 ; Jézéquel *et al.*, 2018). Étonnamment, ces bourdonnements serviraient comme moyen de communication à la fois interspécifique et intraspécifique. En effet, ces sons sont produits pour faire fuir des prédateurs comme des poissons (Ward *et al.*, 2011). Une récente étude a également démontré la forte production de bourdonnements lors de rencontres agonistiques entre individus mâles (Jézéquel *et al.*, 2020b). L'hypothèse avancée par les auteurs est que ces sons constituent un moyen de conserver la mémoire du résultat entre paires d'individus après une rencontre agonistique, suite à l'apparition d'un dominant et d'un dominé, comme cela a été démontré avec les signaux chimiques et visuels (Atema et Karavanich, 1998 ; Bruce *et al.*, 2018). Cette capacité à rappeler le résultat des rencontres passées aide les homards à éviter des combats supplémentaires et permet ainsi de réduire les risques de blessures (Breithaupt et Atema, 2000).

La crevette mante tropicale est également capable de faire vibrer sa carapace pour produire des sons basses fréquences appelés grondements (*rumbles*, en anglais), mais leur rôle écologique n'est pas encore connu (Patek et Caldwell, 2006).

#### Mollusques

Bien que le groupe des mollusques ait reçu peu d'attention dans la littérature bioacoustique, diverses études ont montré la production sonore de façon non intentionnelle. Par exemple, la coquille Saint Jacques produit des impulsions en fermant rapidement ses valves (Kinda *et al.*, 2010 ; Di Iorio *et al.*, 2012). De plus, certains gastéropodes émettent des impulsions en se déplaçant sur des rochers, comme la crépidule (Coquereau *et al.*, 2016a).

#### Echinodermes

Parmi les échinodermes, les oursins émettent des impulsions en se déplaçant, mais aussi en se nourrissant (Radford *et al.*, 2008).

#### Céphalopodes

Aucune étude n'a démontré la production sonore chez les céphalopodes, qui ne serait probablement pas possible du fait de leur corps mou (Hanlon et Messenger, 2018).

## 1.5 DÉFINITION DES SEUILS D'IMPACT

Les seuils d'impact sont décrits pour cinq groupes d'effets liés à la production sonore anthropique sur la faune marine : mortalité directe ; effets traumatiques sur le système auditif transitoires (TTS pour *Temporary Threshold Shift*) ou permanents (PTS pour *Permanent Threshold Shift*) ; lésions des tissus non liés au système auditif et modifications métaboliques ; masquage des communications ; réactions comportementales (fuite, notamment).

La grande variabilité de réponses des organismes rend difficile la définition des seuils d'impacts généralisables au sein de chaque groupe. Malgré tout, certaines recommandations, concernant notamment les mammifères marins et les poissons, sont proposées, notamment pour les effets aigus : mortalité, PTS (dommages au système auditif), TTS (pertes d'audition). Le plus souvent ces seuils ont été définis par un panel d'experts.

### 1.5.1 Seuils d'impact pour les mammifères marins

Parvin *et al.* (2007) s'intéressent particulièrement aux sources les plus puissantes et considèrent que, chez les mammifères marins, des niveaux sonores (SPL crête) supérieurs à 260 dB re. 1 µPa entraînent des mortalités immédiates, ceux supérieurs à 240 dB re. 1 µPa, des mortalités à court terme, et ceux supérieurs à 220 dB re. 1 µPa, des blessures physiques et des dommages sur le système auditif. À partir de cette catégorisation, ils proposent pour différents types de sources les périmètres de mortalité et de lésions tissulaires et du système auditif (voir Tableau 3).

Source	Source Level (dB re. 1µPa @ 1 m)	D. létale (m)	D. blessures (m)
TNT	276-300	43-520	350-4 000
Études sismiques	258	7	53
Battage de pieux	252-260	4-65	81-530
Sonar militaire BF	230	-	250

Tableau 3 D'après Parvin *et al.* (2007). Niveaux sonores des différentes sources de bruit et leur rayon d'action induisant soit une mortalité directe, soit d'importantes lésions tissulaires ou du système auditif

Groupe	Perte d'audition temporaire			Réactions comportementales		
	Impulsions simples	Impulsions multiples	Sons diffus	Impulsions simples	Impulsions multiples	Sons diffus
Cétacés basses fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	non défini	non défini
Cétacés moyennes fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	non défini	non défini
Cétacés hautes fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	non défini	non défini
Pinnipèdes	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 203	SPL : 212 SEL : 171	non défini	non défini

**Tableau 4 Critères de Southall *et al.* (2007) pour les mammifères marins exposés à différentes sources de bruits (niveaux sources : SPL en dB re. 1 µPa et niveaux d'exposition SEL en dB re. 1 µPa² s) et induisant des pertes temporaires d'audition ou des réponses comportementales. Étant donnée la variabilité de réponses comportementales, les seuils pour les impulsions multiples et les sons diffus ne peuvent être fixés.**

Southall *et al.* (2019) ont effectué une mise à jour de la classification des mammifères marins en fonction de leurs capacités auditives à partir de travaux effectués par l'U.S. Navy (Finneran *et al.*, 2016 ; NMFS, 2018)<sup>29</sup> :

- le groupe des cétacés moyennes fréquences de Southall *et al.* (2007) et NMFS (2018) devient le groupe des cétacés hautes fréquences ;
- le groupe des cétacés hautes fréquences de Southall *et al.* (2007) et NMFS (2018) devient le groupe des cétacés ultra-hautes fréquences ;

- trois groupes (Siréniens, Phocidés dans l'eau, autres carnivores dans l'eau) remplacent le groupe des pinnipèdes dans l'eau.

Le Tableau 5 résume les seuils TTS et PTS pour les différentes catégories de mammifères marins exposés à un son continu ou impulsionnel issus des études (NMFS, 2018) et (Southall *et al.*, 2019). Les niveaux d'exposition sonore cumulée sur 24h (SELcum) sont exprimés en dB re. 1 µPa².s. Les niveaux de pression sonore (SPL) sont exprimés en dB re. 1 µPa.

Groupe	Sons continus		Son impulsionnel			
	Seuil TTS	Seuil PTS	Seuil TTS		Seuil PTS	
	SEL cum dB re. 1 µPa² s	SEL cum dB re. 1 µPa² s	SEL cum dB re. 1 µPa² s	SPL dB re. 1 µPa	SEL cum dB re. 1 µPa² s	SPL dB re. 1 µPa
Cétacés basses fréquences [1,2]	179	199	168	213	183	219
Cétacés moyennes fréquences [1]/ Cétacés hautes fréquences [2]	178	198	170	224	185	230
Cétacés hautes fréquences [1]/ Cétacés ultra-hautes fréquences [2]	153	173	140	196	155	202
Siréniens [2]	186	206	175	220	190	226
Phocidés dans l'eau [2]	181	201	170	212	185	218
Autres carnivores marins dans l'eau [2]	199	219	188	226	203	199

**Tableau 5 Critères de [1] NMFS (2018) et [2] Southall *et al.* (2019) pour les mammifères marins exposés à différentes sources de bruits et induisant des pertes d'audition soit temporaires, soit définitives. La classification des cétacés utilisée est celle de (Southall *et al.*, 2019).**

### 1.5.2 Seuils d'impact chez les invertébrés

Aucune information n'existe sur les seuils d'impact chez les invertébrés. Comme le souligne la revue de Roberts et Elliott (2017), centrée sur les seuils de perception des vibrations par les invertébrés (crustacés et mollusques), il existe un cruel déficit de recherche sur les liens entre impacts anthropiques liés aux aménagements acoustiques et réponses biologiques.

### 1.5.3 Seuils d'impact pour les poissons

En 2005, Hastings et Popper ont proposé des recommandations pour les émissions sonores lors de battages de pieux, pour les deux grands groupes de poissons : les généralistes (poissons sans vessie natatoire ou avec une vessie natatoire non connectée à l'oreille interne) et les spécialistes (poissons dont la vessie natatoire est connectée à l'oreille interne), tenant compte de la masse des poissons.

Par la suite, les seuls critères utilisés pour l'apparition des effets physiologiques sur les poissons ont été des critères provisoires élaborés par le Fisheries Hydroacoustic Working Group (Stadler et Woodbury, 2009 ; Woodbury et Stadler, 2008). Ces critères sont établis pour deux catégories de poissons : les poissons de plus de 2 grammes

(SELcum : 187 dB re. 1 µPa² s) et les poissons de moins de 2 grammes (SELcum : 183 dB re. 1 µPa² s). Bien que largement utilisés, ces critères ont été critiqués car considérés comme ne s'appuyant pas suffisamment sur des données scientifiques (Hawkins *et al.*, 2012).

En 2014, Popper *et al.* ont publié un ouvrage décrivant les niveaux sonores perçus par les poissons ainsi que leurs impacts. Ils proposent des seuils d'impact de plusieurs sources sonores anthropiques en fonction de leurs caractéristiques. L'étude donne pour chaque source sonore les niveaux de pression acoustique SPLmax ou SPLrms (dB re. 1 µPa) et les énergies cumulées (SELcum, dB re. 1 Pa² s) (Voir Annexe 7). Ils traitent quatre catégories de poissons :

- les œufs et larves ;
- les poissons généralistes sans vessie natatoire ;
- les poissons généralistes ayant une vessie non connectée à l'oreille interne ;
- les poissons spécialistes correspondant aux poissons ayant une vessie natatoire connectée à l'oreille interne.

Les seuils sont également donnés pour cinq types d'effets décrits : mortalité directe, effet sur le système auditif, réponses physiologiques (correspondant à une blessure non mortelle chez Popper *et al.*, 2014), réponses comportementales et masquage.

<sup>29</sup> Sauf mention explicite, la classification des cétacés utilisée dans la suite de ce rapport est celle de (Southall *et al.*, 2007).

## 2 | RETOUR D'EXPÉRIENCE SUR LES IMPACTS ACOUSTIQUES DES PROJETS ÉOLIENS

Cette deuxième partie du rapport présente les retours d'expériences de différents projets d'énergies marines renouvelables (EMR) mis en place, essentiellement en Europe. L'Europe est en effet le continent leader de l'éolien offshore centralisant 75 % des parcs éoliens mondiaux. Les premiers parcs datent des années 1990 au Danemark. En 2019, plus de 5 000 éoliennes sont connectées, majoritairement localisées en Manche et en mer du Nord. Le Royaume-Uni est le premier producteur éolien offshore avec 42 % de la puissance totale. L'Allemagne se hisse à la deuxième place du podium avec 31 % puis les Pays-Bas à la troisième place avec 10 %. Suivent ensuite la Belgique et le Danemark, respectivement en quatrième et cinquième positions.

Depuis les années 2000, de nombreuses études in situ, visant à caractériser l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune environnante, ont été menées en mer du Nord et mer Baltique, au sein desquelles le secteur de l'éolien offshore est fortement développé. La plupart de ces recherches se sont portées sur l'influence des opérations de battage de pieux qui génèrent des sons impulsifs de forte intensité durant la phase de construction (Verfuss et al., 2016). Plus récemment des suivis in situ de long terme ont également permis d'étudier les impacts associés à la phase d'exploitation des parcs éoliens. Étant donné le développement récent de l'éolien flottant, aucun retour d'expérience sur les impacts acoustiques des parcs éoliens flottants basé sur des observations in situ d'espèces n'est disponible.

Ces retours d'expériences, sur les différentes phases, se font à partir d'études internationales menées sur des structures offshore. Les impacts sont étudiés à travers des espèces marines diverses : marsouins, phoques, poissons et invertébrés.

Les approches et méthodes proposées et testées depuis le début des années 2000 pour diminuer l'impact acoustique des phases de construction et d'exploitation sont présentées dans la partie 4 du présent rapport même si certains retours d'expérience présentés dans cette partie en évaluent l'impact.

### 2.1 RETOURS D'EXPÉRIENCES DES PARCS ÉOLIENS OFFSHORE FLOTTANTS

L'éolienne flottante doit permettre de produire de l'énergie plus loin des côtes où l'eau est plus profonde, les vents plus forts et plus stables. Plusieurs fermes pilotes ou parcs sont en développement en Europe :

- Le projet éolien flottant le plus ancien est le démonstrateur d'éolienne flottante Windfloat Atlantic. La technologie utilisée est issue de l'industrie du pétrole ou du gaz avec des flotteurs dits semi-submersibles. Trois éoliennes d'une capacité totale de 25 MW ont été installées au large de Aguçadoura au Portugal et entièrement connectées le 27 juillet 2020. Cette technologie serait également envisagée sur le projet de ferme de Leucate dans le golfe du Lion.
- Le projet Hywind a été lancé au large de l'Ecosse par la société norvégienne Statoil. En août 2017, cinq éoliennes flottantes d'une capacité totale de 30 MW utilisant des fondations de type SPAR ont été installées pour une mise en service en octobre 2017. Statoil prévoit désormais d'installer, à 140 km des côtes norvégiennes, le parc de Hywind Tampen avec 11 éoliennes flottantes (assemblage des éoliennes prévu en 2022).

En France, deux projets sont en cours :

- L'éolienne flottante Floatgen de 2 MW est un projet démonstrateur dont l'installation a eu lieu au large du Croisic sur le site d'expérimentation SEM-REV de l'Ecole Centrale de Nantes. Elle a été inaugurée le 13 octobre 2017 à St Nazaire et est raccordée au réseau électrique depuis l'été 2018. La technologie fait ses preuves en production (nouveau record en 2020 avec 6,8 GWh) et en tenue de mer (hauteur de vagues maximales de près de 11 m en février 2020).
- Deux fermes pilotes de 3 éoliennes sont envisagées : l'une située au large de Groix et la seconde au large de Port-Saint-Louis-du-Rhône.

Au vu des niveaux sonores mesurés pendant les tests de ces éoliennes flottantes, les auteurs de l'étude Statoil (2015) pensent qu'il n'y aura d'impact physiologique sur aucune espèce de mammifères marins ou de poissons pendant la phase d'exploitation. La zone de changement comportemental a un rayon maximum de 450 m pour les mammifères marins et de 15 m pour les poissons.

Plongeur installant un hydrophone sur les contreforts du fjord Kongsfjorden, au Spitzberg, dans l'archipel du Svalbard, en Norvège, pour connaître le paysage acoustique à cet endroit.

© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque

S'il est possible de se référer aux études d'impacts du démantèlement d'un parc éolien offshore posé pour évaluer les impacts du démantèlement d'un parc éolien offshore flottant, ce n'est pas le cas pour la phase d'installation. En effet, l'installation d'un parc éolien offshore flottant ne nécessite pas de battage de pieux. Or, ce sont les impacts du battage de pieux sur la faune marine qui sont les plus étudiés dans les retours d'expérience de l'éolien offshore posé. En revanche, les caractéristiques sonores des travaux d'installation d'un

parc éolien offshore flottant (enrochement, ensouillage de câbles, ancrage) permettent de faire un parallèle avec l'impact du bruit généré par des navires sur un site éolien offshore posé d'après Sundberg et Soderman (2000) et Teilman et Carstensen (2012), dont les études montrent une diminution de la fréquentation de mammifères marins (marsouins et phoques) attribuable au bruit généré par le trafic maritime accru sur un site éolien.

## 2.2 RETOURS D'EXPÉRIENCES DES PARCS ÉOLIENS OFFSHORE POSÉS

Cette section détaille les résultats des études internationales menées sur des structures offshore en distinguant les impacts sur les différentes espèces marines étudiées (marsouins, phoques, poissons et invertébrés) ainsi que les phases d'exploitation et de construction des parcs éoliens posés.

### 2.2.1 Mammifères marins

Il existe un large éventail d'études sur les mammifères marins visant à quantifier les impacts du son sous-marin généré par les projets éoliens offshore (Zoutenbier *et al.*, 2020). Les recherches se sont principalement concentrées sur les espèces les plus abondantes en mer du Nord et en mer Baltique : marsouins communs (*Phocoena phocoena*), phoques gris (*Halichoerus grypus*) et phoques communs (*Phoca vitulina*) (Zoutenbier *et al.*, 2020). L'Annexe 8 résume ces retours d'expériences sous la forme d'un tableau comparatif.

#### 2.2.1.1 Marsouin commun

Les effets réels de l'implantation et l'exploitation de parcs éoliens offshore sur les marsouins communs ont pu être identifiés par des études *in situ*, mettant en œuvre des suivis acoustiques passifs et visuels (observations aériennes et à partir de navires), lors de différents projets.

#### Phase de construction

Une diminution de l'activité acoustique et des observations de marsouins sont observées durant les phases de construction des parcs éoliens offshore, traduisant un déplacement temporaire des individus. Ces comportements d'évitement sont clairement associés à des activités générant des sons de forte intensité telles que le battage de pieux et l'enfoncement de palplanches par vibration. Lors de ces activités, les marsouins quittent les abords immédiats des parcs éoliens. Braasch *et al.* (2013) ont enregistré une diminution des dé-

tections acoustiques de 100 % jusqu'à une distance de 5 km du site BARD Offshore I lors des opérations de battage de pieux. Cette réponse diminue progressivement jusqu'à des distances variant de 12 à 25 km selon les sites. Les niveaux sonores reçus engendrant une perturbation significative (déclin de l'activité acoustique) des marsouins, sont de 140-145 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  ( $\text{SEL}_{50}^{30}$  calculé pour un coup ; Nehls *et al.*, 2016 ; Brandt *et al.*, 2016 ; Graham *et al.*, 2019). La durée de l'effet induit après les opérations de battage de pieux, varie de 10 à 72 h en champ proche (jusqu'à 2 km) puis diminue progressivement avec la distance. Sur certains sites, des réactions d'évitement sont également observées avant les opérations de battage de pieux jusqu'à des distances pouvant atteindre 10 km (avec et sans mitigation). L'explication la plus probable est une augmentation des activités liées à la construction, telle qu'une augmentation du trafic maritime, combinée à une meilleure transmission du son pendant les conditions météorologiques calmes au cours desquelles les activités de battage ont lieu. D'importantes différences dans l'étendue et l'importance de l'effet occasionné par la phase de construction sur les marsouins communs sont ainsi observées selon les sites éoliens offshore. Différents facteurs sont susceptibles d'être impliqués :

- **Activités réalisées et niveaux sonores associés** : une forte corrélation positive a été démontrée entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores générés par les activités de battage de pieux (Nehls *et al.*, 2016 ; Brandt *et al.*, 2018). Dähne *et al.* (2013) ont également montré une influence significative de la durée de battage de pieux sur la réponse des marsouins. Sur le site d'Alpha ventus en Allemagne, l'intervalle de temps entre deux rencontres (détections acoustiques) après battage augmente avec la durée de ces opérations. Graham *et al.* (2019) ont observé sur le site de Beatrice (Ecosse) que la réponse d'évitement à court terme pendant et après chaque événement de battage de pieux diminue à mesure que le nombre de fondations achevées augmente. Ils ont estimé une probabilité supérieure ou égale à 50 % que les marsouins répondent à du

battage de pieux avec un SEL de 144,3 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  lors de la construction de la première fondation, augmentant à 150,0 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  à la 47<sup>ème</sup> et 160,4 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  pour la dernière.

- **Application de mesures de mitigation**<sup>31</sup> : les mesures de mitigation mises en place lors des opérations de battage influencent la réponse des marsouins. Les rideaux de bulles se sont montrés efficaces pour réduire l'impact des activités de battage (Nehls *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017). En revanche, on observe de fortes réactions des marsouins aux effaroucheurs des phoques qui appellent une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments (Dähne *et al.*, 2017 ; Graham *et al.*, 2019).

- **L'utilisation et les caractéristiques de l'habitat** : la réponse des marsouins communs aux perturbations dépend également de l'utilisation et des caractéristiques de l'habitat. Des différences de qualité de l'habitat induisent probablement des différences de motivation des marsouins à quitter la zone affectée par le bruit (Brandt *et al.*, 2018 ; Rose *et al.*, 2019). Le bruit ambiant peut également avoir un effet sur le comportement des individus. Un bruit ambiant élevé (trafic maritime intense, conditions environnementales) peut diminuer le rapport signal sur bruit ambiant du bruit de battage et potentiellement influencer les réactions comportementales des marsouins (Tougaard et Carstensen, 2011 ; Dragon *et al.*, 2016). Tougaard et Carstensen (2011) suggèrent également que certaines populations pourraient être accoutumées aux bruits anthropiques suite à la réalisation antérieure de projets similaires.

- **La propagation du son dans le milieu (caractéristiques du milieu de propagation, conditions environnementales)** : les caractéristiques physiques du milieu (bathymétrie, type de fond) influencent la propagation du son et donc les niveaux sonores perçus par les individus. Les conditions environnementales peuvent également influencer la propagation du son. Dragon *et al.* (2016) suggèrent notamment que l'augmentation de la vitesse du vent induit une atténuation du bruit de battage *via* l'inclusion de bulles d'air dans la couche d'eau de surface, réduisant ainsi les rayons de perturbation pour les marsouins.

Malgré ces variations inter-sites, la quasi-totalité des études rapportent un impact à court terme, composé d'un déplacement temporaire des individus proches du parc dès ou avant le début des travaux, puis un retour à la normale (activité acoustique, abondance) intervenant jusqu'à 3 jours après les opérations (pas d'effet long terme). À notre connaissance, seules deux études présentent des observations différentes :

- **Sprogø (Tougaard et Carstensen, 2011)** : le suivi des marsouins réalisé avant, pendant et après la construction du parc, n'a révélé aucune diminution significative de l'activité acoustique dans la zone du parc éolien pendant les phases de construction et d'exploitation. Cela contraste

avec les études réalisées dans les autres parcs éoliens, où un déplacement temporaire intervient pendant la construction. Les auteurs proposent les hypothèses suivantes :

- la taille du parc éolien (7 éoliennes) est petite par rapport aux parcs éoliens étudiés précédemment (72 éoliennes ou plus) ;
- il n'y a pas eu d'activités particulièrement bruyantes pendant la construction (fondations gravitaires), sachant qu'aucun enfoncement de palplanches ou battage de pieux n'a été réalisé à Sprogø ;
- des niveaux élevés de trafic maritime et activité de pêche (chalutage de fond) dans la zone induisent un niveau général de perturbation et de bruit ambiant élevé dans la zone masquant le bruit des turbines ;
- il y a des antécédents d'un important chantier de construction dans la région (The Great Belt Connection) et une possible accoutumance des populations locales.

- **Nysted (Teilmann et Carstensen, 2012)** : l'activité d'écholocation a considérablement diminué à l'intérieur du parc éolien offshore de Nysted après la phase de construction (2002-2003) et n'avait pas complètement récupéré en 2012 (augmentation progressive de 11 % à 29 % par rapport à l'état initial réalisé en 2001). Cette étude est la seule rapportant un effet long terme de la construction d'un parc éolien offshore.

#### Phase d'exploitation

Les suivis de long terme s'étendant jusqu'à plusieurs années après la construction ont permis d'évaluer les effets des parcs éoliens offshore en phase d'exploitation. À notre connaissance, aucun effet significatif n'a été détecté à ce jour.

Les principaux résultats des études sur lesquelles se base cette analyse sont décrits ci-dessous.

#### Belgique

**Haelters *et al.* (2015) sur le site de C-power (Thorntonbank)** : des relevés aériens réalisés au préalable et lors de la construction du parc (construction sur jacket) ont montré une réaction d'évitement lors des opérations de battage de pieux avec une distance de déplacement d'environ 20 km (absence d'observation dans un rayon de 21 km).

**Rumes *et al.* (2017) sur le site de Nobelwind (Bligh Bank)** : pendant le battage de pieux, les détections de marsouins ont diminué dans un rayon de 20 km. À de plus grandes distances (20-55 km), le taux de détection est resté constant ou a légèrement augmenté, suggérant un déplacement des marsouins du parc vers l'extérieur. Les niveaux sonores générés par le battage de battage de pieux à la distance la plus éloignée où des réductions de détection ont été observées chez les marsouins étaient d'environ 159 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  (SPL crête).

<sup>30</sup> SEL pour le 50<sup>e</sup> percentile du niveau d'exposition sonore.

<sup>31</sup> Ces méthodes de mitigation sont présentées dans la partie 4 du rapport.

## Allemagne

**Études de Dähne et al. (2013) et Gilles et al. (2013) sur le site d'Alpha ventus :** Des suivis acoustiques et aériens ont montré des distances maximales de déplacement d'environ 25 km (atténuation progressive de la réaction d'évitement avec la distance) pendant le battage de pieux, ainsi qu'une influence significative de la durée de ces opérations sur l'activité acoustique. L'intervalle de temps entre deux rencontres acoustiques après battage augmente avec la durée de ces opérations. Dähne et al. (2013) suggèrent que le gradient d'évitement observé est le produit de déplacements incomplets lors d'événements de battage de pieux plus courts. Aucun effet n'est observé durant la phase d'opération (Gilles et al., 2013).

**Étude de Braasch et al. (2013) sur le site BARD Offshore I :** lors du battage des pieux, les marsouins ont quitté les abords immédiats du parc éolien (détections acoustiques réduites de 100 % jusqu'à une distance de 5 km). Un effet faible mais néanmoins significatif était détectable jusqu'à une distance d'au moins 18 km. Après le battage des pieux, l'activité acoustique est restée en dessous des niveaux normaux pendant en moyenne 10-25 h.

**Étude de Nehls et al. (2016) sur le site Borkum West II :** cette étude met en évidence une forte corrélation positive entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores générés par le battage de pieux. Les niveaux sonores reçus engendrant une perturbation significative des marsouins étaient de 140-145 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (SEL<sub>50</sub> calculé pour un coup). Les taux de détection de marsouins les plus faibles ont été trouvés pour des niveaux sonores supérieurs à 160 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (SEL<sub>50</sub>), équivalant à une expulsion presque totale des animaux. L'utilisation de rideaux de bulles a induit une réduction de la perturbation des marsouins communs lors du battage de pieux. Considérant la propagation du son, un rayon théorique de perturbation d'environ 15 km a été obtenu pour les activités de battage de pieux réalisées sans mesure de mitigation. Ce rayon de perturbation est réduit à environ 5 km avec une atténuation du bruit de 11 dB (SEL<sub>50</sub>) lorsque des mesures de mitigation sont mises en place.

**Étude de Dähne et al. (2017) sur le site de Dantysk :** avec la mise en place de mesures de mitigation (effaroucheur de phoques et rideaux de bulles), la présence des marsouins (quantifiée par les signaux d'écholocalisation) pendant les opérations de battage de pieux s'est limitée à un rayon de 12 km. Les auteurs suggèrent que les rideaux de bulles ont réduit efficacement l'impact des activités de battage. Dähne et al. (2017) soulignent que la forte réaction des marsouins à l'effaroucheur des phoques fait craindre qu'ils ne réagissent plus à l'effaroucheur qu'au bruit de battage des pieux lors de l'utilisation de rideaux de bulles. Cette étude appelle une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments.

**Étude de Dragon et al. (2016) sur les sites de Borkum (BWII) et Global Tech I (GTI) :** cette étude montre que les rayons d'évitement dépendent fortement de la vitesse du vent dominant pendant la construction. Sans vent, le rayon de perturbation était d'environ 17 km. À une vitesse du vent d'environ 2 m/s, il était d'environ 16 km et à une vitesse du vent d'environ 8 m/s, il s'étendait sur environ 5 km. Deux hypothèses sont proposées par les auteurs. Avec l'augmentation de la vitesse du vent, plus de bulles d'air dans la couche d'eau supérieure peuvent conduire à une plus grande atténuation du bruit de battage, réduisant ainsi les rayons de perturbation pour les marsouins. Alternativement, l'augmentation du vent peut augmenter le bruit haute fréquence en raison du mouvement des sédiments dans l'eau, ce qui pourrait diminuer le rapport signal sur bruit du bruit de battage, entraînant une diminution des réactions comportementales des marsouins. Ces résultats indiquent que la vitesse du vent et le bruit ambiant sont des facteurs importants lors de l'évaluation des effets perturbateurs des bruits anthropiques sur les mammifères marins.

**Études de Brandt et al. (2016, 2018) et de Rose et al. (2019) :** ces études mettent en œuvre des analyses conjointes des données de suivis long terme acquises sur les sites de plusieurs parcs éoliens offshore implantés au large du littoral allemand :

- Brandt et al. (2016, 2018) ont étudié l'impact de la construction et de l'exploitation de 7 parcs (Gescha 1). Ils ont observé des impacts clairs sur le court terme (1 à 2 jours) mais pas d'effet sur le long terme. Une diminution de l'activité acoustique a été observée avant les opérations de battage de pieux jusqu'à une distance de 10 km (avec et sans mitigation). L'explication la plus probable avancée par les auteurs est une augmentation des activités liées à la construction, telle qu'une augmentation du trafic maritime combinée à une meilleure transmission du son pendant les conditions météorologiques calmes au cours desquelles les activités de battage ont lieu. Lors des opérations de battage de pieux, un gradient clair de déclin des détections de marsouins est observé en fonction du niveau de bruit généré à la source et de la distance (comparé à 24-48 h avant battage). Un déclin de l'activité acoustique est constaté à partir d'un niveau de bruit de 143 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (SEL<sub>05</sub><sup>32</sup>). Les détections de marsouins diminuent de 90 % au-dessus de 170 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  et 25 % entre 145 et 150 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ . Les rayons de réaction observés (distance avec 20 % de déclin de l'activité acoustique) varient selon l'application de mesures de mitigation : 14 km en appliquant les mesures, 20-34 km sans et 17 km sur l'ensemble du jeu de données. La durée de l'effet après le battage de pieux varie de 20 à 31 heures en champ proche (jusqu'à 2 km) puis diminue avec la distance (à la distance d'effet maximale, les réactions d'évitement observées s'arrêtent en même temps que le battage). D'importantes différences dans l'étendue et l'importance de l'effet occasionné sont observées entre les sites. À titre d'exemple, les taux de détection lors du battage de pieux dans la zone 0-5 km diminuent de 51 % sur le site DT contre 83 % sur BARD. Le rayon d'effet est de

5 km pour DT contre 30 km pour GTI. Bien que les raisons exactes de ces variations ne soient pas connues, Brandt et al. (2018) suggèrent qu'elles sont induites par les différences de niveaux sonores émis. Elles peuvent également être liées à des différences de qualité de l'habitat et de motivation des marsouins à quitter la zone affectée par le bruit. Malgré les nombreuses opérations de construction menées sur la période d'étude, aucune indication de déclin des populations (détection acoustique, densité) n'a été observée sur l'intégralité du suivi (tendance positive en termes de détection acoustique de 2010 à 2013 dans certaines aires d'études).

- Rose et al. (2019) ont analysé l'impact de la construction de 11 parcs éoliens offshore (Gescha 2) dans les eaux allemandes et néerlandaises adjacentes au cours de la période 2014-2016 sur les marsouins communs. Une amélioration significative des systèmes d'atténuation du bruit a été remarquée avec des niveaux sonores atténués de 9 dB en moyenne par rapport à Gescha 1. Cependant, les distances et durées de déplacement des marsouins en réponse au bruit de battage n'ont pas été réduites. Le rayon de réaction des marsouins en prenant en compte l'ensemble des données de Gescha 2 pendant le battage de pieux était de 17 km, et s'étend à courte distance de 28 heures avant, jusqu'à 48 heures après l'arrêt du battage des pieux. Les auteurs proposent trois explications principales :
  - Distance de fuite stéréotypée : aucune corrélation entre le niveau de bruit et la plage de déplacement en dessous des niveaux de bruit de 165 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (SEL<sub>05</sub>) @ 750 m. En dessous de cette valeur, le rayon d'effet ne semblait pas être davantage réduit. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les animaux maintiennent une certaine distance de fuite minimale indépendante du niveau de bruit s'il est inférieur à cette valeur. Ainsi, les animaux peuvent réagir de manière stéréotypée dès que le bruit de battage dépasse un certain niveau seuil inconnu, individuellement différent, qui doit être considéré dans le contexte d'une condition animale différente selon la saison et le site.
  - Autres bruits liés à la construction : une réduction des taux de détection avant dissuasion et battage de pieux a été démontrée pour tous les parcs éoliens étudiés lors des deux études Gescha. Il est probable que cette réaction est induite par des activités antérieures à l'opération de battage (cette réaction reste néanmoins nettement plus faible que celle induite par le battage).
  - Caractéristiques de l'habitat : la réponse des marsouins communs aux perturbations dépend également probablement de l'utilisation et des caractéristiques de l'habitat.

## Danemark

**Tougaard et al. (2003, 2006a, 2009a) sur le site de Horns Rev I :** des suivis des marsouins ont été réalisés avant, pendant et après la construction de Horns Rev. Un faible effet général négatif a été observé durant la période de construction et de semi-exploitation (travaux de maintenance intensifs), avec des

effets plus spécifiques liés aux activités de battage de pieux. L'activité acoustique des marsouins et leur abondance ont considérablement diminué sur l'ensemble du parc d'Horns Reef (jusqu'à 25 km) au début des opérations de battage et sont revenues à des niveaux plus élevés quelques heures après la fin de chaque opération (6 à 8 heures). Étonnamment, cette réponse n'a pas été graduelle en fonction de la distance. Une diminution de la nage non directionnelle, un comportement supposé être en corrélation avec l'activité alimentaire, est également observée durant ces activités. Aucun effet n'a été observé durant la phase d'exploitation.

**Brandt et al. (2009, 2011) sur le site de Horns Rev II :** un impact clair des activités de battage de pieux a été observé pendant la construction du parc éolien sur l'activité acoustique des marsouins. L'activité acoustique des marsouins a été réduite de 100 % pendant 1 h après le battage des pieux et est restée en dessous des niveaux normaux pour un temps moyen de 16,6 heures (72 h au maximum) après les opérations de battage dans la zone jouxtant le chantier. Cette période diminuait progressivement avec l'augmentation de la distance. Un effet négatif était détectable jusqu'à une distance moyenne de 17,8 km. L'effet observé suite au battage de pieux est beaucoup plus long mais sur une échelle spatiale beaucoup plus petite que lors de la construction de Horns Rev I (8 h, 25 km ; Tougaard et al., 2006a). Un gradient d'influence a été observé en fonction de la distance. L'effet a presque disparu à une distance d'environ 10 km.

**Carstensen et al. (2006) et Teilmann et Carstensen (2012) sur le site de Nysted (Rødsand I) :** les intervalles de temps moyens entre deux rencontres consécutives d'activité d'écholocalisation sont passés de 6 h pendant la période de référence à 3 jours dans la zone du parc éolien pendant la construction (période incluant le montage des éoliennes sur fondation gravitaire, le tranchage, la pose et le recouvrement du réseau électrique de raccordement). Cette augmentation était 6 fois plus importante que les changements observés dans la zone de référence (située à 10 km). Une activité de construction spécifique, impliquant l'enfoncement par vibration de palplanches en acier dans le sol, a été associée à une augmentation significative supplémentaire de ces intervalles de temps, passant de 4 à 41 h, à la fois dans les zones de construction et de référence. L'activité d'écholocalisation a considérablement diminué à l'intérieur du parc éolien offshore de Nysted après la phase de construction (2002-2003) et n'a pas encore complètement récupéré en 2012 (augmentation progressive de 11 % à 29 % par rapport à l'état initial réalisé en 2001-2002).

**Teilmann et al. (2012) sur le site de Rødsand II :** ce rapport étudie les effets potentiels de la phase d'exploitation du parc Rødsand 2 ainsi que l'effet cumulatif des parcs Rødsand 2 et Nysted (espacés d'environ 3 km) sur les marsouins. Aucun changement global n'a été trouvé concernant l'activité d'écholocalisation sur l'ensemble de la zone d'étude (parc et zone de référence) entre l'état initial et la phase d'exploitation de Rødsand 2.

<sup>32</sup> Niveau d'exposition sonore dépassé pendant 5 % de la durée d'exposition.

**Tougaard et Carstensen (2011) sur le site de Sprogø** : le parc de Sprogø est constitué de 7 turbines montées sur fondations gravitaires. Le suivi des marsouins réalisé avant, pendant et après sa construction, n'a révélé aucune augmentation ou diminution significative de l'activité acoustique dans la zone du parc éolien pendant les phases de construction et d'exploitation. Cela contraste avec les études réalisées dans d'autres parcs éoliens, où un déplacement temporaire intervient pendant la construction. Les auteurs proposent plusieurs facteurs explicatifs (voir plus haut page 33).

### Écosse

**Graham et al. (2019) sur le site de Beatrice** : cette étude a montré une réponse d'évitement à court terme pendant et après chaque événement de battage de pieux qui diminuait à mesure que le nombre de fondations achevées augmentait. Ils ont enregistré une probabilité de réponse de 50 % dans un rayon de 7,4 km pour la première fondation, diminuant à 1,3 km pour la dernière. En considérant les niveaux sonores émis, Graham et al. ont estimé une probabilité supérieure ou égale à 50 % que les marsouins répondent à du battage de pieux avec un SEL de 144,3 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  à la première fondation, augmentant à 150,0 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  à la 47<sup>ème</sup> et 160,4 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  pour la dernière. Bien que l'activité acoustique ait fluctué au cours de l'année, il n'y avait aucune preuve d'une tendance négative de l'abondance en marsouins sur le long terme due aux travaux réalisés.

**Canning et al. (2013) et Vallejo et al. (2017) sur le site de Robin Rigg** : des relevés visuels à partir de navires ont été menés sur 10 ans avant, pendant et après la construction du parc Robin Rigg. Une réduction significative de l'abondance relative des marsouins communs à la fois à l'intérieur et autour du parc a été observée pendant la construction (aucun marsouin observé dans l'empreinte de Robin Rigg pendant la phase de construction) mais aucun effet significatif n'a été détecté lors de la phase d'exploitation.

### Pays-Bas

**Van Polanen et al. (2012) sur le site de Prinses Amalia** : aucun effet significatif (basé sur l'activité acoustique) sur la présence de marsouins communs n'a été observé dans et en dehors du parc lors de son exploitation.

**Scheidat et al. (2011, 2012) sur le site de Egmond aan Zee** : des suivis visuels et acoustiques avant et après construction ont mis en évidence une augmentation significative de la fréquentation en marsouins à l'intérieur du parc éolien par rapport aux zones de référence, en phase d'exploitation. Deux causes possibles sont discutées : une disponibilité alimentaire accrue à l'intérieur du parc éolien (effet récif) et/ou la diminution du trafic maritime (effet abri).

### **2.2.1.2 Phoques**

La réponse des phoques aux activités associées aux projets éoliens a pu être étudiée *via* des observations visuelles et des suivis télémétriques.

#### **Phase de construction**

Aucun effet à long terme n'a été relevé sur le comportement des phoques durant la phase de construction. Cependant, une diminution significative à court terme du nombre de phoques présents à proximité des parcs éoliens (abondance en mer et à terre) a été observée lors des opérations de battage de pieux. Cette réaction d'évitement a été observée jusqu'à 25 km dans la région du Wash (Royaume-Uni) et est probablement engendrée par le bruit généré par les opérations de battage de pieux ainsi que par les mesures d'atténuation associées (effaroucheur de phoques). Russell et al. (2016) estiment que ces comportements interviennent à partir de niveaux reçus compris entre 166 et 178 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  (SPL crête-crête).

#### **Phase d'exploitation**

Les études montrent l'absence d'effet significatif des parcs éoliens sur le comportement des phoques (abondance en mer et à terre, mouvements et comportement en mer) lors du fonctionnement des éoliennes. Sur le site de Rødsand II, McConnell et al. (2012) ont montré que les animaux étaient probablement attirés par les parcs mais l'effet était faible.

Les principaux résultats des études sur lesquelles se base cette analyse sont décrits ci-après.

### Angleterre

**Hastie et al. (2016) sur le site de Lincs** : la distance la plus proche de chaque phoque au battage des pieux variait de 4,7 à 40,5 km (5 phoques se sont déplacés à moins de 10 km du battage de pieux). Les valeurs maximales estimées de SEL (calculé pour un coup) correspondantes variaient de 146,1 à 166,5 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (SPL crête-crête de 171-184,7 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ ).

**Skeate et al. (2012) sur le site de Scroby Sands** : des dénombrements par relevés aériens ont été effectués pendant les mois d'été avant, pendant et après les phases de construction sur un reposoir mixte de phoques veau-marin et gris (respectivement *Phoca vitulina* et *Halichoerus grypus*) situé à moins de 2 km du parc de Scroby Sands. Les données ont indiqué une baisse du nombre de phoques communs pendant la construction et les chiffres sont restés inférieurs au cours des deux années suivantes. Cependant, le nombre de phoques gris a augmenté d'année en année tout au long de la construction et des premières périodes d'exploitation. Il y a également eu des changements dans l'utilisation des reposoirs par les phoques communs dans d'autres sites du Wash au cours de la même période. Ainsi les changements à Scroby Sands étaient probablement engendrés par une dynamique régionale plus large plutôt que directement par les activités du parc éolien.

**Russell et al. (2016) sur différents sites d'Angleterre** : cette étude cherche à démontrer des potentiels comportements d'évitement pendant l'exploitation, la construction dans son intégralité ou pendant l'activité de battage de pieux de quatre parcs éoliens dans la région du Wash. Les relevés télémétriques n'indiquent aucun déplacement significatif pendant la période de construction dans son ensemble. Pendant le battage de pieux, l'abondance de phoques a été considérablement réduite jusqu'à 25 km de distance, de 19 à 83 % par rapport à la période sans battage mais, dans les 2 heures suivant l'arrêt du battage des pieux, l'abondance et la distribution des phoques sont revenues au niveau de la période sans battage. Cela équivaut à un déplacement important à partir de niveaux reçus prévus compris entre 166 et 178 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  (SPL crête-crête). Une augmentation presque significative de la fréquentation d'un des parcs éoliens opérationnels par les phoques a été observée. Cependant, ce parc se trouvait au bord d'une vaste zone de fréquentation accrue, il était donc peu probable que la présence du parc éolien en soit la cause.

### Danemark

**Tougaard et al. (2006b) sur le site de Horns Rev I** : bien qu'insuffisant pour conclure avec certitude sur la mesure dans laquelle la construction du parc éolien a affecté les phoques, le suivi télémétrique et les observations visuelles (menés dans le cadre du programme de surveillance des marsouins communs) révèlent la présence de phoques à l'intérieur de la zone du parc éolien avec une abondance proche de celle des eaux environnantes pendant la phase d'exploitation. Lors de la période de construction, très peu de phoques ont été observés à l'intérieur et aux abords immédiats du parc éolien probablement en raison du bruit généré par les opérations de battage de pieux et les mesures d'atténuation associées. De la pré-construction à la construction et tout au long de la première année d'exploitation du parc de Nysted, le nombre de phoques communs dans les sanctuaires de Rødsand et Vitten-Skrollen, à proximité du parc éolien de Nysted, a augmenté au même rythme que le nombre de phoques sur les reposoirs voisins (Edren et al., 2010). Aucun effet à long terme sur le comportement d'échouage n'a été trouvé en raison de la construction et de l'exploitation du parc éolien. Cependant, une diminution significative du nombre de phoques présents sur la terre ferme à court terme lors du battage de pieux a été observée.

**McConnell et al. (2012) sur le site de Rødsand II** : les auteurs ont surveillé le comportement des phoques vivant sur les mêmes reposoirs que cités précédemment (Rødsand et Vitten-Skrollen). Ces sites sont situés à proximité (< 5 km) de deux grands parcs éoliens construits sur des fondations gravitaires : Nysted et Rødsand 2 (construit en 2009-2010). L'analyse du suivi télémétrique de dix phoques (5 phoques gris, 5 phoques veaux-marins) ne montre pas d'effet significatif des parcs éoliens sur le comportement des animaux lors du fonctionnement des éoliennes. Les animaux étaient probablement attirés par les parcs mais l'effet était faible.

### **2.2.2 Poissons**

Cette section présente les retours d'expériences des impacts de l'éolien offshore sur les poissons. L'ensemble des résultats des études citées est présenté de manière synthétique dans l'Annexe 9.

#### **Phase de construction**

De nombreuses expérimentations en bassin ont relevé des effets négatifs du bruit généré par les activités liées à la construction de parcs éoliens offshore sur des espèces de poissons. Des seuils d'impacts sonores théoriques ont été définis pour différentes catégories de poissons. En prenant en compte les niveaux sonores émis, la propagation du son et les capacités auditives des poissons, ces seuils permettent de simuler l'influence des parcs éoliens. Cependant, les études *in situ* des effets réels du battage de pieux sur les espèces de poissons sont peu nombreuses, principalement en raison des défis logistiques impliqués (Bruintjes et al., 2016).

**Abbott et al. (2005)** ont étudié l'effet du battage de pieux sur le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), l'anchois de Californie (*Engraulis mordax*) et la shiner perch (*Cymatogaster aggregata*), trois espèces de poissons avec différents types de morphologie concernant la vessie natatoire et les relations anatomiques entre la vessie natatoire et l'oreille interne. Les poissons ont été exposés dans des cages pendant des durées de 3 à 4 min (> 200 coups) à 10 m d'opérations de battage de pieux réalisées lors de la construction d'un quai au sein du port de Oakland, en Californie (SPL crête de 192 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  soit un SELcum de 166 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  sur la période d'exposition). Aucune différence significative dans le comportement, le taux de mortalité à court terme ou les dommages des tissus n'a été observée entre les témoins et les poissons exposés.

**Bruintjes et al. (2016)** ont étudié l'impact du battage de pieux sur la consommation en oxygène (réponse de stress) de la dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*) et de la plie (*Pleuronectes platessa*) à l'aide d'une installation expérimentale de battage de pieux sur un quai de construction à Blyth, au Royaume-Uni. Les individus ont été exposés pendant 30 minutes au battage de pieux, soit un niveau d'exposition sonore cumulé (SELcum) de 184,41 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  à 10 m de l'installation. Pendant le battage des pieux, les dorades grises ont présenté une augmentation de leur consommation en oxygène, ce qui suggère des niveaux de stress plus élevés. La plie n'a pas montré de réaction particulière. Ces résultats mettent en évidence des différences inter-spécifiques concernant les impacts acoustiques potentiellement engendrés par ce type d'activité.

**Debusschere et al. (2014, 2016)** : une expérience *in situ* a été réalisée à bord d'un navire réalisant du battage de pieux à Lodewijckbank, dans la partie belge de la mer du Nord. Des bars européens juvéniles (*Dicentrarchus labrax*) ont été exposés à 45 m des opérations de battage de pieux. Une réponse de stress a été observée avec une réduction significative du

taux de consommation d'oxygène. Aucune différence dans la mortalité immédiate n'a été observée entre les groupes de poissons exposés et témoins. De même, aucune différence n'a été notée dans la mortalité 14 jours après l'exposition.

**Iafrate et al. (2016)** : cette étude a utilisé un dispositif suivi par télémétrie acoustique pour évaluer le mouvement, la résidence et la survie du rondeau mouton (*Archosargus probato-cephalus*) et du vivaneau sarde grise (*Lutjanus griseus*) à Port Canaveral, en Floride (États-Unis), en réponse à 35 jours de battage de pieux (SPL crête : 175 dB re. 1  $\mu$ Pa @ 10 m). Les niveaux sonores reçus dans la zone où se trouvent principalement les poissons de récif étaient en moyenne de 152 à 157 dB re. 1  $\mu$  Pa (SPL crête). Aucun signe évident de mortalité ou de blessure chez les poissons marqués n'a été trouvé. Aucune diminution significative de la résidence des rondesaux moutons et aucun indicateur majeur de déplacement n'ont été observés pendant le battage de pieux dans la zone la plus exposée au bruit. Des déplacements potentiels avec le début du battage de pieux ont été observés pour 2 vivaneaux sur 4, ainsi qu'une diminution de la résidence.

### Phase d'exploitation

Outre les perturbations liées à la construction des parcs éoliens offshore, de nombreux facteurs sont susceptibles d'avoir un effet sur les populations de poissons une fois que ces parcs sont opérationnels, c.-à-d. en phase d'exploitation : par exemple, les modifications de l'habitat et les perturbations sonores ou causées par les champs électromagnétiques créés autour des câbles. Étant donné que tous ces facteurs agissent simultanément dans un parc opérationnel, leur importance relative pour les poissons peut être difficile à démêler et à évaluer empiriquement (Bergström et al., 2013a, 2013b).

**Bergström et al. (2013a, 2013b)** : un suivi des communautés de poissons (prélèvement par filet, télémétrie) dans la zone du parc éolien de Lillgrund (Suède ; 48 turbines 2.3 MW, fondations gravitaires) a été réalisé au cours des 4 années précédant la construction (2002 à 2005) et pendant les 3 années suivantes afin d'étudier l'impact du parc en phase d'exploitation. Le parc éolien produisait un bruit large bande inférieur à 1 kHz, comportant une forte composante à 127 Hz. En pleine production d'énergie (rotation à 12 m/s), le niveau sonore émis à 1 m était de 138 dB re. 1  $\mu$ Pa (RMS ; intégré sur 52-343 Hz). À 100 m de la turbine, les niveaux de bruit étaient réduits à 104-106 dB re. 1  $\mu$ Pa (RMS), ce qui était proche du bruit ambiant mesuré *in situ*, mais le niveau de bruit était toujours d'environ 23 dB au-dessus du niveau de fond pour la tonalité de 127 Hz. En prenant en compte la propagation sonore, le saumon et l'anguille pourraient théoriquement détecter le bruit à 127 Hz à des distances allant de 250 m à 1 km, respectivement à un taux de productivité énergétique de 60 et 100 % (rotation de 6 et 12 m/s). Les distances calculées seraient limitées par la capacité auditive de ces deux espèces de poissons et non par les niveaux de bruit ambiant. Pour le hareng et la morue, la distance de détection théorique a été calculée entre 13 et 16 km respectivement pour un même taux de production énergétique. Cette distance est limitée

par les niveaux de bruit ambiant dans le secteur. Aucun effet à grande échelle n'a été rapporté sur la diversité et l'abondance des poissons après l'établissement du parc éolien par rapport aux zones de référence. Plusieurs espèces de poissons ont cependant montré une augmentation de l'abondance à proximité des éoliennes, en particulier l'anguille (*Anguilla anguilla*), la morue (*Gadus morhua*), le rouquié (*Ctenolabrus rupestris*) et le chabousseau commun (*Myoxocephalus scorpius*). Les résultats reflètent une redistribution des poissons au sein du parc éolien plutôt qu'un changement de taux de reproduction ou de migration depuis les zones environnantes. L'augmentation de l'abondance est probablement due aux fondations des éoliennes offrant une opportunité de protection et une augmentation des ressources trophiques. L'analyse a également indiqué de faibles effets du bruit généré par les éoliennes sur la répartition des poissons. En effet, un degré d'agrégation (concentration) plus faible à proximité des éoliennes a été relevé pour des niveaux de bruit plus élevés (taux de productivité/vent plus élevé). La réponse a été la plus forte pour l'anguille. Aucune réponse n'a été observée pour la morue. L'ampleur de l'effet du bruit était cependant inférieure à l'effet de concentration. Par conséquent, les poissons se sont regroupés près des éoliennes dans toutes les conditions mais l'effet était plus faible lorsque les niveaux de bruit étaient plus élevés.

**Winter et al. (2010)** ont mené des suivis de marquage et télémétrie afin d'étudier le comportement des soles (*Solea vulgaris*) et morues (*Gadus morhua*) en réponse à l'exploitation du parc éolien d'Egmond aan Zee (36 éoliennes sur fondations monopieux). Afin de caractériser les effets du parc, l'étude se base sur le temps de séjour des individus suivis. Plus les poissons restent longtemps dans le parc éolien, plus des avantages potentiels du site peuvent être attendus. Certains individus de soles utilisent la zone du parc éolien pendant des périodes allant jusqu'à plusieurs semaines pendant la saison de croissance, ce qui indique qu'il n'y a pas d'évitement à grande échelle des éoliennes, au moins pour une partie de la population. Il n'y avait également pas d'indication d'attraction par les éoliennes. Concernant les morues, les résultats montrent qu'au moins une partie de la population (juvéniles) passe également de longues périodes dans la zone du parc. Une forte attirance des morues pour les habitats nouvellement créés (fondations) est observée malgré le bruit et les vibrations produits par les éoliennes. Les auteurs font l'hypothèse suivante : si la présence de poissons autour des éoliennes est un compromis entre l'attraction pour ces habitats et l'évitement dû aux perturbations liées au fonctionnement des éoliennes, alors les poissons devraient avoir une préférence plus élevée pour les habitats associés à des éoliennes temporairement hors service. Cependant, aucun signe de perturbation ou d'évitement des morues n'a été relevé, en relation avec le fonctionnement des éoliennes. Le comportement de morues observé suggère qu'elles ne sont pas dérangées par les niveaux de bruit émis ou s'y habituent facilement. Cependant, des études complémentaires sont requises pour déterminer l'influence du parc sur cette espèce, lors de la période de reproduction notamment (période où les morues émettent des sons).

**Zhang et al. (2021)** ont évalué l'impact potentiel du bruit sous-marin du parc éolien East China Sea Bridge sur la communication acoustique du sébaste marbré (*Sebasticus marmoratus*). À une distance de 15-20 m des fondations d'une éolienne, le bruit enregistré était de 78 à 96 dB re. 1  $\mu$ Pa dans la bande de tiers d'octave centrée sur 125 Hz. Le potentiel évoqué auditif et des techniques acoustiques passives ont été utilisés pour déterminer les capacités auditives et la production sonore des poissons. La fréquence et le niveau du bruit sous-marin des turbines semblent chevaucher la sensibilité auditive du sébaste et masquer leur communication.

### 2.2.3 Invertébrés

Les études existantes s'appuient soit sur des observations *in situ*, soit sur des simulations de bruit d'éolienne offshore en exploitation, mais elles sont très limitées. Le manque de connaissance sur les invertébrés est critique, alors que ceux-ci ont parfois une grande importance commerciale (p. ex. homards, coquilles Saint Jacques).

L'étude d'impact de **Leonhard et Pedersen (2006)** sur le site de **Horns Rev II** au Danemark conclut que l'impact acoustique sur la faune benthique pendant la phase d'exploitation peut être considéré comme négligeable.

**Pine et al. (2012)** décrivent l'influence de sons émis par des turbines hydroliennes et éoliennes sur la fixation et la métamorphose de larves de crabe (*Austrohelice crassa* et *Hemigrapsus crenulatus*), omniprésentes en milieu côtier néo-zélandais. Ils montrent que le temps médian de métamorphose augmente de 27 % lorsque les larves sont soumises à des bruits de turbines.

Pour **Vella et al. (2001)**, la colonisation des éoliennes est un indice permettant d'avancer que la vibration et le bruit des turbines n'ont pas d'effet négatif sur la faune attachée mais des études complémentaires sont nécessaires pour compléter la connaissance sur les effets du bruit et des vibrations sur les invertébrés marins.

## 3 | EFFETS DES SONS SUR LA FAUNE MARINE



Larve de crustacé au stade mégalo. Les crustacés, comme les crabes, passent par de multiples stades larvaires, dont celui-ci.

© Christian SARDET/Tara Océans/CNRS Photothèque

Il est utile d'élargir l'analyse des effets, au-delà des projets éoliens, à d'autres sources anthropiques pour lesquelles davantage de connaissances sont disponibles : les effets connus sur la faune marine sont de différentes natures physiologiques et comportementales, jusqu'au masquage des communications et parfois la mort. Les réponses varient en fonction du stade de développement et une attention particulière est portée ici au développement larvaire et au recrutement des invertébrés. Les réponses varient également en fonction de la distance à la source.

### 3.1 DESCRIPTION DES EFFETS LIÉS AU SON D'ORIGINE ANTHROPIQUE

Les effets des émissions sonores anthropiques sur la faune marine sont décrits selon cinq groupes : mortalité directe, changements de seuil auditif (transitoire ou permanent), autres réponses physiologiques, réponses comportementales et masquage. Toutefois, les mortalités observées, les effets physiologiques comprenant des réactions temporaires de stress ou les effets comportementaux ne devraient pas être considérés comme des effets indépendants car ils sont susceptibles d'interagir de façon complexe. Chez les cétacés par exemple, des effets physiologiques et/ou comportementaux peuvent indirectement conduire à l'échouage et à la mort des animaux.

Les impacts acoustiques peuvent s'exprimer tout au long du cycle de vie des organismes marins. Ils sont richement décrits pour les espèces possédant un stade larvaire pélagique plus ou moins long mais ce n'est pas le cas pour les poissons et les impacts des bruits sur les jeunes stades de mammifères sont peu décrits.

Les bruits sous-marins peuvent induire des réponses biologiques au niveau des individus, des populations et des espèces ainsi que des interactions qui les lient au sein d'assemblages d'espèces (interactions interspécifiques). Ces réponses peuvent varier en fonction du stade de développement (ontogénie), de l'âge ou du sexe, du contexte (p. ex. reproducteur, alimentaire), mais également en fonction de la distance à la source et des caractéristiques de la source sonore (p. ex. bande fréquentielle, rythme d'émission). Au regard des nombreux facteurs qui peuvent influencer les réponses biologiques aux bruits anthropiques, il est ainsi parfois difficile, à partir de l'analyse de la bibliographie, d'identifier de façon binaire l'existence ou l'absence d'impact des sons.

Environ 80 % des études sur les effets du bruit sur les organismes marins sont dédiées aux mammifères marins et aux poissons adultes. Les mammifères marins, les dauphins en particulier, sont des espèces emblématiques d'un grand nombre d'écosystèmes littoraux, particulièrement appréciées du grand public. L'activité de nombreuses associations écologiques est dédiée à la protection, à la connaissance et

à l'étude des mammifères marins ; celles-ci sont souvent consultées lors des études d'impact.

La production sonore des invertébrés est moins étudiée. La difficulté de les étudier *in situ* (petite taille, enfouissement possible dans le sédiment) explique en partie les lacunes de connaissances de l'impact du son sur les invertébrés. Toutefois, des études en laboratoire permettraient de combler ces lacunes rapidement, ce qui apparaît d'autant plus urgent que certaines de ces espèces ont une haute valeur commerciale.

#### 3.1.1 Mortalité

Il existe peu d'observations directes de mortalités concomitantes (au niveau individuel ou populationnel) à la mesure des caractéristiques (fréquence, niveau) de l'onde sonore incidente. Les événements reportés pour les mammifères marins, les poissons et les invertébrés correspondent tous à des fortes productions sonores (SPL > 204 dB re. 1  $\mu$ Pa@1 m). Pour cette synthèse, 51 études ont été recensées concernant 9 espèces de mammifères marins, plus de 30 espèces de poissons et 10 espèces d'invertébrés benthiques.

##### 3.1.1.1 Mammifères marins

La mortalité provient essentiellement des événements d'échouage de masse de cétacés à audition moyennes fréquences<sup>33</sup> (baleines à bec) observés souvent suite à l'utilisation de sonars militaires et sismiques (ICES, 2005 ; NRDC 2005). En 2000, 17 cétacés (principalement des baleines à bec de Cuvier et de Blainville) ont été retrouvés échoués aux Bahamas à la suite d'essais sismiques de cinq navires militaires. En 2002, deux baleines de Cuvier ont été retrouvées échouées après une campagne scientifique de géophysique qui utilisait des canons à air. Depuis les années 1990, une dizaine d'événements similaires ont été corrélés aux essais militaires et aux campagnes sismiques, mais les liens de cause à effet entre l'émission sonore et l'échouage restent difficiles à établir (Nowacek *et al.*, 2007 ; Southall *et al.*, 2007).

<sup>33</sup> Ou « hautes fréquences » dans la nomenclature révisée de (Southall *et al.*, 2019).

### 3.1.1.2 Poissons

Les études sur les poissons abordent tous les stades de leur vie. Elles concernent surtout les généralistes (poissons sans vessie natatoire ou avec une vessie natatoire non connectée à l'oreille interne) avec des mortalités observées dans un rayon moyen de 10 m autour de la source. Lors de l'utilisation de canons à air par les navires sismiques, la mortalité est observée chez les poissons généralistes dans 50 % des cas (8 études). Lors d'opérations de battage de pieux, une mortalité est observée chez les poissons généralistes dans 25 % des cas (4 études).

Seules cinq études abordent les mortalités chez les poissons spécialistes (poissons dont la vessie natatoire est connectée à l'oreille interne) avec, dans 100 % des cas, de fortes mortalités dans un rayon de 5 m autour de la source. Trois de ces études concernent les explosions de TNT et les campagnes sismiques. La mortalité observée lors de deux études sur l'effet de l'émission d'un bruit blanc (la densité spectrale de puissance est la même pour toutes les fréquences de la bande passante) de niveau sonore supérieur à 200 dB suggère que la mortalité des poissons spécialistes peut être causée par plusieurs activités anthropiques qui n'ont pas encore fait l'objet d'études (battage de pieux, échosondeurs).

### 3.1.1.3 Invertébrés

Les crustacés décapodes adultes (homards et langoustes) ne présenteraient pas de mortalité lors de l'utilisation de canons à air des navires sismiques (Christian *et al.*, 2003 ; Payne *et al.*, 2007 ; Day *et al.*, 2019, 2020).

Ces résultats contrastent avec ceux de McCauley *et al.* (2017) obtenus en Tasmanie pour des niveaux pourtant moins élevés : après 1 heure d'exposition, l'abondance totale du zooplancton (copépodes, cladocères et larves de krill) diminue de 68 % et la mortalité des adultes et larves est multipliée par 2 ou 3 par rapport au moment sans exposition, les larves de krill étant toutes tuées après le passage du navire sismique. Dans le même sens, ces bruits de prospection sismique augmentent la mortalité adulte du pétoncle *Pecten fumatus* de plus de 15 %, particulièrement à une échelle chronique d'exposition (plusieurs mois) avec des niveaux sonores d'exposition cumulés calculés à plus de 180 dB re. 1 µPa<sup>2</sup>.s à quelques dizaines de mètres des individus (Day *et al.*, 2017).

Des échouages de calmars géants, suite à des prospections sismiques, suggèrent un potentiel lien de cause à effet (Guerra *et al.*, 2004, 2011 ; Leite *et al.*, 2016).

Aucune étude publiée n'a rapporté de mortalité des invertébrés benthiques ou pélagiques adultes liée à d'autres types d'activités anthropiques, tels que le battage de pieux, l'utilisation d'échosondeurs ou le bruit des navires. Par exemple, des calmars (*Doryteuthis pealeii*) exposés pendant 15 minutes en aquarium à du bruit de battage de pieux dépassant 180 dB re. 1 µPa en zéro-pic (équivalent à une distance de 500 m

d'une construction d'un champ éolien en mer) ne présentaient pas de mortalité (Jones *et al.*, 2020, 2021). Le même résultat a été publié pour des moules bleues exposées à du battage de pieux en conditions réelles (Spiga *et al.*, 2016). Cependant, le nombre d'études est faible et rend difficile toute conclusion définitive.

Peu d'études démontrent l'impact des bruits liés aux prospections sismiques sur le taux de survie d'espèces d'holoplancton (copépodes), de mollusques et crustacés ou du méroplancton (plancton temporaire incluant les stades larvaires et juvéniles d'espèces benthiques). Ainsi, Fields *et al.* (2019) rapportent des surmortalités à court terme (supérieur à une semaine) plutôt faibles de l'ordre de 10 % à moins de 5 m des canons à air, complétant les travaux de Pearson *et al.* (1994) sur les larves zoées du crabe de Dungeness Cancer magister (entre 7 et 12 % de surmortalité liée aux canons à air). Par ailleurs, des bruits de canons à air n'altèrent pas la survie des adultes (Fitzgibbon *et al.*, 2017) ni le développement larvaire de la langouste *Jasus edwardsii* (Day *et al.*, 2016).

Les rares études relatives aux effets des bruits de bateaux sur des invertébrés font état de surmortalité directe sur les larves d'un lièvre de mer (22 % ; Nedelec *et al.*, 2014), mais pas sur celles de la moule bleue (Jolivet *et al.*, 2016), ce qui peut traduire des sensibilités spécifiques à certaines espèces ou des effets dépendants du type de moteur (hors-bord ou *inboard*).

### 3.1.2 Effets traumatiques sur le système auditif

Les animaux exposés à un son suffisamment intense montrent une augmentation de leur seuil d'audition, c'est-à-dire une sensibilité plus faible aux sons. La durée de cet effet dépend essentiellement du temps d'exposition, de l'amplitude et de la fréquence des sons. Cet effet peut être temporaire (TTS pour *Temporary Threshold Shift*) ou permanent (PTS pour *Permanent Threshold Shift*).

Dans le cas d'un effet TTS, les cellules ciliées de l'oreille interne présentent les caractéristiques d'un état de fatigue et retrouvent plus tard leur forme normale. Un TTS est considéré comme significatif dès qu'il dépasse les 6 dB (si l'animal « sain » a initialement un seuil minimal d'audition de 60 dB, après TTS, ce seuil est augmenté à 66 dB).

Si l'exposition au bruit dépasse cette limite ou si la perte auditive temporaire est induite de façon chronique et sur une longue période, les cellules ciliées se trouvent endommagées de façon permanente et finissent par se nécroser et disparaître (PTS). Pour des raisons éthiques, on évite d'étudier directement la PTS : elle est estimée à partir du seuil de perte auditive temporaire (décalage du seuil auditif ≥ 40 dB ; Southall *et al.*, 2007).

La présente synthèse bibliographique repose sur 54 publications portant sur 8 espèces de mammifères marins, plus de 25 espèces de poissons et 6 espèces d'invertébrés.

### 3.1.2.1 Mammifères marins

Étant donné le comportement, la taille et la biologie des mammifères marins, il est difficile de réaliser des audiogrammes comportementaux ou électrophysiologiques chez toutes les espèces. Les tests sont réalisés généralement chez des espèces de taille relativement petite, dont la captivité est possible, et sur des échantillons d'un ou deux individus seulement. Les études renseignent essentiellement sur les cétacés à audition moyennes fréquences<sup>34</sup> (dauphins et bélugas) et sur les pinnipèdes (phoques). Les seuils critiques entraînant une baisse de l'audition sont généralement extrapolés à partir des données disponibles dans la littérature (Richardson *et al.*, 1995) et donc à prendre avec précaution puisqu'ils ne tiennent pas compte des variabilités interindividuelles et inter-espèces.

Chez les cétacés moyennes fréquences, la majorité des travaux a été réalisée chez le grand dauphin, le béluga et le marsouin commun (Finneran *et al.*, 2002, 2005 ; Nachtigall *et al.*, 2003, 2004 ; Schlundt *et al.*, 2000 ; Lucke *et al.*, 2009).

Par exemple, des émissions d'impulsions sismiques d'une durée de 1 s, avec un maximum d'énergie autour de 0.5 kHz ont été conduites chez le marsouin commun (Lucke *et al.*, 2009). Les auteurs ont au préalable établi l'audiogramme de l'animal en utilisant la méthode des potentiels d'action évoqués, révélant une audition dans la gamme de 4 à 140 kHz avec un maximum de sensibilité auditive autour de 100 kHz. Après chaque tir sismique, ils ont à nouveau testé la sensibilité auditive des animaux en émettant des signaux monofréquentiels représentatifs de la gamme audible (0.4, 32 et 100 kHz ; durée des tirs de 25 ms) à des doses (niveau sonore) croissantes.

Les résultats montrent qu'à partir d'un niveau reçu de 174 dB re. 1 µPa (crête-crête) du tir sismique, l'animal commence à exprimer des signes d'aversion, même si aucune baisse de l'audition n'est révélée. Dès lors que le niveau reçu atteint les 202 dB re. 1 µPa environ, une baisse de l'audition (TTS) est observée pour la fréquence de 0.4 kHz. De plus, il s'avère que la baisse de l'audition s'aggrave au fur et à mesure des répétitions de tirs sismiques. Les auteurs ont estimé un temps de récupération de l'audition supérieur à 50 heures pour une émission de tir sismique reçue à 202 dB re. 1 µPa.

Une étude réalisée chez le grand dauphin a montré que des signaux de tirs sismiques semblables (fréquences testées : 0.4, 4 et 30 kHz) n'ont provoqué aucune baisse de l'audition pour un niveau reçu de 228 dB re. 1 µPa (crête-crête) et un SEL de 186 dB re. 1 µPa<sup>2</sup>.s. En revanche, chez le béluga, les tirs ont provoqué une baisse modérée de l'audition d'environ 6 dB pour des fréquences situées entre 0.4 et 30 kHz, à partir de 226 dB re. 1 µPa (crête-crête), avec un retour d'audition normale au bout de 4 min après la fin de l'exposition (Finneran *et al.*, 2002).

Si on compare le temps de récupération de l'audition à la suite de tirs sismiques similaires entre les différentes espèces

étudiées, le marsouin commun (Lucke *et al.*, 2009) avait récupéré beaucoup plus lentement (plusieurs heures) que le grand dauphin et le béluga (quelques minutes), indiquant une sensibilité plus prononcée pour ce type d'émission chez le marsouin commun par rapport aux deux autres espèces (Schlundt *et al.*, 2000 ; Finneran *et al.*, 2002).

Chez les mammifères marins, d'après les critères de risques encourus face aux expositions sonores, les opérations de dragage ou forage auraient peu de chance d'entraîner des risques d'endommagement de l'audition alors que ce risque serait présent lors d'une activité de battage de pieux (Southall *et al.*, 2007). En effet, des TTS significatifs (> 6 dB) sont observés dans un rayon de 1,8 km en moyenne d'une activité de battage de pieux (Thomsen *et al.*, 2006) (voir Tableau 6). Cependant, une étude d'Hastie *et al.* (2015) sur les pinnipèdes estime que les phoques peuvent subir des TTS de 2,9 à 24,5 dB re. 1 µPa dans une zone située entre 4,7 et 40,5 km de la source sonore.

Dans le cas du bruit généré par les navires, les risques de TTS sont relativement faibles (< 6 dB) et plusieurs estimations de zones d'impact ont été établies pour les cétacés à audition moyennes fréquences. Par exemple, des travaux réalisés sur les effets des bateaux de whale-watching ont montré que la zone de risque de TTS s'étend dans des rayons allant de 20 m en ce qui concerne le passage de bateaux lents et isolés, à 450 m dans le cas de bateaux rapides et présents en plus grand nombre (Erbe, 2002). En comparaison, la zone s'étend de 1 à 4 km dans le cas d'un navire brise-glace (Erbe et Farmer, 2000). De façon plus générale, les risques de TTS ou autres types d'effets en réponse au bruit généré par les navires dépend de nombreux facteurs tels que le type de navire (cargo ou fret de marchandises, navire de plaisance, etc.), la vitesse de navigation ou les caractéristiques des hélices.

	Battage de pieu (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)
<b>Mammifères Marins</b>		
Cétacés « basses fréquences »	1.8 km	
Cétacés « moyennes fréquences »	100 m	20 m-4 km
Cétacés « hautes fréquences »	1.8 km	
Pinnipèdes	400 m	
<b>Poissons</b>		
Généralistes (Morue)	1.8 km	
Généralistes (Saumon)	< 40 m	

Tableau 6 Périmètres au sein desquels le battage de pieux ou les navires peuvent induire des pertes d'audition (TTS) au sein des différents groupes d'animaux. La nomenclature des cétacés utilisée est celle de (Southall *et al.*, 2007).

34 Ou « hautes fréquences » dans la nomenclature révisée de (Southall *et al.*, 2019).

### 3.1.2.2 Poissons

Les réponses des poissons sont très variables suivant le type d'audition et les espèces considérées. Environ 30 % des études n'ont montré aucun effet du son généré par les activités anthropiques sur le système auditif des poissons. De manière générale, les études se sont concentrées sur les campagnes sismiques, les sonars militaires, le battage de pieux et le bruit blanc inférieur à 200 dB. Des lésions ont pu être observées sur les cellules ciliées de l'oreille interne (McCauley *et al.*, 2000, 2003), sur celles de la ligne latérale (Booman *et al.*, 1996) ainsi qu'au niveau de la vessie natatoire (Falk et Lawrence, 1973). Chez les généralistes, les seuils de TTS sont généralement inférieurs à 20 dB avec des temps de récupération de 24 h. La zone de TTS lors d'un battage de pieux est estimée à 1,8 km pour les morues (Thomsen *et al.*, 2006) et à moins de 40 m pour les salmonidés (Bagočius, 2015) (voir Tableau 6). Chez les spécialistes, les TTS sont plus importants, jusqu'à 32 dB, avec des temps de récupération de plusieurs jours.

### 3.1.2.3 Invertébrés

Peu d'informations existent sur de possibles lésions du système auditif liées à des expositions aux bruits anthropiques.

Les statocystes des langoustes australiennes présentent des lésions suite à des expositions à de la prospection sismique (SELcum 191-192 dB re. 1  $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$ ; Day *et al.*, 2019), entraînant des troubles de l'équilibre (Day *et al.*, 2020). Les dommages sur la réception sonore ne sont pas encore connus car le rôle des statocystes comme organe de réception sonore n'est pas encore bien défini chez les crustacés (Jézéquel *et al.*, 2021).

Diverses études ont permis de définir des modifications permanentes des cellules ciliées présentes dans les statocystes de céphalopodes adultes (seiche *Sepia officinalis*, poulpe commun *Octopus vulgaris* et deux espèces de calmars : *Illex conditii*, *Loligo vulgaris*) après exposition à des sons artificiels en aquarium avec des niveaux pic reçus à 175 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  entre 50 et 400 Hz (André *et al.*, 2011; Solé *et al.*, 2013a, 2013b, 2017). Les auteurs concluent à des dommages permanents de l'organe de réception sonore des céphalopodes qui augmentent avec le temps et qui pourraient avoir, en milieu naturel, des conséquences en termes de survie. Selon le même protocole expérimental, Solé *et al.* (2016) démontrent également des dommages accrus sur l'épithélium sensoriel des statocystes des méduses *Cotylorhiza tuberculata* (*Cepheidae*) et *Rhizostoma pulmo* (*Rhizostomatidae*).

### 3.1.3 Réponses physiologiques

Certaines lésions, impactant les tissus non liés au système auditif, peuvent entraîner une mort différée plusieurs jours ou mois après l'exposition, mais peuvent également ne pas être létales (guérison, retour à un métabolisme normal). La

synthèse qui suit repose sur 51 publications référencées analysant 5 espèces de mammifères marins, 25 espèces de poissons et 18 espèces d'invertébrés.

#### 3.1.3.1 Mammifères marins

Peu d'études décrivent les réponses physiologiques des mammifères marins sous l'effet des sons anthropiques. Celles qui existent renseignent sur le fait que le grand dauphin (cétacé « moyennes fréquences ») et le marsouin commun (cétacé « hautes fréquences »)<sup>35</sup> présentent une augmentation de l'activité respiratoire en présence de navires (Nowacek, 2001; Miller *et al.*, 2008), de dispositif de dissuasion (Kastelein *et al.*, 2001) ou lors de la simulation d'une activité de battage de pieux (Kastelein *et al.*, 2013). La baleine à bosse (cétacé « basses fréquences ») ne semble pas réagir à une détonation distante de 1,8 km (Todd *et al.*, 1996). L'exposition aux bruits de navires augmente le niveau de stress chez la baleine franche de l'Atlantique nord (cétacé « basses fréquences »; Rolland *et al.*, 2012). Lors de l'exposition à des impulsions sonores (produites par un canon sismique à eau), des changements neurologiques et immunitaires ont été observés chez le béluga et le grand dauphin (cétacés « moyennes fréquences »; Romano *et al.*, 2004).

#### 3.1.3.2 Poissons

Les sons anthropiques induisent généralement la mise en place d'un métabolisme de stress caractérisé par une augmentation du débit cardiaque (Graham et Cooke, 2008), une ventilation accrue (Simpson *et al.*, 2015) ou la sécrétion de cortisol (Wysocki *et al.*, 2006; Mills *et al.*, 2020). Environ 90 % des études sur les effets de niveau sonore élevé (sismique, battage de pieux, campagne géophysique, bruit de navire, bruit blanc inférieur à 200 dB) ont montré un effet néfaste sur les processus physiologiques, des lésions tissulaires peuvent également apparaître (Casper *et al.*, 2013a, 2013b; Dahl *et al.*, 2020). L'exposition au son de plusieurs espèces peut provoquer des réponses similaires, mais également spécifiques à chaque espèce. Ces réponses ne sont pas uniquement liées à leurs différences de capacités auditives : elles dépendent aussi de leur mode de vie (Sabet *et al.*, 2016).

#### 3.1.3.3 Invertébrés

Les réponses physiologiques observées suite à une exposition à des bruits anthropiques sont majoritairement liées à une augmentation des marqueurs biochimiques de stress.

Chez les crustacés, une exposition à des bruits de bateau (*playbacks*) affecte les réponses immunitaires de la langouste rouge (*Palinurus elephas*) en augmentant notamment l'expression de protéines de stress (p.ex. Hsp27; Celi *et al.*, 2015), et la consommation d'oxygène chez le crabe vert (Wale *et al.*,

2013b). Les expériences menées en aquarium sur la crevette grise *Crangon crangon* sont précurseurs dans les recherches sur les impacts acoustiques avec des comparaisons entre aquarium contrôles et d'autres équipés d'une enceinte qui permet d'augmenter le son de 30 dB entre 25 et 400 Hz (Lagarrière, 1980, 1982). Après 5 jours de ce traitement continu, les taux de croissance et de reproduction de ces crevettes grises diminuent significativement, couplés, dans une moindre mesure, à un accroissement du cannibalisme, de la mortalité et d'une diminution de la prise de nourriture. Enfin, les capacités immunologiques chez la langouste (*Jasus edwardsii*) sont affectées suite à une exposition à des bruits de prospection sismique (Fitzgibbon *et al.*, 2017).

Très peu d'études traitent des impacts acoustiques sur la physiologie des mollusques de l'endofaune. L'exposition de bivalves à du bruit de bateau modifie l'expression génique (notamment liée au métabolisme de la glycolyse) chez les coqueaux (*Sinonovacula constricta*; Peng *et al.*, 2016) et chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*; Charifi *et al.*, 2018). En effet, l'huître creuse réduit son activité valvaire lors d'une exposition à un bruit de cargo pendant 14 jours (150 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$ ), ce qui induit des modifications géniques au niveau de ses branchies (Charifi *et al.*, 2018).

Des dommages de l'ADN ont aussi été observés chez la moule bleue suite à une exposition à du bruit de bateau (Wale *et al.*, 2019). De plus, l'exposition à des bruits artificiels entre 0.1 et 5 kHz avec des niveaux sonores de 150 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  induit l'augmentation de marqueurs biochimiques de stress comme l'Hsp27 chez la moule bleue (Vazzana *et al.*, 2016).

Des oursins exposés à des bruits d'échosondeurs jusqu'à 160 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  entre 100 et 200 kHz présentent une augmentation de l'expression du gène HSP70, marqueur d'une réponse physiologique de stress (Vazzana *et al.*, 2020).

### 3.1.4 Réponses comportementales

Les réactions comportementales observées lors d'émissions de sons d'origine anthropique, chez les mammifères et les poissons sont comparables. Elles consistent globalement à fuir pour éviter la source sonore. Suivant les études, ces réactions peuvent être remarquées à des distances très variables en fonction de la source sonore, du groupe d'animaux étudié et même de l'espèce. Dans certains cas pourtant, les animaux ne sont pas perturbés par le bruit produit et peuvent même être attirés par la source sonore (Palka et Hammond, 2001).

La synthèse qui suit repose sur les résultats de plus de 140 publications portant sur 23 espèces de mammifères marins, plus de 40 espèces de poissons et 8 espèces d'invertébrés. Le Tableau 7 présente les périmètres au sein desquels les différentes sources sonores peuvent perturber les animaux marins et induire des réactions comportementales telles que la fuite.

#### 3.1.4.1 Mammifères marins

Les études réalisées chez les mammifères marins indiquent un large éventail de changements comportementaux en réponse aux bruits anthropiques, tels qu'un évitement de la source sonore qui s'accompagne parfois d'une augmentation de la vitesse de nage, un changement de la profondeur des plongées, un resserrement des groupes sociaux ou encore une diminution des temps de repos (Bejder *et al.*, 2006; Stockin *et al.*, 2008) ou du temps dédié à la recherche alimentaire (Miller *et al.*, 2008; Isojunno *et al.*, 2016). Ces travaux montrent que la nature des effets et leur niveau de sévérité sont variables d'une espèce à l'autre. Ainsi, l'état comportemental en lien avec la période d'alimentation dans lequel se trouve un animal ou la composition sociale de son groupe (p. ex. présence/absence de petits) peut influencer la réponse des individus face à une

Espèce	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)
<b>Mammifères Marins</b>				
Cétacés « basses fréquences »	9-15 km <sup>(1)</sup>	300 m <sup>(2)</sup>		
Cétacés « moyennes fréquences »		50 km <sup>(3)</sup>	50-200 m <sup>(7)</sup> 32-62 km <sup>(8)</sup>	
Cétacés « hautes fréquences »		> 22 km <sup>(4)</sup> 7-20 km <sup>(5)</sup>	400 m <sup>(5)</sup>	200-300 m <sup>(5)</sup> < 300 m <sup>(9)</sup>
Pinnipèdes		300 m <sup>(2)</sup> 7-20 km <sup>(5)</sup>		100 m-1 km <sup>(10)</sup> < 300 m <sup>(9)</sup>
<b>Poissons</b>				
Généralistes		70 km <sup>(6)</sup> 1,4-5,5 km <sup>(5)</sup>		4 m <sup>(5)</sup>
Spécialistes				4 m <sup>(5)</sup>

**Tableau 7** Périmètres au sein desquels les différentes sources sonores peuvent perturber les animaux marins et induire des réactions comportementales telles que la fuite. Données issues de (1) McCauley *et al.*, 2000 ; (2) CALTRANS, 2001 ; (3) Bailey *et al.*, 2010 ; (4) Degraer *et al.*, 2009 ; (5) Thomsen *et al.*, 2006 ; (6) Andersson, 2011 ; (7) Erbe, 2002 ; (8) Erbe et Farmer 2000 ; (9) Koschinski *et al.*, 2003 ; (10) Tougaard *et al.*, 2009a. La nomenclature des cétacés utilisée est celle de (Southall *et al.*, 2007).

<sup>35</sup> Respectivement cétacés « hautes fréquences » et « ultra-hautes fréquences » dans la nomenclature de (Southall *et al.*, 2019).

exposition sonore (Goldbogen *et al.*, 2013 ; Harris *et al.*, 2015 ; Hastie *et al.* 2021). Les réponses peuvent varier également en fonction de la distance à la source (voir p. ex. DeRuiter *et al.*, 2013 ; Moretti *et al.*, 2014) et des caractéristiques de la source sonore (p. ex. bande fréquentielle, rythme d'émission).

Une étude réalisée chez les pinnipèdes a montré par exemple que le passage de bateaux à proximité d'une zone de repos entraîne une mise à l'eau des phoques (Jansen *et al.*, 2015). Ces derniers montrent également un état d'alerte en réponse à des sons de bateaux (*playbacks*) (Tripovich *et al.*, 2012).

Dans le cas d'expériences d'émission de sonar militaire contrôlées réalisées chez plusieurs espèces de cétacés dans leur milieu naturel (orques, globicéphales noirs, cachalots, baleines à bosse, espèces de baleines à bec), des signaux sonars moyennes fréquences (1-2 kHz ou 6-7 kHz, d'une durée de 1 s émis à intervalles réguliers de 20 s pendant une période de 10 min minimum) ont été émis à des doses croissantes. Les résultats ont indiqué les niveaux sonores à partir desquels les animaux commençaient à répondre et montrent que la nature et le niveau de sévérité des réponses est variable en fonction des espèces mais aussi au sein même des espèces. Les réponses comprenaient des déviations de trajectoire horizontale, des modifications du profil de plongée, des altérations du comportement vocal (p. ex. interruption ou augmentation de la production vocale selon les espèces), des interruptions prolongées de prise alimentaire et des effets sur le comportement social comme la séparation brutale et prolongée d'une mère orque et de son petit ou l'agglutination de globicéphales formant des groupes de très grande taille (Miller *et al.*, 2000, 2012 ; Sivle *et al.*, 2015, 2016 ; Visser *et al.*, 2016 ; Wensveen *et al.*, 2019 ; Curé *et al.*, 2021 ; Isojunno *et al.*, 2016, 2020). Les effets comportementaux induits par les émissions de sonar étaient particulièrement sévères chez les espèces de baleine à bec (p. ex. baleine à bec de Blainville, baleine à bec commune), espèces pour lesquelles de nombreux échouages en relation avec des émissions sonars militaires ont été rapportés (Tyack *et al.*, 2011 ; Miller *et al.*, 2015 ; Wensveen *et al.*, 2019 ; Curé *et al.*, 2021).

La comparaison de ces réponses comportementales à celles exprimées lors d'une exposition aux sons de prédateurs (sons d'orques se nourrissant de mammifères) a permis de révéler que l'effet d'une émission sonar peut être dans certains cas aussi sévère que l'effet d'un risque immédiat de prédation (Curé *et al.*, 2016 ; Isojunno *et al.*, 2016 ; Tyack *et al.*, 2011 ; Allen *et al.*, 2014).

Dans le cas des battages de pieux en Mer du Nord, l'incidence a été observée jusqu'à 20 km du foyer pour les cétacés « hautes fréquences » et les phoques communs (Thomsen *et al.*, 2006), parfois le rayon est de 30 km pour le phoque gris (Brasseur *et al.*, 2018).

Concernant le bruit des navires, les comportements peuvent varier suivant la taille et le type de bateau (Sini *et al.*, 2005). Par exemple, les cétacés réagissent au bruit des navires dans un périmètre allant de quelques centaines de mètres (Erbe, 2002) à plusieurs dizaines de kilomètres dans le cas de brise-glaces

(Erbe et Farmer, 2000). Le sexe de l'animal est également un paramètre expliquant des variations dans les réponses comportementales au bruit de navires (Lusseau *et al.*, 2003). Un effet d'accoutumance a pu être observé lors de passages réguliers de navires avec une diminution du comportement de fuite (Watkins, 1986 ; Gordon *et al.*, 1992).

Le rayon d'incidence lié au bruit des éoliennes offshore en fonctionnement est d'environ 300 m pour les cétacés « moyennes fréquences » (Koschinski *et al.*, 2003) et peut atteindre un kilomètre pour les pinnipèdes (Tougaard *et al.*, 2009a). Les distances listées ici sont spécifiques aux contextes considérés dans les publications citées. Plus généralement, ces distances varient en fonction de la puissance du marteau, du diamètre du pieu, des propriétés géoacoustiques de l'environnement, ainsi que de l'utilisation potentielle de dispositifs d'atténuation.

### 3.1.4.2 Poissons

Les poissons montrent des réactions d'effolement et une fuite de la source sonore avec une nage plus rapide, un relâchement des bancs et une dispersion verticale plutôt qu'horizontale (Hawkins *et al.*, 2014 ; Slotte *et al.*, 2004 ; Neo *et al.*, 2018 ; Ivanova *et al.*, 2020 ; Mauro *et al.*, 2020). Ainsi, dans le cas de battage de pieux, le rayon d'incidence varie de 300 m à 1,4 km pour les poissons généralistes (Thomsen *et al.*, 2006). Le bruit produit par les navires peut également induire une réduction de la détection et de la capture des proies (Voellmy *et al.*, 2014), ainsi qu'une réponse moins importante à la présence de prédateurs (Simpson *et al.*, 2015). Le rayon d'incidence lié au bruit des éoliennes offshore en fonctionnement est limité à 4 m pour les poissons généralistes et spécialistes (Degraer *et al.*, 2009). Les différents bruits anthropiques perturbent également le comportement nuptial de nombreuses espèces, telles que les gobies ou les cichlidés (de Jong *et al.*, 2018a, 2018b).

### 3.1.4.3 Invertébrés

Les réponses comportementales à l'exposition d'une source sonore observées chez les invertébrés sont nombreuses.

Chez les crustacés, les comportements d'enfouissement et de déplacement sont réduits chez la langoustine (*Nephrops norvegicus*) en présence de bruits de bateaux et de battage de pieux (Solan *et al.*, 2016). Le bruit de bateau induit également une perturbation du comportement alimentaire et un ralentissement des réponses face à un prédateur chez le crabe vert (Wale *et al.*, 2013b). Cependant le déplacement et la recherche de nourriture ne semblent pas être affectés par les prospections sismiques chez le crabe des neiges *Chionoecetes opilio* (Morris *et al.*, 2018, 2020). Par ailleurs, le nombre de sons produits ainsi que leur amplitude chez les crevettes claqueuses (*Athanas nitescens*, *Alpheus macrocheles* et *A. glaber*) augmentent quand elles sont exposées à du battage de pieux (Spiga, 2016). Les auteurs suggèrent ainsi des changements comportementaux sans en évaluer les conséquences en termes de fonctionnement.

L'exposition à un bruit blanc intense (jusqu'à 142 dB (rms) re. 1 µPa entre 0 et 4 kHz) dans le milieu marin réduit le comportement alimentaire du crabe vert mais pas de la crevette grise (Hubert *et al.*, 2018). Ces différents travaux révèlent des effets complexes sur des interactions biologiques entre espèces benthiques sans qu'il n'y ait d'impact majeur en termes de mortalité directe.

Curieusement, des changements comportementaux ont aussi été récemment observés chez les crustacés soumis à des vibrations du substrat. En effet, le bernard l'hermite *Pagurus bernhardus* répond du simple battement de flagelle antennaire à la rétractation complète du corps dans la coquille (Roberts *et al.*, 2016 ; Roberts et Laidre, 2019a, 2019b), tandis que le crabe vert augmente son activité ainsi que son battement antennaire (Aimon *et al.*, 2021).

Chez les céphalopodes, les réponses comportementales des calmars et seiches sont représentées par des modifications brutales de la nage et la production de jets d'encre durant les premières secondes d'exposition à des bruits de battage de pieux et de prospections sismiques (Fewtrell et McCauley, 2012 ; Jones *et al.*, 2020, 2021). Il y aurait donc une « habituation » qui serait liée à une perte d'audition temporaire (Samson *et al.*, 2014) bien que cela n'ait pas été testé dans ces études.

Curieusement, les calmars exposés à du battage de pieux 24 h après la première exposition (équivalent de 500 m de la source soit 190-194 dB re. 1µPa avec des intervalles de 2 s environ entre 2 impulsions) montrent les mêmes types de réponse comportementale, suggérant un retour de l'audition (Jones *et al.*, 2020). La tolérance accrue des réponses d'alarme anti-prédateur pourrait altérer les capacités des calmars à fuir des prédateurs.

Chez les bivalves, le principal comportement observé en réaction à une exposition sonore est la modification de l'activité valvaire, pouvant aller jusqu'à la fermeture totale des valves.

Quand elles sont exposées à un bruit de bateau, l'huître creuse et la moule bleue réduisent leur ouverture valvaire (Charifi *et al.*, 2017 ; Wale *et al.*, 2019). Sur l'huître creuse *Magallana gigas*, Charifi *et al.* (2017) utilisent des valvomètres pour quantifier avec précision l'activité valvaire face à des fréquences sonores allant de 0.01 à 20 kHz. Les variables mesurées incluent le pourcentage d'individus stimulés, les changements de l'amplitude de l'ouverture des valves et des latences de réponse. Les auteurs trouvent que l'huître creuse réagit à des fréquences inférieures à 1 kHz avec des pics de fermeture sous 0.1 kHz. De plus, la vibration du substrat en conditions contrôlées entraîne une fermeture des valves chez la moule bleue entre 5 et 410 Hz, avec un pic de détection à 210 Hz (niveau d'accélération particulière : 0,55 m.s<sup>-2</sup> rms ; Roberts *et al.*, 2015). Il convient de noter que ces seuils sont dans la gamme connue des vibrations émises à proximité des opérations d'aménagement tel que le battage de pieux.

Solan *et al.* (2016) démontrent une diminution des activités de bioturbation en surface et de bio-irrigation plus profondément, en présence de bruits de bateaux et de battage de pieux chez la palourde japonaise (sans effet physiologique). Ces auteurs interprètent ces résultats comme une réponse typique de stress où les individus réduisent leur activité de surface, se déplacent au-dessus de l'interface eau-sédiment et ferment leurs valves, ce qui génère un arrêt de l'activité de filtration et réduit leur capacité à mélanger la surface sédimentaire.

Espèce	Battage de pieux (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)
<b>Mammifères Marins</b>			
Cétacés « basses fréquences »	A/M : 10 km <sup>(1)</sup>		
Cétacés « moyennes fréquences »	A/M : > 80 km <sup>(1)</sup>	A : 80 km M : 40 km <sup>(1)</sup> M : 14 km <sup>(2)</sup> M : 14-71 km <sup>(3)</sup>	
Cétacés « hautes fréquences »	A/M : 80-100 km <sup>(1)</sup>	A : 20 km M : 15 km <sup>(1)</sup>	A : 20-70 m, M : Non <sup>(4)</sup>
Pinnipèdes	A/M : 80-100 km <sup>(1)</sup>		
<b>Poissons</b>			
Généralistes	A/M : 80 km <sup>(1)</sup>		M : 1 km <sup>(5)</sup> M : 7-13 km <sup>(6)</sup> M : 4 km <sup>(1)</sup>
Spécialistes	A/M : 80 km <sup>(1)</sup>		M : 25 km <sup>(6)</sup> M : 4 km <sup>(1)</sup>

**Tableau 8 Périmètres au sein desquels les différentes sources sonores peuvent masquer la communication et les interactions sociales. (A : Périmètre d'audibilité, M : Périmètre de masquage, A/M : les deux sont supposés identiques). Données issues de (1) Thomsen *et al.*, 2006 ; (2) Erbe, 2002 ; (3) Erbe et Farmer 2000 ; (4) Tougaard *et al.*, 2009a ; (5) Kikuchi 2010 ; (6) Wahlberg et Westerberg, 2005.**

### 3.1.5 Masquage

Il y a masquage lorsqu'un signal d'intérêt ne peut pas être efficacement détecté ou reconnu par un récepteur. La capacité de masquage dépend des caractéristiques du bruit masquant (niveau, bande de fréquence, durée).

L'analyse qui suit repose sur les données de 46 publications concernant 18 espèces de mammifères marins et plus de 15 espèces de poissons. Le Tableau 8 en présente une synthèse. Les études proposent des distances auxquelles les différentes sources sonores peuvent induire un masquage des communications et donc perturber les interactions sociales, voire la défense face à des prédateurs. Les distances d'audibilité de ces sources sont généralement considérées comme identiques voire légèrement supérieures, sans que les sources sonores perturbent les animaux.

#### 3.1.5.1 Mammifères marins

Les différentes études montrent une diminution de l'espace de communication en présence de bruits anthropiques (effet du point de vue de l'émetteur du son ; Clark *et al.*, 2009), ainsi qu'une réduction de l'espace d'écoute (effet du point de vue du récepteur du son ; Pine *et al.*, 2018). Cela est dû à un recouvrement des chants ou vocalisations (Au et Green, 2000). Ces bruits induisent alors une modification des caractéristiques de communication (durée, fréquence, nombre) – chants des baleines (cétacés « basses fréquences » ; Miller *et al.*, 2008) ou vocalisations des dauphins ou bélugas (cétacés « moyennes fréquences » ; Goold et Fish, 1998 ; Scheifele *et al.*, 2005) –, voire un arrêt des signaux impulsifs chez le marsouin lors d'un battage de pieux (cétacé « hautes fréquences » ; Thomsson *et al.*, 2010).

Les distances de masquage peuvent varier suivant le type de production sonore de l'animal (David, 2006). Ainsi, la distance de masquage pour le grand dauphin est de 40 km pour des clics d'écholocation, de 10 à 15 km pour des sifflements à 9 kHz, de 5 km pour des clics à 50 kHz et de 800 m pour des clics à 115 kHz.

### 3.1.5.2 Poissons

Les poissons montrent en présence de bruit des difficultés à détecter leurs congénères et à communiquer avec eux (Luczkovich *et al.*, 2016 ; Pine *et al.*, 2020 ; Zhang *et al.*, 2021).

Codarin *et al.* (2009) se sont intéressés à l'impact du bruit ambiant et du bruit de navire sur trois espèces de poissons (*Chromis chromis*, *Sciaena umbra*, *Gobius cruentatus*) représentatives de familles de différentes capacités auditives. Ces poissons produisent des sons dans la bande de fréquence du bruit de navire. Les résultats de l'étude montrent que le bruit généré par un bateau à moteur de plaisance impacte la communication acoustique des poissons en masquant les vocalisations conspécifiques. La distance de détection de ces vocalisations est réduite de 10 à 100 fois suivant les espèces de poissons.

#### 3.1.5.3 Invertébrés

L'effet du masquage acoustique par les bruits d'origine anthropique sur les invertébrés marins n'a quasiment pas été étudié, alors que certaines espèces sont capables de produire des sons pour communiquer entre individus. Les homards produisent des bourdonnements basses fréquences (aux alentours de 100 Hz) lors de rencontres agonistiques entre mâles (Jézéquel *et al.*, 2020b), ce qui correspond aux bandes de fréquences générées par les bruits de bateaux. Une étude a récemment démontré qu'il existe un masquage acoustique possible de ces bourdonnements lors de rencontres agonistiques entre individus mâles par les bruits de bateaux de plaisance en rade de Brest en Bretagne (Jézéquel *et al.*, 2021). En présence de ces bruits de bateaux, les homards produisent significativement plus de bourdonnements comparés aux périodes sans bruit de bateaux. Ce résultat s'expliquerait par une compensation vocale des homards qui ne peuvent pas s'entendre lorsque ces bruits de bateaux sont présents et masquent leur communication acoustique (Jézéquel *et al.*, 2021). L'impact à long terme de ce masquage acoustique n'est pas encore connu.

## 3.2 IMPACT SUR LE DÉVELOPPEMENT LARVAIRE ET LE RECRUTEMENT DES INVERTÉBRÉS

La description des impacts des sons anthropiques sur les stades larvaire, paralarvaire et juvénile d'invertébrés fait l'objet d'une section dédiée car les études couplent très souvent des données sur la mortalité, le développement ontogénique et le comportement qu'il convient d'appréhender ensemble.

Les impacts acoustiques peuvent s'exprimer tout au long du cycle de vie des invertébrés marins dont les deux tiers des espèces possèdent un cycle de vie benthoplanctonique (Thorson, 1961), c'est-à-dire possédant un stade larvaire pélagique plus ou moins long, à l'exception des mollusques céphalopodes qui pondent sur des substrats variés (cycle holobenthique).

### 3.2.1 Faune vagile

La faune vagile regroupe les animaux aquatiques qui se déplacent en rampant sur le fond.

#### Céphalopodes

Appliquant le même protocole que pour des adultes (deux heures d'exposition avec un sinus glissant de 50 Hz à 400 Hz de 157 dB re. 1  $\mu$ Pa), Solé *et al.* (2018) testent les impacts sur les juvéniles de seiche (*Sepia officinalis*) et paralarves de calmars (*Illex coindetii* et *Loligo vulgaris*) qui sont en développement dans les capsules des œufs (*hatching*). L'observation de leur épithélium sensoriel (statocystes) juste après l'exposition au son ou 24 heures plus tard révèle après 2 heures des lésions majeures, dont le niveau correspond à celui observé précédemment chez les adultes au bout de deux jours. La seiche semble plus sensible que les calmars, ces derniers subissant des dommages moins sévères après 24 heures.

#### Langoustes

Quelques références sur les impacts des bruits associés aux prospections sismiques (SEL de 185 dB re. 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s) sur la langouste *Jasus edwardsii* ne montrent aucun effet délétère sur le développement larvaire jusqu'au stade compétent (Day *et al.*, 2016).

#### Zooplancton/copépodes

Il convient de mentionner deux études plus générales sur les impacts de bruits anthropiques sur le zooplancton ou quelques-unes de ses composantes permanentes (copépodes, krill, etc.) car les larves d'invertébrés s'y retrouvent temporairement (méroplancton). Fields *et al.* (2019) réalisent une expérience *in situ* sur les impacts des canons à air sismiques sur les *Calanus spp.* tandis que McCauley *et al.* (2017), par une stratégie d'échantillonnage *in situ*, estiment que le zooplancton subit des impacts majeurs (copépodes et

*cladocera* notamment, mais aussi mortalité de masse pour les larves de krill) lors des prospections sismiques. L'impact des bruits d'aménagement sur ce compartiment ne semble pas avoir fait l'objet d'étude.

### 3.2.2 Faune benthique

La faune benthique regroupe les organismes aquatiques vivant à proximité du fond des mers et océans, des lacs et cours d'eau.

#### Épifaune sessile (balanes, moules)

L'épifaune sessile regroupe les organismes benthiques qui vivent attachés au substrat et ne se déplacent pas.

Les balanes constituent depuis des décennies un modèle d'étude de choix pour les recherches en écologie larvaire en raison, notamment, de leur rôle majeur dans le *fouling* des coques de navires.

Il y a plus de trois décennies, Branscomb et Rittschof (1984) démontrent que la fixation primaire (*settlement*) de jeunes stades cypris élevés d'*Amphibalanus amphitrite* (anciennement *Balanus amphitrite*) est quasiment inexistante quand ils sont soumis à un bruit basse fréquence (30 Hz, mais pas de niveau spécifié). En testant sur les larves prélevées dans le plancton, ils mettent en évidence des retards de métamorphose jusqu'à près de 2 semaines. Sur la même espèce, Guo *et al.* (2012) testent l'impact d'ultrasons en continu (même amplitude de 5 kPa et amplitude de vibration du substrat de 10 nm, mais fréquence variant entre 23, 63 et 102 kHz) pendant 24 h sur l'écologie larvaire. Ils observent que seule la fréquence de 23 kHz réduit significativement la fixation primaire des larves cypris. Ils démontrent en outre que le même effet *antifouling* peut être obtenu avec un son discontinu (5 min puis 20 min de pause à 20-25 kHz).

L'approche de Choi *et al.* (2013) est à la fois classique, car elle consiste à mettre en place en mer des collecteurs (panneaux PZT : céramiques piézoélectriques) pour estimer la dynamique de *fouling* sur 3 mois, et très originale, car ces auteurs testent l'effet de vibration de ces plaques à des vitesses et basses fréquences variées (70 à 445 Hz). Les balanes *Amphibalanus variegatus* et *Elminius sp.* sont les seules espèces sensibles à ces vibrations, avec des taux de fixation réduits au-delà de 260 Hz, l'amplitude de vibration étant un facteur d'inhibition, alors que les fréquences de 70 à 100 Hz n'ont eu aucun effet sur leur taux de fixation. Cette étude révèle en outre que les autres composantes classiques de l'épibiose sessile (polychètes, bryozoaires, ascidies et algues) ne sont pas affectées par ces vibrations basses fréquences.

En réponse à des bruits de bateaux aquacoles réémis en aquarium, les larves compétentes de la moule bleue *Mytilus edulis* se fixent plus intensément après 67 h sur des substrats artificiels (Jolivet *et al.*, 2016), le taux de fixation primaire étant en outre multiplié par un facteur 4, culminant à 67 %, en présence simultanée de sons de bateaux et d'un ajout de picoplancton. Les auteurs de l'étude suggèrent que les larves de moules pourraient utiliser des sons basse fréquence pour sélectionner l'habitat naturel des adultes de moules, en zone battue.

Eggleston *et al.* (2016) montrent chez l'huître creuse *Megallana gigas* une stimulation de la fixation par des bruits préenregistrés de récifs naturels d'huîtres après quelques jours, l'impact des bruits d'aménagement n'étant pas estimé par ailleurs.

#### Epifaune vagile (décapodes marcheurs, gastéropodes, etc.)

L'épifaune vagile regroupe les organismes benthiques qui ont la faculté de se déplacer sur le substrat.

La seule étude se rapprochant des impacts de bruits d'aménagement sur les jeunes stades de la faune vagile est celle de Pine *et al.* (2012) avec des résultats identiques repris dans (Pine *et al.*, 2016). Les auteurs comparent les effets d'une hydrolienne (175 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1 m avec des pic d'intensité à 100, 800, 2 000, 5 000 et 8 000 Hz) et ceux de la base d'une éolienne en fonctionnement (154 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ @1m pour des vitesses de vents de 13 m/s). Par des expériences d'élevage (100 à 220 h) sur des larves mégaloopes des crabes *Austrohelice crassa* et *Hemigrapsus crenulatus*, des temps pour atteindre la métamorphose (*Time to metamorphosis* ou TTM) peuvent être estimés en fonction des traitements sonores. Les valeurs de TTM comparées à un traitement « silence » décroissent de 21-31 % pour un son ambiant enregistré en milieu estuarien naturel, à 38-47 et 46-60 % pour les traitements anthropiques, d'hydrolienne et d'éolienne respectivement. Cette réduction correspond classiquement à un effet positif en écologie larvaire, mais les auteurs suggèrent aussi que la composition spectrale est plus pertinente que le niveau sonore pour expliquer les résultats observés.

Pearson *et al.* (1994) ont conduit des expériences pour estimer les impacts de sons produits par des canons à air sur les jeunes stades larvaires (Stade II Zoé) du crabe *Cancer magister*. Après une exposition sur le terrain, les élevages au laboratoire ne révèlent pas de mortalité majeure, mais des effets très faibles impliquant des réductions de 7 ou 12 % aux stades II et IV respectivement. Cette observation est d'autant plus étonnante que les valeurs maximales du son ont atteint 231 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$ .

Nedelec *et al.* (2014) ont conduit une étude concernant l'exposition sur 5 jours à des bruits de bateaux de plaisance sur le lièvre de mer *Stylocheilus striatus*. L'étude démontre des effets négatifs de sons modérés (inférieurs à ceux observés à proximité des aménagements d'énergies marines renouvelables) sur le développement des embryons (-21 %) et sur la survie des jeunes larves en couvain (*hatching*, -22 %).

Aguilar de Soto *et al.* (2013) montrent également des impacts négatifs de l'exposition à des niveaux élevés de tirs sismiques (SEL de 161-165 dB RMS re. 1  $\text{mPa}^2\text{s}$ ) sur le développement larvaire des *Pecten novaezelandiae*, qui induit des retards de métamorphose et des malformations (46 %) au stade véligère D.

Aucun article ne concerne les impacts d'aménagement d'énergies marines renouvelables sur les jeunes stades de développement des mollusques.

#### Endofaune (bivalves)

L'endofaune regroupe les animaux marins benthiques vivant à l'intérieur du substrat (vase, sable, etc.).

Il n'existe pas de littérature sur ces modèles biologiques, en dehors du travail d'Eggleston *et al.* (2016) sur le bivalve *Mercenaria mercenaria*, qui ne montre aucune stimulation de la fixation primaire sous influence de sons naturels de récifs d'huîtres ou de fond sableux.

## 3.3 ZONATION DES EFFETS

En fonction des caractéristiques du son émis (puissance acoustique, bande de fréquence), des caractéristiques du système de réception et de sa position par rapport à la source, les effets des sons sur les animaux marins varient de la simple gêne à des traumatismes pouvant provoquer une mort immédiate ou différée.

Le niveau sonore reçu étant fonction de la distance à la source, certains effets ne sont observés qu'à proximité de la source. Kikuchi *et al.* (2010) définissent les zones pour lesquelles les différents effets sont susceptibles d'être observés :

- Zone d'audibilité : aire à l'intérieur de laquelle une espèce est capable de détecter la présence de l'émission sonore. C'est la zone d'influence la plus étendue, pouvant couvrir une aire assez importante ;
- Zone de masquage : aire dans laquelle le bruit est suffisamment fort et/ou possède des caractéristiques telles qu'il peut interférer avec la détection d'autres signaux d'intérêt pour l'espèce. En fonction de l'espèce considérée, cette zone peut correspondre à la zone d'audibilité (Kikuchi *et al.*, 2010) ;
- Zone de réactivité : aire dans laquelle un changement de comportement est observé chez l'animal après réception de l'émission sonore. Ce changement de comportement peut

survenir même à des niveaux sonores faibles, entraîner des réactions d'évitement, couvrir une large aire océanique et par conséquent affecter des populations entières (Norro *et al.*, 2010 ; Nedwell *et al.*, 2012) ;

- Zone de traumatisme : aire dans laquelle le son est assez fort pour provoquer des lésions du système auditif. Ces lésions provoquent une modification temporaire ou permanente de l'audition, des blessures physiologiques pouvant conduire à la mort immédiate ou différée. Cette zone est généralement située dans le voisinage immédiat de la source.

Toutes les zones ont leur importance écologique. La zone de traumatisme impacte directement et à court terme les individus, ses effets sont directement visibles. Les zones de masquage de la communication et de dérangements comportementaux ont des effets peu visibles à court terme, mais peuvent entraîner des perturbations sur le long terme à l'échelle des populations (réduction du succès reproducteur, de l'efficacité de la chasse, augmentation des hormones de stress, développement de maladies). Ces effets cumulés sont souvent combinés à ceux d'autres pressions.

## 4 | MÉTHODES DE RÉDUCTION DES IMPACTS

Les retours d'expériences sur les projets d'énergies marines renouvelables ont permis de mettre en évidence l'impact prépondérant des opérations de battage de pieux. Afin de diminuer l'impact acoustique de cette phase, plusieurs approches et méthodes ont été proposées et testées depuis le début des années 2000. Ces méthodes peuvent aussi être pertinentes pour réduire l'impact d'autres types de travaux (forage, dragage, enrochement, etc.).

Les méthodes de réduction des impacts des émissions sonores peuvent être classées en trois catégories (Koschinski et Ludemann, 2013 ; Van den Akker et Van der Veen, 2013) :

- les méthodes de réduction du niveau sonore à la source, qui modifient la technique de battage de pieux pour réduire le niveau sonore émis ;
- les méthodes d'atténuation de la propagation acoustique, qui impliquent de mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau transmis ;
- les dispositifs d'éloignement des espèces, qui visent à faire s'éloigner de la source les espèces sensibles, notamment les mammifères marins.

Le Tableau 9 résume les connaissances dont on dispose sur le sujet et qui sont détaillées dans les sections suivantes.

Type de méthode de réduction d'impact	Dispositif de réduction d'impact sonore	Niveau de maturité (faible, moyen, bon)	Réduction d'impact sonore
Réduction	Modification des caractéristiques du battage de pieux (prolongation de la durée d'impulsion)	Faible	Jusqu'à 9 dB crête (Elmer <i>et al.</i> , 2006)
Atténuation	Rideau de bulles ( <i>Bubble curtain</i> )	Bon	Jusqu'à 14 dB crête autour de 2 kHz (Koschinski et Ludemann, 2013) Jusqu'à 15-25 dB SEL, maximum de réduction entre 1 et 5 kHz (Wilke <i>et al.</i> , 2012)
	Filet équipé de ballons remplis d'air ( <i>Hydro Sound Damper</i> )	Moyen	9 dB SEL en moyenne et maximum de 19 dB entre 100 Hz et 2 kHz (Bruns <i>et al.</i> , 2014)
	Bloc isolant ( <i>Isolation casing</i> )	Moyen	Jusqu'à 17 dB SEL, maximum de réduction entre 600 Hz et 4 kHz (Koschinski et Ludemann, 2013)
Éloignement	Batardeau ( <i>Cofferdam</i> )	Moyen	Jusqu'à 23 dB SEL, maximum de réduction entre 100 Hz et 500 Hz (Koschinski et Ludemann, 2013)
	Démarrage progressif ( <i>Soft-start</i> )	Faible/moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue
	Dispositifs de dissuasion sonore ( <i>Acoustic harassment device</i> )	Faible/moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue

Tableau 9 Niveau de maturité et niveau de réduction sonore des différents dispositifs de réduction d'impact sonore : méthodes de réduction du niveau sonore à la source, méthodes d'atténuation de la propagation acoustique ; dispositifs d'éloignement.

### 4.1 MODIFICATION DES CARACTÉRISTIQUES DU BATTAGE DE PIEUX

À l'heure actuelle, il n'existe aucune mesure *in situ* concernant la modification des caractéristiques du battage de pieux, nous ne disposons que de résultats issus de simulations. Elmer *et al.* (2006) ont par exemple démontré que prolonger la durée d'un coup de marteau et la durée de contact (impulsion de 8 m/s au lieu de 4 m/s) peut réduire de 9 dB le niveau sonore et permet de décaler le maximum d'énergie à des fréquences plus basses, moins impactantes pour les mammifères marins.

Les auteurs suggèrent aussi que des coussins peuvent être installés sur le pieu pour augmenter la durée d'impulsion et minimiser la transmission sonore. Quant à Matuschek et Betke (2009), ils suggèrent d'utiliser un vibreur pour enfoncer les pieux par vibration et mentionnent dans ce cas 30 dB de réduction dans la bande de tiers d'octave centrée sur 200 Hz par rapport à la méthode classique de battage de pieux par impact.

Phoque gris, « *Halichoerus grypus* » et un veau marin, « *Phoca vitulina* », dans le port de Saint Pierre.

© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque

## 4.2 ATTÉNUATION DE LA PROPAGATION ACOUSTIQUE

Trois grandes approches sont proposées pour atténuer le bruit des opérations de battage de pieux, consistant à entourer le pieu d'un rideau de bulles, d'un filet rempli de ballons d'air ou d'un bloc isolant.

### 4.2.1 Rideaux de bulles

Les résultats de tests *in situ* peuvent conduire à préconiser la méthode du rideau de bulles. Cette méthode consiste à injecter de l'air comprimé dans l'eau à travers un anneau de tuyaux perforés entourant le pieu pour libérer des bulles d'air. La grande différence de densité et de célérité entre l'eau et l'air crée une disparité d'impédance. Les bulles d'air modifient la compressibilité de l'eau et modifient ainsi la vitesse de propagation du son. La stimulation des bulles de gaz à leur fréquence de résonance réduit l'amplitude des ondes sonores par dispersion et absorption.

Les interactions entre la multitude de bulles d'un rideau augmentent la réduction sonore. Koschinski et Ludemann (2013) synthétisent des résultats de tests *in situ* de grands rideaux de bulles (voir Tableau 10) qui ont abouti à des réductions

du bruit entre 11 à 15 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL) autour de 2 kHz. Matuschek et Betke (2009) mentionnent que l'inconvénient majeur du rideau de bulles est le courant (souvent supérieur à 1 m/s en mer du Nord alors que la vitesse de remontée des bulles est de 0,3 m/s). La solution proposée pour remédier à ce problème est le rideau de bulles confiné (Nehls *et al.*, 2007) : un tube en acier entoure le pieu et le rideau de bulles est généré entre la paroi du tube et le pieu (Wilke *et al.*, 2012). Lucke *et al.* (2011), sur un chantier portuaire au Danemark, ont testé l'efficacité d'un rideau de bulles à diminuer le niveau sonore lors du battage de pieux et à minimiser les réactions comportementales des marsouins communs. Une atténuation de 13 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL) avec le rideau de bulles est obtenue, avec un maximum d'atténuation entre 500 Hz et 2 kHz. Aucune réaction d'évitement des marsouins (augmentation de la vitesse de nage et sauts) n'a été observée après l'installation du rideau de bulles. Enfin, Wilke *et al.* (2012) obtiennent une réduction de 25 dB dans la bande de fréquence 1-5 kHz qui est sensible pour les mammifères marins et sur le site de Brodten Ost en Allemagne. Les rideaux de bulles se sont montrés efficaces pour réduire l'impact (réaction d'évitement) des activités de battage sur les marsouins (Nehls *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017).

Localisation du test	Caractéristiques du rideau de bulles	Réduction du bruit	Année du test Référence
Plateforme de recherche EMR de FINO 3, 80 km à l'ouest de l'île de Sylt en Mer du Nord, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne.	Forme hexagonale à 70 m du pieu (monopieu de 4,7 m)	Réduction de 12 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s (SEL)/14 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ (crête) autour de 2 kHz	2008 Griebmann <i>et al.</i> (2009)
Parc éolien offshore Borkum West II, 45 km au nord de l'île de Borkum en mer du Nord, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne.	Forme ovale à 70-90 m du pieu (tripode de 2,5 m)	Réduction de 11-15 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s (SEL)/8-13 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ (crête) autour de 1.5-2 kHz	2011-2012 Bellmann (2012)

Tableau 10 Résultats de tests d'un grand rideau de bulles *in situ*, adapté de Koschinski et Ludemann, 2013.

### 4.2.2 Filets équipés de ballons remplis d'air (Hydro sound damper)

L'*Hydro Sound damper* (HSD ou « atténuateur sonore hydro ») utilise des filets avec des ballons élastiques remplis d'air et des éléments en mousse (grande dissipation) pour réduire le bruit continu et le bruit impulsif. La fréquence de résonance et de réduction sonore maximum est contrôlée : elle est inversement proportionnelle au diamètre des ballons (Elmer et Savery, 2014). En comparaison des rideaux de bulles, l'avantage de cette technique réside dans l'absence d'utilisation de compresseurs. Des tests en laboratoire avec des ballons de 6 cm de diamètre ont permis d'obtenir une réduction variant entre 20 et 30 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL) entre 200 Hz et 300 Hz (Koschinski et Ludemann, 2013). Les inconvénients identifiés sont que le système est coûteux et qu'il nécessite des conditions météorologiques clémentes lors de sa mise en place. Betke (2008) souligne que la faible réduction du bruit des premiers rideaux de bulles testés sur FINO 3 est due au courant de marée.

Le Tableau 11 synthétise des résultats de tests *in situ* de systèmes HSD qui ont abouti à des réductions du bruit entre 7 et 30 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL) dans diverses bandes de fréquences.

### 4.2.3 Bloc isolant et batardeau

Des tests *in situ* ont permis de constater que le fait d'entourer le pieu d'un tuyau en acier (bloc isolant) réduit le volume sonore de l'opération de battage. Par exemple des tests sur le site de Riffgat en mer du Nord ont abouti à une réduction sonore allant jusqu'à 17 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL), avec un maximum entre 600 Hz et 4 kHz (Koschinski et Ludemann, 2013). C'est la réflexion entre l'air, l'acier et l'eau qui permet l'isolation sonore (Koschinski et Ludemann, 2013). Certains systèmes incluent même des couches supplémentaires de mousse.

D'autres tests menés sur le site de Aarhus Bight avec un batardeau – bloc isolant mais sans air entre le pieu et la couche d'acier – ont également abouti à une réduction sonore allant

jusqu'à 23 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  s (SEL), avec un maximum entre 100 Hz et 500 Hz. Le batardeau peut être installé jusqu'à 45 m de profondeur (Koschinski et Ludemann, 2013).

La difficulté d'installation de ces deux dispositifs, en particulier à cause du poids de ballast nécessaire, est cependant un frein à l'utilisation de cette méthode (Matuschek et Betke, 2009).

Localisation du test	Réduction du bruit	Année du test Référence
Parc éolien offshore London Array au large de l'estuaire de la Tamise, au Royaume-Uni.	9-13 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s (SEL) dans la bande de fréquence 0-16 kHz 19 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s max (SEL) dans la bande de fréquence 100 Hz-2 kHz	2012 Bruns <i>et al.</i> (2014)
Parc éolien offshore London Array au large de l'estuaire de la Tamise, au Royaume-Uni. Parc éolien offshore Amrumbank West en mer baltique, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne.	10 dB-30 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s(SEL) avec un max dans la bande de fréquence 100-800 Hz	2011-2012 Elmer et Savery (2014)
Site expérimental de Brodten Ost en mer baltique, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne.	7-9 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s (SEL) dans la bande de fréquence 0-5 kHz 10 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ s max (SEL) dans la bande de fréquence 100-300 Hz 25 dB re. 1 $\mu\text{Pa}$ max autour de 5 kHz	2011 Wilke <i>et al.</i> (2012)

Tableau 11 Résultats de tests de filets équipés de ballons remplis d'air (HSD).

## 4.3 MÉTHODES D'ÉLOIGNEMENT DES ESPÈCES

La dernière méthode recensée visant à limiter l'impact des sons sur la faune marine consiste à induire la fuite des animaux avant que l'impact ne se produise. Ces tentatives d'évitement de l'impact ont essentiellement été réalisées chez les mammifères marins.

La méthode dite de « démarrage progressif » (*soft-start, ramp-up*) consiste à lancer progressivement la phase de travaux afin de laisser le temps aux mammifères de s'éloigner avant que les opérations atteignent leur pleine puissance : l'opération de battage de pieux s'amorce progressivement en augmentant peu à peu l'énergie du marteau de 10 % à 100 % afin de laisser le temps aux espèces de s'éloigner avant que le battage n'atteigne sa pleine puissance. Cette méthode d'éloignement est principalement utilisée pour le battage de pieux mais sa mise en œuvre est également envisageable pour des forages verticaux.

Robinson *et al.* (2007) décrivent les caractéristiques de ce démarrage graduel de battage de pieux :

- augmentation progressive de l'énergie du marteau pendant 68 min : de 80 kJ à 800 kJ ;
- augmentation progressive du niveau sonore : + 12 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  crête-crête ;
- niveau sonore pleine puissance : 211 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  (crête-crête) à 57 m.

Les dispositifs de dissuasion sonore, ou répulsifs acoustiques (*pingers*), consistent à émettre des impulsions ou des signaux à modulation de fréquences pour faire fuir les animaux en dehors d'une zone où ils pourraient être exposés à des niveaux sonores élevés. Les caractéristiques de ces *pingers* (type de signal, fréquence, niveau d'émission) varient selon l'espèce de mammifère marin ciblée. Ils émettent des impulsions de durée variable et possèdent des niveaux sources estimés compris entre 150 et 205 dB (rms) re. 1  $\mu\text{Pa}$  @ 1 m (Awbrey et Thomas, 1987 ; Hildebrand, 2009).

Deux types de répulsifs, communément utilisés pour éloigner les mammifères marins des fermes aquacoles ou des filets de pêche, peuvent être utilisés pour faire fuir les animaux des zones de battage de pieux (Nehls *et al.*, 2014) : les *pingers*, qui émettent à un niveau généralement inférieur à 185 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  à 1 m entre 2,5 et 100 kHz, et les effrayeurs de phoques, qui émettent généralement autour de 185 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  à 1 m entre 8 et 17 kHz.

Bien que l'efficacité des *pingers* ait été mesurée, en particulier sur les marsouins communs (Olesiuk *et al.*, 2002, Kastelein *et al.*, 2006), la préoccupation principale concerne le phénomène d'accoutumance (Gordon et Northridge, 2002). Lopez *et al.* (2011) ont testé des répulsifs sur les grands dauphins avec les caractéristiques suivantes : segments tonaux de 1 200 m/s et 1 800 m/s, fréquences fondamentales entre 6,2 et 9,8 kHz, niveau sonore maximal à la source de 194 dB re. 1  $\mu\text{Pa}$  à 1 m. Lopez *et al.* (2011) présentent l'effet de *pingers* sur des grands dauphins en liberté à proximité d'une ferme aquacole : l'activation du *pinger* n'a pas eu d'effet significatif et immédiat sur la présence des dauphins, leur distance au *pinger*, la taille du groupe ou le temps passé dans la ferme aquacole. Les auteurs suggèrent également que la présence de dauphins à proximité de la ferme aquacole pourrait augmenter avec l'utilisation de *pingers*. En effet, les animaux peuvent associer le son des *pingers* à une source de nourriture disponible facilement.

Nehls *et al.* (2014) font remarquer qu'il n'y a pas de retour d'expérience concernant l'efficacité sur les phoques des répulsifs leur étant destinés. On soupçonne que les marsouins réagissent plus fortement aux effrayeurs qu'au bruit de battage lors de l'utilisation de rideaux de bulles, ce qui nécessite une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments (Dähne *et al.*, 2017 ; Graham *et al.*, 2019).

De nouveaux répulsifs type FaunaGuard sont en cours de développement (Voss, 2021).

## 5 | IMPACT SONORE, CONSERVATION ET LÉGISLATION

*Cette partie aborde la question de la conservation des populations de mammifères marins, de poissons et d'invertébrés soumis au bruit anthropique sous l'angle législatif. Elle présente la réglementation européenne et française encadrant l'impact du son dans les activités marines (directive-cadre européenne de 2008 DCSMM ; Plan d'action pour le milieu marin de 2012 PAMM), les principaux moyens de préservation et de protection (plan d'action, protection, réseau Natura 2000), ainsi que la manière dont une étude d'impact acoustique pour un projet d'énergie marine renouvelable (EMR) se déroule.*

*Sont ainsi présentés les principes de base (définition du bon état écologique, détermination de différents descripteurs) émanant des textes de lois et amenant aux conditions à respecter en matière de protection par rapport aux impacts sonores. Considérant que les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement des EMR faisant l'objet d'une étude d'impact doivent être rendus compatibles avec les objectifs du PAMM, la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des EMR.*

*Le cadre réglementaire est assez clair mais, de l'analyse des incidences des projets, il ressort que le manque de connaissances sur les espèces, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin est criant : l'impact acoustique apparaît clairement aujourd'hui comme l'un des plus difficiles à établir et à démontrer. Par ailleurs, les études de l'impact d'un projet en mer doivent impérativement traiter de l'incidence du projet non seulement sur la biodiversité mais aussi sur la pêche professionnelle et sur la ressource halieutique. Elles doivent également prendre en compte le contexte environnemental local, avec l'intégralité des pollutions sonores préexistantes, pour permettre un débat public non biaisé.*

### 5.1 RÉGLEMENTATION EUROPÉENNE ET FRANÇAISE ENCADRANT L'IMPACT DU SON DANS LES ACTIVITÉS MARINES

#### 5.1.1 Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »

La Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM, 2008/56/CE) est une directive européenne qui considère le milieu marin comme « un patrimoine précieux qu'il convient de protéger et de préserver ». Les principaux objectifs de la directive sont de maintenir et de préserver la diversité biologique et la dynamique des océans et des mers.

Dans le cadre de la transposition française de cette directive européenne, la France a repris la définition de la pollution du milieu marin (article L. 219-8 du Code de l'environnement) : « La "pollution" consiste en l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de déchets, de substances, ou d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines ou de sources lumineuses d'origine anthropique, qui entraîne ou est susceptible d'entraîner des effets nuisibles pour les ressources vivantes et les écosystèmes marins, et notamment un appauvrissement de la biodiversité, des risques pour la santé humaine, des obstacles pour les activités maritimes, et notamment la pêche, le tourisme et les loisirs ainsi que les autres utilisations de la mer, une altération de la qualité des eaux du point de vue de leur utilisation, et une réduction de la valeur d'agrément du milieu marin. »

La directive considère séparément les composantes impulsives et continues de la pollution sonore. Les bruits impulsifs

sont essentiellement générés par les activités de prospection sismique, de pétardement, de recherche scientifique ou encore de battage de pieux. Les bruits continus ne ciblent pour le moment que le trafic maritime.

L'arrêté du 9 septembre 2019 reprend les éléments définis pour l'évaluation du bon état écologique des eaux françaises. La méthodologie pour la pollution sonore y est présentée en annexe 1 : elle est reprise du rapport d'évaluation du deuxième cycle de la DCSMM sur la période 2012-2017 et fait suite aux travaux de l'évaluation initiale de 2012. Le bon état écologique y est défini de façon à ce que les risques de désertion des habitats, de surmortalité et de masquage des communications n'excèdent pas des seuils d'impact au niveau des populations marines. En l'état des connaissances, seuls les mammifères marins avaient été considérés, mais des modifications peuvent être envisagées avec les avancées scientifiques.

Lors de l'exercice d'évaluation du deuxième cycle, il n'avait pas été possible de conclure sur l'atteinte ou non du bon état écologique en raison de l'absence de valeurs seuils. Des groupes d'experts européens (Technical Group on Noise) et dans les conventions de mer (Intersessional Correspondance Group Noise pour la convention OSPAR et Joint Noise Working Group pour l'ACCOBAMS dans le cadre de la convention de Barcelone) travaillent à l'harmonisation des méthodes d'évaluation ainsi qu'à la définition des valeurs seuils.

Coquille de Saint-Jacques « Pecten maximus » sur l'île de Groix, au large de la Bretagne, dans l'océan Atlantique.

© Thierry PEREZ/CNRS Photothèque

Les effets préjudiciables potentiels du bruit anthropique sur la vie marine font aujourd'hui partie des préoccupations de la société civile (International Fund for Animal Welfare, 2008), de l'industrie (International Maritime Organisation, 2009) et des instances politiques (Florenz, 2004 ; Marine Mammal Commission, 2007). On observe progressivement la mise en place d'une réglementation nationale et internationale à ce sujet.

### 5.1.2 Cas particulier de la Marine Nationale

Historiquement pointés du doigt par l'opinion publique et les spécialistes, les militaires, et en particulier la Marine Nationale, ont mis en place des actions afin de limiter l'impact de leurs activités sur la faune marine. La problématique est connue et considérée de tous : il s'agit de prendre en compte le fait que les activités militaires, qu'il s'agisse d'exercices ou d'essais à la mer, ne se font pas (ou plus) en dépit de l'environnement voisin.

De manière plus spécifique, il est ici question de l'emploi des sonars actifs, dont les niveaux et les durées d'émission peuvent créer des dommages sur les animaux à proximité (voir la partie 3 du présent rapport). Si les caractéristiques de ces sonars sont proches de celles des sondeurs civils, une différence notable est la direction d'émission : les sondeurs civils émettent en direction du fond tandis que les sonars actifs cherchent à optimiser la portée horizontale. Les conséquences et les recommandations ne sont donc pas les mêmes pour ces deux types de systèmes.

La Marine Nationale française a mis en place des actions permettant d'assurer la continuité et la qualité de ses activités tout en s'inscrivant pleinement dans une problématique sociétale que les contributeurs à la défense nationale

ne sauraient ignorer. Le plan d'actions en question se décline en deux volets :

- étude d'impact et modèles d'habitat sur les zones d'essais (action préalable) ;
- monitoring et adaptation de la conduite des essais en direct (action continue).

Le premier volet s'inscrit dans une démarche préventive et engage la participation d'acteurs non militaires. La planification des activités doit par exemple permettre d'éviter les aires marines protégées (AMP) ou les zones référencées comme habitats (en particulier celles dont le seuil de densité de présence est supérieur à 0,5 individu pour 100 km<sup>2</sup>). En fonction du type de sonar utilisé, le dossier de préparation prévoit également le calcul des pertes de propagation permettant de définir *a priori* une distance d'arrêt des émissions en cas de risque d'impact sur les mammifères marins.

Le second volet conditionne quant à lui directement la vie des marins à bord des navires pendant les essais. Une veille multi-domaine (optique, optronique et acoustique) doit être maintenue. Elle implique le personnel qui, dès lors qu'une détection est effective, se charge de diffuser l'information à l'ensemble du bord. De manière générale, il s'agit également de garantir une possibilité d'échappatoire aux mammifères marins afin d'éviter les échouages. Au niveau du sonar actif, plusieurs recommandations sont par ailleurs applicables : les émissions doivent être réalisées à la puissance minimale requise, les émissions continues et l'emploi simultané de plusieurs sonars sont à éviter. Pour le cas des bâtiments de surface, si aucun calcul pour cette distance d'arrêt des émissions n'est disponible, la valeur référence de 3000 m est adoptée : les taux, durée et puissance d'émission doivent être réduits à moins de 3000 m d'un mammifère marin. La configuration nominale reprend lorsque l'animal a été détecté à une distance plus importante.

## 5.2 PRINCIPAUX MOYENS DE PRÉSERVATION ET DE PROTECTION

### 5.2.1 Plan d'action pour le milieu marin

La directive cadre européenne de 2008 a été transposée en France en 2012 par l'élaboration et la mise en œuvre d'un Plan d'action pour le milieu marin (PAMM). Il existe aujourd'hui un PAMM pour chacune des sous-régions marines : Manche-mer du Nord, mers Celtiques, Golfe de Gascogne, Méditerranée occidentale. Les PAMM se déclinent en cinq documents distincts : évaluation initiale, définition du bon état écologique, objectifs environnementaux, programme de surveillance, programme de mesures. La définition du bon état écologique repose sur la détermination de différents descripteurs dont le dernier (descripteur n°11) est défini de la manière suivante : « L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas

au milieu marin. » L'arrêté du 17 décembre 2012 donne des critères permettant de juger du bon état écologique pour ce descripteur 11. Trois conditions doivent être respectées de manière cumulative :

- les capacités de détection et communication acoustiques des grands cétacés ne doivent pas être altérées par les perturbations sonores anthropiques ;
- la fréquentation des zones fonctionnelles écologiques par les espèces sensibles aux perturbations sonores doit être préservée ;
- la surmortalité accidentelle directe ou indirecte due aux perturbations sonores anthropiques doit rester marginale.

Comme les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement faisant l'objet d'une étude d'impact doivent être rendus compatibles avec les objectifs du PAMM (article L.219-4 du Code de l'environnement), la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des énergies marines renouvelables.

### 5.2.2 Protection des espèces à l'échelle nationale

La protection nationale des espèces marines est très restreinte. Si elle englobe l'ensemble des mammifères et tortues, elle ne concerne que six espèces d'invertébrés et cinq espèces végétales. Cette liste est sans commune mesure avec celle des espèces terrestres protégées qui couvre pratiquement tous les groupes : près de 500 taxons végétaux terrestres et plus de 500 espèces d'oiseaux sont protégées à l'échelle nationale. Aujourd'hui sont protégés en mer :

- les mammifères marins (arrêté du 01/07/2011) et les tortues marines (arrêté du 14/10/2005) et leurs habitats respectifs ;
- 6 invertébrés et leurs habitats (arrêté du 20/12/2004) : patelle géante (*Patella ferruginea*), datte de mer (*Lithophaga lithophaga*), grande nacre (*Pinna nobilis*), nacre épineuse (*Pinna pernula*), grande cigale de mer (*Scyllarides latus*) et oursin diadème (*Centrostephanus longispinus*) ;
- 2 espèces végétales au niveau national (arrêté du 19/07/1988) : cymodocée (*Cymodocea nodosa*) et posidonie (*Posidonia oceanica*) ;
- 3 espèces végétales au niveau de la région PACA (arrêté du 09/05/1994) : zostère marine (*Zostera marina*), zostère naine (*Zostera noltii*), rupelle maritime (*Ruppia maritima*).

L'arrêté du 08/12/1988 protège quant à lui de nombreux poissons amphihalins (saumon d'Europe, alose, lamproie marine, etc.) mais cette protection est limitée aux sites de reproduction et aux œufs, ce qui revient à limiter la protection aux habitats en eau douce. Seul l'esturgeon d'Europe (*Acipenser sturio*) fait l'objet d'une protection totale (arrêté du 20/12/2004). Cette législation ne reflète en rien la rareté effective de certaines espèces marines ni leur extrême vulnérabilité dans un milieu marin qui est marqué par une forte pression anthropique.

### 5.2.3 Réseau Natura 2000

Le réseau Natura 2000 est au cœur de la politique européenne de conservation de la nature. Il a été mis en place en application des directives Habitats<sup>36</sup> et Oiseaux<sup>37</sup>, directives qui listent des habitats et espèces permettant de justifier la désignation de sites Natura 2000. Plus précisément, l'annexe II de la directive Habitats vise un certain nombre d'espèces marines. Outre certains mammifères marins et tortues, des poissons

amphihalins sont ici retenus : esturgeon d'Europe, grande alose, alose feinte, aphanus de Corse, lamproie marine, saumon atlantique. L'esprit de cette directive est de protéger des habitats en bon état et ainsi d'assurer la préservation d'un large cortège d'espèces.

Aujourd'hui, la France compte 213 sites Natura 2000 en mer pour une surface totale de 43 077 km<sup>2</sup>. L'Office français de la biodiversité est le référent national technique et scientifique de ce réseau. L'ensemble de ces sites correspond à 40 % des eaux territoriales françaises et à 11 % de la totalité des eaux françaises, sur lesquelles des mesures précises de préservation des habitats et espèces doivent être prises et évaluées. Ce réseau de sites s'enrichit des parcs nationaux, des parcs naturels régionaux, des réserves naturelles, des aires de protection de biotope, des parties du domaine public maritime confiées au Conservatoire du littoral, des parcs naturels marins, des zones de conservation halieutiques, des réserves nationales de chasse et de faune sauvage ayant une partie maritime ainsi que des aires marines protégées internationales.

### 5.2.4 Analyse des incidences des projets

En vertu de l'article L. 122-1 du Code de l'environnement (modifié par ordonnance le 3 août 2016), « Les projets qui, par leur nature, leur dimension ou leur localisation, sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine font l'objet d'une évaluation environnementale [...] et, pour certains d'entre eux, après un examen au cas par cas [...] ». Le tableau annexé à l'article R. 122-2 du Code de l'environnement (modifié par loi le 12 juillet 2010) précise les projets concernés, à savoir les installations en mer de production d'énergie et les lignes électriques sous-marines en haute et très haute tension. Ainsi, dans les faits, la majorité des installations d'énergies marines renouvelables font l'objet aujourd'hui d'études d'impact.

L'article L. 122-3 du Code de l'environnement (modifié par ordonnance le 3 août 2016) indique ce que doit contenir *a minima* cette étude : une description du projet, une description des incidences notables probables du projet, une description des mesures envisagées pour éviter, réduire et, si possible, compenser les incidences négatives notables probables. Ce contenu est également essentiel à l'aboutissement des réglementations au titre de la conservation et de la gestion du Domaine public maritime, au titre de la « Loi sur l'eau », au titre de « Natura 2000 », voire au titre des « espèces protégées » dans la mesure où les incidences sur le milieu marin y sont expressément visées.

Il faut intégrer ici le fait que l'étude de l'impact d'un projet en mer doit impérativement traiter de l'incidence du projet non seulement sur la biodiversité mais aussi sur la pêche professionnelle et donc sur la ressource halieutique. Cela

<sup>36</sup> Directive 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

<sup>37</sup> Directive 2009/147/CE concernant la conservation des oiseaux sauvages.

peut conduire à mener une réflexion sur des groupes aussi divers que les poissons, les crustacés, les céphalopodes, les bivalves, les échinodermes, etc. Pour mesurer cet impact, il faut pouvoir juger de l'effet de la perturbation sur l'ensemble du cycle de vie de ces espèces (œufs, vie larvaire, croissance, reproduction, etc.).

L'autorisation d'un projet n'est finalement accordée par l'autorité compétente qu'après la prise en considération des données de l'étude d'impact, de l'avis de l'autorité publique compétente en matière d'environnement et du résultat de la consultation publique mise en œuvre. La démarche s'organise autour des trois axes qui doivent orienter tout projet. Il faut par ordre de priorité « Éviter, Réduire, Compenser » :

- l'évitement est généralement réalisé en amont (choix du

- site de projet, choix des méthodes de travaux, choix de la période des travaux, etc.) ;
- la réduction des incidences passe par une connaissance des niveaux d'acceptation des espèces des différents seuils acoustiques et par l'application de méthodes visant à diminuer l'impact sonore (rideaux de bulle, augmentation progressive du bruit, etc.) ;
- la compensation des incidences en milieu marin est aujourd'hui encore très marginale contrairement au domaine terrestre.

Le cadre réglementaire est assez clair mais cette démarche nécessite une bonne connaissance des espèces et des incidences susceptibles de les atteindre alors que le manque de connaissances sur les espèces, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin est criant.

## 5.3 DÉROULÉ ACTUEL D'UNE ÉTUDE D'IMPACT ACOUSTIQUE EMR

### 5.3.1 Généralités

En France métropolitaine, les études d'impact sont aujourd'hui le plus souvent à la charge du maître d'ouvrage et des bureaux d'études, compagnies privées, qui sont mandatés pour élaborer, avant les travaux d'installation, les dossiers de demande d'autorisation dont les études d'impact constituent la pierre angulaire. Ces études d'impact couvrent un large champ thématique intégrant les activités humaines, les activités économiques (pêche), le paysage et l'ensemble des compartiments biologiques des écosystèmes considérés. Selon les textes de loi, l'impact doit être qualifié et quantifié.

Dans le champ nouveau des installations EMR en France, les maîtres d'ouvrage, les bureaux d'études et les nombreux services de l'État se sont trouvés face à un défi. Le milieu marin est souvent mal décrit, la sensibilité des espèces aux diverses perturbations rarement documentée alors même que les projets EMR sont souvent de grande ampleur.

Pour définir un impact, il faut prendre en compte de nombreux paramètres :

- Il faut connaître les espèces et les habitats présents dans l'espace d'influence du projet. Pour les espèces, idéalement, il faut avoir une idée précise des effectifs et des stades de vie concernés.
- Pour chaque pression (bruit, turbidité, réchauffement, etc.), il faut connaître la sensibilité de l'habitat, de l'espèce ou du groupe d'espèces concernés. Cela implique d'évaluer leur résistance à la pression mais aussi leur résilience car c'est en croisant les informations sur la sensibilité et sur la pression qu'il est possible d'estimer l'impact du projet.

- Il faut aussi intégrer l'enjeu lié à l'espèce ou à l'habitat, c'est-à-dire leur rareté à différentes échelles (locale, régionale, nationale, européenne) ainsi que le statut de protection et l'état de conservation des populations. Actuellement, seules certaines espèces emblématiques sont prises en compte : notamment, en Manche/Atlantique, aucun invertébré n'est protégé en dehors des espèces pêchées.
- Ensuite, il faut intégrer l'intensité, l'étendue, la durée, et la fréquence de l'effet.

L'impact est alors qualifié et quantifié par pression, par espèce ou groupe d'espèces voire par habitat.

Le maître d'ouvrage est tenu, à partir de cette analyse, de mettre en œuvre une démarche visant à « Éviter, Réduire, Compenser » l'impact. L'évitement peut conduire à modifier le projet ou son planning. La réduction porte généralement sur le processus travaux : le projet est modifié jusqu'à ce que l'évitement et la réduction permettent de considérer qu'il n'y a pas d'impact significatif sur des espèces ou des habitats à enjeux. S'il n'est pas possible d'éviter un tel impact, le maître d'ouvrage doit mettre en œuvre des mesures compensatoires.

Dans le cas particulier des projets EMR la construction des dossiers et leur instruction courent sur trois ans au moins et peuvent durer cinq années.

### 5.3.2 Difficultés récurrentes

Globalement, il est complexe d'établir une aire d'étude parfaitement adaptée. Par exemple, la modélisation de la propagation du son, qui implique de connaître les processus travaux, peut être disponible après l'étude de certains compartiments

biologiques. Cela impose de retenir une aire d'étude assez vaste pour intégrer un principe de précaution. Pour presque toutes les pressions, l'effet sur les espèces animales est peu renseigné dans la littérature scientifique. La recherche académique porte sur certains paramètres, couvre un faible éventail d'espèces et pratiquement jamais l'ensemble du cycle de vie. Ces remarques sont particulièrement vraies pour les espèces d'invertébrés benthiques, ensemble écosystémique qui contient beaucoup d'espèces à intérêt commercial. Dans ce contexte, il est aujourd'hui délicat de définir des niveaux d'impact scientifiquement justifiés et les avis émis par les différents services instructeurs peuvent être assez contradictoires. Ceci génère des difficultés qui dépassent la responsabilité établie du pétitionnaire.

L'impact du son des EMR rentre dans cet ensemble car la prise en compte de cet impact est récente : il est peu renseigné et centré sur un nombre limité d'espèces. La société doit mobiliser ses scientifiques pour que l'étude de l'impact repose sur des bases solides, pour que les méthodes soient clairement définies et pour que l'ensemble des parties prenantes mènent une réflexion sur l'acceptabilité des projets qui repose sur une analyse factuelle et non sur une interprétation des données disponibles.

Par ailleurs, la fragmentation de l'analyse par espèce ou groupe d'espèces et par pression du projet peut biaiser l'estimation de l'impact du projet à l'échelle du biotope et de l'écosystème.

Les autorisations des projets, lorsqu'elles sont accordées, imposent des suivis de l'impact effectif de l'installation sur divers compartiments et sur une durée qui correspond à la vie du projet. Ceci pourrait être riche d'expérience mais la règle aujourd'hui est de suivre les seuls espèces et paramètres décrits dans l'étude d'impact. Cela conduit à suivre par exemple l'impact du projet sur le recrutement larvaire ou post-larvaire de bivalves d'intérêt commercial, mais pas celui d'autres activités, comme l'introduction d'espèces, l'eutrophisation, la pêche à la drague et au chalut, sur ce même compartiment. Le maître d'ouvrage est ainsi tenu de mesurer un effet qui peut être d'un ou de plusieurs ordres de grandeur inférieur à celui d'une autre pression qui elle-même varie en intensité au cours du temps. Ce biais peut conduire à des conclusions potentiellement erronées parce que l'effet mesuré est en pratique impossible à décorrélérer de l'ensemble des pressions.

Aujourd'hui les études réglementaires des EMR souffrent d'un manque de connaissances et de recherches adaptées. Il est très difficile d'estimer la responsabilité effective des porteurs de projet quant à la conservation du patrimoine naturel et l'impact acoustique apparaît comme l'un des plus difficiles à établir et à démontrer.

### 5.3.3 Éclairer le débat public

Les projets EMR sont ouverts au débat public. Lors de l'enquête publique, chacun peut s'exprimer sur le dossier d'étude d'impact qui doit donc apporter une vision honnête et complète des enjeux, pressions et effets tout en les replaçant dans le contexte du ou des écosystème(s) considéré(s) et dans l'environnement considéré.

Malheureusement, ces études d'impacts traitent du bruit généré lors de l'installation et l'exploitation des projets EMR et ignorent largement les effets de la pollution sonore chronique préexistante. Il y a là une carence méthodologique qui biaise le débat : le bruit de fond généré par le trafic maritime (transport, déplacement des bateaux de pêche, plaisance) est généralement bien mesuré mais des activités clés comme la pêche professionnelle ne sont pas prises en compte.

#### Exemple de la pêche à la coquille Saint Jacques

Prenons l'exemple de la pêche à la coquille Saint Jacques qui est source de conflit pour plusieurs projets déjà autorisés. Cette pêche est fortement réglementée et très bien documentée. Pour chaque gisement, elle n'est ouverte que quelques mois par an et seulement quelques heures par jour. Pour diverses raisons, il n'est pas fait de mesures (bruit, turbidité...) lors des périodes de pêche : peur de perte/destruction des hydrophones, capteurs, exclusion de la zone pendant la période d'ouverture dans le cadre des autorisations de déploiement des capteurs, risque de stigmatiser la profession. Pourtant, la pêche à la coquille concentre dans un périmètre restreint des dizaines de bateaux, qui, tous, traînent une ou plusieurs dragues. Le bruit généré par les moteurs et par les dragues est intense. Ceci dure plusieurs heures par jour et la période d'ouverture couvre plusieurs mois.

Il faut donc acter que le territoire du gisement de coquilles subit une pression sonore significative, caractérisée par des périodes d'émissions journalières longues et intenses s'étalant sur plusieurs mois. Ces caractéristiques rappellent celles du bruit des travaux de pose des éoliennes, même si des différences existent : le bruit des travaux de pose est clairement plus intense à la source que celui d'un bateau de pêche mais le nombre élevé de bateaux sur une zone de pêche soumet une large zone à une forte intensité sonore. Par ailleurs, l'impact des dragues est majeur sur les peuplements d'invertébrés et sur l'espèce cible (mortalité, blessures des jeunes coquilles).

Ces éléments ne sont pas renseignés dans les études d'impact, ce qui participe à la mauvaise information du public et des services de l'État car cela revient à ignorer, quand elle existe, une pression forte et régulière. Il ne s'agit pas ici d'incriminer les pêcheurs professionnels qui exploitent de plein droit le milieu marin, mais bien d'objectiver le débat sur l'impact effectif d'une activité nouvelle.

Cet exemple, centré sur un engin et une espèce cible, illustre la difficulté d'effectuer des études d'impact complètes et impartiales pour les projets EMR.

### **Contextualiser les études d'impact des projets éoliens**

Notons ici que ce type de biais consistant à mesurer l'impact d'un nouveau projet sans tenir compte du contexte est spécifique au milieu marin. Dans une étude d'impact terrestre, il est clairement demandé au porteur de projet de relativiser les impacts en intégrant le contexte et l'ensemble des pressions. De la même manière, la pollution lumineuse d'un projet ne saurait être abordée de la même façon en ville et en pleine campagne.

Dans le cas d'un projet EMR, cette pratique induit deux effets. Elle conduit, d'une part, à sous-estimer les pressions initialement subies par les organismes et donc à surestimer l'impact sonore du projet EMR. Elle amène, d'autre part, à considérer, à tort, la pollution sonore sous-marine liée à un projet EMR comme faisant pression sur un milieu vierge, ce qui renforce l'argumentaire contre les EMR et fausse le débat public.

Ainsi, les développeurs et les services de l'État sont souvent attaqués par des acteurs qui retiennent la pollution sonore due aux EMR comme principal impact sans tenir compte de la pollution acoustique générée par la pêche, ni même de l'impact direct par capture et destruction d'organismes. Dans ce contexte, les parties prenantes sont, faute de données et d'analyse, incapables de porter la contradiction et d'évaluer précisément l'impact relatif des EMR.

L'estimation de l'impact potentiel des projets éoliens doit prendre en compte le contexte environnemental local, incluant les bruits chroniques, ainsi que l'ensemble des activités historiques, notamment la pêche. Le monde de la recherche et les organismes experts doivent créer un cadre et fournir les données qui permettent un débat argumenté englobant l'ensemble des pressions que subit la faune marine autour des projets éoliens.

## 6 | LACUNES DE CONNAISSANCES ET BESOINS D'ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES



Néomysis, navire océanographique servant aux prélèvements, à côté d'une balise au large de la station biologique de Roscoff.

© Wilfried THOMAS/SBR/CNRS Photothèque

*La présente revue bibliographique montre que les connaissances relatives à l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine sont encore lacunaires malgré le nombre des travaux scientifiques et des études d'impact qui ont déjà été conduits. Cette partie identifie les sujets sur lesquels nous manquons de connaissances et les questions qui restent à étudier.*

Concernant l'**acoustique sous-marine**, des développements sont nécessaires pour aboutir à des produits standardisés de mesures et de modélisation de l'accélération particulière qui est une quantité centrale pour les études d'audition des crustacés et de certains poissons. À ce stade, l'accélération, qui se modélise comme un vecteur 3D, est souvent résumée en une quantité scalaire (par exemple, la puissance), ce qui revient à ignorer largement certaines propriétés du champ vectoriel comme la directionnalité ou la polarisation. Par ailleurs, pour modéliser la propagation sonore dans l'océan, il faut prendre en compte la propagation dans le plancher océanique : les modèles acoustiques doivent progresser pour intégrer les vibrations du sous-sol et mesurer leur impact.

Pour analyser et mesurer l'impact acoustique sur la faune marine, il est essentiel de comprendre **le fonctionnement et le rôle de la perception sonore des animaux marins** mais les connaissances font encore défaut pour de nombreuses espèces :

- Les connaissances sont très lacunaires concernant les invertébrés marins. On connaît mal leurs capacités auditives, notamment les mécanismes de réception sonore et les niveaux seuils en accélération particulière en fonction des bandes de fréquences audibles. Il n'y a pas de données seuils permettant de savoir quelle exposition au bruit a un impact (perte d'audition, changement de comportement, mortalité) sur les invertébrés marins en fonction de leur distance à la source sonore. Il y a également peu d'études sur la caractérisation des sons produits par les invertébrés marins : on comprend encore mal le rôle écologique des sons chez les invertébrés, les mécanismes de production sonore et les contextes dans lesquels les sons sont produits (communication intra- et inter-spécifique).
- Il existe peu d'études sur le rôle des vibrations du substrat pour la communication, notamment pour la faune benthique.
- En outre, on connaît mal les capacités auditives des oiseaux marins et des tortues marines et on n'a pas de connaissance sur les seuils d'impact létaux ou irréversibles de ces espèces. Seules quelques espèces d'oiseaux ont été étudiées à ce stade. Ces premières études suggèrent que les oiseaux marins ont une capacité de réception des sons à la fois en

milieu aérien et en milieu sous-marin et laissent penser qu'ils sont donc impactés par le bruit en mer. Les travaux sur les capacités auditives sur oiseaux marins nageurs et tortues marines doivent permettre d'identifier les seuils de bruit provoquant des pertes d'audition temporaires ou définitives.

Même si l'**effet des sons sur la faune marine** a fait l'objet de nombreuses études, la connaissance reste très incomplète sur certains volets :

- De façon globale, on dispose de très peu d'études d'impact chez les invertébrés marins en comparaison des poissons et mammifères marins. On n'a aucune connaissance sur les effets des bruits anthropiques aux différents stades du cycle de vie pélagique-benthique des invertébrés (de la phase larvaire à la phase adulte). La plupart des études d'impact publiées sont effectuées en laboratoire, ce qui en limite la portée. Elles sont effectuées en cuve où le champ acoustique complexe est rarement quantifié, ce qui rend difficile la comparaison des résultats de différentes études et hasardeuse leur interprétation en milieu marin. Par ailleurs, ces études utilisent des sources sonores émettant des bruits d'origine anthropique enregistrés dans le milieu marin ou des sons artificiels (p. ex. *chirps*). Il y a peu d'études exposant des invertébrés marins à une vraie source sonore anthropique (p. ex. bruit de bateau, prospection sismique, battage de pieux) en conditions réelles dans le milieu marin. On n'a d'ailleurs aucune connaissance sur le masquage acoustique de la communication sonore des invertébrés marins par des bruits d'origine anthropique tels que les moteurs de bateau qui sont des bruits continus.
- Mêmes si les mammifères marins ont été relativement bien étudiés, on manque de données et d'études sur les impacts potentiels au stade juvénile.
- Il faut étudier l'impact des différentes activités anthropiques sur les oiseaux marins et les tortues marines (communication, audition, comportements, etc.).
- Il est important d'élargir les études d'impact aux réseaux trophiques : en effet, les déplacements aux niveaux trophiques les plus bas (invertébrés, poissons) ont probablement des conséquences sur la chaîne alimentaire marine dans sa

totalité, y compris les mammifères marins et les oiseaux marins situés en haut des réseaux trophiques. Dans le cas des oiseaux marins en période de reproduction, du fait de leur restriction spatio-temporelle autour des colonies (nécessité de nourrissage régulier du poussin à terre), un déplacement des réseaux trophiques pourrait avoir des conséquences extrêmes sur les succès reproducteurs, et donc la survie des populations, et toutes les espèces d'oiseaux marins pourraient se retrouver impactées.

Les **études d'impact acoustique des projets éoliens offshore** doivent naturellement se poursuivre. On a trop peu de retours d'expérience et de mesures en conditions réelles. En particulier, on manque de recul concernant les installations éoliennes flottantes (construction, exploitation) et certaines espèces ont été trop peu étudiées du fait de la focalisation des recherches sur certaines espèces de mammifères marins et de poissons présentes en mer du Nord et en mer Baltique. Plusieurs grandes directions de recherche restent à explorer :

- Il faudrait évaluer l'impact à l'échelle d'un écosystème et pas seulement à l'échelle de l'individu ou de l'espèce. Cela suppose de nouvelles méthodes d'expérimentation et d'observation mais aussi d'améliorer les connaissances fondamentales sur la distribution, les cycles biologiques,

les schémas migratoires et la relation à l'écosystème pour mieux appréhender les impacts potentiels. Par exemple, si la pollution sonore anthropique concerne une zone où les animaux vont pour s'alimenter, il faudrait pouvoir prendre en compte le risque de perte d'habitat et l'impact à l'échelle du groupe ou de la population.

- L'impact des installations d'éoliennes offshore sur les oiseaux marins doit faire l'objet d'une attention plus forte. En sus de l'impact en milieu sous-marin, il y a aussi un impact en milieu aérien, du fait du bruit aérien des éoliennes en activité, qui pourrait affecter toutes les espèces d'oiseaux marins, y compris les oiseaux marins non-nageurs. Le cas des espèces migratrices et/ou nocturnes, qui sont en outre confrontées à des risques importants de collision, doit être pris en compte.
- Même si les opérations très bruyantes de battage de pieux ont fait l'objet d'études d'impact, ces dernières ne prennent pas en compte l'effet des vibrations du substrat qu'elles induisent sur la faune benthique.
- Il faut enfin élargir les études d'impact pour replacer les projets EMR dans leur contexte et intégrer l'ensemble des sources chroniques de pollution sonore.

## CONCLUSION

Dans un contexte où le bruit sous-marin produit par les activités humaines a sérieusement augmenté dans les océans (explosifs, relevés sismiques par canons à air, opérations de forage et de battage de pieux, augmentation du trafic maritime), **l'évaluation des impacts potentiels de l'anthropophonie sur les organismes marins est une préoccupation majeure des acteurs environnementaux**. Cela est attesté dans l'Union européenne par l'adoption de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » 2008/56/CE, qui définit notamment le bon état écologique des eaux marines à travers onze descripteurs. Le descripteur 11 (relatif à l'énergie, y compris le bruit sous-marin) stipule que « l'introduction d'énergie, y compris le bruit sous-marin, se fait à des niveaux qui ne portent pas atteinte au milieu marin » (MSFD-GES).

Les travaux de recherche en laboratoire et les retours d'expérience *in situ* font apparaître que **la faune marine est impactée par la pollution sonore anthropique**. Le bruit peut induire des traumatismes transitoires ou permanents de l'appareil auditif, d'autres types de lésions ou de troubles liés au stress ainsi que des réponses comportementales (réactions d'évitement notamment, changements concernant l'alimentation, réaction aux prédateurs, etc.), éventuellement liées au masquage de signaux d'intérêt qui ne sont plus efficacement détectés ou reconnus. Dans certains cas extrêmes, l'impact peut être mortel. La nature et la gravité des impacts acoustiques sont cependant très variables d'une espèce à l'autre et en fonction de la source sonore.

Concernant l'**impact acoustique des projets éoliens offshore**, il apparaît que les opérations de battage de pieux (phase de construction des éoliennes posées) ont un impact significatif et parfois sévère pour certaines espèces étudiées et sur de grandes distances, d'où l'importance du développement et de la mise en place de dispositifs de mitigation. Les

autres opérations des projets éoliens (construction des éoliennes flottantes, exploitation des éoliennes) semblent avoir un impact acoustique plus modéré mais assez variable d'une espèce à l'autre. L'état actuel des connaissances – lacunaire concernant notamment les invertébrés, le stade juvénile des mammifères marins, les oiseaux marins et les tortues mais aussi la caractérisation des bruits générés par les projets éoliens – ne permet pas de donner de conclusion générale.

Cette synthèse bibliographique, qui se veut la plus exhaustive possible, met en outre en exergue plusieurs points cruciaux :

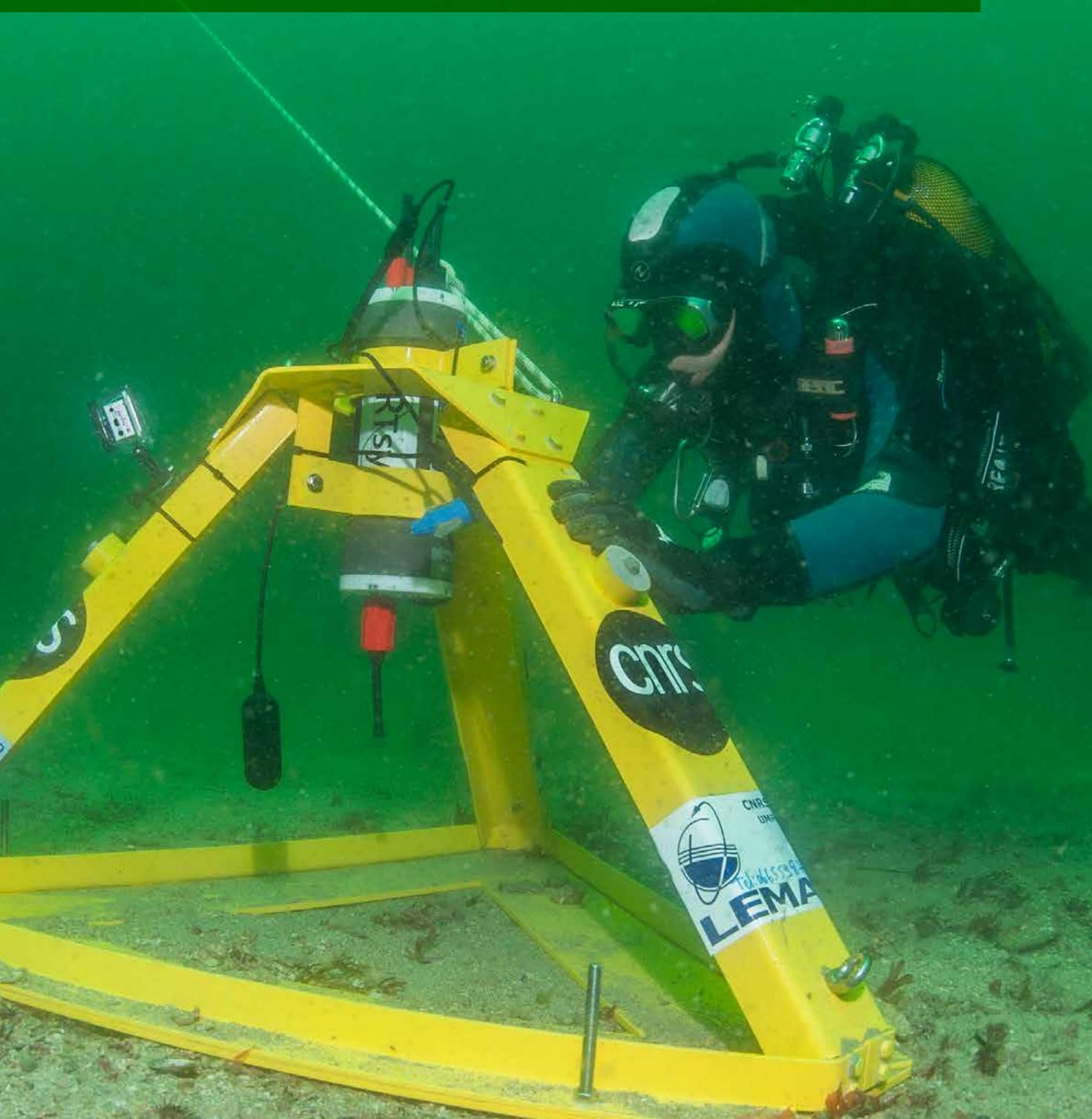
1. Caractériser l'émission et la propagation des sons sous-marins n'est pas une tâche triviale car ces processus sont fortement dépendants des caractéristiques des outils utilisés par les hommes (foret, batteur, etc.) et du site d'étude (bathymétrie, nature du fond, température et salinité de l'eau, etc.). Des modèles numériques de propagation constituent des approches adaptées mais leur utilisation nécessite l'utilisation de paramètres océanographiques souvent inconnus. Il existe aussi un manque cruel de mesures *in situ* des bruits anthropiques lors d'opérations réelles d'installation d'EMR.
2. Les métriques utilisées par les bioacousticiens pour quantifier l'exposition des animaux aux bruits anthropiques se résument souvent au niveau SEL (exposition à un niveau par unité de temps) de la pression sonore, qui peut être exprimé dans une bande de fréquence fixe correspondant à la gamme d'écoute de l'organisme considéré. Malheureusement, les performances auditives, bien connues pour les mammifères marins, et dans une moindre mesure pour les oiseaux et poissons marins, n'ont quasiment pas été estimées pour les invertébrés marins et sont très peu connues pour les tortues marines.

3. La sensibilité des organismes marins au son dépendant de leur système auditif, il convient de bien caractériser les paramètres perçus incluant les variations de pression, les vitesses particulières et la vibration du substrat. La mesure de pression, réalisée *via* des hydrophones, est largement répandue, fiable et utilisée par la communauté bioacoustique. En revanche, la mesure de l'accélération particulière et le traitement des signaux associés restent des domaines de recherche car il n'existe pratiquement pas de système calibré disponible « sur étagère ». Enfin, même si la mesure des vibrations du substrat est largement répandue en géoscience, la communauté bioacoustique ne s'est pas encore approprié les systèmes et méthodes disponibles. Il est aujourd'hui nécessaire de briser les murs entre les disciplines et de mutualiser les équipements disponibles pour l'ensemble de la communauté scientifique nationale.
4. La définition des seuils d'impact sur les animaux marins existe actuellement pour les mammifères avec la mise en œuvre ultérieure de critères d'exposition au bruit (Southall *et al.*, 2019) et de seuils acoustiques sous-marins pour l'apparition de changements de seuil permanents et temporaires (NMFS, 2016, 2018). Dans une moindre mesure, les recherches axées sur les impacts du bruit sous-marin sur les poissons (examinées dans Hawkins et Popper, 2018) détaillent les catégories de capacités auditives liées à certaines caractéristiques anatomiques (par exemple, présence/absence de vessie natatoire ; Popper *et al.*, 2014). En revanche, et comme souligné par Hawkins et Popper (2017), il existe un besoin crucial d'accroître nos connaissances sur les impacts potentiels du bruit anthropique sur les espèces d'invertébrés marins et de définir au mieux les seuils à respecter lors d'opérations humaines en mer.

5. Des recherches récentes visent à augmenter le socle de connaissances sur ces impacts acoustiques mais la qualité des travaux est très variable selon le type d'approches (*in situ* ou expérimentale) et surtout selon le degré de caractérisation des émissions sonores appliquées aux organismes ainsi que la compréhension des phénomènes de propagation acoustique associés. A titre d'exemple, de nombreuses expériences sont réalisées en cuve en laboratoire, mais la propagation complexe due au système expérimental est souvent ignorée, ce qui peut aboutir à de mauvaises interprétations des données acquises en raison de phénomènes de réverbération et de résonance.

En conclusion, la thématique de la bioacoustique est confrontée à des enjeux sociétaux importants qui sont suscités par l'augmentation de l'anthropophonie en domaine marin côtier. Son rôle dans la décennie à venir dépendra de sa capacité à produire de la connaissance en adoptant des méthodes et approches rigoureuses tant en acoustique qu'en biologie. Il est aujourd'hui nécessaire de monter des groupes d'étude largement interdisciplinaires pour continuer de faire progresser les connaissances. De plus, comme préconisé par Hawkins *et al.* (2020), il sera primordial de préciser les réponses biologiques/écologiques aux bruits d'origine humaine qui ont un impact sur la valeur sélective d'un animal, c'est-à-dire sa capacité à se développer, à grandir, à survivre et à se reproduire. Cette phase est un préalable essentiel à toute politique de gestion des impacts des populations d'animaux marins.

# RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES



Ce dispositif de prise de sons enregistre les bruits de la faune au large de Belle-Île-en-Mer. Le trépied (jaune), supporte un hydrophone composé d'un ou plusieurs micros, une batterie et un enregistreur.

© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque

Abbott, R., Reyff, J., Marty, G. (2005). *Final report: Monitoring the effects of conventional pile driving on three species of fish*. Manson Construction Company, Richmond, CA.

Aguilar de Soto N., Delorme N., Atkins J., Howard S., Williams J., Johnson M. (2013). Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports* 3(1), 2831. doi.org/10.1038/srep02831.

Aimon C., Simpson S. D., Hazelwood R. A., Bruintjes R., Urbina M. A. (2021). Anthropogenic underwater vibrations are sensed and stressful for the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Pollution*, 285, 117148.

Allen, A. N., Schanze, J. J., Solow, A. R., Tyack, P. L. (2014). Analysis of a Blainville's beaked whale's movement response to playback of killer whale vocalizations. *Marine Mammal Science*, 30, 154-168.

André, M., Kaifu, K., Solé, M., van der Schaar, M., Akamatsu, T., Balastegui, A., Sánchez A. M., Castell, J. V. (2016). Contribution to the understanding of particle motion perception in marine invertebrates. In Popper A., Hawkins A. (eds) *The effects of noise on aquatic life II*. Springer, New York, NY, 47-55.

André M., Solé M., Lenoir M., Durfort M., Quero C., Houégnigan L. (2011). Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 489-493.

Atema J., Karavanich C. (1998). Olfactory recognition of urine signals in dominance fights between male lobster, *Homarus americanus*. *Behaviour*, 135(6), 719-730.

Athenaeus (300). *Le Banquet des Savants*, trad. Jean Baptiste Lefebvre de Villebrune (1789-1791). Lamy, Paris.

Au, W. W., Banks, K. (1998). The acoustics of the snapping shrimp *Synalpheus parneomeris* in Kaneohe Bay. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 103(1), 41-47.

Au W. W. L., Green M. (2000). Acoustic interaction of humpback whales and whalewatching boats. *Marine environmental Research*, 49, 469-481.

Awbrey F. T., Thomas J. A. (1987). Measurements of sound propagation from several acoustic harassment devices. In Mate B. R., Harvey J. T. (eds), *Acoustical deterrents in marine mammal conflicts with fisheries*, Oregon State University, Corvallis, 85-104.

Bagočius D. (2013). Underwater noise generated by the detonation of historical ordnance in the Baltic Sea Lithuania: potential ecological impacts on marine life. *Baltica*, 26 (2), 187-192.

Bagočius D. (2015). Piling underwater noise impact on migrating salmon fish during Lithuanian LNG terminal construction Curonian Lagoon Eastern Baltic Sea Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 92, 45-51.

Bailey H., Senior B., Simmons D., Rusin J., Picken G., Thompson P., M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 606, 888-897.

Bass A. H., Ladich F. (2008). Vocal-acoustic communication: From neurons to behavior. In Webb J. F., Fay R. R., Popper A. N. (Eds.), *Fish bioacoustics*. Springer, New York, NY, pp. 253-278.

Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Gales N. (2006). Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour*, 72, 1149-1158.

Bellmann M. (2012). Die technische Entwicklung von Schallminderungstechnologien: Stand der Forschung (?). Präsentation „Minimierung von Unterwasserschall bei der Gründung von Offshore-Windenergieanlagen: Anforderungen und Möglichkeiten“, IHK Rostock, 28 March 2012. [http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore Stiftung/2012 03 28 HRO SOW Schallschutz 2 Bellmann.pdf](http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore%20Stiftung/2012%2003%20HRO%20SOW%20Schallschutz%20Bellmann.pdf)

Bergström L., Lagenfelt I., Sundqvist F., Andersson I., Andersson M. H., Sigra P. (2013a). *Study of the Fish Communities at Lillgrund Wind Farm: Final Report from the Monitoring Programme for Fish and Fisheries 2002-2010*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:havochvatten:diva-55>.

Bergström L., Sundqvist F., Bergström U. (2013b). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 199-210.

Berrill, M. (1976). Aggressive behaviour of post-juvenile larvae of the western rock lobster *Panulirus longipes* (Milne-Edwards). *Marine and Freshwater Research*, 27(1), 83-88.

Betke K. (2008). *Measurement of Wind Turbine Construction Noise at Horns Rev II* (Report No. 1256-08-a-KB). Report by BioConsult SH.

Betke K., Schultz-von Glahn M., Matuschek R. (2004). Underwater noise emissions from offshore wind turbines. In : *Proceedings of the Congrès Français d'Acoustique et Salon Européen de l'Acoustique (CFA/DAGA'04)*, 22-25 Mars 2004, Strasbourg, France, Société Française d'Acoustique, 591-592.

Booman C., Dalen H., Heivestad H., Levsen A., Van der Meeren T., Toklum K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og ynell. *Fisken og Havet*, 3. Undersekkelser ved Hauforskningstutttet ogtoclgisk Laboratorium, Universitet Bergen.

Bouwma P. E., Herrnkind W. F. (2009). Sound production in Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* and its role in escape during predatory attack by *Octopus briareus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(1), 3-13.

Boyd I. L. G., Frisk E., Urban P., Tyack J., Ausubel S., Seeyave D., Cato B., Southall M., Weise R., Andrew T., Akamatsu R., Dekeling C., Erbe D., Farmer R., Gentry T., Gross A., Hawkins F., Li K., Metcalf J. H., Miller D., Moretti C., Shinke R. (2011). An International Quiet Ocean Experiment. *Oceanography*, 242, 174-181. doi.org/10.5670/oceanog.2011.37

Braasch A., Joost M., Ketzner C. (2013). *Responses of harbour porpoises to pile driving on a temporal and spatial scale*. Naturvårdsverket report, 6546.

Brandt M. J., Diederichs A., Betke, K., Nehls G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 205-216.

Brandt M. J., Diederichs A., Nehls G. (2009). *Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea*. Final report to DONG Energy. Husum, Germany, BioConsult SH.

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. *Marine Ecology Progress Series*, 596, 213-232.

Brandt M. J., Dragon A.-C., Diederichs A., Schubert A., Kosarev V., Nehls G., Wahl V., Michalik A., Braasch A., Hinz C., Ketzner C., Todeskino D., Gauger M., Laczny M., Piper W. (2016). *Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight. Assessment of noise effects*. Report by BioConsult SH, IBL Umweltplanung GmbH, and Institute of Applied Ecology (IfAO).

Branscomb E. S., Rittschof D. (1984). An Investigation of Low Frequency Sound Waves as a Means of Inhibiting Barnacle Settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79(2), 149-54. doi.org/10.1016/0022-0981(84)90215-6

Brasseur S., Kirkwood R., Aarts G. (2018). *Seal monitoring and evaluation for the Gemini offshore windfarm: Tconstruction-2015 report* (No. C004/18). Wageningen Marine Research.

Breithaupt T., Atema, J. (2000). The timing of chemical signaling with urine in dominance fights of male lobsters (*Homarus americanus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 49(1), 67-78.

Bruce M., Doherty T., Kaplan J., Sutherland C., Atema J. (2018). American lobsters, *Homarus americanus*, use vision for initial opponent evaluation and subsequent memory. *Bulletin of Marine Science*, 94(3), 517-532.

Bruintjes R., Simpson S. D., Harding H., Bunce T., Benson T., Rossington K., Jones D. (2016, January). The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Acoustical Society of America, 27, 010042.

Bruns B., Kuhn C., Stein P., Gatermann J., Elmer K.H. (2014). The new noise mitigation system 'Hydro Sound Dampers': History of development with several hydro sound and vibration measurements. In *Proceedings of INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference*, International Institute of Noise Control Engineering, 249(2), 4915-4923.

Budelmann B. U. (1992). Hearing in crustacea. In Webster D. B., Popper A. N., Fay R. R. (eds), *The evolutionary biology of hearing*. Springer, New York, NY, 131-139.

Budelmann B. U., Bleckmann H. (1988). A lateral line analogue in cephalopods: water waves generate microphonic potentials in the epidermal head lines of *Sepia* and *Lolliguncula*. *Journal of Comparative Physiology A*, 164(1), 1-5.

Burgess W.C., Blackwell S.B., Abbott R. (2005). *Underwater acoustic measurements of vibratory pile driving at the Pipeline 5 crossing in the Snohomish River, Everett*. Report from Greeneridge Sciences Inc., Santa Barbara, CA, for URS Corporation, Seattle, WA, and the City of Everett, Everett, WA, 35 p.

Bush B. M. H., Laverack M. S. (1982). Mechanoreception. In Atwood S. L., Sandeman D. V (eds) *The biology of Crustacea*, Academic Press, New York, 3, 399-468.

Caldwell J., Dragoset W. (2000). A brief overview of seismic air-gun arrays. *The leading edge*, 19(8), 898-902.

CALTRANS California Department of Transportation (2001). *Fisheries Impact Assessment for the San Francisco-Oakland Bay Bridge Pile Installation Demonstration Project: September-December 2000*. Prepared by SRS Technologies, Contract N° 04-012084 04-Ala-80-0.0/0.5. 18 p. https://www.nrc.gov/docs/ML1434/ML14345A579.pdf (consulté le 15 mars 2018).

Canning S., Lye G., Givens L., Pendlebury C. (2013). *Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 2)*. Report prepared by Natural Power Consultants Ltd. on behalf of E. On Climate & Renewables.

Carstensen J., Henriksen O. D., Teilmann J. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321, 295-308.

Casaretto L., Picciulin M., Hawkins A. D. (2015). Seasonal patterns and individual differences in the calls of male haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Journal of Fish Biology*, 87, 579-603.

Casper B. M., Halvorsen M. B., Matthews F., Carlson T. J., Popper A. N. (2013a). Recovery of Barotrauma Injuries Resulting from Exposure to Pile Driving Sound in Two Sizes of Hybrid Striped Bass. *PLoS ONE*, 8(9), e73844. http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0073844 (consulté le 15 mars 2018).

Casper B. M., Smith M. E., Halvorsen M. B., Sun H. Carlson T. J., Popper A.N. (2013b). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology-Part A: Molecular*, 166, 352-360.

CEDA Central Dredging Association. (2011). *Underwater sound in relation to dredging*, CEDA Position paper, Netherlands.

Celi M., Filiciotto F., Vazzana M., Arizza V., Maccarrone V., Ceraulo M., Mazzola S., Buscaino, G. (2015). Shipping noise affecting immune responses of European spiny lobster (*Palinurus elephas*). *Canadian Journal of Zoology*, 93(2), 113-121.

Charifi M., Miserazzi A., Sow M., Perrigault M., Gonzalez P., Ciret P., Benomar S., Massabuau, J.-C. (2018). Noise pollution limits metal bioaccumulation and growth rate in a filter feeder, the Pacific oyster *Magallana gigas*. *PLoS ONE*, 13(4), e0194174. doi.org/10.1371/journal.pone.0194174

Charifi M., Sow M., Ciret P., Benomar S., Massabuau J.-C. (2017) The sense of hearing in the Pacific oyster, *Magallana gigas*. *PLoS ONE* 12(10): e0185353. doi.org/10.1371/journal.pone.0185353

Choi C. H., Scardino A. J., Dylejko P. G., Fletcher L. E., Juniper R. (2013). The Effect of Vibration Frequency and Amplitude on Biofouling Deterrence. *Biofouling* 29 (2), 195-202. doi.org/10.1080/08927014.2012.760125.

Christian J. R., Buchanan R. A., Mathieu A., White D., Thomson D. H. (2003). Effect of seismic energy on snow crab (*Chionoecetes opilio*). Environmental Studies Research Funds Report 144. Environmental Studies Research Funds, Calgary.

Christian J. R., Bocking R. C. (2010). Appendix D: Review of the effects of airguns sounds on Marine Invertebrates and Fish. In *Final programmatic environmental impact statement/overseas environmental impact statement for marine seismic research*, National Science Foundation, USA.

Clark C., Ellison W. T., Southall B. L., Hatch L., Van Parijs S., Frankel A. S., Ponirakis D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions analysis and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 201-222.

Codarin A., Wysocki L. E., Ladich F., Picciulin M. (2009). Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area Miramare Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 58 1880-1887.

Cohen M. J., Dijkgraaf S. (1961). Mechanoreception. In Waterman T. H (ed.) *The physiology of Crustacea*, New York: Academic Press, 2, 65-108.

Collins M. (1993). An energy-conserving parabolic equation for elastic media. *The Journal of The Acoustical Society of America*, 94 (2), 975-982.

Collins M. (1994). A complete energy-conservation correction for the elastic parabolic equation. *The Journal of The Acoustical Society of America*, 95 (5), 2907.

Coquereau L., Grall J., Chauvaud L., Gervaise C., Clavier J., Jolivet A., Di Iorio L. (2016a). Sound production and associated behaviours of benthic invertebrates from a coastal habitat in the north-east Atlantic. *Marine biology*, 163(5), 127.

Coquereau L., Grall J., Clavier J., Jolivet A., Chauvaud L. (2016b). Acoustic behaviours of large crustaceans in NE Atlantic coastal habitats. *Aquatic Biology*, 25, 151-163

Cragg S. M., Nott J. A. (1977). The ultrastructure of the statocysts in the pediveliger larvae of *Pecten maximus* (L.) (Bivalvia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 27(1), 23-36.

Curé C., Isojunno S., Siemensma M. L., Wensveen P. J., Buisson C., Sivle L. D., Benti B., Roland R., Kvadsheim P. H., Lam F.-P. A., Miller P. J. O. (2021). Severity Scoring of Behavioral Responses of Sperm Whales (*Physeter macrocephalus*) to Novel Continuous versus Conventional Pulsed Active Sonar. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9, 444.

Curé C., Isojunno S., Visser F., Wensveen P. J., Sivle L., Kvadsheim P. H., Lam F. P., Miller P. J. O. (2016). Biological significance of sperm whale responses to sonar: comparison with anti-predator responses. *Endangered Species Research*, 3, 89-102.

Cziko P. A., Munger L. M., Santos N. R., Terhune J. M. (2020). Weddell seals produce ultrasonic vocalizations. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(6), 3784-3796.

- Dahl P. H., Dall'Osto D. R., Farrell D. M. (2015). The underwater sound field from vibratory pile driving. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137(6), 3544-3554.
- Dahl P. H., Keith Jenkins A., Casper B., Kotecki, S. E., Bowman, V., Boerger, C., Dall'Osto D. R., Babina M. A., Popper, A. N. (2020). Physical effects of sound exposure from underwater explosions on Pacific sardines (*Sardinops sagax*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(4), 2383-2395.
- 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. *Environmental Research Letters*, 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. *Marine Ecology Progress Series*, 580, 221-237.
- David J. A. (2006). Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. *Water and Environmental Journal*, 20, 48-54.
- Day R. D., Fitzgibbon Q. P., McCauley R. D., Hartmann K., Semmens J. M. (2020). Lobsters with pre-existing damage to their mechanosensory statocyst organs do not incur further damage from exposure to seismic air gun signals. *Environmental Pollution*, 267, 115478.
- Day R. D., McCauley R. D., Fitzgibbon Q. P., Hartmann K., Semmens J. M. (2017). Seismic air guns cause harm to scallops. In *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (40).
- Day R. D., McCauley R. D., Fitzgibbon Q. P., Hartmann K., Semmens J. M. (2019). Seismic air guns damage rock lobster mechanosensory organs and impair righting reflex. In *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1907), 20191424
- Day R. D., McCauley R. D., Fitzgibbon Q. P., Semmens J. M. (2016). Seismic Air Gun Exposure during Early-Stage Embryonic Development Does Not Negatively Affect Spiny Lobster *Jasus edwardsii* Larvae (Decapoda:Palinuridae). *Scientific Reports* 6(1), 22723. doi.org/10.1038/srep22723.
- Dazey E. (2012). Assessment of Underwater Anthropogenic Noise Associated with Construction Activities in Bechers Bay Santa Rosa Island California. *Journal of Environmental Protection*, 0310, 1286-1294.
- Debusschere E., De Coensel B., Bajek A., Botteldooren D., Hostens K., Vanaverbeke J., Vandendriessche S., Van Ginderdeuren K., Vincx M., Degraer S. (2014). In Situ Mortality Experiments with Juvenile Sea Bass *Dicentrarchus Labrax* in Relation to Impulsive Sound Levels Caused by Pile Driving of Windmill Foundations, *PLoS ONE*. doi.org/10.1371/journal.pone.0109280
- Debusschere E., Hostens K., Adriaens D., Ampe B., Botteldooren D., De Boeck G., De Mynck A., Kumar Sinha A., Vandendriessche S., Van Hoorebeke L., Vincx M., Degraer S. (2016). Acoustic Stress Responses in Juvenile Sea Bass *Dicentrarchus Labrax* Induced by Offshore Pile Driving. *Environmental Pollution*, 208, 747-57. doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.055
- Degraer S., Brabant R., Rumes B. (2009). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences Management. Report commissioned by the Royal Belgian Institute for Natural Sciences and the Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Unit of the North Sea Mathematical Models Marine Ecosystem Management Section, Brussels, Belgium, 287p.
- de Jong K., Amorim M. C. P., Fonseca P. J., Fox C. J., Heubel K. U. (2018a). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814-823.
- de Jong K., Amorim M. C. P., Fonseca P. J., Heubel K. U. (2018b). Noise affects multimodal communication during courtship in a marine fish. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 113.
- DeRuiter S. L., Southall B. L., Calambokidis J., Zimmer W. M., Sadykova D., Falcone E. A., Friedlaender A. S., Joseph J. E., Moretti D., Schorr G. S., Thomas L., Tyack P. L. (2013). First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology Letters*, 9(4), 20130223.
- Diederichs A., Nehls G., Dähne M., Adler S., Koschinski S., Verfuß U. (2008). *Methodologies for measuring and assessing potential changes in marine mammal behaviour abundance or distribution arising from the construction operation and decommissioning of offshore windfarms*, Report commissioned and published by Cowrie Ltd, London, Royaume-Uni, 90 p.
- Di Iorio L., Gervaise C., Jaud V., Robson A. A., Chauvaud L. (2012). Hydrophone detects cracking sounds: Non-intrusive monitoring of bivalve movement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432, 9-16.
- Dragon A.-C., Brandt M. J., Diederichs A., Nehls G. (2016, July). Wind creates a natural bubble curtain mitigating porpoise avoidance during offshore pile driving. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Acoustical Society of America, 27(1), 070022.
- Duarte C. M., Chapuis L., Collin S. P., Costa D. P., Devassy R. P., Eguiluz V. M., Erbe C., Gordon T. A. C., Halpern B., ..., Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529).
- Duncan A. J., Lucke K., Erbe C., McCauley R. D. (2016, July). Issues associated with sound exposure experiments in tanks. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Acoustical Society of America, 27(1), 070008.
- Edrén S. M., Andersen S. M., Teilmann J., Carstensen J., Harders P. B., Dietz R., Miller L. A. (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science*, 26(3), 614-634.
- Eggleston D. B., Lillis A., Bohnenstiehl D. R. (2016). Soundscapes and Larval Settlement: Larval Bivalve Responses to Habitat-Associated Underwater Sounds. In Popper A., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer, New York, NY, 255-263. doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8\_30
- Ellers O. (1995). Behavioral control of swash-riding in the clam *Donax variabilis*. *The Biological Bulletin*, 189(2), 120-127.
- Elmer K. H., Gerasch W. J., Neumann T., Gabriel J., Betke K., Schultz V., Glahn M. (2006). Measurement and Reduction of Offshore Wind Turbine Construction Noise. In *Proceedings of the 8th German Wind Energy Conference (DEWEK)*, Deutsches Windenergie-Institut, Wilhelmshaven, Allemagne.
- Elmer K. H., Savery J. (2014). New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. In *Proceedings of INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference*, International Institute of Noise Control Engineering, 249(2), 5551-5560.
- Erbe C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales *Orcinus orca* based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, 18, 394-419.
- Erbe C., Farmer D. M. (2000). Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 108, 1332-1340.
- Erbe C., Reichmuth C., Cunningham K., Lucke K., Dooling R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 1031, 15-38.
- Falk M. R., Lawrence M. J. (1973). *Seismic exploration: its nature and effects on fish*. Canada Technical Report Series N° CEN/T-73-9. Department of the Environment Fisheries and Marine Service Resource Management Branch Fisheries Operations Directorate Central Region Environment, Winnipeg MB.
- Fewtrell J. L., McCauley R. D. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine pollution bulletin*, 64(5), 984-993.
- Fields D. M., Handegard N. O., Dalen J., Eichner C., Malde K., Karlsen Ø., Skiftesvik A. B., Durif C. M. F., Browman H. I. (2019). Airgun Blasts Used in Marine Seismic Surveys Have Limited Effects on Mortality, and No Sublethal Effects on Behaviour or Gene Expression, in the Copepod *Calanus finmarchicus*. *ICES Journal of Marine Science* 76(7), 2033-44. doi.org/10.1093/icesjms/fsz126
- Finneran J. (2016). *Auditory weighting functions and TTS/PTS exposure functions for marine mammals exposed to underwater noise*. Report prepared for Commander, U.S. Fleet Forces Command, Norfolk, VA, by the Marine Mammal Scientific & Vet Support Branch of the Biosciences Division, Space and Naval Warfare Systems Center Pacific (SSC Pacific), San Diego. <http://www.dtic.mil/get-tr-doc/pdf?AD=AD1026445> (consulté le 15 mars 2018)
- Finneran J. J., Carder D. A., Schlundt C. E., Ridgeway S. H. (2005). Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 118, 2696-2705.
- Finneran J. J., Schlundt C. E., Dear R., Carder D. A., Ridgeway S. H. (2002). Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 111, 2929-2940.
- Fish J. F. (1966). Sound production in the american lobster, *Homarus americanus* H. Milne Edwards (Decapoda Reptantia). *Crustaceana*, 11(1), 105-106.
- Fitzgibbon Q., Day R., McCauley R., Simon C., Semmens J. (2017). The impact of seismic air gun exposure on the haemolymph physiology and nutritional condition of spiny lobster, *Jasus edwardsii*. *Marine pollution bulletin*. 125. 10.1016/j.marpolbul.2017.08.004.
- Florenz K. H., 2004. *European Parliament Resolution on the environmental effects of high-intensity active Naval sonar*. On behalf of the Committee on the Environment, Public Health and Food Safety, European Parliament, Bruxelles, Belgique. <http://www.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//NONSGML+MOTION+B6-2004-0089+0+DOC+PDF+V0//EN> (consulté le 15 mars 2018)
- Frouin-Mouy H., Mouy X., Berchok C. L., Blackwell S. B., Stafford K. M. (2019). Acoustic occurrence and behavior of ribbon seals (*Histiophoca fasciata*) in the Bering, Chukchi, and Beaufort seas. *Polar Biology*, 42(4), 657-674.

Genesis Oil and Gas Consultants. (2011). *Review and Assessment of Underwater Sound Produced from Oil and Gas Sound Activities and Potential Reporting Requirements under the Marine Strategy Framework Directive*. Department of Energie and Climate Change. Genesis, J171656.

Gervaise C., Simard Y., Roy N., Kinda B., Menard N. (2012). Shipping noise in whale habitat: Characteristics sources budget and impact on belugas in Saguenay-St. Lawrence Marine Park hub. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 132(1), 76-89. doi.org/10.1121/1.4728190

Gilles A., Dähne M., Peschko V., Adler S., Ronnenberg K., Viquerat S., Siebert U. (2013). Harbour porpoises in the southern North Sea—Analysis of potential influences of alpha ventus in the context of general distribution trends. Invited talk at the StUKplus conference “Five Years of Ecological Research at alpha ventus - Challenges, Results and Perspectives”. Abstract book p. 20.

Goldbogen J. A., Southall B. L., DeRuiter S. L., Calambokidis J., Friedlaender A. S., Hazen E. L., Falcone E. A., Schorr G. S., Douglas A., Moretti D. J., Kyburg C., McKenna M. F., Tyack P. L. (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. In *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1765), 20130657.

Goodall C., Chapman C., Neil D. (1990). The acoustic response threshold of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) in a free sound field. In Wiese K. (ed) *Frontiers in crustacean neurobiology*, Birkhäuser, Basel, 106-113.

Goold J.C., Fish P.J. (1998). Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions with reference to dolphin auditory thresholds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 103, 2177-2184.

Gordon J., Leaper R., Hartley F.G., Chappell O. (1992). Effects of whale watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. *Science & Research Series*, 52, New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand.

Gordon J., Northridge S. (2002). *Potential impacts of acoustic deterrent devices on Scottish marine wildlife*. Commissioned Report, Scottish Natural Heritage, F01AA404, 1-63.

Graham A. L., Cooke S. J. (2008). The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish the largemouth bass *Micropterus salmoides*. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 1315-1324.

Graham I. M., Merchant N. D., Farcas A., Barton T. R., Cheney B., Bono S., Thompson P. M. (2019). Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society open science*, 6(6), 190335.

Gray M., Rogers P. H., Zeddies D. G. (2016, July). Acoustic particle motion measurement for bioacousticians: principles and pitfalls. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Acoustical Society of America, 27(1), 010022.

Grießmann T., Rustemeier J., Rolfes R. (2009). Forschungsplattform FINO3 – Einsatz des großen Blasenschleier, Buchtitel: 19. Symposium: Aktuelle Probleme der Meeresumwelt. Address: Hamburg, Germany.

Guerra A., Gonzalez A. F., Dawe E. G., Rocha F. (2004), A review of a records of giant squid in the north-eastern Atlantic with a note on the two first records of male *Architeuthis* sm. Off the Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 427-431.

Guerra A., González A. F., Pascual S., Dawe E. G. (2011). The giant squid *Architeuthis*: An emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biological Conservation*, 144, 1989-1997.

Guo S., Lee H. P., Teo S. L. M., Khoo B. C. (2012). Inhibition of Barnacle Cyprid Settlement Using Low Frequency and Intensity Ultrasound. *Biofouling* 28 (2), 131-41. doi.org/10.1080/08927014.2012.658511

Haelters J., Dulière V., Vigin L., Degraer S. (2015). Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia*, 756(1), 105-116.

Hanlon R. T., Budelmann B. U. (1987). Why cephalopods are probably not “deaf”. *The American Naturalist*, 129(2), 312-317.

Hanlon R. T., Messenger J. B. (2018). *Cephalopod behaviour*. Cambridge University Press.

Harris C. M., Thomas L. (2015). *Status and future of research on the behavioural responses of marine mammals to U.S. Navy sonar*. CREEM Technical Report, no. 2015-3, University of St Andrews.

Hastie G. D., Lepper P., McKnight J. C., Milne R., Russell D. J. F., Thompson D. (2021). Acoustic risk balancing by marine mammals: anthropogenic noise can influence the foraging decisions by seals. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1-10. doi.org/10.1111/1365-2664.13931

Hastie G. D., Russell D. J. F., McConnell B., Moss S., Thompson D., Janik V. M. (2015). Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology*, 52, 631-640.

Hastie G. D., Russell D. J., McConnell B., Thompson D., Janik V. M. (2016). Multiple-pulse sounds and seals: results of a harbor seal (*Phoca vitulina*) telemetry study during wind farm construction. In Popper A., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer, New York, NY, 425-430.

Hastings M. C., Popper A. N. (2005). *Effects of Sound on Fish*. California Department of Transportation Contract n° 43A0139 Task Order 1, [http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects\\_of\\_Sound\\_on\\_Fish23Aug05.pdf](http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf) (consulté le 8 mars 2005).

Hawkins A. D., Hazelwood R. A., Popper A. N., Macey P. C. (2021). Substrate vibrations and their potential effects upon fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 149(4), 2782-2790.

Hawkins A. D., Myrberg A. A. (1983). Hearing and sound communication underwater. In Lewis B. (ed.) *Bioacoustics, a comparative approach*. Academic Press, New York, NY, 347-405.

Hawkins A. D., Popper A. N., 2012. *Effects of Noise on Fish Fisheries and Invertebrates in the U.S. Atlantic and Arcec from Energy Industry Sound-Generating Activities*. Literature synthesis Prepared by Normandeau Associates, Bedford, USA. Published by U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, États-Unis, <https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbem-2014-01/other/mcbem-2014-01-submission-boem-04-en.pdf> (consulté le 15 mars 2018).

Hawkins A. D., Popper A. N. (2017). A Sound Approach to Assessing the Impact of Underwater Noise on Marine Fishes and Invertebrates. *ICES Journal of Marine Science* 74(3): 635-651. doi.org/10.1093/icesjms/fsw205

Hawkins A. D., Popper A. N. (2018). Directional hearing and sound source localization by fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 144(6), 3329-3350.

Hawkins A. D., Roberts L., Cheesman S. (2014). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(5), 3101-3116.

Hawkins A. D., Johnson C., Popper A. N. (2020). How to set sound exposure criteria for fishes. *Journal of the Acoustical Society of America*, 147(3), 1762-1777. Heinisch P., Wies, K. (1987). Sensitivity to movement and vibration of water in the North Sea shrimp *Crangon crangon* L. *Journal of crustacean biology*, 7(3), 401-413.

Henninger H. P., Watson III W. H. (2005). Mechanisms underlying the production of carapace vibrations and associated waterborne sounds in the American lobster, *Homarus americanus*. *Journal of Experimental Biology*, 208(17), 3421-3429.

Hildebrand J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5-20.

Houser D. S., Finneran J. J. (2006). Variation in the hearing sensitivity of a dolphin population determined through the use of evoked potential audiometry. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120(6), 4090-4099.

Hubert J., Campbell J., van der Beek J. G., den Haan M. F., Verhave R., Verkade L. S., Slabbekoorn H. (2018). Effects of Broadband Sound Exposure on the Interaction between Foraging Crab and Shrimp – A Field Study. *Environmental Pollution* 243 (2018): 1923-29

Hughes A. R., Mann D. A., Kimbro D. L. (2014). Predatory fish sounds can alter crab foraging behaviour and influence bivalve abundance. In *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1788), 20140715.

Iafrate J. D., Watwood S. L., Reyier E. A., Scheidt D. M., Dosot G. A., Crocker S. E. (2016). Effects of pile driving on the residency and movement of tagged reef fish. *PLoS ONE*, 11(11), e0163638.

ICES International Council for the Exploration of the Sea (2005). *Report of the Ad-hoc Group on the Impact of Sonar on Cetaceans and Fish*, Copenhagen, Denmark, 61 p. [http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/whales\\_dolphins/docs/ices\\_second\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/whales_dolphins/docs/ices_second_report.pdf) (consulté le 15 mars 2018)

International Fund for Animal Welfare (2008). *Ocean Noise: turn it down. A report on ocean noise pollution*. IFAW International headquarters, Yarmouth Port, USA, 44 p. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/McKenna%20et%20al.%202008.pdf> (consulté le 15 mars 2018).

International Maritime Organisation (2009). *Noise from commercial shipping and its adverse effects on marine life*. Report prepared by the Marine Environment Protection Committee, International Maritime Organization, Londres, UK, 11 p., [http://ocr.org/ocr/pdfs/policy/2014\\_Shipping\\_Noise\\_Guidelines\\_IMO.pdf](http://ocr.org/ocr/pdfs/policy/2014_Shipping_Noise_Guidelines_IMO.pdf) (consulté le 15 mars 2018)

Isojunno S., Curé C., Kvadsheim P. H., Lam F.-P. A., Tyack P. L., Wensveen P., Miller P. J. O. (2016). Sperm whales reduce foraging effort during exposure to 1-2 kHz sonar and killer whale sounds. *Ecological applications*, 26(1), 77-93.

Isojunno S., Wensveen P. J., Lam F.-P. A., Kvadsheim P. H., von Benda-Beckmann A. M., Martín López L. M., Kleivane L., Siegal E. M., Miller P. J. O. (2020). When the Noise Goes on: Received Sound Energy Predicts Sperm Whale Responses to Both Intermittent and Continuous Navy Sonar. *Journal of Experimental Biology*, 223, jeb219741.

Ivanova S. V., Kessel S. T., Espinoza M., McLean M. F., O'Neill C., Landry J., Hussey N. E., Williams R., Vagie S., Fisk, A. T. (2020). Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications*, 30(3), e02050.

- Jansen J. K., Brady G. M., Ver Hoef J. M., Boveng P. L. (2015). Spatially Estimating Disturbance of Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *PLoS ONE*, 10(7): e0129798. doi.org/10.1371/journal.pone.0129798
- Jeffs A., Tolimieri N., Montgomery J.-C. (2003). Crabs on cue for the coast: the use of underwater sound for orientation by pelagic crab stages. *Marine and Freshwater Research*, 54(7), 841-845.
- Jensen F. B., Kuperman W. A., Porter M. B., Schmidt H. (2011). *Computational ocean acoustics*, Springer, New York, (pp. 14, 15, 35).
- Jézéquel Y., Bonnel J., Chauvaud L. (2021). Potential for acoustic masking due to shipping noise in the European lobster (*Homarus gammarus*). *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112934.
- Jézéquel Y., Bonnel J., Coston-Guarini J., Chauvaud L. (2019). Revisiting the bioacoustics of European spiny lobsters *Palinurus elephas*: comparison of antennal rasps in tanks and in situ. *Marine Ecology Progress Series*, 615, 143-157.
- Jézéquel Y., Bonnel J., Coston-Guarini J., Guarini J. M., Chauvaud L. (2018). Sound characterization of the European lobster *Homarus gammarus* in tanks. *Aquatic Biology*, 27, 13-23.
- Jézéquel Y., Chauvaud L., Bonnel J. (2020a). Spiny lobster sounds can be detectable over kilometres underwater. *Scientific Reports*, 10(1), 1-11.
- Jézéquel Y., Coston-Guarini J., Chauvaud L., Bonnel J. (2020b). Acoustic behaviour of male European lobsters (*Homarus gammarus*) during agonistic encounters. *Journal of Experimental Biology*, 223(4), jeb211276.
- Jézéquel Y., Jones I. T., Bonnel J., Chauvaud L., Atema J., Mooney T. A. (2021). Sound detection by the American lobster (*Homarus americanus*). *Journal of Experimental Biology*, 224(6), jeb240747.
- Johansson T., Andersson M. (2012). *Ambient underwater noise levels at Norra Midjöbanken during the construction of the Nord stream pipeline*. Report no. FOI-R-3469-SE, Defence and Security, Systems and Technology, Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI), Suède.
- Jolivet A., Tremblay R., Olivier F., Gervaise C., Sonier R., Genard B., Chauvaud L. (2016). Validation of trophic and anthropic underwater noise as settlement trigger in blue mussels. *Scientific Reports*, 6, 33829. doi.org/10.1038/srep33829
- Jones I. T., Peyla J. F., Clark H., Song Z., Stanley J. A., Mooney T. A. (2021). Changes in feeding behavior of longfin squid (*Doryteuthis pealeii*) during laboratory exposure to pile driving noise. *Marine Environmental Research*, 165, 105250.
- Jones I. T., Stanley J. A., Mooney T. A. (2020). Impulsive pile driving noise elicits alarm responses in squid (*Doryteuthis pealeii*). *Marine pollution bulletin*, 150, 110792.
- Kastelein R. A., De Haan D., Vaughan N., Staal C., Schooneman N. M. (2001). The influence of three acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises *Phocoena phocoena* in a floating pen. *Marine Environmental Research*, 52, 351-371.
- Kastelein R. A., van der Heul S., Terhune J. M., Verboom W. C., Triesscheijn R. J. V. (2006). Detering effects of 8-45 kHz tone pulses on harbour seals *Phoca vitulina* in a large pool. *Marine Environmental Research*, 62, 356-373.
- Kastelein R. A., van Heerden D., Gransier R., Hoek L. (2013). Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds. *Marine Environmental Research*, 92, 206-214.
- Ketten D. R. (1992). The Marine Mammal Ear: Specializations for Aquatic Audition and Echolocation. In Webster D. B., Fay R. R., Popper A. N (eds), *The Evolutionary Biology of Hearing*, Spinger-Verlag, Paris, 717-750.
- Ketten D.R. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In Kastelein R. A., Thomas J. A., Nachtigall P. E. (eds), *Sensory systems of aquatic mammals*, De Spil Publishers, 391-406.
- Ketten D.R. (2002). Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. *Polarforschung*, 72(2-3), 79-92.
- Kikuchi R. (2010). Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin*, 602, 172-177.
- Kinda B., Gervaise C., Chauvaud L., Jaud V., Busson S., Robson, T. (2010). Sono-proxy : un capteur non intrusif du comportement de la coquille Saint Jacques. *Annales hydrographiques*, Service hydrographique et océanographique de la marine, 7(776), 8-1.
- Koschinski S., Culik B. M., Henriksen O. D., Tregenza N., Ellis G., Jansen C., Kathe G. (2003). Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, 265, 263-273.
- Koschinski S., Lüdemann K. (2013). *Development of noise mitigation measures in offshore windfarm construction*. Report Commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Bundesamt für Naturschutz, Allemagne, 102 p. [https://neobiota.net/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Berichte-und-Positionspapiere/Mitigation-Measures-Underwater-Noise\\_2013-08-27\\_final.pdf](https://neobiota.net/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Berichte-und-Positionspapiere/Mitigation-Measures-Underwater-Noise_2013-08-27_final.pdf) (consulté le 15 mars 2018)
- Kyhn L.A., Sveegaard S., Tougaard J. (2014). Underwater noise emissions from a drillship in the Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), 424-433.
- Ladich F. (2014). Fish bioacoustics. *Current Opinion in Neurobiology*, 28, 121-127.
- Ladich F., Fay R. R. (2013). Auditory evoked potential audiometry in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23, 317-364.
- Ladich F., Schulz-Mirbach T. (2016). Diversity in Fish Auditory Systems: One of the Riddles of Sensory Biology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 28, doi.org/10.3389/fevo.2016.00028
- Lagardère J. P. (1982). Effects of noise on growth and reproduction of *Crangon crangon* in rearing tanks. *Marine Biology*, 71(2), 177-185.
- Lagardère J. P., Régnault M. R. (1980). Influence du niveau sonore de bruit ambiant sur le métabolisme de *Crangon crangon* (Decapoda: Natantia) en élevage. *Marine Biology*, 57(3), 157-164.
- Lamens P., Askarinejad A., Sluijsmans R. W., Feddema A. (2020). Ground response during offshore pile driving in a sandy slope. *Géotechnique*, 70(4), 281-291.
- Laverack M. S. (1962). Responses of cuticular sense organs of the lobster, *Homarus vulgaris* (Crustacea)—II. Hair-fan organs as pressure receptors. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 6(2), 137-145.
- Laverack M. S. (1963). Responses of cuticular sense organs of the lobster, *Homarus vulgaris* (Crustacea)—III. Activity invoked in sense organs of the carapace. *Comparative biochemistry and physiology*, 10(4), 261-272.
- Leite L., Campbell D., Versiani L., Nunes J. A. C., Thiele T. (2016). First report of a dead giant squid *Architeuthis dux* from an operating seismic vessel. *Marine biodiversity record*, 91, 26.
- Leonhard S. B. J., Pedersen J. (2006). *Benthic Communities at Horns Rev Before During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm*. Final Report for Vattenfall, Bioconsult, Arhus, Danemark, 134 p.
- Leroy C. C. (1964). Sound Attenuation between 200 and 10 000 cps Measured along Single Paths. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 36(5), 1014-1014.
- López B. D., Mariño F. (2011) A trial of acoustic harassment device efficacy on free-ranging bottlenose dolphins in Sardinia, Italy, *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 44:4, 197-208. doi.org/10.1080/10236244.2011.618216
- Lovell J. M., Findlay M. M., Moate R. M., Yan H. Y. (2005). The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 140(1), 89-100.
- Lucke K., Lepper P. A., Blanchet M. A., Siebert U. (2011). The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises *Phocoena phocoena*. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 1305, 3406-3412.
- Lucke K., Siebert U., Lepper P. A., Blanchet M. (2009). Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic air-gun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125, 4060-4070.
- Luczkovich J. J., Krahforst C. S., Kelly K. E., Sprague M. W. (2016). The Lombard effect in fishes: How boat noise impacts oyster toadfish vocalization amplitudes in natural experiments. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, Acoustical Society of America, 27(1), 070008.
- Luczkovich J. J., Mann D. A., Rountree R. A. (2008). Passive Acoustics as a Tool in Fisheries Science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137, 533-541, doi.org/10.1577/T06-258.1
- Lurton X., Antoine L. (2007). *Analyse des risques pour les mammifères marins liés à l'emploi des méthodes acoustiques en océanographie*. Rapport final, Ifremer, Brest, 88 p.
- Lusseau D. (2003). Male and female bottlenose dolphins *Tursiops* sp. have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 257, 267-274.
- Madsen P. T., (2005). Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(6), 3952-3957.
- Malakoff D. (2010). A Push for Quieter Ships. *Science*, 328(5985), 1502-1503.
- Marine Mammal Commission. (2007). The Marine Mammal Protection Act of 1972. Updated for 2007 amendments by NOAA's *National Marine Fisheries Service*, Silver Spring, États-Unis.
- Maruska K. P., Sisneros J. A. (2016). Comparison of electrophysiological auditory measures in fishes. In Sisneros J. A. (ed) *Fish hearing and bioacoustics. An anthology in honor of Arthur N. Popper and Richard R. Fay*. Springer Science and Business Media, Advances in Experimental Medicine and Biology, 877, New-York, 227-254.

- Matuschek R., Betke K. (2009). Measurements of construction noise during pile driving of offshore research platforms and wind farms. In *Proceedings of the NAG/DAGA International Conference on Acoustics in Rotterdam*, 262-265. [https://www.researchgate.net/profile/Rainer\\_Matuschek2/publication/242087962\\_Measurements\\_of\\_Construction\\_Noise\\_During\\_Pile\\_Driving\\_of\\_Offshore\\_Research\\_Platforms\\_and\\_Wind\\_Farms/links/0deec528c90b-baa243000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Rainer_Matuschek2/publication/242087962_Measurements_of_Construction_Noise_During_Pile_Driving_of_Offshore_Research_Platforms_and_Wind_Farms/links/0deec528c90b-baa243000000.pdf) (consulté le 15 mars 2018).
- Mauro M., Pérez-Arjona I., Perez E. J. B., Ceraulo M., Bou-Cabo M., Benson T., Espinosa V., Beltrame F., Mazzola S., Vazzana M., Buscaino G. (2020). The effect of low frequency noise on the behaviour of juvenile *Sparus aurata*. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(6), 3795-3807.
- McCauley R. D., Day R. D., Swadlow K. M., Fitzgibbon Q. P., Watson R. A., Semmens J. M. (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0195. doi.org/10.1038/s41559-017-0195
- McCauley R. D., Fewtrell J., Duncan A. J., Jenner C., Jenner M-N., Penrose J. D., Prince R. I. T., Adhitya A., Murdoch J., McCabe K. (2000). Marine seismic surveys—a study of environmental implications. *The APPEA Journal*, 40(1), 692-708.
- McCauley R. D., Fewtrell J., Popper A. N. (2003). High-intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 638-642.
- McConnell B., Lonergan M., Dietz R. (2012). Interactions between seals and offshore wind farms. *The Crown Estates Report*, 41 p.
- McDonald M. A., Hildebrand J. A., Wiggins S. M. (2006). Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120(2), 711-718.
- McKenna M. F., Ross D., Wiggins S. M., Hildebrand J. A. (2012). Underwater radiated noise from modern commercial ships. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131(1), 92-103.
- McKenna M. F., Wiggins S. M., Hildebrand J. A. (2013). Relationship between container ship underwater noise levels and ship design operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, 3(1), 1-10. doi.org/10.1038/srep01760.
- McKenzie Maxon C., Nielsen O. W. (2000). Offshore wind turbine construction. Offshore pile-driving underwater and above water measurements and analysis. Ødegaard and Danneskiold-Samsø report n° 00.877, Copenhagen, Denmark, 31 p. [https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/ODS\\_2000.pdf](https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/ODS_2000.pdf) (consulté le 15 mars 2018)
- Meißner K., Schabelon H., Bellebaum J., Sordyl H. (2006). Impacts of submarine cables on the marine environment - a literature review. *Report for German Federal Agency for nature Conservation (BfN), (Institute of Applied Ecology, IfAO)* 96 p. [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/meeresund-kuestenschutz/Dokumente/BfN\\_Literaturstudie\\_Effekte\\_marine\\_Kabel\\_2007-02\\_01.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/meeresund-kuestenschutz/Dokumente/BfN_Literaturstudie_Effekte_marine_Kabel_2007-02_01.pdf) (consulté le 15 mars 2018)
- Mendelson M. (1969). Electrical and mechanical characteristics of a very fast lobster muscle. *The Journal of Cell Biology*, 42(2), 548-563.
- Meyer-Rochow V. B., Penrose J. D. (1974). Sound and sound emission apparatus in puerulus and postpuerulus of the western rock lobster (*Panulirus longipes*). *Journal of Experimental Zoology*, 189(2), 283-289.
- Miller L. J., Solangi M., Kuczaj S. A. (2008). Immediate response of Atlantic bottlenose dolphins to high-speed personal watercraft in the Mississippi Sound. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88, 1139-1143.
- Miller P. J. O., Biassoni N., Samuels A., Tyack P. L. (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, 405(6789), 903-903.
- Miller P. J. O., Kvadsheim P. H., Lam F. P. A., Tyack P. L., Curé C., DeRuiter S. L., Kleivane L., Sivle L. D., van IJsselmuide S. P., Visser F., Wensveen P. J., von Benda-Beckmann A. M., Martín López, L. M., Narazaki T., Hooker S. K. (2015). First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *Royal Society Open Science*, 2(6), 140484.
- Miller P. J. O., Kvadsheim P. H., Lam F. P. A., Wensveen P. J., Antunes R. N., Alves A. C., Visser F., Kleivane L., Tyack P. L., Doksæter-Sivle L. (2012). The severity of behavioral changes observed during experimental exposures of killer (*Orcinus orca*), long-finned pilot (*Globicephala melas*), and sperm (*Physeter macrocephalus*) whales to Naval Sonar. *Aquatic Mammals*, 38, 362-401.
- Mills S. C., Beldade R., Henry L., Laverty D., Nedelec S. L., Simpson S. D., Radford A. N. (2020). Hormonal and behavioural effects of motorboat noise on wild coral reef fish. *Environmental Pollution*, 262, 114250.
- Montgomery J. C., Jeffs A., Simpson S. D., Meekan M., Tindle C. (2006). Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. *Advances in marine biology*, 51, 143-196.
- Mooney T. A., Hanlon R. T., Christensen-Dalsgaard J., Madsen P. T., Ketten D. R., Nachtigall P. E. (2010). Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *Journal of Experimental Biology*, 213(21), 3748-3759.
- Moretti D., Thomas L., Marques T., Harwood J., Dilley A., Neales B., Schaffer J., McCarthy E., New L., Jarvis S., Morrissey R. (2014). A risk function for behavioral disruption of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) from mid-frequency active sonar. *PLoS ONE*, 9(1), e85064.
- Morris C. J., Cote D., Martin B., Kehler D. (2018). Effects of 2D seismic on the snow crab fishery. *Fisheries Research*, 197, 67-77.
- Morris C. J., Cote D., Martin S. B., Mallowney D. (2020). Effects of 3D seismic surveying on snow crab fishery. *Fisheries Research*, 232, 105719.
- Moulton J. M. (1957). Sound production in the spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille). *The Biological Bulletin*, 113(2), 286-295.
- Moulton J. M. (1963). Acoustic behaviour of fishes. In R. G. Busnel (Ed.), *Acoustic behaviour of animals*, Amsterdam, the Netherlands:Elsevier, 655-693.
- Mulligan B. E., Fischer R. B. (1977). Sounds and behavior of the spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804)(Decapoda, Palinuridae). *Crustaceana*, 185-199.
- Mulsow, J., Houser D. S., Finneran J. J. (2014). Aerial hearing thresholds and detection of hearing loss in male California sea lions (*Zalophus californianus*) using auditory evoked potentials. *Marine Mammal Science*, 30(4), 1383-1400.
- Munafò, A., Canepa, G., LePage, K. D. (2018). Continuous active sonars for littoral undersea surveillance. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 44(4), 1198-1212
- Nachtigall P. E., Pawloski J. L., Au W. W. L. (2003). Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 3425-3429.
- Nachtigall P. E., Supin A. Y., Pawloski J. L., Au W. W. L. (2004). Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using evoked auditory potentials. *Marine Mammal Science*, 20, 673-687.
- National Research Council. (2003). Ocean Noise and Marine Mammals. *National Academies Press*, Washington, 220 p.
- Natural Resources defense Council (2005). Sounding the depth II: the rising toll of sonar shipping and industrial ocean noise on marine life. *NRDC Marine Mammal Protection Report*, Natural Resources Defense Council, États-Unis, 73 p.
- Nedelec S. L., Campbell J., Radford A. N., Simpson S. D., Merchant N. D. (2016). Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(7), 836-842.
- Nedelec S. L., Radford A., Simpson S., Nedelec B., Lecchini D., Mills S. (2014). Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Scientific Reports*, 4(1), 1-4. 10.1038/srep05891.
- Nedwell J. R., Brooker A. G., Barham R. J. (2012). Assessment of the underwater noise during the installation of export power cables at the Beatrice offshore Wind farm. *Subacoustech Environmental Report E318R0106*, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 17 p.
- Nedwell J., Edwards B. (2004). A review of measurements of underwater man-made noise carried out by Subacoustech Ltd 1993-2003. *Subacoustech Environmental Report ref: 534R0109*, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 136 p.
- Nedwell J. R., Edwards B., Turnpenny A. W. H., Gordon J. (2004). Fish and marine mammal audiograms: A summary of available information. *Subacoustech Environmental Report ref: 534R0214*, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 281 p.
- Nedwell J., Howell D. (2004). A review of offshore windfarm related underwater noise sources. *Subacoustech Environmental report ref: 544R0308* commissioned by Cowrie Ltd, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 63 p.
- Nedwell J., Langworthy J., Howell D. (2003). Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms and comparison with background noise. *Subacoustech Environmental Report ref: 544R0411*, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 17 p.
- Nehls G., Betke K., Eckelmann S., Ros. M. (2007). Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. *BioConsult SH report*, Husum, Allemagne, on behalf of COWRIE Ltd, 55p.
- Nehls G., Mueller-Blenkle C., Dorsch M., Girardello M., Gauger M., Laczny M., Meyer-Löbbecke A., Wengst N. (2014). Horns Rev 3 Offshore Wind Farm: Marine Mammals. *BioConsult SH report*, Husum, Allemagne, 149 p.
- Nehls G., Rose A., Diederichs A., Bellmann M., Pehlke H. (2016). Noise mitigation during pile driving efficiently reduces disturbance of marine mammals. In Popper A. N., Hawkins A. (eds) *The effects of noise on aquatic life II*. Springer, New York, NY, 755-762.
- Neo Y. Y., Hubert J., Bolle L. J., Winter H. V., Slabbekoorn H. (2018). European seabass respond more strongly to noise exposure at night and habituate over repeated trials of sound exposure. *Environmental pollution*, 239, 367-374.

NMFS National Marine Fisheries Service (2018). *Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts*. U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, 167 p

Norro A. M. J., Rumes B., Degraer S. J. (2013). Differentiating between underwater construction noise of Monopile and jacket foundations for offshore windmills: A case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific World Journal*, 2013, 1-8.

Nowacek D. P., Thorne L. H., Johnston D. W. Tyack P. L. (2007). Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37, 81-115.

Nowacek S. M., Wells R. S., Solow A. R. (2001). Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 17(4), 673-688.

Oerlemans S., Sijtsma P., López B. M. (2007). Location and quantification of noise sources on a wind turbine. *Journal of Sound and Vibration*, 299(4-5), 869-883.

Offutt G. C. (1970). Acoustic stimulus perception by the American lobster *Homarus americanus* (Decapoda). *Experientia*, 26(11), 1276-1278.

Olesiuk P. F., Nichol L. M., Sowden M. J., Ford J. K. (2002). Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises *Phocoena phocoena* in Retreat Passage British Columbia. *Marine Mammal Science*, 184, 843-862.

Packard A., Karlsen H. E., Sand O. (1990). Low frequency hearing in cephalopods. *Journal of Comparative Physiology A*, 166(4), 501-505.

Paillard M., Lacroix D., Lamblin V. (2009). Énergies renouvelables marines. Étude prospective à l'horizon 2030, éditions Quae, Versailles, France, 336 p.

Palka D. L., Hammond P. S. (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences*, 58(4), 777-787.

Parvin S. J., Nedwell J. R., Harland E. (2007). Lethal and physical injury of marine mammals and requirements for passive acoustic monitoring. *Subacoustech Report Reference 565R0212*, Subacoustech Ltd, Southampton, Royaume-Uni, 41 p.

Patek S. N. (2001). Spiny lobsters stick and slip to make sound. *Nature*, 411(6834), 153-154.

Patek S. N., Caldwell R. L. (2006). The stomatopod rumble: low frequency sound production in *Hemisquilla californiensis*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(2), 99-111.

Payne J. F., Andrews C. A., Fancey L. L., Cook A. L., Christian J. R. (2007). Pilot study on the effects of seismic air gun noise on lobster (*Homarus americanus*). *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2712*, Science Branch, Fisheries and Oceans Canada, St. John's, NL, Canada, 34 p.

Pearson W. H., Skalski J. R., Sulkin S. D., Malme C. I. (1994). Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of Dungeness Crab (*Cancer magister*). *Marine Environmental Research*, 38(2), 93-113. doi.org/10.1016/0141-1136(94)90003-5

Peng C., Zhao X., Liu S., Shi W., Han Y., Guo C., Jiang J., Wan H., Shen T., Liu G. (2016). Effects of anthropogenic sound on digging behavior, metabolism, Ca<sup>2+</sup>/Mg<sup>2+</sup> ATPase activity, and metabolism-related gene expression of the bivalve *Sinonovacula constricta*. *Scientific Reports*, 6(1), 1-12.

Pine M. K., Hannay D. E., Insley S. J., Halliday W. D., Juanes F. (2018). Assessing vessel slowdown for reducing auditory masking for marine mammals and fish of the western Canadian Arctic. *Marine pollution bulletin*, 135, 290-302.

Pine M. K., Jeffs A. G., Radford C. A. (2012). Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS ONE*, 7(12), e51790. doi.org/10.1371/journal.pone.0051790

Pine M. K., Jeffs A. G., Radford C. A. (2016). Effects of underwater turbine noise on crab larval metamorphosis. In Popper A. N., Hawkins A. (eds) *The effects of noise on aquatic life II*. Advances in experimental medicine and biology. Springer New York, NY, 847-852. doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8\_104

Pine M. K., Nikolich K., Martin B., Morri, C., Juanes F. (2020). Assessing auditory masking for management of underwater anthropogenic noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(5), 3408-3417.

Popper A. N., Fay R. R. (1993). Sound detection and processing by fish: critical review and major research questions. *Brain Behavior and Evolution*, 41, 14-38.

Popper A. N., Fay R. R. (2011). Rethinking sound detection by fishes. *Hearing Research*, 273, 25-36.

Popper A. N., Hawkins A. D. (2018). The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 143(1), 470-488.

Popper A. N., Hawkins A. D., Fay R. R., Mann D. A., Bartol S., Carlson T. J., Coombs S., Ellison W. T., Gentry R. L., Halvorsen M. B., Løkkeborg S., Tavalga W. N. (2014). Sound exposure guidelines. In *AS S3/SC1.4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles*. Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI, ASA Press and Springer, Berlin, Allemagne, 87 p, 33-51.

Popper A. N., Plachta D. T. T., Mann D. A., Higgs D. (2004). Response of clupeid fish to ultrasound: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1057-1061.

Popper A. N., Salmon M., Horch K. W. (2001). Acoustic detection and communication by decapod crustaceans. *Journal of Comparative Physiology A*, 187(2), 83-89.

Porter M. B. (1992). The KRAKEN normal mode program. *Naval Research Laboratory report N° NRL/MR/5120-92-6920*, Naval Research Laboratory, Washington DC, États-Unis, 198 p.

Porter M. B., Bucker H. P. (1987). Gaussian beam tracing for computing ocean acoustic fields. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 82(4), 1349-1359.

Porter M. B., Liu Y. C. (1994). Finite-element ray tracing. *Theoretical and computational acoustics*, 2, 947-956.

Radford C. A., Jeffs A., Tindle C., Montgomery J. C. (2008). Resonating sea urchin skeletons create coastal choruses. *Marine Ecology Progress Series*, 362, 37-43.

Radford C. A., Tay K., Goeritz M. L. (2016, July). Hearing in the paddle crab, *Ovalipes catharus*. In *Proceedings of Meetings on Acoustics, Acoustical Society of America*, 27(1), 010013.

Reichmuth C., Holt M. M., Mulsow J., Sills J. M., Southall B. L. (2013). Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *Journal of Comparative Physiology A*, 199(6), 491-507.

Richards S. D., Harland E. J., Jones S. (2007). *Underwater noise study supporting scottish executive strategic environmental assessment for marine renewables*, Report commissioned by the Scottish Executive, QinetiQ Ltd, Hampshire, Écosse, 82 p.

Richardson W. S., Wilson M. C., Nishikawa J., Hayward R. S. A. (1995) The well-built clinical question: a key to evidence-based decisions. *ACP Journal Club*, 123(3), A12-A13. PMID: 7582737.

Ridgway S. H., Carder D. A. (1997). Hearing deficits measured in some *Tursiops truncatus*, and discovery of a deaf/mute dolphin. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 101(1), 590-594.

Roberts L., Cheesman S., Breithaupt T., Elliott M. (2015). Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, 538, 185-195. doi.org/10.3354/meps11468

Roberts L., Cheesman S., Elliott M., Breithaupt T. (2016). Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 185-194. doi.org/10.1016/j.jembe.2015.09.014

Roberts L., Elliott M. (2017). Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the total environment*, 595, 255-268.

Roberts L., Laidre M. E. (2019a). Finding a home in the noise: cross-modal impact of anthropogenic vibration on animal search behaviour. *Biology open*, 8(7), bio041988.

Roberts L., Laidre M. E. (2019b). Noise alters chemically-mediated search behavior in a marine hermit crab: Studying cross-modal effects on behavior. In *Proceedings of Meetings on Acoustics, Acoustical Society of America*, 37(1), 070001.

Robinson S. P., Lepper P. A., Ablitt, J. (2007). The measurement of the underwater radiated noise from marine piling including characterisation of a « soft start » period. In *Proceedings of the IEEE conference OCEANS 2007 - Europe, 2007*, 1-6. doi.org/10.1109/OCEANSE.2007.4302326

Romano T. A., Keogh M. J., Kelly C., Feng P., Berk L., Schlundt C. E., Carder D.A., Finneran J. J. (2004). Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1124-1134.

Rose A., Brandt M. J., Vilela R., Diederichs, A., Schubert A., Kosarev V., Nehls G., Volkenandt M., Wahl V., Michalik A., Wendeln H., Freund A., Ketzner C., Limmer B., Laczny M., Piper W. (2019). Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). *Report by IBL Umweltplanung GmbH*.

Ross D. (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 30 (2), 257-261.

Rumes B., Debusschere E., Reubens J., Norro A., Haelters J., Deneudt K., Degraer S. (2017). Determining the spatial and temporal extent of the influence of pile driving sound on harbour porpoises. In Degraer S., Brabant R., Rumes B., Vigin L. (eds), *Memoirs on the Marine Environment. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification*. Brussels. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, 129-141.

Russell D. J., Hastie G. D., Thompson D., Janik V. M., Hammond P. S., Scott-Hayward L. A., Matthiopoulos J., Jones E. L., McConnell B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1642-1652.

Sabet S. S., Wesdorp K., Campbell J., Snelderwaard P., Slabbekoorn H. (2016). Behavioural responses to sound exposure in captivity by two fish species with different hearing ability. *Animal Behaviour*, 116, 1-11.

Samson J. E., Mooney T. A., Gussekloo S. W., Hanlon R. T. (2014). Graded behavioral responses and habituation to sound in the common cuttlefish *Sepia officinalis*. *Journal of Experimental Biology*, 217(24), 4347-4355.

Scheidat M., Aarts G., Bakker A., Brasseur S., Carstensen J., van Leeuwen P. W., Leopold M., van Polanen Petel T., Reinjnders P., Teilmann J., Tougaard J., Verdaat H. (2012). Assessment of the effects of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) for harbour porpoise (comparison  $T_0$  and  $T_1$ ). *Report OWEZ\_R\_253\_T1\_20120202* IMARES C012.12.

Scheidat M., Tougaard J., Brasseur S., Carstensen J., van Polanen Petel T., Teilmann J., Reijnders P. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, 6(2), 025102.

Scheifele P. M., Andrews S., Cooper R. A., Darre M., Musiek F. E., Max L. (2005). Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(3), 1486-1492.

Schlundt C. E., Finneran J. J., Carder D. A., Ridgway S. H. (2000). Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 107(6), 3496-3508.

Schmitz B. (2002). Sound production in Crustacea with special reference to the Alpheidae. In Wiese K. (ed) *The crustacean nervous system*, Springer, Berlin, Heidelberg, 536-547

Schulz-Mirbach T., Ladich F., Mittone A., Olbinado M., Bravin A., Maiditsch I. P., Melzer R. R., Krysl P., Heß M. (2020). Auditory chain reaction: Effects of sound pressure and particle motion on auditory structures in fishes. *PLoS ONE*, 15(3), e0230578.

Schulz-Mirbach T., Ladich F., Plath M., Heß M. (2019). Enigmatic ear stones: what we know about the functional role and evolution of fish otoliths. *Biological Reviews*, 94(2), 457-482.

Schusterman R. J., Southall B., Kastak D., Reichmuth Kastak C. (2002). Age-related hearing loss in sea lions and their scientists. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 111(5), 2342-2343.

Sekiguchi H., Terazawa T. (1997). Statocyst of *Jasus edwardsii pueruli* (Crustacea, Palinuridae), with a review of crustacean statocysts. *Marine and freshwater research*, 48(8), 715-720.

Sigray P., Andersson M. H. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130(1), 200-207.

Simpson S. D., Purser J., Radford A. N. (2015). Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology*, 21, 586-593.

Sini M. I., Canning S. J., Stockin K. A., Pierce G. J. (2005). Bottlenose dolphins around Aberdeen harbour north-east Scotland: A short study of habitat utilization and the potential effects of boat traffic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 1547-1554.

Sivle L., Kvadsheim P. H., Curé C., Isojunno S., Wensveen P. J., Lam F. P., Visser F., Kleivane L., Tyack P. L., Miller P. J. O. (2015). Severity of behavioural responses of humpback whale, minke whale and bottlenose whale to naval sonar. *Aquatic Mammals*, 41(4), 469-502.

Sivle L., Wensveen P. J., Kvadsheim P. H., Lam F. P., Visser F., Curé C., Harris C. M., Miller P. J. O. (2016). Naval sonar disrupts lunge-feeding behavior in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series*, 562, 211-220.

Skeate E. R., Perrow M. R., Gilroy J. J. (2012). Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour *Phoca vitulina* and grey *Halichoerus grypus* seals. *Marine pollution bulletin*, 64(4), 872-881.

Slotte A., Kansen K., Dalen J., Ona E. (2004). Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*, 67, 143-50.

Solan M., Hauton C., Godbold J. A., Wood C. L., Leighton T. G., White P. (2016). Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Scientific Reports*, 6(1), 1-9.

Solé M., Lenoir M., Durfort M., López-Bejar M., Lombarte A., André M. (2013a). Ultrastructural Damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after Low Frequency Sound Exposure. *PLoS ONE*, 8(10), e78825. doi.org/10.1371/journal.pone.0078825

Solé M., Lenoir M., Durfort M., López-Bejar M., Lombarte A., van der Schaar M., André M. (2013b). Does exposure to noise from human activities compromise sensory information from cephalopod statocysts? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 95, 160-181.

Solé M., Lenoir M., Fontuño J. M., Durfort M., van der Schaar M., André M. (2016). Evidence of Cnidarians sensitivity to sound after exposure to low frequency noise underwater sources. *Scientific Reports*, 6, 37979. doi.org/10.1038/srep37979

Solé M., Lenoir M., Fortuño J. M., van der Schaar M., André M. (2018). A critical period of susceptibility to sound in the sensory cells of cephalopod hatchlings. *Biology Open* 7(10), bio033860. doi.org/10.1242/bio.033860

Solé M., Sigray P., Lenoir M., van der Schaar M., Lalander E., André M. (2017). Offshore exposure experiments on cuttlefish indicate received sound pressure and particle motion levels associated with acoustic trauma. *Scientific Reports*, 7, 45899. doi.org/10.1038/srep45899

Soloway A. G., Dahl P. H. (2015). Noise Source Level and Propagation Measurement of Underwater Detonation Training at the Silver Strand Training Complex Naval Base Coronado, Coronado, CA. *Prepared for Commander, U.S. Pacific Fleet, Submitted to Naval Facilities Engineering Command (NAVFAC) Southwest, San Diego, California, under Contract No. N62470-10-3011 Task Order CTO OE31, issued to HDR Inc., San Diego, California, Prepared by Applied Physics Laboratory and Department of Mechanical Engineering, University of Washington, Seattle, Washington, États-Unis*, 41 p.

Southall B. L., Bowles A. E., Ellison W. T., Finneran J. J., Gentry R. L., Greene C. R., Kastak D., Ketten D. R., Miller J. H., Nachtigall P. E., Richardson W. J., Thomas J. A., Tyack P. L. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*, 33(4), 411-521.

Southall B. L., Finneran J. J., Reichmuth C., Nachtigall P. E., Ketten D. R., Bowles A. E., Ellison W. T., Nowacek D. P., Tyack P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals* 45 (2), 125-232.

Spiga I. (2016). Acoustic response to playback of pile-driving sounds by snapping shrimp. In Popper A., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology*, Springer New York, NY, (85), 1081-1088.

Spiga I., Caldwell G. S., Brintjes R. (2016). Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, *Acoustical Society of America*, 27(1), 040005.

Stadler J., Woodbury D. (2009 August). Assessing the effects to fishes from pile driving: Application of new hydroacoustic criteria. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings, 2009(2)*, Institute of Noise Control Engineering, 4724-4731.

Statoil. 2015. Marine noise inputs. Technical note on underwater noise. Xodus Group Ltd, Chilworth, Southampton, 28 p. <https://www.statoil.com/content/dam/statoil/documents/impact-assessment/Hywind/Statoil-Underwater%20noise%20technical%20assessment.pdf> (consulté le 8 mars 2018).

Stockin K. A., Lusseau D., Binedell V., Wiseman N., Orams M. B. (2008). Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus sp.* in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 355, 287-295.

Sundberg J., Soederman M. (2000). *Windpower and grey seals: An impact assessment of potential effects by sea-based windpower plants in a local seal population*. Report prepared for the Swedish National Energy Administration, Eskilstuna, Suède, Uppsala University, Suède, 44 p.

Teilmann J., Carstensen J. (2012). Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters*, 7(4), 045101.

Teilmann J., Tougaard J., Carstensen J. (2012). Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 off-shore wind farm. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, *Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 42*, 66 p.

Thomas J. A., Fisher S. R., Evans W. E., Awbrey F. T. (1983). Ultrasonic vocalizations of leopard seals (*Hydrurga leptonyx*). *Antarctic Journal*, 17, 186.

Thomsen F., Lüdemann K., Kafemann R., Piper W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. *Biola, Hamburg, Allemagne, on behalf of COWRIE Ltd*, 62 p.

Thompson P. M., Lusseau D., Barton T., Simmons D., Rusin J., Bailey H. (2010). Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8), 1200-1208.

Thorp W. H. (1965). Deep-ocean sound attenuation in the sub-and low-kilocycle-per-second region. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 38(4), 648-654.

Thorson G. (1961). Length of pelagic larval life in marine bottom invertebrates as related to larval transport by ocean currents. In Sears M. (ed) *Oceanography*, American Association for the Advancement of Science, Washington DC, 67, 455-474.

- Todd S., Lien J., Marques F., Stevick P., Ketten D. (1996). Behavioral effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology*, 74(9), 1661-1672.
- Tougaard J., Carstensen J. (2011). Porpoises North of Sprogø before, during and after construction of an offshore wind farm. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark.
- Tougaard J., Carstensen J., Damsgaard Henriksen O., Teilmann J. (2003). Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef (NEI-DK-4690), Denmark.
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H., Rasmussen P. (2009a). 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.
- Tougaard J., Carstensen J., Wisz M. S., Jespersen M., Teilmann J., Bech N. I., Skov H. (2006a). Harbour porpoises on Horns Reef-Effects of the Horns Reef wind farm. *Final Report to Vattenfall A/S, NERI Technical Report*.
- Tougaard J., Henriksen O. D., Miller L. A. (2009b). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(6), 3766-3773.
- Tougaard J., Madsen P. T., Wahlberg M. (2008). Underwater noise from construction and operation of offshore wind farms. *Bioacoustics*, 17(1-3), 143-146.
- Tougaard J., Tougaard S., Jensen R. C., Jensen T., Teilmann J., Adelung D., Liebsch N., Müller G. (2006b). Harbour seals on Horns Rev Offshore Wind Farm. *Final report to Vattenfall A/S. Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum No. 5*, Esbjerg, Denmark.
- Tripovich J. S., Hall-Aspland S., Charrier I., Arnould J. P. (2012). The behavioural response of Australian fur seals to motor boat noise. *PLoS ONE*, 7(5), e37228.
- Tyack P. L., Zimmer W. M. X., Moretti D., Southall B. L., Claridge D. E., Durban J. W., Clark C. W., D'Amico A., DiMarzio N., Jarvis S., McCarthy E., Morrissey R., Ward J., Boyd I. L. (2011). Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS ONE*, 6(3), e17009.
- Uffe D. (2002). Measurements of noise induced from offshore wind turbines and ambient noise in the sea water. *Report prepared and published by GigaWind*, Hannover, Allemagne, 23 p.
- Vallejo G. C., Grellier K., Nelson E. J., McGregor R. M., Canning S. J., Caryl F. M., McLean N. (2017). Responses of two marine top predators to an offshore wind farm. *Ecology and Evolution*, 7(21), 8698-8708.
- Van den Akker S., van der Veen. L. (2013). Construction of offshore wind farms without underwater noise. *Report prepared and published by North Sea Foundation*, Drieharingstraat, Pays-Bas.
- Van Polanen Petel T., Geelhoed S. C. V., Meesters H. W. G. (2012). Harbour porpoise occurrence in relation to the Prinses Amaliawindpark. Report/IMARES Wageningen UR, No. C177/10, IMARES, 34 p.
- Vazzana M., Celi M., Maricchiolo G., Genovese L., Corrias V., Quinci E. M., de Vincenzi G., Maccarone V., Cammilleri G., Mazzola S., Buscaino G., Filicciotto F. (2016). Are mussels able to distinguish underwater sounds? Assessment of the reactions of *Mytilus galloprovincialis* after exposure to lab-generated acoustic signals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 201, 61-70.
- Vazzana M., Mauro M., Ceraulo M., Dioguardi M., Papale E., Mazzola S., Arizza V., Beltrame F., Inguglia L., Buscaino G. (2020). Underwater high frequency noise: Biological responses in sea urchin *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 242, 110650.
- Vella G., Rushforth I., Mason E., Hough A., England R., Styles P., Holt T., Thorne P. (2001). Assessment of the effects of noise and vibration from offshore wind farms on marine wildlife: Appendix D. *Report prepared by the University of Liverpool, Centre for Marine and coastal studies*, Royaume-Uni, Crown Estate, Londres, Royaume-Uni, 51 p.
- Verfuss U. K., Sparling C. E., Arnot C., Judd A., Coyle M. (2016). Review of offshore wind farm impact monitoring and mitigation with regard to marine mammals. In Popper A., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology*. Springer New York, NY, 875, 1175-1182.
- Versluis M., Schmitz B., Von der Heydt A., Lohse D. (2000). How snapping shrimp snap: through cavitating bubbles. *Science*, 289(5487), 2114-2117.
- Visser F., Curé C., Kvasdheim P. H., Lam F. P. A., Tyack P. L., Miller P. J. (2016). Disturbance-specific social responses in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *Scientific reports*, 6(1), 1-11.
- Voellmy I. K., Purser J., Flynn D., Kennedy P., Simpson S. D., Radford A. N. (2014). Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Animal Behaviour*, 89, 191-198.
- Voss J. (2021). Response of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) to the FaunaGuard and subsequent piling during the construction of offshore wind farms. *Master thesis, Carl von Ossietzky University, Oldenburg*.
- Wahlberg M., Westerberg H. (2005). Fish Hearing and reactions to Sounds from Offshore Wind Farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309.
- Wale M. A., Briers R. A., Hartl M. G. J., Bryson D., Diele K. (2019). From DNA to ecological performance: effects of anthropogenic noise on a reef-building mussel. *Science of The Total Environment*, 689, 126-132.
- Wale M. A., Simpson S. D., Radford A. N. (2013a). Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biology Letters*, 9(2), 20121194. doi.org/10.1098/rsbl.2012.1194
- Wale M. A., Simpson S. D., Radford A. N. (2013b). Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Animal Behaviour*, 86(1), 111-118.
- Ward D., Morison F., Morrissey E., Jenks K., Watson III W. H. (2011). Evidence that potential fish predators elicit the production of carapace vibrations by the American lobster. *Journal of Experimental Biology*, 214(15), 2641-2648.
- Watkins W. A. (1986). Whale reactions to human activities in Cape Cod waters. *Marine Mammal Science*, 2(4), 251-262.
- Wensveen P. J. Isojunno S., Hansen R., von Benda-Backmann A., Kleivane M., van Ijseelmuide S., Lam F-P., Kvadsheim P., DeRuiter S., Curé C., Narazaki T., Tyack PL., Miller P. J. O. (2019). Northern bottlenose whales in a pristine environment respond strongly to close and distant navy sonar signals. *Proceedings of the Royal Society B - 286* (1899), 20182592.
- Westwood E. K., Tindle C. T., Chapman N. R. (1996). A normal mode model for acousto-elastic ocean environments. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 100(6), 3631-3645.
- Wilke F., Kloske K., Bellmann M. (2012). Evaluation of systems for ramming noise mitigation at an offshore test pile. *Report prepared and published by RWE Offshore Logistics Company*, Essen, Allemagne.
- Williamson R. (1988). Vibration sensitivity in the statocyst of the northern octopus, *Eledone cirrosa*. *Journal of Experimental Biology*, 134, 451-454.
- Winter H. V., Aarts G. M., Van Keeken O. A. (2010). Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). *Report/IMARES Wageningen UR No. OWEZ\_R\_265\_T1\_20100916*, IMARES Wageningen UR.
- Woodbury D. P., Stadler J. H. (2008). A proposed method to assess physical injury to fishes from underwater sound produced during pile driving. *Bioacoustics*, 17(1-3), 289-291.
- Wysocki L. E., Ladich F., Dittami J. (2006). Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation*, 128(4), 501-508.
- Zhadan P. M. (2005). Directional sensitivity of the Japanese scallop *Mizuhopecten yessoensis* and Swift scallop *Chlamys swifti* to water-borne vibrations. *Russian Journal of Marine Biology*, 31(1), 28-35.
- Zhang X., Guo H., Chen J., Song J., Xu K., Lin J., Zhang S. (2021). Potential effects of underwater noise from wind turbines on the marbled rockfish (*Sebasticus marmoratus*). *Journal of Applied Ichthyology*, 37(4), 514-522.
- Zoutenbier R., van Mastrigt A., Roe-Ely M. (2020). *2019 Update on the current state of knowledge on the environmental impacts of offshore wind farms*. Royal HaskoningDHV.

# ANNEXES

Nuage de vase provoqué par le prélèvement d'espèces benthiques à l'aide d'une suceuse pneumatique, dans le fjord Young Sund, aux abords de la station de Daneborg, au Groenland.

© Erwan AMICE/LEMAR/CNRS Photothèque

## ANNEXE 1 • LETTRE DE MISSION

  
**GOVERNEMENT**  
*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

Reçu le  
23 JUIL. 2021  
PRÉSIDENCE

Paris, le 22 juillet 2021

La ministre de la Transition écologique  
La ministre de la Mer  
La ministre de l'Enseignement supérieur, de la  
Recherche et de l'Innovation

à

Réf : D21005478

Monsieur Antoine PETIT  
Président-directeur général du CNRS

Monsieur le Président-Directeur général,

Le développement de l'éolien en mer, priorité du gouvernement français, est susceptible d'avoir de potentiels impacts sur la biodiversité que nous entendons limiter au maximum en application de la séquence ERC (éviter, réduire, compenser).

Les études qui ont été menées estiment que les impacts sur la faune marine seraient limités. C'est en particulier le cas des impacts du bruit et de la turbidité qui ont été étudiés pour le projet de Saint-Brieuc. Pour autant, les impacts restent décrits comme mal connus, alors même que l'éolien en mer se développe largement, notamment en Europe, et que les analyses et retours d'expérience sont de plus en plus nombreux.

Dans ce contexte, il nous paraît utile de mettre en valeur les travaux scientifiques qui ont été réalisés à la fois dans la baie de Saint-Brieuc mais également ailleurs sur la planète dans des circonstances similaires de travaux éolien offshore.

Ainsi, nous souhaitons confier au CNRS, une expertise collective basée sur une étude bibliographique relative à l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine. Cette expertise pourrait s'appuyer sur les travaux du GT ECUME (effets cumulés de l'éolien offshore), piloté par le MTE (DEB et DGEC), ainsi que sur un test des modèles utilisés par les industriels dans la propagation sonore.

La partie sur les retours d'expérience devra se fonder sur un bilan aussi exhaustif que possible des projets conduits dans les différents pays européens, y compris au Royaume-Uni le cas échéant. Elle tiendra compte également des travaux en cours au large de Saint-Brieuc.

Hôtel de Roquelaure  
246 boulevard Saint-Germain  
75007 Paris  
Tél : 33(0)1 40 81 21 22  
www.ecologie.gouv.fr

20, avenue de Ségur  
75007 Paris  
Tél : 33(0)1 40 81 21 22  
www.cohesion-territoires.gouv.fr

Pavillon Boncourt  
21, rue Descartes  
75005 Paris  
Tél : 33(0)1 55 55 10 10  
www.enseignementsup-recherche.gouv.fr

Pour cela, vous réunirez un panel de scientifiques effectuant leurs recherches dans plusieurs laboratoires nationaux et internationaux afin de dresser un état des connaissances le plus large possible et de prendre en compte la pluridisciplinarité des recherches existantes. Par ailleurs, le Conseil national de la protection de la nature (CNPN) s'étant auto-saisi sur le sujet de l'éolien en mer, vous pourrez échanger avec ses membres impliqués dans la démarche.

Les différentes thématiques scientifiques abordées dans cette expertise sont décrites dans le plan en annexe.

L'étude demandée devra être disponible pour le 31 juillet 2021.

Le document final sera conçu de façon à être accessible à un large public.



Barbara POMPILI



Annick GIRARDIN



Frédérique VIDAL

Annexe : Plan de l'expertise collective

## Charte nationale de l'expertise

### Préambule de la charte

Ont vocation à adhérer à la présente charte les opérateurs de recherche français, quel que soit leur statut juridique, déjà dotés ou non d'un document qui leur est propre sur ce sujet, sous réserve de la compatibilité de ce document avec les prescriptions de la charte.

La charte a vocation à s'appliquer à toutes les formes d'expertises scientifiques et techniques susceptibles d'être exercées par ces établissements: expertises institutionnelles au sens de la norme AFNOR NF X 50-110, individuelles ou collectives, et ce quelle qu'en soit l'origine : saisine interne, commanditaire public ou privé.

Sans vouloir uniformiser les pratiques d'expertise scientifique et technique des opérateurs de recherche qui y adhèrent, ni méconnaître les documents normatifs dont certains se sont déjà dotés pour encadrer leurs travaux en la matière, la charte se fonde sur le caractère national de la mission d'expertise (au sens de l'article L.411 du code de la recherche).

La charte sera soumise par chaque opérateur à son Conseil d'administration pour approbation. Elle pourra être complétée par tout document compatible, existant ou à créer, de nature à en préciser l'application au contexte d'intervention propre à chaque établissement. Ce document précisera notamment pour chaque opérateur les conditions dans lesquelles il souhaite pouvoir s'affranchir, temporairement ou non, de la charte, notamment pour des raisons qui relèvent de la sécurité publique ou de la défense nationale.

La qualité d'une expertise s'apprécie essentiellement au regard de la compétence et de l'indépendance de ceux qui la conduisent, de la traçabilité des sources utilisées, de la transparence des méthodes mises en œuvre et de la clarté des conclusions.

Le respect des principes communs énoncés par la charte et par les documents spécifiques à chaque établissement est garant de la nécessaire indépendance des experts individuellement ou en collège, et de la protection dont ils doivent bénéficier en cas de mise en cause.

Les cas sont fréquents d'experts amenés à s'exprimer à titre personnel, en amont, en aval ou en parallèle d'une expertise à laquelle ils ont été eux mêmes associés ou non. Les conditions de cette expression relèvent de la déontologie et des textes propres à chaque établissement. C'est pourquoi la charte nationale ne les aborde pas.

## ANNEXE 3 • CHARTE FRANÇAISE DE DÉONTOLOGIE DES MÉTIERS DE LA RECHERCHE

### Contenu de la charte

Les établissements signataires de la charte s'engagent à respecter les principes suivants :

#### Article 1 :

Toute mission d'expertise donne lieu à la rédaction :

- \* soit, d'une convention cosignée entre le commanditaire et le commandité, qui en précise l'objet, le calendrier et les conditions,
- \* soit, en cas de saisine interne, d'un cahier des charges rédigé par l'opérateur concerné et comportant les mêmes mentions.

#### Article 2 :

L'opérateur s'assure, avant conclusion d'une convention d'expertise, des conditions dans lesquelles l'ensemble des parties concernées par l'expertise y seront associées. En cas d'expertise suite à une saisine interne, il explicite et rend publique la manière dont il entend lui-même s'acquitter de cette obligation.

#### Article 3 :

L'opérateur rend accessibles les éléments qui fondent la compétence des experts qu'il a désignés ou retenus.

#### Article 4 :

L'opérateur publie, selon des modalités qu'il lui appartient de déterminer, tout lien d'intérêt entre les experts mobilisés et les parties concernées par l'expertise.

#### Article 5 :

Le rapport d'expertise mentionne les sources qui fondent les conclusions retenues dans l'expertise. L'opérateur les rend accessibles.

#### Article 6 :

Le rapport d'expertise doit faire mention des points que l'état des connaissances disponibles ne permet pas de trancher avec une certitude suffisante. Il fait état également des controverses, liées ou non à ces incertitudes. Il peut également apporter des commentaires utiles sur la formulation de la question posée.

#### Article 7 :

Les opérateurs s'engagent à prendre en compte les activités d'expertise dans l'évaluation des personnels qui y participent.

#### Article 8 :

Parallèlement, ils s'engagent à promouvoir dans le cadre national, européen et international, les activités d'expertises menées dans le respect des dispositions de la présente charte.

#### Article 9 :

En cas d'expression en leur sein d'un risque, notamment à caractère environnemental ou sanitaire, les établissements signataires s'engagent à s'en saisir pour rendre un avis sur les suites à y donner en termes d'expertise.

#### Article 10 :

Les établissements signataires s'engagent à communiquer au Conseil supérieur de la recherche et de la technologie, chargé du suivi d'application de la charte, toute difficulté qui naîtrait de sa mise en œuvre, ce qui pourrait le cas échéant conduire à la faire évoluer.

## Charte française de déontologie des métiers de la recherche

Janvier 2015 (ratifications au 13 juin 2019)



## Préambule

Dans une société de la connaissance et de l'innovation marquée par l'accélération de la construction et de la transmission des connaissances, par la compétitivité internationale, les organismes et les établissements publics d'enseignement et de recherche occupent une place privilégiée pour contribuer à relever les défis actuels et futurs. Leur responsabilité est de fournir des avancées décisives des savoirs, de les diffuser, de les transférer et de concourir à la mise en œuvre d'une expertise qualifiée, notamment en appui des politiques publiques. La mise en œuvre de cette responsabilité majeure implique la consolidation du lien de confiance avec la société.

L'objectif d'une charte nationale de déontologie des métiers de la recherche est d'explicitier les critères d'une démarche scientifique rigoureuse et intègre, applicable notamment dans le cadre de tous les partenariats nationaux et internationaux.

Cette charte constitue une déclinaison nationale des principaux textes internationaux dans ce domaine : la Charte européenne du chercheur (2005) ; the Singapore statement on research integrity (2010) ; the European code of conduct for research integrity (ESF-ALLEA, 2011). La charte s'inscrit dans le cadre de référence proposé dans le programme européen HORIZON 2020 de recherche et d'innovation.

Il est de la responsabilité de chaque organisme et établissement public de recherche et d'enseignement de mettre en œuvre cette charte, à travers la promotion de bonnes pratiques en recherche, la sensibilisation et la formation de leurs personnels et de leurs étudiants, l'énoncé de repères déontologiques, la mise en place de procédures claires et connues de tous pour prévenir et traiter les écarts éventuels aux règles déontologiques.

Il appartiendra à chaque institution d'en décliner l'adaptation selon les disciplines et les métiers concernés.

## La Charte

La charte nationale de déontologie des métiers de la recherche concerne l'ensemble des femmes et des hommes (désignés dans le texte par le terme générique « chercheur ») d'un établissement ou d'un organisme, permanents ou non, qui contribuent à l'activité de recherche et s'engagent à respecter, dans le cadre des missions de recherche ou d'appui à la recherche qui leur incombent, les principes d'intégrité qui y sont formulés.

### 1.1 Respect des dispositifs législatifs et réglementaires

Tout chercheur se tient informé des dispositifs législatifs et réglementaires qui régissent les activités professionnelles et veille au respect des textes correspondants, s'agissant notamment des recherches sur l'être humain, l'animal et l'environnement.

### 2.1 Fiabilité du travail de recherche

Les chercheurs doivent respecter les engagements pris dans le cadre de leur unité de recherche ou dans le cadre de contrats spécifiques. Les méthodes mises en œuvre pour la réalisation du projet de recherche doivent être les plus appropriées.

La description détaillée du protocole de recherche, dans le cadre de cahiers de laboratoire ou de tout autre support, doit permettre la reproductibilité des travaux expérimentaux.

---

*Charte Française de Déontologie des Métiers de la Recherche – janvier 2015 – p. 1/3*

Tous les résultats bruts (qui appartiennent à l'institution) ainsi que l'analyse des résultats doivent être conservés de façon à permettre leur vérification.

Les conclusions doivent être fondées sur une analyse critique des résultats et les applications possibles ne doivent pas être amplifiées de manière injustifiée. Les résultats doivent être communiqués dans leur totalité de manière objective et honnête.

Tout travail de recherche s'appuie naturellement sur des études et résultats antérieurs. L'utilisation de ces sources se doit d'apparaître par un référencement explicite lors de toute production, publication et communication scientifiques. Leur utilisation nécessite dans certain cas d'avoir obtenu en préalable les autorisations nécessaires.

## 3.1 Communication

Les résultats d'un travail de recherche ont vocation à être portés à la connaissance de la communauté scientifique et du public, en reconnaissant les apports intellectuels et expérimentaux antérieurs et les droits de la propriété intellectuelle.

Le travail est le plus souvent collectif et quand c'est le cas, la décision de publication doit être prise de manière collective et conférer à chaque auteur un droit de propriété intellectuelle. La qualité d'auteur doit être fondée sur un rôle explicite dans la réalisation du travail, toutes les personnes remplissant la qualité d'auteur devant l'être. Les contributeurs qui ne justifient pas de la qualité d'auteur selon les critères internationaux doivent figurer dans les « remerciements » insérés dans la publication.

La liberté d'expression et d'opinion s'applique dans le cadre légal de la fonction publique, avec une obligation de réserve, de confidentialité, de neutralité et de transparence des liens d'intérêt. Le chercheur exprimera à chaque occasion à quel titre, personnel ou institutionnel, il intervient et distinguera ce qui appartient au domaine de son expertise scientifique et ce qui est fondé sur des convictions personnelles.

La communication sur les réseaux sociaux doit obéir aux mêmes règles.

### 4.1 Responsabilité dans le travail collectif

À travers ses activités professionnelles, le chercheur s'engage dans les missions qui lui sont confiées par son employeur, en respectant les règles de bonne conduite en vigueur dans l'institution.

Les responsables de collectif et, plus généralement les chercheurs ayant une mission d'encadrement et de formation, doivent consacrer une attention suffisante pour faire partager le projet collectif, expliciter la contribution et accroître les compétences de chacun dans une dynamique collective.

Le respect dans les relations de travail constitue un comportement à promouvoir. Les discriminations, le harcèlement, l'abus d'autorité relèvent de fautes professionnelles.

La falsification, la fabrication de données, le plagiat sont les manquements les plus graves à l'intégrité. Ils doivent être signalés à l'institution et combattus.

### 5.1 Impartialité et indépendance dans l'évaluation et l'expertise

Lors de l'évaluation d'un projet de recherche, d'un laboratoire ou d'un collègue, le chercheur examine tous les dossiers avec impartialité, en déclarant ses liens d'intérêt et en se refusant s'il constate un conflit potentiel d'intérêts, incompatible avec l'exercice impartial de l'évaluation. Il est tenu de respecter la confidentialité des délibérations et de s'interdire l'utilisation des données communiquées pendant la procédure d'évaluation.

---

*Charte Française de Déontologie des Métiers de la Recherche – janvier 2015 – p. 2/3*

Pour une expertise exercée au titre de l'institution, le chercheur se doit de respecter les termes de la charte nationale de l'expertise et de sa déclinaison à l'échelle de son institution d'appartenance.

#### 6.1 Travaux collaboratifs et cumul d'activités

Les travaux collaboratifs, en particulier en dehors de l'institution et à l'international, feront l'objet d'accords préalables avec les partenaires publics ou privés et doivent préserver l'indépendance du chercheur, concernant notamment la fourniture de données, leur exploitation, leur propriété intellectuelle et leur communication. Ils mobilisent les mêmes règles déontologiques, impliquant une responsabilité d'intégrité, de transparence et d'honnêteté.

Dans le cas des activités de conseil ou d'expertise menées en marge du travail de recherche, les chercheurs sont tenus d'informer leur employeur et de se conformer aux règles relatives au cumul d'activités et de rémunérations en vigueur dans leur institution. Les liens d'intérêts qui en découlent doivent faire l'objet de déclaration lors des activités de communication.

#### 7.1 Formation

Les règles déontologiques doivent être intégrées aux cursus de formation, en particulier au sein des cursus de master et de doctorat, et leur apprentissage doit être considéré comme participant à la maîtrise du domaine spécifique de recherche.

- o o o -

## ANNEXE 4 • CARACTÉRISTIQUES ACOUSTIQUES DES MAMMIFÈRES MARINS D'APRÈS SOUTHALL ET AL. (2007), KETTEN (2002) ET ERBE ET AL. (2016)

Ce tableau regroupe les mammifères marins selon leurs caractéristiques acoustiques : gamme fonctionnelle (GF), gamme de bonne sensibilité (BS) et seuil minimum d'écoute (SM en dB re. 1 µPa). Pour chaque groupe sont donnés le nombre d'espèces ou sous-espèces représentées et le nombre d'espèces décrites par audiogrammes comportementaux (AC) ou électrophysiologiques (AE).

Groupe	Caractéristiques acoustiques	Nb d'espèces/sous-espèces	Nb AC	Nb AE
Cétacés, basses fréquences	GF : 7 Hz-22 kHz	13 espèces de baleines à fanons (Mysticètes)	0	0
	BS : 20 Hz-2 kHz			
	SM : supposé à 60-80			
Cétacés, moyennes fréquences	GF : 150 Hz-160 kHz	57 espèces ou sous-espèces dont : 32 de dauphins, 6 de baleines à dents et 19 de baleines à bec	8	13
	SM : 50			
Cétacés, hautes fréquences	GF : 200 Hz-180 kHz	20 espèces ou sous-espèces dont : 8 espèces de marsouins, 7 espèces de dauphins de rivières et 4 dauphins Cephalorhynchus	3	3
	BS : 16 kHz-120 kHz			
	SM : 40			
Pinnipèdes dans l'eau	GF : 75 Hz-75 kHz	41 espèces ou sous-espèces dont 16 espèces d'otaries, 23 de phoques et 2 de morses	11	5
Pinnipèdes dans l'air	GF : 75 Hz-30 kHz	Les mêmes que pour les pinnipèdes dans l'eau		

## ANNEXE 5 • PRODUCTION DE SONS DES MAMMIFÈRES MARINS D'APRÈS KETTEN (1992), PARVIN ET AL. (2007), SOUTHALL ET AL. (2007, 2019) ET FROUIN-MOUY ET AL. (2019)

Dans ces tableaux, les mammifères marins sont regroupés suivant leurs caractéristiques acoustiques.

Cétacés basses-fréquences (Mysticètes)	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore	Ordre de grandeur de la détection
Baleine bleue ( <i>Balaenoptera musculus</i> )	0,01-0,39	Chants : 0,03-0,1 Gémissements : 0,015-0,025	180-190	10-30 km
Rorqual commun ( <i>Balaenoptera physalus</i> )	0,01-0,75	Impulsions : 0,018-0,035 Appels : 0,02-0,07 Gémissements : 0,02	155-190	10-30 km
Baleine à bosse ( <i>Megaptera novaeangliae</i> )	0,01-22	Chants du mâle : 0,12-4 Sons sociaux : < 3 Appel alimentaire : 0,5	Chants du mâle : 144-174 (moy : 165) Sons sociaux : 190	10-30 km

Cétacés moyennes-fréquences	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore	Ordre de grandeur de la détection
Dauphin commun ( <i>Delphinus delphis</i> )	0,2-150	sifflement : 0,5-18 click : 30 – 60	143-180	100 à 1000 m
Grand Dauphin ( <i>Tursiops truncatus</i> )	0,05-150	sifflement : 0,3-14,5 25 – 130	125-173 228	500 à 1500 m
Orque ( <i>Orcinus orca</i> )	0,08-85	1 – 20	105-160	100 à 1000 m
Beluga ( <i>Delphinapterus leucas</i> )	0,1-150	sifflement : 0,1-16 click : 40 – 12	206-225	500 à 1500 m
Cachalot ( <i>Physeter macrocephalus</i> )	< 0,1-30	click : 2 – 16	220-236	10-30 km

Cétacés hautes-fréquences	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore	Ordre de grandeur de la détection
Marsouin ( <i>Phocoena phocoena</i> )	0,04-150	sifflement : 0,04 – 1,5 clac : 110-150	177	250 m
Dauphin rose d'Amazone ( <i>Inia geoffrensis</i> )	25-200	clac : 95-105	n.a	n.a
Marsouin de Dall ( <i>Phocoenoides dalli</i> )	0,04-160	sifflement : 0,04-12 clac : 120-130	175	250 m
Phoque barbu ( <i>Erignathus barbatus</i> )	0,1-10	Trill, ascent, sweep, moan	178	> 30 km
Phoque du Groenland ( <i>Phoca groenlandica</i> )	0-5	26 types de cris	103-180	
Phoque annelé ( <i>Phoca hispida</i> )	0.5-5	bark, growl, yelp, chirp	95-135	> kms
Phoque à ruban ( <i>Histiophoca fasciata</i> )	0.02-10	downsweep, roar, grunt, yowl, hiss, shuffle	160-178	> 16 km
Phoque à capuchon ( <i>Cystophora cristata</i> )	0.5-6	guttural growl, moaning growl, long growl, roar, FM growl, moaning-growling call		
Phoque tacheté ( <i>Phoca largha</i> )	0.5-3.5	growl, drums, chirp and bark		

Cétacés hautes-fréquences (suite)	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore	Ordre de grandeur de la détection
Phoque de Weddell ( <i>Leptonychotes weddellii</i> )	0.09-200	trill, chirp, eeyoo, chug, click, teeth chatter, guttural glug, cricket call, knock, seitz, growl, mew	148-193	> 30km
Léopard des mers ( <i>Hydrurga leptonyx</i> )	0.2-164	Trill, hoot, FM chiro, FM buzz, click train	153-177	
Phoque crabier ( <i>Lobodon carcinophagus</i> )	1-2	Groan		
Phoque de Ross ( <i>Ommatophoca rossii</i> )	0.1-11	high, mid and low siren calls, whoosh broadband component, whoosh tonal component		
Phoque commun ( <i>Phoca vitulina</i> )	0.1-10.9	roar, bubbly growl, grunt, groan, creak	129-149	> kms
Phoque gris ( <i>Halichoerus grypus</i> )	0.3-8.6	rup, rupe, growl, knocking, trot, click and roar		
Hawaiian monk seal ( <i>Neomonachus schauinslandi</i> )	0.04-1	croak, groan, growl, moan, rumble, whoop	123-169	> km
Morse ( <i>Odobenus rosmarus</i> )	0.1-4	knock, tap, bell sound, coda song, diving vocalization and bark		
Otarie à fourrure du Cap ( <i>Arctocephalus pusillus pusillus</i> )	0.1-1	Bark, whoop		
Otarie à fourrure des Galapagos ( <i>Arctocephalus galapagoensis</i> )	0.1-0.3	growl and knock		
Otarie à fourrure Juan Fernandez ( <i>Arctocephalus philippii</i> )	0.1-0.2	Pulses		
Otarie à fourrure du Nord ( <i>Callorhinus ursinus</i> )	nd	Male click		
Lion de mer de Californie ( <i>Zalophus californianus</i> )	0.1-7	bark, click		
Lion de mer de Steller ( <i>Eumetopias jubatus</i> )	nd	belch, growl, click		

Siréniens	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore	Ordre de grandeur de la détection
Lamantin d'Amazonie ( <i>Trichechus inunguis</i> )	0.7-17	vocalization/harmonic vocalization)		
Lamantin des Caraïbes ( <i>Trichechus manatus</i> )	0.4-22	Tonal harmonic vocalization		
Dugong ( <i>Dugong dugon</i> )	0.15-18	Squeak, trills, chirp-squeak		

## ANNEXE 6 • DÉTECTION SONORE CHEZ LES INVERTÉBRÉS MARINS

Les tableaux suivants indiquent les capacités de détection sonores de trois groupes d'invertébrés marins : les coquillages, les décapodes et les céphalopodes. Plusieurs méthodologies ont été utilisées pour les caractériser, comme les potentiels évoqués auditifs (PEA) et des tests comportementaux (TC). NM : non mentionné.

Coquillages	Méthode de test	Organe de réception	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Référence
Pétoncle japonais <i>Mizuhopecten yessoensis</i>	TC	ASO	30-1 000	NM	Zhadan (2005)
Moules <i>Mytilus edulis</i>	TC	NM	5-400	10	Roberts <i>et al.</i> (2015)

Décapodes	Méthode de test	Organe de réception	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Référence
Homard américain <i>Homarus americanus</i>	PEA	Cils sensoriels	80-250	80	Jézéquel <i>et al.</i> (2021)
Homard Européen <i>Homarus gammarus</i>	PEA	Cils sensoriels	< 300	< 100	Laverack <i>et al.</i> (1963)
Bernard l'hermite <i>Pagurus bernhardus</i>	TC	NM	5-410	90	Roberts <i>et al.</i> (2016)
Crevette bouquet <i>Palaemon serratus</i>	PEA	Statocystes	100-3 000	100	Lovell <i>et al.</i> (2005)
Langoustine <i>Nephrops norvegicus</i>	TC	Cils sensoriels	20-200	NM	Goodall <i>et al.</i> (1990)
Crabe de boue <i>Panopeus spp.</i>	PEA	Statocystes	75-1600	75	Hughes <i>et al.</i> (2014)
Crabe nageur <i>Ovalipes catharus</i>	PEA	Statocystes	80-2000	80	Radford <i>et al.</i> (2016)

Céphalopodes	Méthode de test	Organe de réception	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Référence
Calemar <i>Loligo pealeii</i>	PEA	Statocystes	30-500	200	Mooney <i>et al.</i> (2010)
Poulpe blanc <i>Eledone cirrosa</i>	PEA	Statocystes	< 200	70-100	Williamson (1988)
Seiche <i>Sepia officinalis</i>	TC	NM	80-1 000	300	Samson <i>et al.</i> (2014)

## ANNEXE 7 • SEUILS IMPACTANTS DE PLUSIEURS SOURCES SONORES ANTHROPIQUES SUR LES POISSONS D'APRÈS POPPER ET AL. (2014)

Les tableaux ci-dessous donnent les recommandations de Popper *et al.* (2014) concernant les seuils impactants de plusieurs sources sonores anthropiques (TNT, tirs sismiques, battage de pieux, sonars basse et moyenne fréquences, navigation et sons continus) sur quatre groupes de poissons (SPL<sub>max</sub> en dB re. 1 µPa ; SEL<sub>cum</sub> en dB re. 1 Pa<sup>2</sup> s). En cas d'absence de données chiffrées, les effets sont décrits suivant trois distances à la source : 10 m (N pour *near*), 100 m (I pour *intermediate*) et 1 000 m (F pour *Far*) avec trois qualificatifs : fort, modéré, faible, NA (en absence de donnée).

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
TNT	Œufs et larves	> 13 mm s <sup>-1</sup> (vitesse max)	(N) = fort (I) = faible (F) = faible	(N) = fort (I) = faible (F) = faible	(N) = fort (I) = faible (F) = faible	NA
	Poissons sans vessie natatoire	SPL <sub>max</sub> = 229-234	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = faible (F) = faible	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	NA
	Poissons avec vessie non connectée	SPL <sub>max</sub> = 229-234	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	NA
	Poissons avec vessie connectée	SPL <sub>max</sub> = 229-234	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	NA

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Tirs Sismiques	Œufs et larves	SEL <sub>cum</sub> > 210 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons sans vessie natatoire	SEL <sub>cum</sub> > 219 SPL <sub>max</sub> > 213	SEL <sub>cum</sub> > 186	SEL <sub>cum</sub> > 216 SPL <sub>max</sub> > 213	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SEL <sub>cum</sub> > 210 SPL <sub>max</sub> > 207	SEL <sub>cum</sub> > 186	SEL <sub>cum</sub> > 203 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie connectée	SEL <sub>cum</sub> = 207 SPL <sub>max</sub> > 207	SEL <sub>cum</sub> = 186	SEL <sub>cum</sub> = 203 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré	(N) = faible (I) = faible (F) = modéré

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Battage de pieux	Œufs et larves	SEL <sub>cum</sub> > 210 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
	Poissons sans vessie natatoire	SEL <sub>cum</sub> > 219 SPL <sub>max</sub> > 213	SEL <sub>cum</sub> > 186	SEL <sub>cum</sub> > 216 SPL <sub>max</sub> > 213	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SEL <sub>cum</sub> > 210 SPL <sub>max</sub> > 207	SEL <sub>cum</sub> > 186	SEL <sub>cum</sub> > 203 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie connectée	SEL <sub>cum</sub> > 207 SPL <sub>max</sub> > 207	SEL <sub>cum</sub> = 186	SEL <sub>cum</sub> > 203 SPL <sub>max</sub> > 207	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Sonar basses fréquences	Œufs et larves	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons sans vessie natatoire	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	SPL <sub>rms</sub> > 193	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SPL <sub>rms</sub> > 193	SPL <sub>rms</sub> > 193	SPL <sub>rms</sub> > 193	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	Poissons avec vessie connectée	SPL <sub>rms</sub> > 193	SPL <sub>rms</sub> > 193	SPL <sub>rms</sub> > 193	SPL <sub>rms</sub> > 197	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Sonar moyennes fréquences	Œufs et larves	NA	NA	NA	NA	NA
	Poissons sans vessie natatoire	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	NA	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	NA	NA
	Poissons avec vessie non connectée	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> > 210	NA	NA
	Poissons avec vessie connectée	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> > 109	NA

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Navigation et sons continus	Œufs et larves	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible
	Poissons sans vessie natatoire	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré
	Poissons avec vessie non connectée	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = modéré (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré
	Poissons avec vessie connectée	SPL <sub>rms</sub> > 210	SPL <sub>rms</sub> = 158 pour 12 h	SPL <sub>rms</sub> = 170 pour 48 h	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = fort

## ANNEXE 8 • BILAN DES RETOURS D'EXPÉRIENCES ISSUS D'OBSERVATIONS *IN SITU* DES IMPACTS ACOUSTIQUES DES PROJETS ÉOLIENS OFFSHORE POSÉS SUR LES MAMMIFÈRES MARINS

Les tableaux suivants présentent la synthèse des résultats des études portant sur les impacts acoustiques des projets éoliens offshore posés sur les mammifères marins (les marsouins communs et les autres espèces). La phase de vie du projet correspond à la construction (C), à l'exploitation (E) ou aux deux (C/E).

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Marsouin commun	Horns Rev 2	95 éoliennes (2.3 MW) Fondations « Monopieux » (Ø 3.9 m, L 30-40 m) Battage : IHC 1200 hammer	Effaroucheur de phoques et pinger	T-PODs (8 stations)	236 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPL crête-crête)	Évitement (18 km)	Brandt <i>et al.</i> , 2009, 2011
C	Marsouin commun	BARD Offshore 1	80 fondations de type « Tripod », battage de pieux	Principalement sans mesure de mitigation	C-PODs		Évitement (> 18 km)	Braasch <i>et al.</i> , 2013
C	Marsouin commun	C-Power	49 fondations de type « Jacket » (196 pieux : Ø 1.83 m, L 21-49.5 m) Battage : 450 000 coups, 30 coups/min, IHC Hydrohammer S-800, puissance de 800 kJ max et 412 kJ en moyenne)		Obs aériennes	172-189 dB re. 1 µPa @ 750 m (SPL crête)	Évitement (21 km)	Haelters <i>et al.</i> , 2015
C	Marsouin commun	Borkum West II et Global Tech I	Fondations « Tripod »		C-PODs		Influence du vent sur le rayon d'évitement des marsouins lors du battage de pieux	Dragon <i>et al.</i> , 2016
C	Marsouin commun	Borkum West II	40 éoliennes, fondations de type « Tripod », battage de pieux	Rideaux de bulles (atténuation de 9 à 13 dB pour le SEL et 10 à 17 dB pour les niveaux crêtes)	C-PODs (26 stations de 0.4 à 36 km) 4 enregistreurs acoustiques		Évitement (forte corrélation entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores du battage de pieux)	Nehls <i>et al.</i> , 2016
C	Marsouin commun	Dantysk	80 éoliennes (capacité nominale : 3.6 MW) Fondations « monopieux » (Ø : 6 m) Battage : S-2000 Hydro-hammer (IHC Merwede BV), énergie moyenne : 983 kJ, 44 coups/min	Effaroucheur de phoques et pinger Démarrage progressif 2 rideaux de bulles (atténuation de 7 à 10 dB séparément, et de 12 dB utilisé ensemble)	C-PODs (12 stations réparties sur 3 transects de 1-31 km) 2 enregistreurs acoustiques (Loggerhead)		Évitement (12 km)	Dähne <i>et al.</i> , 2017

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Marsouin commun	Nobelwind	51 événements de battage de pieux (Ø pieux : 4.5-6.8 m, profondeur de pénétration : 29-39 m)	Effaroucheur de phoques Démarrage progressif	C-PODs (1-55 km) Enregistreur acoustique RTsys EA-SDA14 (bruit ambiant et travaux)	Jusqu'à 198 dB re. 1µPa @ 750 m (SPL crête)	Évitement (20 km)	Rumes <i>et al.</i> , 2017
C	Marsouin commun	Beatrice	84 éoliennes 4 pieux par fondation (Ø 2.2 m) Battage : 1800-2400 kJ hammer		C-PODs (68 stations, 0.4-76.5 km)		Évitement durant les opérations de battage de pieux (de moins en moins important selon l'avancement des travaux) Pas d'effet long terme observé	Graham <i>et al.</i> , 2019
C	Marsouin commun	Gescha 2 (2014-2016) 11 parcs éoliens Allemands	ABW, BR, BU, GEM, GT1, GW 1 & 2, NG, NSO, N1, SB, VM		C-PODs, Obs aériennes		Effet négatif sur le court terme (évitement) mais pas d'indication sur le long terme	Rose <i>et al.</i> , 2019
C/E	Marsouin commun	Horns Rev 1	80 éoliennes (2MW) Fondations « Monopieux » (Ø 4 m, profondeur de pénétration : 30 m) Battage : IHC Hydrohammer S-600 (1 coup/s) Parc opérationnel en Décembre 2002	Effaroucheur de phoques et pinger Démarrage progressif	Obs visuelles à partir de navires et avions, T-PODs	235 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPL crête-crête)	Phase de construction : évitement (> 21 km) et changement de comportement de nage pendant la construction Phase d'exploitation : pas d'effet observé	Tougaard <i>et al.</i> , 2003 2006a, 2009
C/E	Marsouin commun	Sprogø	7 éoliennes (3 MW) Fondations gravitaires Opérationnel en 2010		T-PODs (4 stations : 2 dans le parc, 2 dans une aire de référence)		Pas d'effet observé en phase de construction et d'exploitation	Tougaard et Carstensen, 2011
C/E	Marsouin commun	Nysted	72 éoliennes (2.3 MW) Fondations gravitaires Enfoncement de palplanche par vibration	Effaroucheur de phoques et pinger	T-PODs (6 stations : 3 positions dans le parc et 3 positions dans une aire de référence à 10 km)		Évitement durant l'ensemble de la période de construction (plus étendu pendant l'enfoncement des palplanches) Augmentation progressive de l'activité acoustique en phase d'exploitation mais toujours pas revenue à la normale en 2012 (29 % par rapport à l'état de référence)	Carstensen <i>et al.</i> , 2006 Teilmann et Carstensen, 2012

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C/E	Marsouin commun	Alpha ventus	Installation d'une plateforme de transformation Fondation de type « Jacket » Enfoncement de 4 pieux sur 9 m par vibration puis battage (Menck MHU500T, énergie max : 500 kJ)	Effaroucheur de phoques et pinger Rideau de bulles sur l'une des fondations (atténuation de 10 à 12 dB)	Obs. aériennes et acoustiques (C-PODs, 1-50 km)	154-175 dB re. 1 µPa <sub>2s</sub> @ 750m (SEL)	Phase de construction : évitement (25 km) Phase d'exploitation : pas d'effet observé	Dähne <i>et al.</i> , 2013 ; Gilles <i>et al.</i> , 2014
C/E	Marsouin commun	Robin rigg	60 éoliennes Opérationnel en avril 2010		Obs visuelles par navires		Diminution de l'abondance en marsouins pendant la construction Pas d'effet observé en phase d'exploitation	Canning <i>et al.</i> , 2013 et Vallejo <i>et al.</i> , 2017
C/E	Marsouin commun	Gescha 1 (2009-2013) 7 parcs éoliens allemands	BARD : fondations « Tripod » BWII : fondations « Tripod » DT : fondations « Monopieux » GT1 : fondations « Tripod » MSO : fondations « Monopieux » NSO : fondations « Jacket » RG : fondations « Monopieux »		C-PODs, Obs aériennes	BARD : 180 dB BWII : 165 dB DT : 167 dB GT1 : 169 dB MSO : 169 dB NSO : 165 dB RG : 163 dB (SEL05 ; dB re. 1 µPa <sub>2s</sub> @ 750 m)	Effet négatif sur le court terme (évitement) mais pas d'indication sur le long terme	Brandt <i>et al.</i> , 2016, 2018, Rose <i>et al.</i> , 2019
E	Marsouin commun	Rødsand 2	90 éoliennes (2.3 MW) Fondations gravitaires Enfoncement de palplanche par vibration		T-PODs (10 stations)		Pas d'effet observé	Teilmann <i>et al.</i> , 2012
E	Marsouin commun	Egmond aan Zee	36 éoliennes Vestas V90, capacité nominale : 3 MW Fondations « monopieux » (Ø : 4.6 m, profondeur de pénétration : 30 m)		T-PODs, Obs visuelles		Pas d'effet observé	Scheidat <i>et al.</i> , 2011, 2012

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
E	Marsouin commun	Prinses Amalia	60 éoliennes V80 (59 m au-dessus du niveau de la mer, diamètre des rotors : 80 m, capacité nominale : 2 MW)  Parc opérationnel en Juin 2008		C-PODs (2 dans le parc et 2 dans une aire de référence à 5.5 km)		Pas d'effet observé	van Polanen <i>et al.</i> , 2012

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Phoque commun	Lincs	75 éoliennes  Fondation « monopieux »  Battage : MHU 1900S hydraulic hammer, 30 coups/min, énergie maximale : 2000 kJ	Démarrage progressif	Tags GPS/GSM (24 phoques communs)		La distance la plus proche de chaque phoque au battage des pieux variait de 4,7 à 40,5 km	Hastie <i>et al.</i> , 2016
C/E	Phoque commun	Horns Rev 1	80 éoliennes (2MW)  Fondations « Monopieux » (Ø 4 m, profondeur de pénétration : 30 m)  Battage : IHC Hydrohammer S-600 (1 coup/s)  Parc opérationnel en décembre 2002	Effaroucheur de phoques et pinger  Démarrage progressif	Télémetrie (émetteurs satellites, 21 phoques), Obs visuelles à partir de navires	235 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPL crête-crête)	Très peu de phoques observés à proximité du parc lors du battage de pieux	Tougaard <i>et al.</i> , 2006b
C/E	Phoque gris	Nysted	72 éoliennes (2.3 MW)  Fondations gravitaires  Enfoncement de palplanche par vibration	Effaroucheur de phoques et pinger	Photographie (Time-lapse), Obs visuelles par avions et navires.		Diminution de l'abondance des phoques à proximité du parc pendant les opérations d'enfoncement des palplanches.  Pas d'effet long terme en phase d'exploitation	Edrén <i>et al.</i> , 2010
C/E	Phoque	Scroby Sands	30 éoliennes (2MW)  Fondation « monopieux » (Ø 4.2 m, profondeur de pénétration : 31 m)  Battage : IHC 1200		Photographie aérienne du banc de sable principal de Scroby Sands	257dB re. 1 µPa @1m (SPL crête-crête)	Diminution de l'abondance en phoque commun durant la phase de construction et d'exploitation (probablement dû à une dynamique régionale)	Skeate <i>et al.</i> , 2012

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C/E	Phoque	4 parcs de la région de «The Wash»	217 éoliennes		Obs aériennes des reposoirs  Télémetrie : 33 balises Argos, 35 tags GPS		Phase de construction :  Diminution de l'abondance en phoques jusqu'à 25 km lors des opérations de battage.  Pas d'effet long terme observé.  Phase d'exploitation : augmentation de quasi-significative de l'abondance en phoques.	Russell <i>et al.</i> , 2016
E	Phoque commun et phoque gris	Rødsand 2	90 éoliennes (2.3 MW) Fondations gravitaires Enfoncement de palplanche par vibration		Télémetrie (tags GPS/GSM et Wildlife Computers Argos Spot, 10 phoques : 5 phoques communs et 5 phoques gris)		Pas d'effet observé sur les comportements des phoques en phase d'exploitation	McConnell <i>et al.</i> , 2012

## ANNEXE 9 • BILAN DES RETOURS D'EXPÉRIENCES ISSUS D'OBSERVATIONS IN SITU DES IMPACTS ACOUSTIQUES DES PROJETS ÉOLIENS OFFSHORE POSÉS SUR LES POISSONS

Les tableaux suivants synthétisent les résultats publiés concernant l'impact des phases de construction (C) et d'exploitation (E) sur les espèces de poissons.

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Shiner perch ( <i>Cymatogaster aggregata</i> ), Saumon quinnat ( <i>Oncorhynchus tshawytscha</i> ), Anchois de Californie ( <i>Engraulis mordax</i> )	Site de construction de Berth, port de Oakland, Californie	Pieux : Ø : 61 cm, L : 164 feet Diesel hammer Delmag D62-22 (énergie : 223 kJ)	Cages positionnées à 25 pieds de profondeur et 32 pieds du battage Exposition de 3-4 min (> 200 coups)	Vidéo, recherche de lésions externes et internes	SPL crête : 192 dB re. 1 µPa @ 10m SELcum : 166 dB re. 1 µPa²s pour 3-4 min d'exposition	Aucune différence significative dans le comportement, le taux de mortalité à court terme ou les dommages aux tissus entre les témoins et les poissons exposés	Abbott <i>et al.</i> , 2005
C	Dorade grise ( <i>Spondyliosoma cantharus</i> ), Plie ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	Plateforme d'énergies renouvelables offshore de Blyth, UK	Pieux : Ø : 16.5 cm, L : 7.5 m 200 kg hammer Fréquence de coup : 10/min	Cages positionnées à 3 m de profondeur et 10 m du battage Exposition de 30 min	Consommation en oxygène	SELcum: 184.41 dB re. 1 µPa²s @10m	Augmentation de la consommation en oxygène pour la dorade grise suggérant des niveaux de stress plus élevés	Bruintjes <i>et al.</i> , 2016

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Bar commun ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	Site éolien de Lodewijckbank, Belgique	Pieux : Ø : 5 m, L : 56-62 m IHC Hydrohammer B.V (énergie max : 867-1173 kJ)	Cages positionnées à 30-33 m de profondeur et 45 m du battage à partir du pont d'un navire de battage Exposition lors de 4 opérations de battage de 1h14-1h45 (nombre de coups allant de 1739 à 3067)	Taux de mortalité Consommation en oxygène	SPL crête : 210-211 dB re. 1 µPa @45m SELcum : 215-222 dB re. 1 µPa²s @45m	Aucune différence dans la mortalité immédiate et différée jusqu'à 14 j	Debusschere <i>et al.</i> , 2014, 2016

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
C	Rondeau mouton ( <i>Archosargus probatocephalus</i> ), Vivaneau sarde grise ( <i>Lutjanus griseus</i> )	Port Canaveral, Florida	Pieux : l : 41 cm, L : 24 m Installation de 5-7 pieux par jour (maximum 10), avec une moyenne de 200 coups/pieux. PileMaster 36-5000 air impact hammer Fréquence de coup : 30-45/min	Exposition à 35 jours de battage de pieux	Système de suivi par télémétrie acoustique (Vemco VR2W), 15 <i>Archosargus probatocephalus</i> et 10 <i>Lutjanus griseus</i> marqués	SPL crête : 175 re 1 µPa @ 10 m	Aucun signe de mortalité ou de blessure Pas de diminution significative de la résidence des rondaux moutons, aucun signe de déplacement particulier Déplacement potentiel coïncidant avec le début du battage observé pour 2 vivaneaux gris sur 4, ainsi qu'une diminution de la résidence pour un sous-ensemble de cette espèce ayant une fidélité élevée au site avant le battage	lafrate <i>et al.</i> , 2016

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
E	Sole ( <i>Solea vulgaris</i> ), Morue ( <i>Gadus morhua</i> )	Parc éolien de Egmond aan Zee	36 éoliennes sur fondations monopieux, opérationnelles depuis 2007		Marquage-recapture : 300 soles et 800 morues Télémétrie acoustique : réseau de récepteurs couvrant 16 éoliennes, 40 soles et 47 morues marquées		Sole : pas de différence globale significative entre OWEZ et la zone de référence, pas d'évitement à grande échelle des éoliennes, pas d'indications d'attraction pour les fondations Morue : au moins une partie de la population juvénile de morues passe de longues périodes dans l'OWEZ, aucun signe de perturbation par le fonctionnement des éoliennes, forte attraction pour les fondations.	Winter <i>et al.</i> , 2010

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Réf.
E	Anguille ( <i>Anguilla anguilla</i> ), Morue ( <i>Gadus morhua</i> ), Rouquié ( <i>Ctenolabrus rupestris</i> ), Chaboisseau commun ( <i>Myoxocephalus scorpius</i> ).	Parc éolien de Lillgrund	48 éoliennes (2.3 MW, 115m en haut de pale, rotor de 93 m de diamètre) sur fondations gravitaires, opérationnelles depuis 2008	Comparaison entre le parc et une zone de référence (à 10 km)	Prélèvement d'individu avec des filets  Téléométrie (anguille)	En pleine production (12 m/s) : 138 dB re. 1µPa @ 1 m (SPLrms ; intégré dans la bande 52-343 Hz)  104-106 dB re. 1µPa @ 100 m (SPLrms)	<p>Pour l'ensemble du parc éolien, aucun effet n'a été observé sur la richesse spécifique et l'abondance des poissons.</p> <p>Faibles effets de l'environnement acoustique local sur les schémas de distribution des poissons, avec une présence réduite de poissons à des niveaux de bruit plus élevés. La réponse a été la plus forte pour l'anguille. Aucune réponse concernant le niveau de bruit n'a été observée pour la morue. L'ampleur de l'effet du bruit était cependant inférieure à l'effet d'agrégation (concentration). Par conséquent, les poissons se sont regroupés près des éoliennes dans toutes les conditions, mais l'effet était plus faible lorsque les niveaux de bruit étaient plus élevés.</p>	Bergström <i>et al.</i> , 2013a Bergström <i>et al.</i> , 2013b

**CNRS, Impacts acoustiques des projets éoliens en mer sur la faune marine**  
Compartiments des mammifères marins, des poissons et des invertébrés

Rapport et synthèse de l'expertise scientifique collective – Novembre 2021

**Directeur de la publication :** Antoine Petit, président-directeur général du CNRS  
**Directeur de la rédaction :** Alain Schuhl, directeur général délégué à la science du CNRS

Plaquette éditée par la Direction de la communication du CNRS

**Photo de couverture :**  
© Stock.adobe.com/Brimeux

**Impression :** IFSeM  
Novembre 2021



**CNRS**

3, rue Michel-Ange 75016 Paris

[www.cnrs.fr](http://www.cnrs.fr)

