



SYNTHESE DES CONNAISSANCES DE LA COMMUNAUTE SCIENTIFIQUE SUR L'IMPACT ACOUSTIQUE DES PROJETS EOLIENS OFFSHORE SUR LA FAUNE MARINE

A.Jolivet*^o, B. Kinda*, D. Mathias*

Sous la direction de C. Gervaise⁺ ; L. Chauvaud^o,

20 Juillet 2015

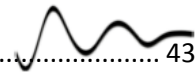
* : société SOMME, Pépinière d'entreprises Créatic - Bureau 30, 1^{er} étage, 115 Rue Claude Chappe, 29280 Plouzané, mathias.somme@orange.fr, kinda.somme@orange.fr, jolivet.somme@orange.fr

⁺ : chaire CHORUS, GIPSA LAB, 11 rue des mathématiques Domaine Universitaire, BP 46 38402 Saint Martin d'Hères cedex France, cedric.gervaise@chorusacoustics.com

^o : CNRS, IUEM Technopôle Brest-Iroise - rue Dumont d'Urville - 29280 Plouzané – France, laurent.chauvaud@univ-brest.fr, aurelie.jolivet@univ-brest.fr

Table des matières

1	Introduction.....	4
1.1	Contexte de la réalisation de l'étude	4
1.2	Présentation du contenu de l'étude	4
2	Chapitre 1 : L'importance des sons pour la faune marine et la question des effets des émissions sonores anthropiques.....	7
3	Chapitre 2 : Les bases de l'acoustique sous-marine – la chaîne de transmission d'un émetteur vers un récepteur susceptible de subir un impact acoustique – les différentes grandeurs acoustiques	9
3.1	Les différentes étapes d'une chaîne de transmission acoustique d'un émetteur vers un récepteur	9
3.2	Les décibels.....	10
3.3	Les grandeurs utilisées pour quantifier les niveaux sonores	11
3.4	Niveaux de sources et niveaux perçus	12
3.5	Pertes de transmission	12
3.6	La comparaison des niveaux sonores aériens exprimés en décibel avec les niveaux sonores sous-marins doit être menée avec prudence.....	14
4	Chapitre 3 : Principales caractéristiques des sons émis lors des projets de fermes éoliennes offshore – comparaisons avec d'autres émissions sonores anthropiques	16
4.1	Les émissions sonores des projets de fermes éoliennes offshore	17
4.2	Comparaison avec d'autres émissions sonores anthropiques sous-marines	19
4.3	Comparaison avec des niveaux sonores d'activités anthropiques en aérien	21
5	Chapitre 4 : les bases de la perception sonore chez les animaux marins (Mammifères marins, Poissons, Invertébrés)	23
5.1	L'audition des mammifères marins.....	24
5.2	L'audition des poissons	26
5.3	L'audition chez les invertébrés.....	28
6	Chapitre 5 : Effets des sons sur la faune marine et seuil d'impacts.....	31
6.1	Description des effets liés au son d'origine anthropique.....	34
6.1.1	La mortalité	34
6.1.2	Effets traumatiques sur le système auditif.....	35
6.1.3	Réponses physiologiques non liées à l'appareil auditif.....	37
6.1.4	Réaction comportementale (Changement de comportement, Évitement).....	38
6.1.5	Masquage	40
6.2	Définitions des seuils d'impact.....	41
6.2.1	Seuils pour les mammifères marins	42



6.2.2	Seuil d'impact pour les poissons	43
6.2.3	Seuils d'impact chez les invertébrés.....	46
7	Chapitre 6 : Retour d' expériences sur les projets éoliens en Europe depuis 2000.....	48
7.1	Impact acoustique de la phase de construction	51
7.1.1	Sur les cétacés et les marsouins en particulier	51
7.1.2	Sur les phoques	52
7.1.3	Sur les poissons et les invertébrés	53
7.2	Impact acoustique de la phase d'opération (fonctionnement des turbines)	54
7.2.1	Sur les cétacés et les marsouins en particulier	54
7.2.2	Sur les phoques	55
7.2.3	sur les poissons et les invertébrés.....	55
7.3	Impact acoustique de la phase de démantèlement.....	56
8	Chapitre 7 : Retour d' expériences sur les méthodes de réduction des impacts acoustiques	57
8.1	Modification des caractéristiques du battage de pieux.....	58
8.2	Rideaux de bulles.....	58
8.3	Filet équipés de ballons remplis d'air ("Hydro sound damper").....	59
8.4	Bloc isolant et battardeau	60
8.5	Méthodes d'éloignement des espèces.....	60
9	Références bibliographiques citées.....	62
10	Annexe 1 : CV des intervenants à l'étude.....	70
11	Annexe 2 : Tableau de synthèse des niveaux sonores des projets de fermes éoliennes offshore avec comparaison avec les niveaux sonores d'autres activités sonores sous-marines	75

1 Introduction

1.1 Contexte de la réalisation de l'étude

Cédric Gervaise et Laurent Chauvaud (chercheurs, spécialistes de l'acoustique sous-marine passive et de l'écologie marine) ont été contactés par Mme Lavarde (secrétaire générale de la commission nationale du débat public) le 15 juin 2015 pour élaborer une synthèse des connaissances de la communauté scientifique sur l'impact acoustique des projets éoliens offshore afin de contribuer au débat public des projets éoliens offshore de Dieppe-Le Tréport et des îles d'Yeu et de Noirmoutier. Mme Lavarde a entamé ces échanges sur la demande du groupement des associations France Nature Environnement. Après échange sur le contenu de l'étude, une commande a été passée le 24 Juin 2015 à la société SOMME (Société d'Observation Multi-Modale de l'Environnement) pour la réalisation de cette synthèse, à rendre pour le 20 juillet 2015. La société SOMME a employé pour cette mission 3 ingénieurs de recherche (A. Jolivet, B. Kinda, D. Mathias, spécialistes de l'acoustique sous-marine passive et de l'écologie marine) qui ont réalisé les travaux sous la direction scientifique de C. Gervaise et L. Chauvaud. C. Gervaise a ensuite réalisé la synthèse des travaux. La relecture finale a été collective. L'exposé de la synthèse ne reprend pas exhaustivement toute la bibliographie de la communauté¹ mais a pour objectif d'en dresser un portrait organisé. La synthèse compile 167 références.

Les *curriculum vitae* des participants à l'étude sont fournis dans l'annexe 1 du présent rapport.

1.2 Présentation du contenu de l'étude

La synthèse présentée ici est organisée en 8 chapitres, assemblés en 2 grandes parties.

Au sein de la première partie (chapitres 1 à 5), nous présentons les fondamentaux de l'acoustique sous-marine et nous présentons les connaissances disponibles pour comprendre les effets des émissions sonores anthropiques sur la faune marine. En guise d'introduction, le chapitre 1 montre l'importance des sons pour la faune marine et met en avant les risques d'effets négatifs des sons d'origine anthropique. Le chapitre 2 expose succinctement les bases de l'acoustique sous-marine en présentant la chaîne de transmission sonore d'un émetteur vers un récepteur et en identifiant les grandeurs acoustiques à considérer. Le chapitre 3 présente les caractéristiques des sons émis par les fermes éoliennes offshore, principalement dans les phases de construction et d'exploitation et compare ces émissions sonores à celles d'autres activités humaines en mer. Le chapitre 4 présente comment la faune marine (mammifères marins, poissons, invertébrés) perçoit les sons, avec quels organes et avec quelles performances. Le chapitre 5 aborde les impacts des ondes sonores sur la faune marine, il résume les différents effets observés par la communauté et fait la synthèse des seuils sonores à ne pas dépasser pour limiter ces impacts.

Dans une seconde partie (chapitres 6 et 7), nous présentons les retours d'expériences des projets éoliens européens développés depuis les années 2000 tant sur les impacts observés que sur les méthodes de réduction de ces impacts. Dans le chapitre 6, nous analysons les retours d'expérience sur les impacts acoustiques pour 12 fermes éoliennes offshore en Europe du Nord sur les mammifères marins (principalement marsouins et phoques), les poissons et les invertébrés. Dans le

¹ Nous désignerons dans la suite de ce document « Communauté » le groupe de personnes travaillant, dans un cadre privé ou public, sur l'acoustique marine

chapitre 7, nous identifions les différentes solutions techniques envisagées par la communauté pour limiter les impacts acoustiques et nous relatons leurs retours d'expérience.

PARTIE 1

FONDAMENTAUX DE L'ACOUSTIQUE SOUS-MARINE

**CONNAISSANCES DISPONIBLES POUR COMPRENDRE LES EFFETS DES
EMISSIONS SONORES ANTHROPIQUES SUR LA FAUNE MARINE**

2 Chapitre 1 : L'importance des sons pour la faune marine et la question des effets des émissions sonores anthropiques

↳ A RETENIR - De nombreuses espèces animales marines utilisent les sons pour réaliser des processus essentiels comme le choix des habitats, la reproduction, la recherche de proies et l'évitement de prédateurs. A ce titre, ces animaux possèdent des organes de perception auditive capables de capter les sons naturels utiles mais aussi les sons anthropiques existant aux mêmes fréquences et potentiellement à des niveaux élevés. La question de l'existence d'effets négatifs de ces émissions anthropiques sur la faune marine capable de les écouter se pose, notamment pour le développement des fermes éoliennes offshore.

Contrairement aux ondes lumineuses, l'eau de mer est un excellent support pour la propagation des ondes sonores. En fonction des fréquences et des niveaux émis, des informations sonores peuvent y être transmises sur plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres. Cette propriété est exploitée par la faune marine pour percevoir son environnement, soit par simple écoute du bruit ambiant", soit par des émissions et réceptions de sons spécifiques, et pour des communications intra-spécifiques ou interspécifiques.

Les ondes sonores interviennent dans un grand nombre de processus essentiels pour la vie marine. Ainsi les larves et juvéniles de poissons et du crustacés utilisent les paysages acoustiques naturels (ensemble des sons naturels émis par un habitat donné, *Pijanowski et al, 2012*) pour choisir les habitats les plus aptes au développement de la vie et pour s'orienter vers ceux-ci (*crustacés : Radford et al.2006; Stanley et al.2010, Radford et al . 2010, poissons : Tolimieri et al 2000; Montgomery et al 2006; Simpson et al 2004*). Le paysage acoustique influence les processus des stades larvaires pélagiques d'une grande variété d'animaux côtiers comme les poissons, les crabes et les coraux (*Montgomery 2006 ; Radford, 2007, Vermeij 2010*) capables d'adapter leur fixation larvaire, leur métamorphose en réponse au bruit ambiant (*Stanley et al, 2010, 2012*). Les performances de certaines fonctions vitales telles que la métamorphose (*Pine et al., 2012*), la recherche alimentaire (*Purser et al., 2011*), le comportement face aux prédateurs (*Chan et al., 2010*), le métabolisme (*Lagardère, 1980*) dépendent du niveau de bruit ambiant dans l'habitat.

Les ondes sonores sont utilisées dans des processus vitaux comme la reproduction et la nutrition. Certaines espèces de crustacés (homards, langoustes, crabes), poissons et mammifères marins émettent des sons pour rechercher les meilleurs partenaires pour la reproduction, pour synchroniser les émissions de gamètes, maintenir le contact et éduquer les jeunes, pour défendre leurs territoires et émettre des sons d'alertes et pour localiser leurs proies. (*Ketten, 2002, Parvin et al, 2007*)

Pour utiliser à bon escient ces sons, les animaux marins possèdent à minima un appareil de perception sonore qu'ils couplent parfois avec des organes dédiés aux émissions. Si ces animaux sont capables de percevoir des sons naturels, ils sont aussi capables de percevoir des sons d'origine anthropiques partageant les mêmes gammes de fréquence. Qu'ils soient d'intensité limitée mais capable des masquer des signaux sonores naturels ou qu'ils soient d'assez forte intensité pour créer des traumatismes physiologiques, la question des impacts des activités sonores anthropiques est posée tant à l'échelle individuelle que populationnelle. Le développement des fermes éoliennes avec ces

phases de pré-construction, construction et d'exploitation présente des contextes acoustiques variés dont il est légitime d'étudier les impacts.

3 Chapitre 2 : Les bases de l'acoustique sous-marine – la chaîne de transmission d'un émetteur vers un récepteur susceptible de subir un impact acoustique – les différentes grandeurs acoustiques

↳ A RETENIR - Une chaîne de transmission acoustique est constituée d'un émetteur caractérisé par son niveau sonore SL, d'une transmission au travers du canal de propagation induisant une atténuation de l'onde émise nommée perte de transmission TL, juste avant le récepteur l'onde reçue possède un niveau RL, cette onde reçue est modifiée par la fonction de transfert de l'appareil auditif du récepteur pour fournir un niveau perçu PL qui est comparé à un seuil pour évaluer les risques d'impacts acoustiques. Les niveaux sonores SL, RL, PL et les pertes de transmission sont exprimés en décibel qui est une échelle de quantification relative à une référence et qui permet de représenter simultanément des petites et des grandes quantités. Les niveaux sonores peuvent être quantifiés par leur amplitude efficace (SPL dB re. $1\mu\text{Pa}$), la dose d'énergie sonore reçue pendant la durée T (SEL dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$) et leurs spectres acoustiques (dB re. $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$). La comparaison directe des niveaux sonores des signaux sous-marins et des signaux aériens est délicate, il faut retrancher 56 dB aux niveaux sonores sous-marins pour obtenir leur équivalent au niveau aérien (équivalence au sens de la même puissance de l'onde acoustique).

3.1 Les différentes étapes d'une chaîne de transmission acoustique d'un émetteur vers un récepteur

La chaîne de transmission acoustique d'un émetteur vers un récepteur susceptible de subir un impact acoustique est présentée Figure 1.

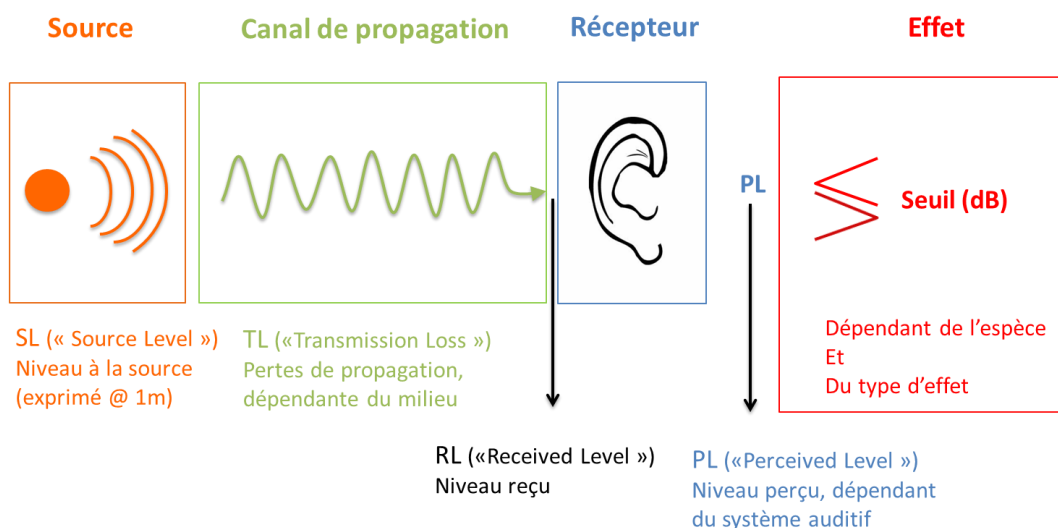


Figure 1 : La chaîne de transmission acoustique d'une source avec un récepteur

Une source sonore produit un son de niveau SL (Source Level), caractérisé par sa durée, son contenu fréquentiel et sa directivité (le niveau sonore émis est-il équivalent dans toutes les directions ou plus fort d'une direction privilégiée ?). Cette émission sonore se propage de la source vers le

récepteur par compressions-dépressions successives des molécules d'eau sur les molécules voisines à une vitesse proche de 1500 mètres par seconde. Cette onde de compression se propage au travers d'une portion d'océan constituée de la colonne d'eau, de la surface et du fond qui forment un canal de propagation souvent complexe. Cette propagation atténuée le niveau sonore émis d'une certaine proportion appelée « pertes de transmission » ou « Transmission Loss » qui dépend des propriétés océano-acoustiques du canal, des positions de la source et du récepteur et des fréquences émises. Après propagation et juste en amont du récepteur, l'onde sonore possède un niveau reçu RL (Received Level). Cette onde sonore reçue passe alors par un organe de réception qui va modifier ses caractéristiques notamment (au premier ordre) en affectant l'onde sonore reçu d'une fonction de transfert favorisant/défavorisant certaines gammes de fréquence. En sortie de l'appareil auditif du récepteur, nous obtenons des niveaux sonores perçus que l'on compare alors à des seuils pour évaluer l'existence d'un risque d'impact. Les seuils sont issus de la littérature scientifique, ils dépendent de la nature de l'impact et de l'espèce étudiées.

3.2 Les décibels

Les décibels constituent une échelle relative de quantification et de représentation de quantités pouvant posséder des ordres de grandeurs très différents comme c'est le cas en acoustique sous-marine. L'échelle des décibels s'applique soit aux pressions acoustiques soit aux intensités acoustiques. Elle intervient tout au long de la chaîne de transmission acoustique.

Pour les pressions acoustiques, soit P une grandeur homogène à une pression, P_{ref} une pression de référence, la quantité P exprimée en décibel relativement à P_{ref} est définie par :

$$P|dB \text{ re. } P_{ref} = 20 \log_{10} \left(\frac{P}{P_{ref}} \right). \quad \text{Eq 1}$$

En acoustique sous-marine la pression de référence utilisée pour le calcul des décibels est $1 \mu\text{Pa}$.

Le calcul du rapport $\frac{P}{P_{ref}}$ définit l'échelle relative et le calcul de $\log_{10} \left(\frac{P}{P_{ref}} \right)$ permet de représenter simultanément des quantités petites et grandes.

Pour les intensités acoustiques, soit I une grandeur homogène à une intensité, I_{ref} une intensité de référence, la quantité I exprimée en décibel relativement à I_{ref} est définie par :

$$I|dB \text{ re. } I_{ref} = 10 \log_{10} \left(\frac{I}{I_{ref}} \right) \quad \text{Eq 2}$$

Le

Tableau 1 présente les niveaux en décibel de différentes pressions allant de $1 \mu\text{Pa}$ à $100\,000 \mu\text{Pa}$.

Tableau 1 : Niveaux en décibel dB re. $1 \mu\text{Pa}$ pour des ondes de pression allant de $1 \mu\text{Pa}$ à $100\,000 \mu\text{Pa}$.

Pression P en μPa	1	10	100	1000	10000	10000	100000
dB re. $1\mu\text{Pa}$	0	20	40	60	80	100	120

Ainsi l'échelle des décibels permet de représenter simultanément une onde ayant une amplitude de $1\mu\text{Pa}$ (0 dB re. $1\mu\text{Pa}$), une onde ayant une amplitude 100 fois plus forte (40 dB re. $1\mu\text{Pa}$) et une onde ayant une amplitude 10 000 fois plus forte (80 dB re. $1\mu\text{Pa}$).

La différence de décibel entre deux quantités permet d'évaluer la proportion de ces deux quantités en termes d'amplitude et de puissance. Le Tableau 2 présente ces équivalences en fonction de la différence en dB des 2 quantités.

Tableau 2 : différence de niveau en dB et rapport d'amplitude

$P_2\text{dB} - P_1\text{dB}$	0	3	10	20	30	40
P_2/P_1	1	1.4	3	10	33	100
I_2/I_1	1	2	10	100	1000	1000

Ainsi si une source sonore « 2 » a un niveau de source supérieur de 20 décibels à celui d'une source sonore « 1 », il faut 100 sources sonores indépendantes du type « 1 » pour produire le même niveau que la source « 2 ».

Il existe une précaution importante lorsque l'on utilise les niveaux en décibel : le niveau sonore exprimé en décibel de la somme d'ondes n'est pas la somme des niveaux sonores exprimés en décibel de chaque onde.

3.3 Les grandeurs utilisées pour quantifier les niveaux sonores

Il existe plusieurs grandeurs utilisées pour caractériser une onde sonore. Nous les présentons pour l'onde reçue RL puis nous présenterons les adaptations pour les sources émises et les ondes perçues.

Un récepteur acoustique placé à une certaine distance d'une source sonore reçoit un niveau sonore (RL), que l'on peut décrire(ou mesurer) à l'aide de trois grandeurs physiques: i) la pression acoustique P qui se définit comme la force par unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation; ii) la vitesse particulaire v qui est le déplacement des particules causé par l'onde acoustique par rapport à leur position d'équilibre; iii) l'intensité acoustique ou le flux d'énergie acoustique à travers une unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation, l'intensité acoustique est égale au produit de la pression par la vitesse particulaire. Pour une onde sphérique l'intensité acoustique est donnée par

$$I = P \times v = \frac{P^2}{\rho c} \quad \text{Eq 3}$$

où ρ est la masse volumique de l'eau ($\sim 1000\text{ kg/m}^3$) et c est la célérité du son dans l'eau ($\sim 1500\text{ m/s}$).

On privilégie la pression acoustique. Une onde sonore est décrite par trois données fondamentales. Sa durée qui est l'intervalle de temps pendant lequel la pression acoustique existe, et sert de référence pour définir les types de sons. Si la perturbation est brève (un battage de pieux, un clic de

dauphins,...), on parle de sons transitoires; si la perturbation est continue (bruit de navire, bruit de la rotation des éoliennes), on parle de sons continus. Son amplitude qui s'exprime en micro pascal. Cette amplitude peut être l'amplitude instantanée, c'est l'amplitude existant à l'instant t . Elle peut être l'amplitude efficace (ou RMS Root Mean Square), dans ce cas c'est l'amplitude d'un son de niveau constant et de même durée qui posséderait la même puissance que le son étudié. L'amplitude peut être la pression crête - crête (P_{c-c} ou P_{p-p}) qui est la pression prise entre le maximum et le minimum de la pression acoustique; la pression crête (P_{0-c} ou P_{0-p}) qui correspond à la pression absolue maximale observée. Les pressions crête - crête et crête sont adaptées pour des sources impulsionnelles alors que la pression rms est plus indiquée pour des sources continues. L'amplitude efficace exprimée en décibel relativement à $1 \mu\text{Pa}$ est le niveau SPL (Sound Pressure Level) exprimé en dB re. $1\mu\text{Pa}$.

Pour une onde sonore de durée T , on peut exprimer la dose de puissance sonore reçue durant T en sommant le carré de l'amplitude instantanée $p(t)$ sur la durée T . En exprimant cette somme en dB, on obtient le SEL (Sound Exposure Level) sur T secondes exprimé en dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

La fréquence, encore appelée cycles par seconde, est le nombre d'oscillations de l'amplitude instantanée par seconde. Plus la fréquence est faible (on parle de basse fréquence) plus le son est grave; plus la fréquence est élevée (on parle de 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 ultra-sons. Une onde peut être constituée d'une seule composante en fréquence (onde monochromatique) ou de plusieurs composantes fréquentielles (somme de plusieurs sinus, impulsion,...). Le contenu en fréquence est accessible par changement de domaine de représentation de la pression acoustique instantanée mesurée sur une durée T suffisante. En pratique, on calcule la densité spectrale de puissance, qui représente la répartition de la puissance d'un signal suivant les fréquences, c'est le spectre acoustique exprimé en dB re. $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$.

En ayant pris soin de filtrer la pression instantanée sur des bandes fréquentielles d'intérêt (octave, tiers d'octave, bande d'audition d'une espèce animale particulière) on obtient les niveaux SPL et SEL dits large bande sur la bande fréquentielle d'intérêt.

3.4 Niveaux de sources et niveaux perçus

Dans la chaîne de transmission du signal sonore d'une source vers un récepteur (cf Figure 1), les notions de niveau de source SL et de niveau perçu PL sont présentées. Ces niveaux sonores sont décrits par les mêmes quantités que les niveaux reçus RL avec les différences suivantes :

- Pour les niveaux de source SL, on considère une source 'virtuelle' qui serait ponctuelle et isotrope et qui rayonnerait à distance le même niveau sonore que la source réelle et on quantifie les niveaux sonores écoutés à 1 mètre de cette source virtuelle,
- Pour les niveaux sonores perçus PL, on les calcule en pondérant les niveaux sonores reçus RL par une fonction de transfert censée modéliser l'appareil auditif. Ces fonctions de transfert peuvent être définies collectivement pour un groupe d'espèces (*Southall et al, 2007*) ou espèce par espèce lorsque l'on connaît leur audiogramme (*Nedwell, 2007, Erbe, 2009*).

3.5 Pertes de transmission

Les pertes de transmission (TL) quantifient l'atténuation des niveaux sonores lors de la propagation de l'émetteur vers le récepteur (cf Figure 1). Elles s'expriment en décibel et sont tel que :

$$RL(r) = SL@1m - TL(r) \quad \text{Eq 4.}$$

Les pertes de transmission peuvent être calculées par des modèles complexes ou être approximées par des modèles simplifiés.

Pour les modèles simplifiés, la transmission d'une onde sonore d'un point source vers un récepteur subit deux processus d'atténuations : les pertes par divergences géométriques et l'amortissement par frottement visqueux. Pour la 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. Dans un environnement de propagation à symétrie sphérique (cas d'une source ponctuelle dans un milieu infini), l'énergie se répartit sur une surface de $4\pi r^2$ et l'intensité acoustique décroît donc en $1/r^2$ et la pression en $1/r$. Les pertes de propagation dites 'sphériques' valent alors $TL_{\text{sphé}} = 20 \times \log(r)$ [dB] ([Jensen et al, 2011 pp 14](#)). Dans le milieu marin réel, on suppose de telles pertes de propagation pour des faibles distances source-récepteur, typiquement jusqu'à 5 fois la hauteur d'eau. Lorsque l'environnement de propagation est un guide d'onde cylindrique de hauteur h , l'énergie se répartit sur une surface cylindrique de la forme $2\pi hr$. L'intensité acoustique décroît donc de $1/r$ (la pression acoustique décroît de $1/\sqrt{r}$). Les pertes de transmission dites 'cylindriques' valent alors $TL_{\text{cyl}} = 10 \times \log(r)$ [dB]. Dans le milieu marin, on suppose de telles pertes de propagation pour des distances source-récepteur supérieures à 5 fois la hauteur d'eau. Il est courant de trouver dans les publications scientifiques ou les études d'impact acoustique le recours à un modèle mixte de perte de transmission en $TL_{\text{mix}} = 15 \log(r)$ [dB] ([Jensen et al, 2011, pp15](#)). 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 telles le sulfate de magnésium, l'acide borique. L'atténuation de l'onde acoustique par amortissement suit une loi de décroissance exponentielle avec la distance et s'exprime sous la forme $TL_{\alpha} = \alpha r$ [dB], avec r en m et α en dB/m ([Jensen et al, 2011, pp 35](#)).

Pour les modèles avancés, les pertes de transmissions sont très complexes et un calcul réaliste de celles-ci nécessite la prise en compte et la connaissance de la morphologie bathymétrique, des variations spatiales de la vitesse du son dans la colonne d'eau ainsi que des paramètres géo-acoustiques des différentes strates de sédiments dans le fond marin. On a généralement recours à des modèles numériques basés sur la résolution de l'équation d'onde pour répliquer le champ acoustique tel que produit par une source sonore. Les modèles les plus couramment utilisés par la communauté sont: Modes normaux (Kraken ([Porter, M. B. 1992](#)), Orca ([E. Westwood et al 1996](#)); intégration du nombre d'onde ([Scooter, Porter, M. B 2011](#)); équation parabolique (RAM, [Michael D Collins 1993, 1994](#)); lancer de rayon (Bellhop ([M. Porter et al.](#))). Le choix d'un modèle dépend essentiellement de la fréquence de l'onde acoustique, de la hauteur d'eau de l'environnement considéré et de la bathymétrie du fond marin et la précision des calculs dépend en général de la qualité et du degré de connaissances sur l'environnement étudié. Une phase de calibration du

modèle de propagation est nécessaire, elle consiste à émettre dans l'environnement des sons connus et de 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.

3.6 La comparaison des niveaux sonores aériens exprimés en décibel avec les niveaux sonores sous-marins doit être menée avec prudence

Dans la suite du présent document, nous allons donner des niveaux sonores de différentes sources sonores sous-marines liées aux projets de fermes éoliennes. Pour percevoir l'importance de ces niveaux sonores sous-marins que nous connaissons 'mal', une comparaison avec les niveaux sonores d'activités aériennes que nous connaissons 'bien' pourrait être effectuée. Cependant cette comparaison doit être menée avec prudence car les niveaux sonores sous-marins exprimés en décibels ne peuvent pas être comparés directement aux niveaux sonores aériens exprimés en décibel et ce pour deux raisons (*Finfer et al, 2007*).

Raison 1 : Dans l'air la pression de référence est le seuil d'audition de l'oreille humaine pour une onde sonore de fréquence 1 kHz et vaut $P_{ref} = 20 \mu Pa$. Par conséquent, pour être lisible, la donnée d'une grandeur acoustique quelconque dans l'air doit être accompagnée de la mention "re 20 μPa ". Dans le milieu marin les grandeurs acoustiques sont directement données en références à 1 μPa . La conversion d'une grandeur acoustique de l'air vers l'eau donc donc tenir compte de cette référence. Ainsi un niveau acoustique de 0 dB re 20 μPa dans l'air correspond à un niveau acoustique de 26 dB re 1 μPa dans le milieu marin. Les niveaux sonores sous-marins exprimés en dB re. 1 μPa doivent donc être retranchés de 26 dB pour être exprimé en dB re. 20 μPa .

Raison 2 : les niveaux sonores expriment la pression (force par unité de surface) qui s'appliquent sur une surface de référence. Si nous plaçons deux surfaces de référence, l'une dans l'eau, l'autre dans l'air et que ces deux surfaces perçoivent la même pression alors l'intensité de la force de compression nécessaire pour établir cette pression n'est pas équivalente car il est plus facile à l'eau, milieu incompressible, de transmettre la force de compression que l'air qui est milieu compressible. En appliquant l'équation 3 à l'eau ($\rho \sim 1000 \text{ kg/m}^3$, $c \sim 1500 \text{ m/s}$) et à l'air ($\rho \sim 1.2 \text{ kg/m}^3$, $c \sim 330 \text{ m/s}$), nous montrons que la puissance nécessaire dans l'air est 3780 fois supérieure à celle nécessaire dans l'eau pour établir un niveau de pression équivalent. Ce facteur de 3780 se traduit par un supplément en décibel de 35 dB.

Ainsi, si l'on veut comparer un niveau sonore sous-marin exprimé en dB re. 1 μPa avec un niveau sonore aérien donné en dB re. 20 μPa , il faut le soustraire de 26 dB pour se ramener à la même référence et de 35 dB pour se ramener au même niveau d'intensité acoustique. Ces règles de correction sont appliquées pour bâtir le tableau Tableau 3, page 21, qui établit des équivalences entre niveaux sonores sous-marins des projets de fermes éoliennes et niveaux sonores aériens.

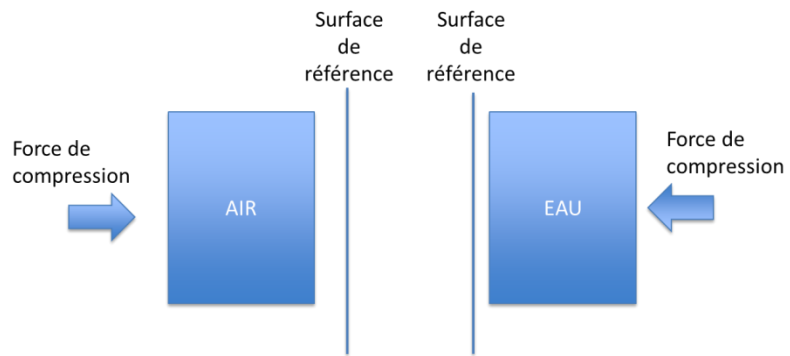


Figure 2 : comprendre la différence de puissance acoustique nécessaire pour établir la même pression dans le cas de l'air et de l'eau

4 Chapitre 3 : Principales caractéristiques des sons émis lors des projets de fermes éoliennes offshore – comparaisons avec d'autres émissions sonores anthropiques

↘ A RETENIR : Les émissions sonores des projets de fermes d'éoliennes offshore sont différentes suivant la phase du projet, la phase la plus bruyante mais de durée limitée est la phase de construction, la phase d'exploitation a un niveau sonore modéré mais une longue durée. En pré-construction, les émissions sonores sont liées aux systèmes sonar utilisés pour effectuer les levés bathymétriques et géophysiques (entre 204 et 220 dB re.1 μ Pa@1m, [50Hz, 4 kHz]). Pour la phase de construction, le battage de pieu est une source sonore impulsionnelle (courte \sim qq milliseconde) mais très forte. Les niveaux sonores sont cependant très dispersés et dépendent du diamètre des pieux, des caractéristiques du marteau et des fonds sous-marins, les niveaux sonores émis sont distribués entre 190 dB re. 1 μ Pa@1m et 270 dB re. 1 μ Pa@1m sur la bande [20 Hz, 1 kHz]. Les résultats relatés par la littérature technique n'indiquent pas de tendances claires indiquant que le recours à des fondations jacket diminue la nuisance sonore. Lors de la phase d'exploitation, les bruits générés par la boîte de transmission et le mouvement des pâles se transmettent par des couplages mécaniques vers l'eau, le bruit rayonné croît avec la vitesse du vent, pour une turbine de 1.5 MW le bruit rayonné est de l'ordre de 150 dB re. 1 μ Pa@1m sur la bande [20 Hz, 1 kHz]. Pendant la phase de pré-construction, le bruit rayonné possède des caractéristiques proches de ceux produits par les sonars militaires. Pendant la phase de construction, les impulsions produites lors du battage de pieu sont similaires aux impulsions des canons à air utilisés dans l'industrie pétrolière. Pendant sa phase de production, une éolienne de puissance moyenne (1.5 MW) produit un bruit dont la bande fréquentielle est proche de la bande de fréquence du bruit rayonné par une petite embarcation et de niveau équivalent. Toutefois, pour une ferme éolienne offshore, les puissances sonores des différentes éoliennes s'additionnent. De par sa nature permanente, le bruit d'une ferme d'une centaine d'hydroliennes pourrait être comparable au bruit rayonné par une route maritime côtière.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons à la première étape de la chaîne de transmission acoustique « les émissions sonores liées aux projets des fermes éoliennes offshore ». Au sein du présent chapitre, nous aborderons aussi la seconde partie « le canal de propagation » en effectuant un calcul simplifié des portées des sources émises, pour fixer les ordres de grandeur. Pour achever le chapitre, nous comparerons les émissions sonores des projets de fermes éoliennes offshore avec d'autres émissions sonores anthropiques sous-marines et aériennes.

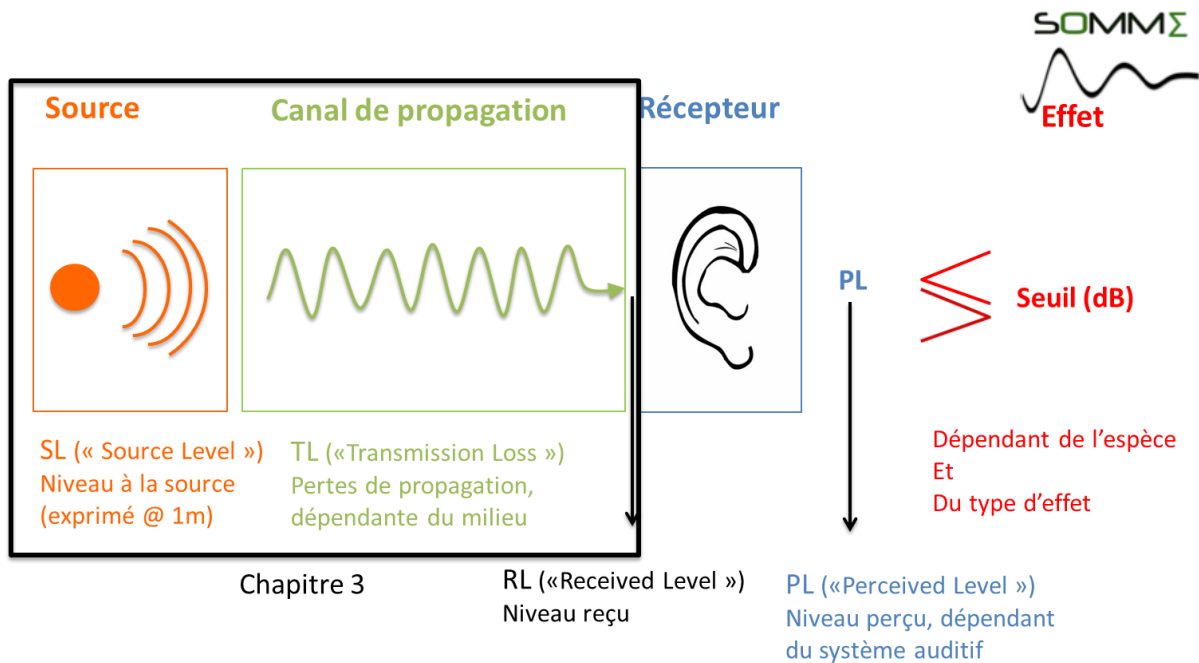


Figure 3 : positionnement du contenu du chapitre 3

4.1 Les émissions sonores des projets de fermes éoliennes offshore

Tout projet d'énergie marine renouvelable possède quatre phases de durée variable dans son cycle de développement: la phase de pré-construction, la phase de construction, la phase d'exploitation et la phase de démantèlement. A l'exception de la phase d'exploitation qui dure plusieurs années (25 ans pour l'éolien offshore), les trois autres phases ne durent que quelques mois (*Kikuchi et al. 2010*). A chaque phase du développement du projet est alors associée une production sonore spécifique, soit des impulsions de fortes puissances sonores pendant un temps relativement court pour les phases de pré-construction et construction, soit des sons continus de puissance plus modérée pendant un temps suffisamment long pour la phase d'exploitation.

La phase de pré-construction : c'est la première phase d'un projet de fermes éoliennes. Son objectif est de fournir une description complète de la morphologie bathymétrique et de la structure du fond marin de la zone du projet. Ces informations sont obtenues par des systèmes acoustiques communément utilisés pour sonder l'environnement marin. Des écho-sondeurs (émettant des niveaux sonores compris 225-245 dB (rms) re 1 μ Pa @ 1m et fonctionnant généralement entre 20 – 200 kHz) sont utilisés pour obtenir une topographie haute résolution des fonds marins (*Genesis Oil and Gas Consultants 2011*). Quant à la structure des fonds marins, elle est obtenue aux moyens de source relativement basses fréquences (boomer ou Parker, 50 Hz – 4 kHz). Les niveaux sonores à la source de tels équipements sont compris entre 204 – 222 dB re 1 μ Pa @ 1 m rms (*Nedwell & Howell 2004; Genesis Oil and Gas Consultants 2011*).

La phase de construction: Elle peut s'étendre sur plusieurs mois. La production sonore durant cette phase dépend à la fois des choix industriels (mono-pile, multi-piles, gravitaires ou caisson) (*Nedwell et al., 2003; Nedwell & Howell 2004; Norro et al., 2013*) et de la technique utilisée pour les réaliser (marteau hydraulique, vibrofonceur, forage), de la nature et de la résistance des roches rencontrées dans le fond marin (*De Jong & Ainslie 2008; Erbe 2009*). Elle est constituée de signaux courts, forts et répétés régulièrement durant la phase de construction.

Le battage de pieu à l'aide de marteau hydraulique est la technique la plus répandue et la plus adaptée aux mono-piles de diamètre important. Cette technique génère des impulsions (signaux très courts et forts) de quelques millisecondes ([Robinson et al., 2007](#); [Tougaard et al., 2008](#)) avec un rythme de répétitions de plusieurs dizaines par minute ([Betke et al., 2005](#)). Le niveau sonore des impulsions dépend du diamètre des pieux, la pression crête-crête augmente linéairement avec le diamètre D (exprimé en mètre) du pieu avec la relation $SL_{cc}(dB \text{ re } 1\mu Pa) = 24.3D + 179$ ([Nedwell et al. 2004](#)). 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 par impact variant de 192 à ~270 dB re 1 μ Pa @ 1 m ([Nedwell et al., 2003](#); [Tougaard et al., 2008](#); [Sea et al., n.d](#), [Dazey, 2012](#)).

Une alternative au battage de pieu de diamètre important est l'utilisation des jackets, c'est-à-dire l'utilisation de quatre pieux de diamètre moins important. [Norro et al. 2013](#), ont établi une comparaison entre les bruits générés par l'installation des deux types de fondation (mono-pile de 5 mètres de diamètre et un jacket de quatre pieux de 1.8 mètre de diamètre). Les auteurs observent que l'installation des deux types de fondations produit des signaux possédant des densités spectrales de puissance similaires, avec un maximum situé dans la bande de fréquences comprises entre 60 Hz et 2 kHz. Les niveaux sonores crête normalisés à 750 m de la source montrent une différence de 5 dB (194 dB re 1 μ Pa pour le pieu de 5 mètres de diamètre contre 189 dB re 1 μ Pa pour le pieu de 1.8 mètres de diamètre). Cependant, d'après les auteurs, l'installation d'une fondation de type jackets nécessite 2.5 fois plus de temps, entraînant des doses sonores plus importantes (178 dB re 1 μ Pa² s pour les jackets vs 166 dB re 1 μ Pa² s pour les monopiles). Les résultats de [Norro et al, 2013](#) semblent s'opposer aux résultats antérieurs ([Nedwell et al., 2003, 2005](#); [Tougaard et al., 2008](#); [Sea et al., n.d](#), [Dazey, 2012](#)).

A la place des marteaux hydrauliques, des vibro-fonceurs peuvent être utilisés, spécifiquement pour des pieux de petits diamètres. Ces sources génèrent des tons purs à la fréquence de fonctionnement du vibreur ([Burgess et al., 2005](#); [Dahl et al., 2015](#)). 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 re 1 μ Pa (rms) soit approximativement un niveau de 190 dB re 1 μ Pa@1m et le maximum d'énergie se rencontre en dessous de 1 kHz.

En plus de ces deux techniques, on peut avoir recours au forage sous-marin, technique déjà utilisée dans le cadre des énergies fossiles. Les sons générés par les forages ont des niveaux sources pouvant atteindre 190 dB re 1 μ Pa rms @ 1m, et des raies spectrales basses fréquences ([Nedwell et al., 2003](#); [Kyhn et al., 2014](#)).

La phase d'exploitation: Pour cette phase, les émissions sonores sont continues et de niveau modéré. Une éolienne en fonctionnement possède en son sein deux sources de bruit, celle résultant des systèmes mécaniques dans la boîte de vitesse et celle, aérodynamique produit par le mouvement des pâles en rotation ([Oerlemans et al., 2007](#)). Les niveaux sonores qui en résultent dépendent de la taille des éoliennes et de la vitesse du vent ([Wahlberg and Westerberg 2005](#)). Pour les parcs éoliens offshore, ce bruit, de nature large bande, est transmis dans l'eau par des couplages divers ([Tougaard et al., 2008](#); [Richards et al., 2007](#)). Les mesures ont montré que ce bruit est essentiellement de basses fréquences comprises entre 16 Hz et 1000 Hz ([Wahlberg & Westerberg](#)

2005; Betke et al., 2005), et possède des fréquences dominantes autour de 150 Hz et 300 Hz aux vitesses nominales de fonctionnement (Richards et al., 2007). Wahlberg and Westerberg, 2005 ont estimé le niveau source pour une éolienne (de puissance 1.4 MW) en fonctionnement pour une vitesse de vent de 13 m s⁻¹ à 151 dB re 1 μPa @ 1 m. D'après ces mêmes auteurs, ce niveau correspond à celui de la raie spectrale la plus importante située autour de 180 Hz, en supposant une perte de transmission de 13 dB par décade.

La phase de démantèlement: A notre connaissance, il n'existe pas de littérature spécifiquement dédiée au démantèlement des structures offshore relatives aux EMR. Toutefois, cela pourrait nécessiter l'utilisation d'explosifs (Genesis Oil and Gas Consultants 2011; Nedwell et al., 2003).

4.2 Comparaison avec d'autres émissions sonores anthropiques sous-marines

Les émissions sonores liées aux fermes éoliennes offshore sont des émissions de courtes durées, répétitives et fortes pour les phases de pré-construction et les phases de construction et continues, d'amplitude modérée pour la phase d'exploitation. Pour mieux évaluer l'importance de ces émissions, nous avons cherché à les comparer avec d'autres émissions sonores anthropiques de caractéristiques similaires.

Le trafic maritime: c'est la principale source sonore d'origine humaine dans l'environnement marin, elle contribue à l'augmentation substantielle du niveau de bruit ambiant dans les basses fréquences depuis les années 1950 (McDonald et al., 2006; Boyd et al. 2011). C'est une source continue de niveau intermédiaire qui pourrait être comparée aux émissions sonores de la phase d'exploitation des fermes éoliennes. Le niveau du bruit rayonné par les navires dépend à la fois de sa taille (NRC 2003; Gervaise et al., 2012; McKenna et al., 2012), de sa vitesse et des conditions de navigation (McKenna et al., 2013). Les niveaux à la source se distribuent entre 160 et 175 dB re 1 μPa (rms) pour les petites embarcations et entre 176 et 192 dB re 1 μPa pour les grandes embarcations (Gervaise et al., 2012; Hildebrand 2009; McKenna et al., 2012).

Plusieurs familles de sources sonores anthropiques sont impulsionnelles et de fortes puissances et pourraient être comparées avec les sons émis par le battage de pieu et lors des phases de préconstruction.

Les explosions: ce sont les sources les puissances d'origine humaine de nature civile (démantèlement offshore, exploration sismique, dispositifs d'éloignement, ...) ou militaires (mines sous-marines, bombes, torpilles) (Hildebrand, 2009). L'intensité acoustique produit dépend de la masse de la charge explosive et de la profondeur. D'après Hildebrand, 2009 une explosion d'une charge de 4535 kg produit un niveau de 304 dB re 1 μPa @ 1 m dont le pic d'énergie se situe dans la bande de fréquence 0.5 – 50 Hz.

Les canons à air: largement utilisés dans la prospection pétrolière et gazière, les canons à air produisent des impulsions brèves de quelques millisecondes, essentiellement sur les basses fréquences. L'intensité acoustique dépend généralement de la taille et du nombre de canons utilisés en réseau (typiquement 12 à 48 canons selon Hildebrand, 2009) et les niveaux à la source varient de 240 à 260 re 1 μPa @ 1 m rms (Caldwell & Dragoset 2000; Lurton & Antoine 2007, Hildebrand 2009)



ou des niveaux crête-crête de 271 dB (peak-peak) re 1 μ Pa@1m (*Genesis Oil and Gas Consultants 2011*).

Les sonars militaires: on distingue les sonars de basses fréquences (100 - 500 Hz) possédant des impulsions longues de 2 secondes, des sonars de moyennes fréquences (1 - 8 kHz) dont la durée de l'impulsion varie de 1 à 2 secondes. Ces systèmes sonar possèdent des niveaux à la source similaires (230 - 235 dB re 1 μ Pa @ 1 m rms , *Hildebrand, 2009*).

Les dispositifs d'éloignement/répulsifs acoustiques: ils sont utilisés pour faire fuir les animaux, essentiellement des mammifères marins sur une zone d'intérêt. Ils émettent des impulsions de durée variable et possèdent des niveaux sources estimés compris entre 150 et 205 dB re 1 μ Pa @ 1 m rms (*Awbrey & Thomas 1984; Hildebrand 2009*).

La Figure 4 résume les niveaux rayonnés ainsi que les bandes de fréquences dominantes des sources sonores des projets de fermes éoliennes offshore et les compare aux autres sources d'origine humaine couramment rencontrées dans l'océan, nous pouvons retenir que :

- pendant la phase de pré-construction, le bruit rayonné possède des caractéristiques proches de ceux produits par les sonars militaires.
- pendant la phase de construction, les impulsions produites lors du battage de pieu sont similaires aux impulsions des canons à air utilisé dans l'industrie pétrolières
- pendant sa phase de production, une éolienne de puissance moyenne (1.5 MW) produit un bruit dont la bande fréquentielle est proche de la bande de fréquence du bruit rayonné par une petite embarcation et de niveau équivalent. Toutefois, pour une ferme éolienne offshore, les puissances sonores des différentes éoliennes s'additionnent. De par sa nature permanente, le bruit d'une ferme d'une centaine d'hydroliennes pourrait être comparable au bruit rayonné par une route maritime côtière.

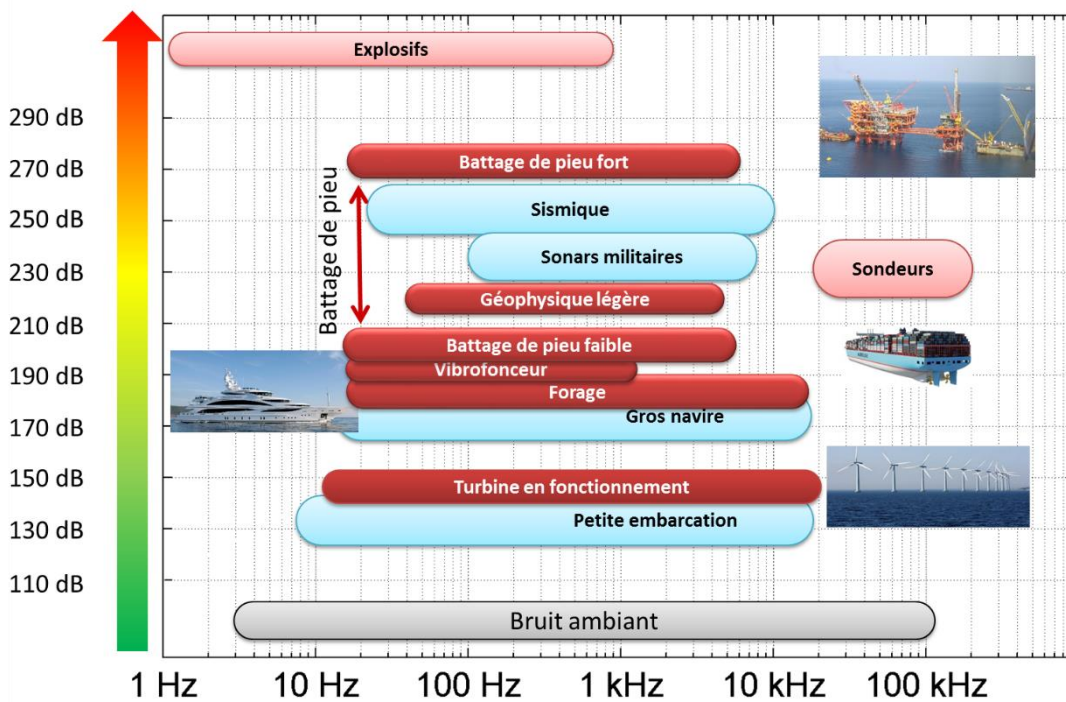


Figure 4 : Caractéristiques (fréquence, niveau dB re. $1\mu\text{Pa}@1\text{m}$) des sources sonores des projets de fermes éoliennes offshore (en rouge) comparées à celles d'autres émissions sonores humaines (en bleu) et au bruit ambiant naturel (en gris, dB re. $1\mu\text{Pa}$)

L'annexe 2 (page 75) présente un tableau rassemblant les données quantitatives présentées dans ce chapitre.

4.3 Comparaison avec des niveaux sonores d'activités anthropiques en aérien

En appliquant les précautions présentées au chapitre 2 (page 14), nous dressons dans le tableau suivant une comparaison entre les niveaux sonores sous-marins des projets de fermes éoliennes offshore avec ceux de sources sonores aériennes.

Tableau 3 : tableau de comparaison des niveaux sonores sous-marins des projets de fermes éoliennes offshore avec des niveaux sonores aériens.

Activités sous-marines	SPL _{SM}	I (W/m ²)	SPL _{Eq,aérien} (dB re 20 μPa)	Activités aériennes
	(dB re 1 μPa @ 1 m)			
TNT	272 - 305	1,05x10 ⁶ - 2,11x10 ⁹	210-243	
Sismic	240 -260	6,67x10 ² - 6,67x10 ⁴	178 - 198	
Battage de pieu	243 - 257	1,33x10 ³ - 3,34x10 ⁴	181 - 195	
Echsondeur	225 - 245	21,08 - 2,11x10 ³	163 - 183	
Sonar militaire BF	214 - 240	1,67 - 666,67	152 - 178	Explosion
Sonar Militaire MF	223 - 235	13,30 - 210,80	161-173	
Géophysique légère	204 - 227	0,17 - 33,41	142 - 165	Avion à réaction
Dispositifs d'éloignement	150 - 205	6,67x10 ⁻⁷ - 0,21	88 - 143	Formule 1
Gros navires	176 - 192	2,65x10 ⁻⁴ - 1,06x10 ⁻²	114 - 130	
	181		120	Marteau piqueur
Forage sous-marin	145 - 190	2,11x10 ⁻⁷ - 6,7x10 ⁻³	83 -128	
Petites embarcations	169	6,67x10 ⁻⁶ - 2,11x10 ⁻⁴	108	Route à 2 m
	160 - 175		98 - 113	
Eolienne en opération	142 - 151	1,06x10 ⁻⁷ - 8,40x10 ⁻⁷	80 -89	Orchestre symphonique

5 Chapitre 4 : les bases de la perception sonore chez les animaux marins (Mammifères marins, Poissons, Invertébrés)

↳ A RETENIR Le sens de l'ouïe des animaux marins correspond habituellement à la perception des ondes de pression sonore par un mécanisme spécialisé, comme l'oreille des mammifères, les otolithes de poissons, ou les statocystes des invertébrés. Ce dispositif sensoriel peut être associé à différentes parties du corps pouvant amplifier la détection de la pression sonore, telles que les vessies natatoires. Des cellules mécanorécepteurs ou poils sensoriels sont également utilisés par les animaux aquatiques, notamment le long de la ligne latérale des poissons ou sur les pattes des crustacés, pour percevoir les vibrations sonores. Ainsi, le terme «système auditif» se réfère généralement à un ensemble de composants que l'animal utilise pour détecter et analyser le son. Les systèmes sensoriels et donc la perception sont spécifiques à chaque espèce et ils sont liés à l'habitat des organismes. La plupart des animaux ont une production sonore étroitement liée à leur sensibilité auditive afin de maximiser la communication intra-spécifique. Mais ils entendent généralement sur une gamme plus large permettant la détection de signaux acoustiques issus de proies, prédateurs et tout autre indicateur environnemental. Suivant le type de système sensoriel présent les gammes d'écoutes des animaux aquatiques peuvent ainsi varier de quelques Hz à plusieurs milliers de kHz.

Les performances auditives sont décrites au mieux par un audiogramme (niveau sonore minimal audible par l'animal en fonction de la fréquence) lorsque les espèces ont été bien étudiées. Dans le cas contraire, il faut souvent se contenter d'une idée de la gamme fréquentielle écoutée.

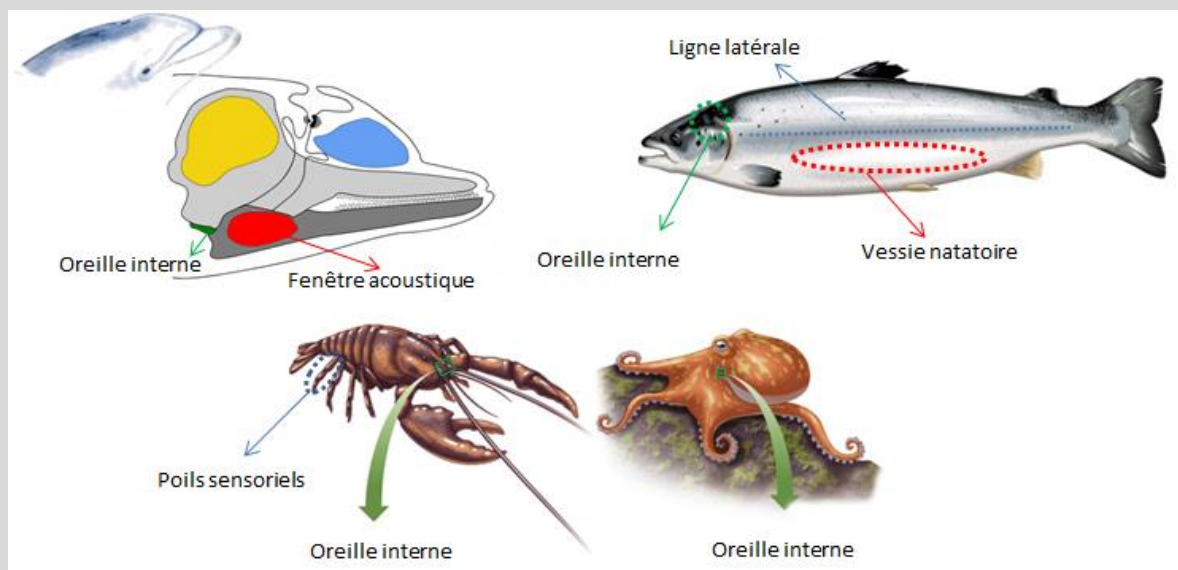


Figure 5 : Les différentes parties du corps impliquées dans le système auditif des mammifères marins, poissons et invertébrés

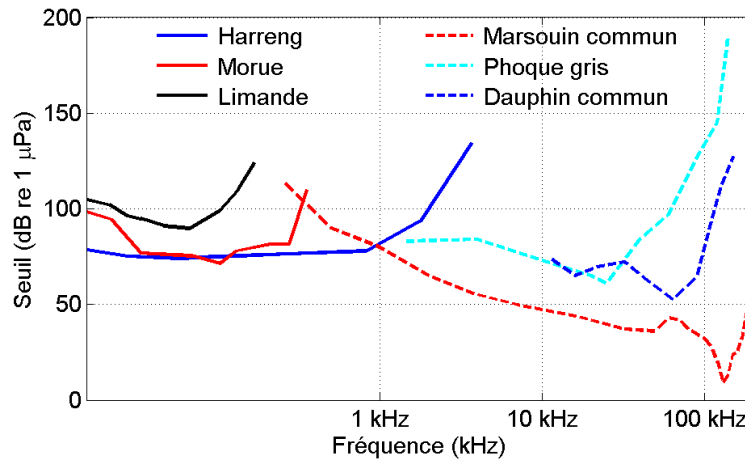


Figure 6 : Audiogrammes de trois espèces représentatives de mammifères marins en interaction avec les projets de fermes éoliennes: le dauphin commun (cétacé moyennes fréquences), le marsouin (cétacé haute fréquence) et le phoque (Pinnipède); ainsi que de trois poissons : la limande (poisson sans vessie natatoire), la morue (poisson avec vessie natatoire mais non connectée à l'oreille interne) et le hareng (poisson avec vessie natatoire connectée à l'oreille interne).

Dans le présent chapitre, nous nous intéressons à la troisième composante de la chaîne de transmission sonore : « l'appareil de perception sonore » chez les animaux marins en abordant les mammifères marins, les poissons puis les invertébrés.

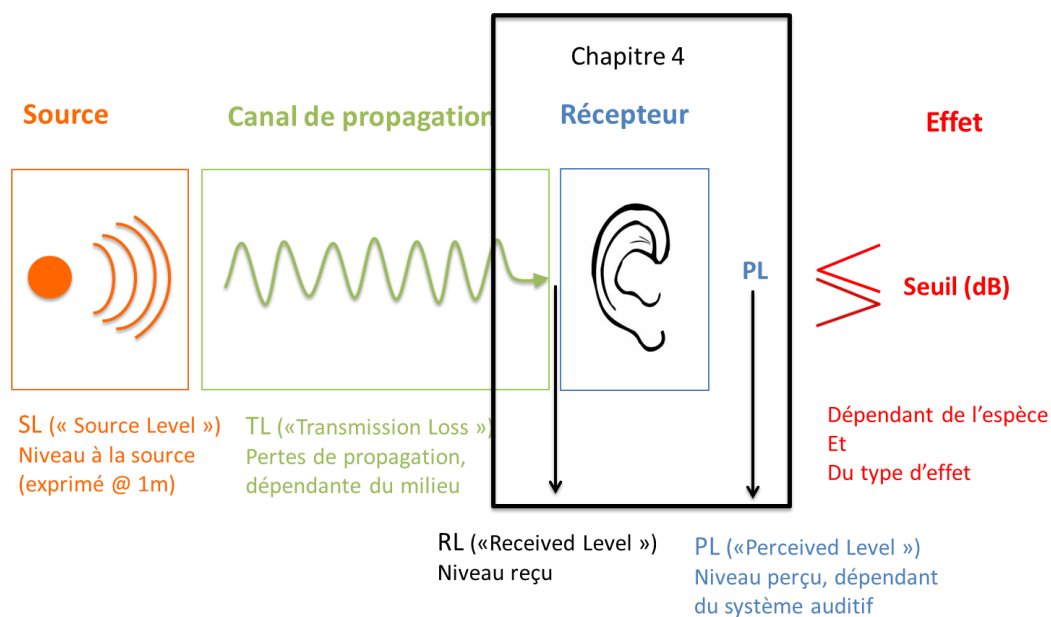


Figure 7 : positionnement du contenu du chapitre 4.

5.1 L'audition des mammifères marins

(Ketten 1992, Ketten 2002, Southall et al., 2007, Parvin et al., 2007)

Chez les mammifères terrestres, l'ouïe est le résultat de l'activité combinée de trois divisions de l'oreille : (1) L'oreille externe qui recueille et dirige le son, (2) l'oreille moyenne, poche d'air comportant le tympan et la chaîne d'osselets, qui filtre et amplifie l'énergie acoustique vers l'oreille interne, et (3) l'oreille interne qui comprend la cochlée, organe de l'audition rempli de liquide comportant entre autre la membrane basilaire génératrice de l'influx nerveux, et les canaux semi-circulaires, organes de l'équilibre. Chez les mammifères marins, il est possible de distinguer deux catégories : les mammifères qui vivent exclusivement dans l'eau (les cétacés : dauphins et baleines) et ceux qui vivent partiellement sur terre (les Pinnipèdes : phoques, otaries, morses, éléphant de mer) qui présentent un système auditif amphibie.

Audition chez les cétacés et siréniens, l'oreille entièrement aquatique : Comme certains Pinnipèdes, les cétacés n'ont pas d'oreilles externes. Le système oreille moyenne et interne des Odontocètes n'est pas contenu dans le crâne mais dans une cavité osseuse hors du crâne suspendue par des ligaments. La mâchoire inférieure de ces mammifères est entourée par des tissus graisseux qui assurent la transmission des sons vers l'oreille moyenne. Chez les Mysticètes (cétacés à fanons), 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 plus important (jusqu'à 3000 cellules/mm vs 100/mm pour les mammifères terrestres)
- le rapport entre le nombre de cellules ganglionnaires / nombre de cellules ciliées plus grand,
- la taille du nerf auditif,
- l'épaisseur et la largeur de la membrane basilaire : plus elle est épaisse et rigide, plus l'audition sera haute fréquence
- et le support de la membrane basilaire.

L'oreille amphibie : les Pinnipèdes (phoques, otaries, morses) passent du temps aussi bien sur terre que dans l'eau. Par conséquent, leurs oreilles ont des adaptations en commun avec les oreilles de mammifères terrestres. Le pavillon de l'oreille externe est diminué ou absent : les otaries ont de petites oreillettes alors que les phoques n'en ont pas. Des muscles et une valve cartilagineuse le long du canal auditif externe ferme le canal sous l'eau. En général, l'oreille moyenne et interne sont similaires à ceux des humains et d'autres mammifères terrestres.

Les gammes d'écoute : Les cétacés présentent trois types d'oreille interne déterminant des gammes d'écoute acoustique (Tableau 4) et coïncidant avec des habitats et comportements alimentaires spécifiques. Ainsi les cétacés présentant 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 sont surtout côtiers ou de rivières et vivent dans des eaux turbides, utilisant les ultrasons pour détecter des objets. Les cétacés moyennes fréquences sont plutôt pélagiques et généralement des espèces très sociales qui utilisent les signaux 1-10 kHz pour communiquer, les sons de longueur d'onde plus longues pour détecter les prédateurs et proies sur de longues distances. Enfin les Mysticètes, ou cétacés basses fréquences, ont une cochlée avec une membrane basilaire plus large et plus mince leur permettant de percevoir les infrasons. Ce sont des animaux essentiellement de grande taille, pélagiques et opportunistes. Les gammes d'écoute des mammifères marins sont mesurées soit par des audiogrammes comportementaux élaborés sur des animaux en captivité par l'utilisation de tests psychométriques

standards; soit par des audiogrammes électrophysiologiques correspondant à la mesure des tensions électriques produites lorsque le système auditif est stimulé par un son. Les audiogrammes tant comportementaux qu'électrophysiologiques ont été élaborés pour seulement 20 des 128 espèces de mammifères marins existantes. Ainsi pour les cétacés dits basses-fréquences, il n'existe aucune mesure directe de la sensibilité acoustique. Elles sont alors estimées en fonction de leur réponse à des sons de fréquences variables en milieu naturel, des vocalises qu'elles utilisent, leur taille, le bruit ambiant et la morphométrie de la cochlée.

Tableau 4: Mammifères marins regroupés suivant leurs caractéristiques acoustiques : gamme fonctionnelle (GF), gamme de bonne sensibilité (BS) et le seuil minimum d'écoute (SM en dB re 1 μ Pa). Pour chaque groupe seront donnés le nombres d'espèces ou sous-espèces représentées ainsi que le nombre d'espèces décrites par audiogrammes comportementaux (AC) ou électrophysiologiques (AE) (Southall et al., 2007; Ketten 2002)

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	6	10
	BS : 150 Hz - 160 kHz			
	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	8	1
Pinnipèdes dans l'air	GF : 75 Hz - 30 kHz	Les mêmes que pour les pinnipèdes dans l'eau	5	4


5.2 L'audition des poissons

(Popper and Fay, 1993, Popper et al., 2004, Christian and Bocking 2010, Popper and Fay, 2011, Ladich and Fay, 2013)

Le système auditif des poissons est difficile à résumer car il existe près de 30 000 espèces avec une variabilité importante dans les structures de l'oreille associées à l'audition. Cependant, deux systèmes sensoriels indépendants mais connexes sont utilisés par les poissons pour détecter, localiser et interpréter les sons : l'oreille interne (le système auditif) connectée ou non à la vessie natatoire (amplificateur sonore), et dans une moindre mesure, le système de la ligne latérale mécano-sensorielle, qui est généralement utilisé pour détecter les vibrations et le débit d'eau.

La sensibilité aux sons diffère suivant les espèces de poissons par la présence ou non de vessie natatoire et sa proximité ou connexion avec l'oreille interne. Initialement, les poissons étaient classés en 2 groupes : les généralistes et les spécialistes. Les généralistes comprennent les poissons sans vessie natatoire ou non connectée à l'oreille interne. Les spécialistes correspondent aux poissons qui

ont une vessie connectée à l'oreille interne. *Popper et Fay, 2011* proposent une classification plus détaillée des poissons suivant les mécanismes de détection de la pression du son.



Groupe	Exemples	Fréquences perçues
Vessie natatoire absente ou réduite	Requins, poissons plats	< 1 kHz
Vessie natatoire non connectée	Salmonidés thons	< 1 - 800 Hz 50 - 1.1 kHz
Vessie natatoire connectée à l'oreille interne via les osselets de Weber	ostariophysians : carpes, silures	jusqu'à 4 kHz, forte sensibilité entre 500 - 800 hz
Vessie natatoire se prolonge jusqu'à l'oreille interne	Clupéiforme : aloses	Jusqu'à 180 kHz pour l'aloise savoureuse

Figure 8 : classification des poissons suivant leur système auditif (Basée sur *Popper and Fay, 2011*), du moins « performant en haut » vers « le plus performant » en bas

L'oreille interne : Les corps des poissons ont approximativement la même densité que l'eau, de sorte que le son passe à travers leurs corps qui semblent transparent. Au moins deux grandes voies ont été identifiées chez les poissons pour la transmission du son entre la source sonore et l'oreille interne. La transmission directe et commune à toutes les espèces se fait via trois paires d'otolithes (Sagitta, Lapillus et Astericus) présents dans l'oreille interne des poissons et associés à une membrane sensorielle. Ces pièces carbonatées, plus denses que l'eau, se déplacent plus lentement en réponse à des ondes sonores que ne le fait le reste du poisson. Le mouvement du corps du poisson induit un déplacement des otolithes vers les cils des cellules sensorielles provoquant une décharge neuronale. Cette voie de transmission permet donc de détecter les mouvements des particules sonores. Les otolithes présentent une taille et une forme très variables selon les espèces. La seconde voie de transmission entre la source sonore et l'oreille interne des poissons se fait par la vessie natatoire, une structure remplie de gaz qui est beaucoup moins dense que le reste du corps du poisson. Suivant la pression du son, la vessie natatoire sera contractée ou élargie induisant une perturbation mécanique transmise à l'oreille interne. Cette 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 la vessie natatoire et l'oreille interne. La vessie natatoire peut jouer le rôle d'un amplificateur acoustique.

Les poissons peuvent être classés en fonction du raffinement de leur appareil auditif :

- les espèces sans vessie natatoire (les requins ou les raies), celles qui ont une vessie natatoire réduite (nombreuses espèces benthiques, y compris les poissons plats), ou celles qui ont une vessie natatoire éloignée (salmonidés, thon), ou non reliée mécaniquement à l'oreille interne (morue).
- les espèces présentant des vessies natatoires qui sont à proximité et ou connectée à l'oreille interne et présentant une sensibilité accrue de l'audition dont :
 - o les poissons ostariophysians (par exemple, les carpes, vairons, silures, et characins; la majorité des poissons d'eau douce dans le monde), la vessie natatoire est mécaniquement liée à leurs oreilles internes via une série d'os appelé les osselets de

Weber et qui améliorent la sensibilité auditive.

- les poissons clupéiforme (par exemple, des harengs, aloses, sardines, anchois) ont une paire de conduits de gaz allongés se terminant en "bulles" qui se déploient de la vessie natatoire vers le crâne venant en contact direct avec l'oreille interne. La présence d'une bulle de gaz compressible à proximité de l'oreille interne améliore la stimulation de l'oreille et augmente ainsi la sensibilité auditive. Un clupéidé, l'aloise savoureuse peut détecter des fréquences ultrasoniques jusqu'à 180 kHz, ce qui leur sert à détecter les clics émis par les dauphins lorsqu'ils les chassent.

La ligne latérale : Une troisième voie mécano-sensorielle existe chez la plupart des poissons impliquant le système de la ligne latérale. Elle repose aussi sur la sensibilité au mouvement des particules d'eau. L'unité sensorielle de base du système de la ligne latérale est le neuromaste, un faisceau de cellules sensorielles ayant des cils, semblables à ceux des oreilles, enfermés dans une capsule gélatineuse. Les neuromastes détectent les ondes sonores déformées dans le voisinage immédiat des poissons. Les poissons peuvent utiliser le système de la ligne latérale pour détecter des signaux acoustiques à courte portée, sur une distance de un à deux longueurs du corps, et à basses fréquences (inférieures à 160 à 200 Hz). Un exemple type de l'utilisation de la ligne latérale est la nage synchronisée d'un banc de poissons.

5.3 L'audition chez les invertébrés

(Christian and Bocking 2010, Hu et al., 2009, Lovell et al., 2005, Mooney et al., 2013, Popper et al., 2001, Samson et al., 2014, Tautz and Saudeman, 1980, Zhadan, 2005)

Contrairement aux poissons et aux mammifères marins, les invertébrés ne semblent pas présenter de structures physiques sensibles à la pression du son. Les capacités de détection acoustique des crustacés et des céphalopodes sont les mieux connues des invertébrés marins, capables de détecter les vibrations et les mouvements des particules associés à la production sonore. Trois dispositifs auditifs ont été décrits :

- des statocystes internes,
- des poils sensoriels situés sur la surface du corps,
- des organes chordotonaux associés aux articulations des pattes, antennes et autres appendices.

Les statocystes : Le statocyste est un organe sensoriel complexe, constitué d'une chambre remplie de liquide et contenant un statolite, comparable à l'oreille interne des vertébrés. Comme pour les poissons, cet organe permet à l'animal de maintenir sa position dans la colonne d'eau et d'identifier la direction verticale (tel un fil à plomb). Tous les céphalopodes, sauf le nautilus, ont des statocystes. Beaucoup de crustacés marins possèdent également des statocystes, généralement situés sur leurs premières antennes. Ces statocystes sont associés à des cellules ciliées dont le fonctionnement permet de détecter le mouvement des particules.

Les poils sensoriels : La plupart des crustacés marins tels que le homard, le crabe ou les crevettes ont une vaste gamme de poils sensoriels (de 20 à 2 000 μm) couvrant leurs cuticules. Ces poils sont chimio-récepteur et / ou mécano-récepteur, associés à des cellules ciliées. Ils permettent de capter

les vibrations des substrats associés à des perturbations mécaniques telles que l'accélération, la vitesse, l'écoulement hydrodynamique ou des vibrations sonores. La détection de ces vibrations permet ainsi de détecter les mouvements des autres organismes situés à proximité. Ils répondent à des fréquences allant jusqu'à environ 100 Hz avec un fonctionnement analogue à la ligne latérale des poissons. Un système comparable est présent chez certains céphalopodes (poulpes et calmars), situé le long de lignes épidermiques sur la tête, et leur permettant de détecter des fréquences de 200 Hz.

Les organes chordotonaux : Les organes chordotonaux sont des cellules sensorielles associées aux parties flexibles des pattes locomotrices et des antennes des crustacés et connectées au système nerveux central. Suivant la structure des organes, ces récepteurs peuvent signaler une position, un mouvement, un état de stress (tension). Ils répondent à des vibrations basses- fréquences d'origine hydrique et, pour certains crabes semi-terrestres, à des vibrations transmises par le substrat ou l'air.

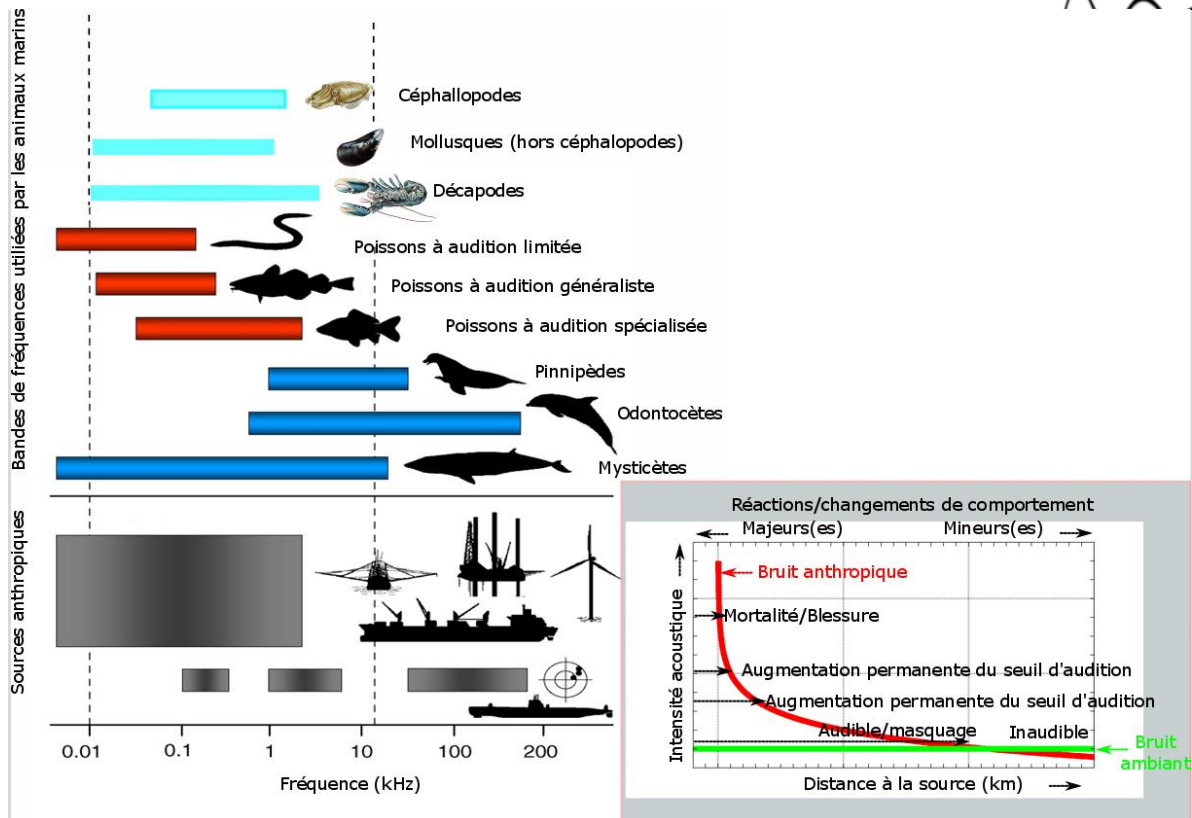
L'audition chez les coquillages, Bivalves (huîtres, moules) et Gastéropodes (ormeaux, patelles), est très peu connue. La perception sonore est généralement étudiée dans le cas d'étude contre le biofouling avec l'utilisation des ultrasons pour éliminer les larves de mollusques. Des études récentes ont montré que les bivalves et en particulier les Pectinidés (Coquilles Saint-Jacques) possèdent un organe particulier : organe sensoriel abdominal (ASO), spécialisé dans la détection des vibrations de l'eau. Cet organe mécano-récepteur comprend près de 4 millions de cellules sensorielles et correspond aux nombreux petits tentacules visibles sur le bord du manteau.

Tableau 5: Audition chez les invertébrés.

Groupe	Organe	Gamme de Fréquence (Hz)	Fréquences dominantes (Hz)
Coquillages			
Pétoncle japonais (<i>Mizuhopecten yessoensis</i>) et les pétoncles (<i>Chlamys Swift</i>)	ASO	30 - 1000 Hz	
Décapodes < 1000 Hz			
Homard américain (<i>Homarus americanus</i>)	poils sensoriels	20 - 10 000 Hz	20 - 300 Hz
Crevette (<i>Palaemon serratus</i>)	Statocystes	100 - 3 000	100
Ecrevisse d'eau douce (<i>Cherax destructor</i>)	poils sensoriels sur les pinces	150 - 300 Hz	
Langoustine (<i>Nephrops norvegicus</i>)	poils sensoriels	20 - 200 Hz	
Crabes violoniste (<i>Uca</i> sp.)	Organes chordonotaux	300 - 700 Hz	
Crabe-fantôme (<i>Ocypode</i> sp.)	Organes chordonotaux	1 - 2 000 Hz	
Céphalopodes			
Calmar (<i>Loligo pealeii</i>)	Statocystes	30 - 500 Hz	100 - 300 Hz
Calmar (<i>Sepiotheutis lessoniana</i>)	Statocystes	400 - 1 500 Hz	
Poulpe (<i>Octopus vulgaris</i>)	Statocystes	400 - 1 000 Hz	
Seiches (<i>Sepia officinalis</i>)	lignes épidermiques Statocystes	3.5 - 200 Hz 80 - 1000 Hz	300 Hz

6 Chapitre 5 : Effets des sons sur la faune marine et seuil d'impacts

↳ A retenir : L'activité humaine offshore (civile ou militaire) génère dans l'environnement marin des sons de puissances et de fréquences variables qui peuvent interférer avec les systèmes de perception des animaux marins. En fonction des caractéristiques du son émis (puissance acoustique, bande de fréquence), des caractéristiques du système de réception et la position de l'animal 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 que proche de la source. D'après [Ryunosuke et al. 2010](#), ces zones pour lesquelles les différents effets sont susceptibles d'être observés sont définies comme suit: i) La zone d'audibilité définie comme l'aire à l'intérieure 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. ii) La zone de réactivité est l'aire dans laquelle on observe un changement de comportement chez l'animal après réception de l'émission sonore. Ce changement de comportement peut survenir même à des niveaux faibles entraînant des réactions d'évitement et peuvent couvrir une large aire océanique et par conséquent affecter des populations entières ([Norro et al, 2010](#), [Nedwell et al, 2012](#)). iii) La zone de masquage est la zone dans laquelle le bruit est suffisamment fort et/ou possède des caractéristiques pour interférer avec la détection d'autres signaux d'intérêt. En fonction de l'espèce considérée, cette zone peut correspondre à la zone d'audibilité ([Ryunosuke, 2010](#)). iv) La zone de traumatisme est l'aire dans laquelle le son est assez fort pour provoquer des lésions du système auditif provoquant une augmentation temporaire ou définitive des seuils d'audition, des blessures physiologiques pouvant conduire à la mort immédiate ou différée. Cette zone est généralement située dans le voisinage immédiat de la source. Il doit être noté que toutes les zones ont leur importance écologique. La zone de traumatisme impacte directement à court terme les individus, ses effets sont directement visibles. Les zones de masquage et de dérangements comportementaux ont des effets peu visibles à courts termes mais peuvent connaître 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 maladie) qui sont souvent à des effets cumulés avec d'autres pressions que celles sonores.



Production sonore d'origine humaine et gammes de fréquences d'audition des animaux marins (adapté de [Slabbekoorn et al. 2010](#)) et zones potentielles d'impact en fonction de la distance (adapté de [NOAA 2013](#))

Concernant les seuils d'impact, les travaux exposés dans [Southall et al, 2007](#) font référence pour les mammifères marins (cf Tableau 15) et les travaux exposés dans [Popper et al, 2014](#) font référence pour les poissons (cf Tableau 17).

Dans ce chapitre, nous résumons les connaissances des effets des sons (mortalité, trauma physiologiques auditifs permanents, temporaires, dérangements comportementaux, masquage) sur la faune marine (mammifères marins, poissons, invertébrés) et nous présentons une synthèse des seuils d'impacts acoustiques utilisés par la communauté scientifique. Afin de donner la vision la plus exhaustive possible des effets des émissions sonores sur la faune marine, nous ne nous restreignons pas aux émissions sonores des EMR mais nous compilons une large gamme de retours d'expériences de la communauté pour diverses émissions anthropiques. Nous abordons ici la dernière composante de la chaîne de transmission acoustique.

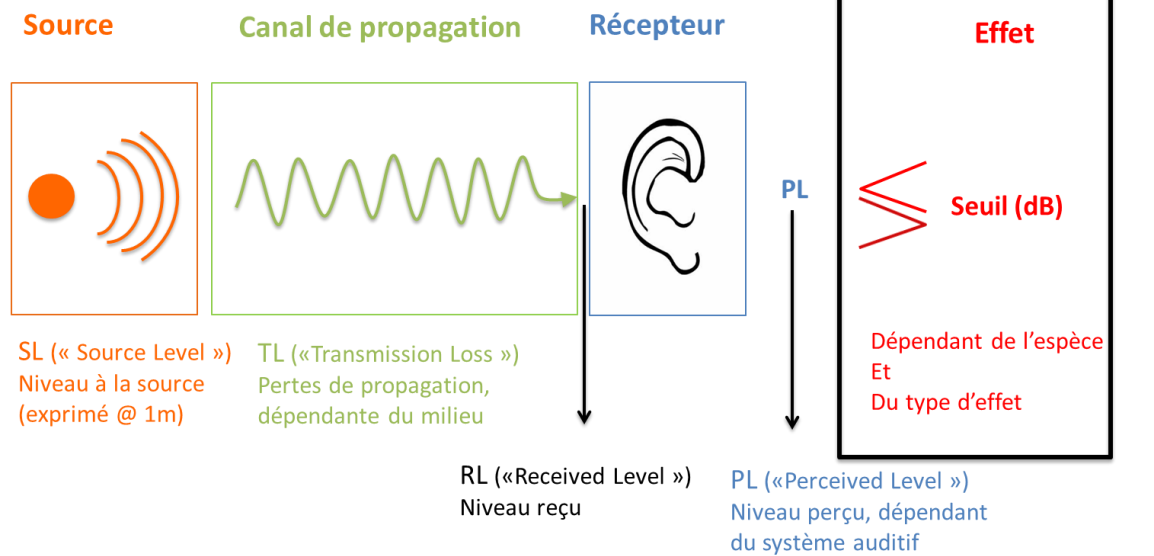


Figure 9 : positionnement du contenu du chapitre 5

La synthèse bibliographique proposée ici nous a amené à classer les effets liés à la production sonore anthropique en 5 groupes : mortalité directe, troubles de l'audition, réponses physiologiques, réponses comportementales et masquage. Il est à noter que les mortalités observées, les effets physiologiques comprenant des réactions temporaires de stress ou les effets comportementaux ne devraient pas être considérées comme indépendantes car sont susceptibles d'interagir de façon complexe.

Ces différentes réponses seront traitées suivant les groupes d'animaux décrits précédemment. Ainsi pour les Mammifères Marins, nous distinguerons les cétacés à audition basses (BF), moyennes (MF) et hautes (HF) fréquences et les Pinnipèdes. Pour les poissons, deux catégories seront conservées : les généralistes i.e. tous les poissons qui n'ont pas de vessie natatoire ou qui en ont une mais non connectée à l'oreille interne, et les spécialistes. Enfin pour les Invertébrés, nous traiterons séparément les crustacés, les céphalopodes et les coquillages.

Les réponses face au bruit peuvent être influencées par de nombreux facteurs tel que l'animal (âge, taille, sexe), la présence de congénère et son environnement, ainsi il sera parfois difficile de ressortir de la bibliographie des critères binaires d'existence ou d'inexistence d'impacts sonores.

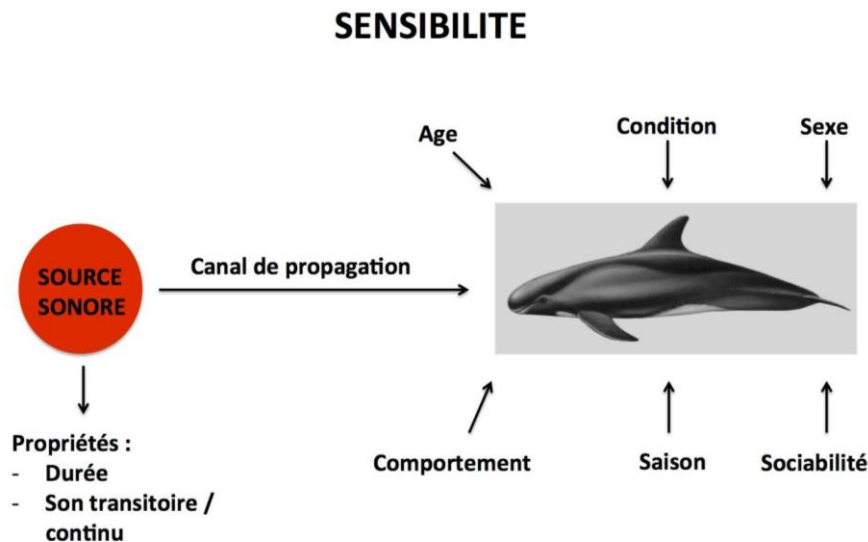


Figure 10 : contexte de l'impact d'une émission acoustique sur un représentant d'une espèce animale

6.1 Description des effets liés au son d'origine anthropique

6.1.1 La mortalité

Il existe peu d'observations directes de mortalités concomitantes à la mesure des caractéristiques (fréquence, niveau) de l'onde sonore incidente. Les événements reportés pour les trois groupes d'animaux correspondent toutes à des fortes productions sonores (SPL > 204 dB re 1µPa @ 1m).

- Mammifères Marins : ce sont essentiellement des échouages de cétacés à auditions moyennes fréquences (baleines à bec) dans le cas d'utilisation de sonar militaire et sismique ([NRDC 2005](#); [ICES 2004](#)).
- Poissons : Les études abordent tous les stades de vie et concernent surtout les généralistes avec des mortalités observées dans un rayon moyen de 10 mètres autour de la source (50% des cas). Seules 4 études abordent les mortalités chez les poissons Spécialistes avec dans 100 % des cas de fortes mortalités dans un rayon de 5 mètres autour de la source.
- Invertébrés : les crustacés ne présentent pas de mortalité lors de l'utilisation de canons à air contrairement aux céphalopodes pour lesquels 2 échouages de calmars géants ont été observés ([Guerra et al. 2011](#)). Cependant il est à noter que pour ces animaux, les observations sont difficiles. Étant donné les caractéristiques du son produit par les canons à air, la zone pathologique associée à cette activité pour les invertébrés pourraient être estimées à quelques mètres de la source.

Tableau 6: Résumé des données existantes sur la mortalité directe liée aux sons d'origines anthropiques. Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués : le nombre d'études et d'espèces étudiées, si des mortalités sont observés (▲) ou non (▲) pour chaque type de son référencé avec le nombre d'études correspondantes (i.e. 2▲ dans la colonne navire signifie que 2 études ont souligné que l'application d'un bruit de navire n'a engendré

aucune mortalité). Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re 1μPa @ 1m.

	NB Etude	NB Espèce	TNT (272-305 dB)	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Echosondeur (225-245 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Navires (160-192 dB)	Bruit Blanc (> 200 dB)	Bruit Blanc (< 200 dB)
Mammifères Marins										
Cétacés BF	2	1					2 ▲			
Cétacés MF	13	6		1 ▲		1 ▲	11 ▲			
Cétacés HF	1	1					1 ▲			
Pinnipèdes	1	1	1 ▲							
Poissons										
Généralistes	16	> 19	2 ▲	3 ▲ 3 ▲	1 ▲ 2 ▲		1 ▲	1 ▲		1 ▲ 2 ▲
Spécialistes	3	6	1 ▲	1 ▲					2 ▲	
Invertébrés										
Coquillages										
Crustacés	4	7		4 ▲						
Céphalopodes	1	1		1 ▲						

6.1.2 Effets traumatiques sur le système auditif

Les animaux exposés à un son suffisamment intense montre une augmentation de leur seuil d'audition (i.e. une sensibilité plus faible) dont la durée dépend essentiellement du temps d'exposition, de l'amplitude et de la fréquence. Cet effet peut être temporaire dit TTS (Temporary Threshold Shift) ou permanent dit PTS (Permanent Threshold Shift). Dans le cas d'un TTS, les cellules ciliées de l'oreille interne commencent à se fatiguer et ne retournent pas immédiatement à leur forme normale. Un TTS est considéré comme significatif dès qu'il dépasse les 6 dB (dans ce cas, si l'animal 'sain' avait un seuil minimal d'audition de 60 dB alors après TTS il aura un seuil minimal de 66 dB). Si l'exposition au bruit dépasse cette limite ou si la perte temporaire est répétée de nombreuses fois sur une longue période de temps, les cellules ciliées sont endommagées de façon permanente et finiront par mourir (PTS). Pour des raisons éthiques, la PTS n'est jamais directement étudiée et elle est estimée à partir du seuil de perte temporaire (décalage du seuil auditif ≥ 40 dB, [Southall et al. 2007](#)).

- **Mammifères Marins** : Etant donné la taille des mammifères marins, des modèles sont régulièrement utilisés pour évaluer l'impact des sons anthropiques et les rayons des zones concernées. Les études renseignent essentiellement sur les cétacés à audition moyennes fréquences (dauphin et béluga) ainsi que sur les Pinnipèdes (Phoques). Des TTS significatifs (> 6 dB) ne sont observés que lors de battage de pieu dans un rayon de 1.8 km en moyenne pour tous les Mammifères Marins ([Thomsen et al. 2006](#)). Cependant, une étude [d'Hastie et al. 2015](#) estiment que les phoques peuvent subir des TTS de 2.9 à 24.5 dB dans une zone située entre 4.7 et 40.5 km.
- **Poissons** : Les réponses sont très variables suivant le type d'audition et les espèces considérées. Des lésions ont pu être observées tant sur les cellules ciliées de l'oreille interne ([McCauley et al., 2000, 2003](#)) que celles de la ligne latérale ([Booman et al. 1996](#)) ainsi que sur la vessie natatoire ([Falk and 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 pieu est estimée à 1.8 km pour les morues ([Thomsen et al. 2006](#)) et à moins de 40 m pour les salmonidés ([Bagocius, 2015](#)). Chez les spécialistes, les TTS sont plus importants, de 0 à 32 dB, avec des temps de récupération de plusieurs jours.

- **Invertébrés** : Ils existent peu d'informations sur les possibles lésions du système auditif des Invertébrés liées à la production sonore anthropique. Récemment, plusieurs études ont permis de définir des modifications permanentes des cellules ciliées dans les statocystes des céphalopodes lors de l'exposition à des sons de 157 à 175 dB re 1μPa entre 50 et 400 Hz ([André et al. 2011](#); [Solé et al. 2013a, b](#)).

Tableau 7: Résumé des données existantes sur les effets liés aux sons d'origine anthropique sur le système auditif. Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués: le nombre d'études et d'espèces étudiées. Pour chaque type de son, on regroupe les études montrant un effet TTS > 6 dB (▲), un effet TTS < 6 dB (▲) ou aucun effet (▲). Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re 1μPa @ 1m.

	NB Etude	NB Espèce	TNT (272-305 dB)	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Bruit Blanc (> 200 dB)	Bruit Blanc (< 200 dB)
Mammifères Marins										
Cétacés BF	1	1			1▲					
Cétacés MF	5	3	1▲		1▲			2▲	1▲	
Cétacés HF	1	1			1▲					
Pinnipèdes	6	1			2▲					2▲ 2▲
Poissons										
Généralistes	16	>15	2▲ 2▲ 2▲	2▲	2▲	1▲ 2▲				3▲ 1▲ 1▲
Spécialistes	12	9	2▲ 1▲ 1▲	1▲		1▲ 1▲		1▲		6▲ 1▲ 1▲
Invertébrés										
Coquillages										
Crustacés	1	1		1▲						
Céphalopodes	3	4					3▲			

[Thomsen et al. \(2006\)](#) estiment à partir de modèles et des capacités auditives des différents groupes d'animaux des périmètres au sein desquels le bruit généré par le battage de pieu peut induire des pertes temporaires de l'audition. Ces estimations sont complétées par l'étude de [Bailey et al. 2010](#) pour les cétacés MF. Pour les poissons, les saumons représentent les poissons ayant une vessie natatoire réduite et les morues ceux ayant une vessie natatoire plus grande mais non connectée à l'oreille interne. Dans le cas du bruit généré par les navires, ces distances sont estimées pour les cétacés MF et correspondent à des rayons de 450 m à 20 m pour des bateaux rapides ou lents, respectivement ([Erbe, 2002](#)) et de 1-4 km dans le cas d'un brise-glace ([Erbe and Farmer, 2000](#)).

Tableau 8 : Périmètres au sein desquels le battage de pieu ou les navires peuvent induire des pertes d'audition (TTS) au sein des différents groupes d'animaux.

	Battage de pieu (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)
Mammifères Marins		
Cétacés BF	1.8 km	
Cétacés MF	100 m	20 m-4 km
Cétacés HF	1.8 km	
Pinnipèdes	400 m	
Poissons		
Généralistes (Morue)	1.8 km	
Généralistes (Saumon)	< 40 m	

6.1.3 Réponses physiologiques non liées à l'appareil auditif

Dans cette partie, on traite des réponses physiologiques associées : à la stimulation/inhibition de processus biologiques, des lésions impactant les tissus non liés au système auditif et aux conditions métaboliques (de stress ou non). Certaines lésions 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).

- **Mammifères Marins** : Peu d'études décrivent les physiologiques des mammifères marins sous l'effet des sons anthropiques. Le grand dauphin (cétacé MF) et le marsouin (cétacé HF) présentent une augmentation de l'activité respiratoire en présence de navires (*Nowacek, 2001; Miller et al. 2008*) ou de dispositif de dissuasion (*Kastelein et al. 2001*). La baleine à bosse (cétacé BF) ne semble pas réagir à une distance de 1.8 km d'une détonation (*Todd et al. 1996*).
- **Poissons** : Que ce soient les poissons dits généralistes ou spécialistes, les sons anthropiques induisent généralement la mise en place de métabolisme de stress caractérisé par une augmentation du débit cardiaque (*Graham and Cooke, 2008*), de la ventilation (*Simpson et al. 2015*), ou la sécrétion de cortisol (*Wysocki et al. 2006*). Sous les effets de niveau sonore élevé (type battage de pieu), des lésions tissulaires peuvent également apparaître (*Casper et al. 2013a, b*).
- **Invertébrés** : Les effets du son sur les stades larvaires ont été principalement mesurés lors d'études sur la compréhension et la lutte contre le biofouling. Ainsi, le bruit des navires avec un niveau sonore de 126 à 141 dB re 1 μ Pa (entre 30 et 20 000 Hz) semble stimuler les phases de développement des larves des espèces impliquées dans le biofouling (moules, balanes ascidies..., *Stanley et al. 2014*). Chez certains crustacés, une augmentation du bruit ambiant de 35 dB induirait une augmentation du métabolisme traduisant un état de stress et une agressivité des individus (*Wale et al. 2015*). De même, des fréquences inférieures à 200 Hz induiraient une diminution du rythme respiratoire chez les poulpes (*Kaifu et al. 2007*). Enfin, niveaux sonores élevés correspondant à des impulsions sismiques (195-200 dB re 1 μ Pa RMS) induiraient des malformations chez les larves de Pectinidés (*Aguilar de Soto et al, 2013*).

Tableau 9: Résumé des données existantes sur les réponses physiologiques liées aux sons d'origines anthropiques. Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués : le nombre d'études et d'espèces étudiées. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ : les études montrant un effet de stimulation des processus physiologique ; d'un ▲ : une inhibition des processus, un métabolisme de stress ou des malformations et d'un ▲ : l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux données correspondent aux niveaux sources en dB re 1 μ Pa @ 1m

	NB Etude	NB Espèce	TNT (272-305 dB)	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Géophysique (204-227 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Eolien (142-151 dB)	Bruit Blanc (< 200 dB)
Mammifères Marins										
Cétacés BF	1	1	1 ▲							
Cétacés MF	3	1						3 ▲		
Cétacés HF	1	1					1 ▲			
Pinnipèdes										
Poissons										
Généralistes	11	11		1 ▲	2 ▲	1 ▲		4 ▲ 1 ▲		1 ▲ 1 ▲
Spécialistes	2	3						1 ▲		1 ▲
Invertébrés										
Coquillages	3	3		1 ▲				2 ▲		
Crustacés	9	7		2 ▲ 1 ▲			2 ▲ 1 ▲	1 ▲ 1 ▲	1 ▲	1 ▲
Céphalopodes	3	4								1 ▲

6.1.4 Réaction comportementale (Changement de comportement, Évitement)



Lors d'émissions de sons d'origines anthropiques, les types de réactions comportementales observées chez les mammifères et les poissons sont comparables et consistent à fuir/ éviter la source sonore. Dans certains cas, les animaux ne sont pas perturbés par le bruit produit, et peuvent être même attiré par la source sonore (*Palka and Hammond, 2001*).

- **Mammifères Marins** : La grande majorité des études analyse les réponses comportementales de la Baleine à Bosse (cétacés BF), du Grand Dauphin (cétacés MF), des marsouins (cétacés HF) et des phoques (Pinnipèdes). Tous ces animaux montrent un évitement de la source sonore par une nage rapide avec des plongées plus profondes, un resserrement des groupes sociaux et une diminution des temps de repos (*Bedjer et al. 2006; Stockin et al. 2008*), et du temps dédié à la recherche alimentaire (*Miller et al. 2008*). Les comportements peuvent varier suivant la taille du bateau (*Sini et al. 2005*), suivant le sexe de l'animal (*Lusseau et al. 2003*). Un effet d'accoutumance a pu être observé lors de passage de navires avec une diminution du comportement de fuite (*Watkins, 1986; Gordon et al. 1992*).
- **Poissons** : Les poissons à audition généraliste ou spécialisée montrent des réactions d'affolement 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. 2013; Slotte et al. 2004*). 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*).
- **Invertébrés** : Les réponses comportementales observées chez les invertébrés sont rares. Chez le crabe vert, les effets du bruit des navires se traduit par une perturbation du comportement alimentaire et un ralentissement des réponses face à un prédateur (*Wale et al. 2015*). Chez les céphalopodes, ces réponses se traduisent par des modifications de la nage, une production et des jets d'encre (*McCauley et al. 2000, Fewtrell et al. 2012*).

Tableau 10 : Résumé des données existantes sur les réponses comportementales associées au bruit anthropique. Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués : le nombre d'études et d'espèces étudiées. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ : les études montrant une attirance vers la source sonore, d'un ▲ : un comportement de fuite, une perturbation du comportement alimentaire ou réponse à des prédateurs, et d'un ▲ : l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux données correspondent aux niveaux sources en dB re 1μPa @ 1m.

	NB Etude	NB Espèce	TNT (272-305 dB)	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Eolien (142-151 dB)	Bruit Blanc (< 200 dB)
Mammifères Marins									
Cétacés BF	8	5	1 ▲	1 ▲	1 ▲	1 ▲	3 ▲ 2 ▲		
Cétacés MF	27	13	1 ▲	1 ▲	1 ▲	1 ▲	3 ▲ 23 ▲ 1 ▲		
Cétacés HF	29	1			5 ▲	20 ▲ 2 ▲	2 ▲	2 ▲	
Pinnipèdes	6	4			2 ▲ 1 ▲	1 ▲		2 ▲	
Poissons									
Généralistes	33	>24		16 ▲ 1 ▲	4 ▲ 1 ▲		7 ▲ 1 ▲	1 ▲	3 ▲ 1 ▲
Spécialistes	7	2		2 ▲		1 ▲	2 ▲	1 ▲	1 ▲
Invertébrés									
Coquillages				2 ▲			1 ▲		
Crustacés	3	2							
Céphalopodes	2	1		2 ▲					

Suivant les études, les réactions comportementales peuvent être observées à des distances très variables en fonction de la source sonore, le groupe d'animaux étudié et même l'espèce. Ainsi, dans le cas des battages de pieu, les rayons d'actions vont varier de 300 m à 1.4 km pour les poissons généralistes à 20 km pour les cétacés HF et les Pinnipèdes (*Thomson et al. 2006*). Pour le bruit généré par les navires, les cétacés réagiront dans un périmètre de quelques centaines de mètres (*Erbe 2002*) à une plusieurs dizaines de kilomètres dans le cas de brise-glace (*Erbe and Farmer, 2000*). Enfin, le bruit des éoliennes en fonctionnement perturbera les animaux sur des distances allant de quelques mètres à quelques kilomètres.

Tableau 11: Périmètres au sein desquels les différentes sources sonores peuvent perturber les animaux marins et induire des réactions comportementales telles que la fuite.

	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Eolien (142-151 dB)
Mammifères Marins				
Cétacés BF	9 - 15 km ⁽¹⁾	300 m ⁽²⁾		
Cétacés MF		50 km ⁽³⁾	50 - 200 m ⁽⁷⁾ 32 - 62 km ⁽⁸⁾	
Cétacés HF		> 22 km ⁽⁴⁾ 7-20 km ⁽⁵⁾	400 m ⁽⁵⁾	200-300 m ⁽⁵⁾ < 300 m ⁽⁹⁾
Pinnipèdes		300 m ⁽²⁾ 7-20 km ⁽⁵⁾		100 m-qq km ⁽¹⁰⁾ < 300 m ⁽⁹⁾
Poissons				
Généralistes		70 km ⁽⁶⁾ 1.4 - 5.5 km ⁽⁵⁾		4 m ⁽⁵⁾
Spécialistes				4 m ⁽⁵⁾

Notes : Données issues de (1) : McCauley et al. 2000; (2) : Caltrans et al. 2001; (3) : Bailey et al. 2010; (4) Degraer et al. 2011; (5) Thomson et al. 2006; (6) Anderssen et al. 2001; (7) Erbe, 2002 ;(8) Erbe and Farmer 2000; (9) Koschinski et al. 2003; (10) Tougaard et al. 2009.

6.1.5 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 signal masquant ou bruit (niveau, bande de fréquence, durée).

- **Mammifères Marins** : En présence de bruits anthropiques, les différentes études montrent une diminution de l'espace de communication (Clark et al. 2009) dû à un recouvrement des chants ou vocalises (Au and Grenn, 2000). Ces bruits induisent alors une modification des caractéristiques de communication (durée, fréquence, nombre): chants des baleines (cétacés HF, Miller et al. 2000), vocalises des dauphins ou bélugas (cétacés MF, Goold and Fish 1998; Scheifele et al. 2005); voir un arrêt des vocalises de marsouins lors d'un battage de pieu (Thomson et al. 2010).
- **Poissons** : Les poissons généralistes et spécialistes vont montrer en présence de bruit des difficultés à détecter et communiquer avec leurs congénères (Codarin et al. 2009)
- **Invertébrés** : Les invertébrés étant capables de produire des sons, le masquage peut être un effet potentiel des sons sous-marins d'origine anthropique. Cependant aucune étude n'a encore pu démontrer ces effets.

Tableau 12: Résumé des données existantes sur les zones de masquage et leurs effets dus au bruit anthropique. Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués : le nombre d'études et d'espèces étudiées. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ : les études montrant un effet de masquage, et d'un △ : l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux données correspondent aux niveaux sources en dB re 1µPa @ 1m.

	NB Etude	NB Espèce	Sismic (240-260 dB)	Battage de pieu (243-257 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Eolien (142-151 dB)	Bruit Blanc (< 200 dB)
Mammifères Marins									
Cétacés BF	10	6		1▲	2▲ 1▲		5▲		1▲
Cétacés MF	15	10	2▲	2▲		2▲	12▲		
Cétacés HF	7	1		4▲			1▲	3▲	
Pinnipèdes	1	1		1▲					
Poissons									
Généralistes	6	8		1▲			2▲	4▲	1▲
Spécialistes	4	3		2▲				3▲	1▲
Invertébrés									
Coquillages									
Crustacés									
Céphalopodes									

Les études proposent de distances aux quelles 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. Dans ce cas, les sources sonores ne perturberaient pas les animaux. *David et al. (2006)* montrent également que ces distances de masquage peuvent varier suivant le type de production sonore de l'animal. Ainsi, la distance de masquage pour le grand dauphin sera de 40 kilomètres pour des écholocations, 10-15 kilomètres pour des sifflements à 9 kHz, 5 kilomètres pour des clics à 50 kHz et 800 mètres pour des clics à 115 kHz.

Tableau 13: 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).

	Battage de pieu (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Eolien (142-151 dB)
Mammifères Marins			
Cétacés BF	A/M : 10 ^{aines} km ⁽¹⁾		
Cétacés MF	A/M : > 80 km ⁽¹⁾	A : 80 km, M : 40 km ⁽¹⁾ M : 14 km ⁽²⁾ M : 14-71 km ⁽³⁾	
Cétacés HF	A/M : 80 - 100 km ⁽¹⁾	A : 20 km, M : 15 km ⁽¹⁾	A : 20-70 m, M : Non ⁽⁴⁾
Pinnipèdes	A/M : 80 - 100 km ⁽¹⁾		
Poissons			
Généralistes	A/M : 80 km ⁽¹⁾		M : 1 km ⁽⁵⁾ M : 7-13 km ⁽⁶⁾ M : 4 km ⁽¹⁾
Spécialistes	A/M : 80 km ⁽¹⁾		M : 25 km ⁽⁶⁾ M : 4 km ⁽¹⁾

Notes : Données issues de (1) : Thomson et al. 2006; (2) Erbe, 2002 ; (3) Erbe and Farmer 2000; (4) Tougaard et al. 2009; (5) Kikuchi 2010; (6) Wahlberg and Westerberg 2005.

6.2 Définitions des seuils d'impact

Il est difficile de définir à partir des observations et études listées ci-dessus de définir des seuils d'impacts généralisables au sein de chaque groupe d'animaux, étant donné la grande variabilité de réponses. Certaines recommandations concernant notamment les mammifères marins et les poissons sont proposées, notamment pour les effets aigus (mortalité, PTS, TTS). Le plus souvent ces seuils ont été définis par un panel d'experts, au mieux de la connaissance scientifique à la date de la

réunion de ces experts.

6.2.1 Seuils pour les mammifères marins

Dans le rapport de [Parvin et al., 2007](#), les auteurs s'intéressent particulièrement aux sources les plus puissantes. Ils considèrent ainsi que des niveaux sonores (SPL_{crête}) supérieurs à 260 dB re 1 μ Pa entraînent des mortalités immédiates, supérieurs à 240 dB re 1 μ Pa : des mortalités à court terme et pour des niveaux supérieurs à 220 dB re 1 μ Pa : des blessures physiques et des dommages sur le système auditif. A partir de cette catégorisation, ils proposent ainsi pour différents types de sources les périmètres de mortalités et de lésions tissulaires et auditifs.

Tableau 14 : 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 ([Parvin et al. 2007](#))

Source	Source Level (dB re 1 μ PA @ 1m)	D. letale (m)	D. blessures (m)
TNT	276 - 300	43-520	350-4000
Sismic	258	7	53
Battage de pieu	252-260	4-65	81-530
Sonar Militaire BF	230	-	250

[Southall et al, 2007](#) regroupent les sources sonores en trois catégories : 1) les impulsions simples de forte intensité de type explosions sous-marines, battage de pieu, sonar qui sont de courtes durées et localisés, mobiles (sonar) ou non (battage de pieu); 2) les mêmes impulsions de fortes intensités mais qui se répètent plusieurs fois en moins de 24h tels que le battage de pieu répété; 3) les sons diffus généralement d'intensités moins fortes mais sur de plus longues durées et impactant une large région tels que le passage de navires.

Dans le cas des pertes d'audition temporaire de l'audition, les auteurs indiquent ainsi des seuils (SPL) ont delà desquels une TTS supérieure à 6 dB peut être observé, ainsi que les seuils pouvant induire une réponse comportementale.

Tableau 15 : Critères pour les mammifères marins exposés à différentes sources de bruits (niveaux sources : SPL en dB re 1 μ Pa et niveaux d'exposition SEL en dB re 1 μ Pa² s) et induisant soit des pertes temporaires d'audition, soit des réponses comportementales. Etant donnée la variabilité de réponses comportementales, les seuils pour les impulsions multiples et les sons diffus ne peuvent être fixés.

Groupe	Perte d'audition temporaire			Reactions 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		
Cétacés Moyennes Fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183		
Cétacés Hautes Fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183		
Pinnipèdes	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 203	SPL : 212 SEL : 171		

6.2.2 Seuil d'impact pour les poissons

Hastings et Popper, 2005 proposent pour les émissions sonores lors de battages de pieu des recommandations pour les deux grands groupes de poissons : les généralistes, i.e. tous les poissons qui n'ont pas de vessie natatoire ou qui en ont une mais non connectée à l'oreille interne, et les Spécialistes. Ces recommandations tiennent compte de la masse des poissons et se rapportent à un niveau d'exposition sonore estimé résultant soit d'une mortalité à 50 %, soit à aucune mortalité mais des lésions sur les poissons (figure extraite de *Hastings and Popper, 2005*)

Tableau 16 : Recommandations pour les poissons dans le cas de sons émis par le battage de pieu

Effets	Généralistes	Spécialistes
Mortalité immédiate	Sur la figure, 50 % de mortalité sont observés pour des niveaux équivalents et supérieurs à la ligne bleue	
Lésions physiques	Sur la figure, 50 % de poissons montrent des lésions pour des niveaux équivalents et supérieurs à la ligne bleue	
Dommages au système auditif (PTS)	L'exposition à une énergie acoustique cumulative de 6000 J / m ² à une fréquence (ou des fréquences) dans la bande passante auditive la plus sensible	Équivalent à 1 heure d'exposition continue à un son pur, 120 dB-dessus du seuil auditif dans de la bande passante la plus sensible;
Perte d'audition (TTS)	L'exposition à une énergie acoustique cumulative de 1200 J / m ² à une fréquence (ou des fréquences) dans la bande passante auditive la plus sensible	Équivalent à 1 heure d'exposition continue à un son pur, 100 dB-dessus du seuil auditif dans de la bande passante la plus sensible;
Effets Comportementaux	Pas de données disponibles à l'égard de comportements tels que la natation loin des zones d'alimentation ou de reproduction, les modifications de migration	

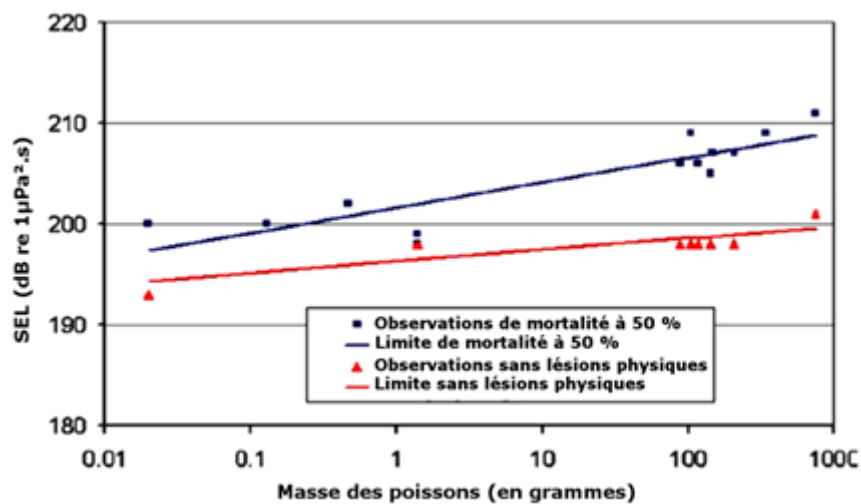


Figure 11: Niveaux sonores seuils induisant une mortalité directe pour 50 % des poissons ou des lésions suivant le poids des poissons, figure extraite de [Hastings and Popper, 2005](#).

Plus récemment, [Popper et al., 2014](#) publièrent un ouvrage décrivant les niveaux sonores perçus par les poissons ainsi que leurs impacts. A partir de cette étude, ils proposent les seuils impactant de plusieurs sources sonores anthropiques en fonction de leurs caractéristiques. L'étude donne pour chaque source sonore les niveaux de pression acoustique SPL_{max} ou SPL_{RMS} (dB re 1 µPa) et les énergies cumulée SEL_{cum} (dB re 1 Pa² s) pour trois catégories de poissons : 1) les poissons généralistes sans vessie natatoire et 2) les généralistes ayant une vessie non connectée à l'oreille

interne et 3) les spécialistes correspondant aux poissons ayant une vessie natatoire connectée à l'oreille interne. Les seuils seront également donnés pour les 5 types d'effets décrits : mortalité directe, effet sur le système auditif, réponses physiologiques (correspondant à blessure non mortelle chez *Popper et al. 2014*), réponses comportementales et masquage.

Tableau 17: Seuils impactant de plusieurs sources sonores anthropiques sur les trois groupes de poissons (SPL_{max} en dB re $1\mu Pa$; SEL_{cum} en dB re $1Pa^2 s$). 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 1000 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	sans vessie natatoire	$SPL_{max} = 229-234$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = faible (F) = faible	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	NA
	avec vessie non connectée	$SPL_{max} = 229-234$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	NA
	avec vessie connectée à l'oreille interne	$SPL_{max} = 229-234$	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	NA
SISMIC	sans vessie natatoire	$SEL_{cum} > 219$ $SPL_{max} > 213$	$SEL_{cum} \gg 186$	$SEL_{cum} > 216$ $SPL_{max} > 213$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	avec vessie non connectée	$SEL_{cum} = 210$ $SPL_{max} > 207$	$SEL_{cum} \gg 186$	$SEL_{cum} = 203$ $SPL_{max} > 207$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	avec vessie connectée à l'oreille interne	$SEL_{cum} = 207$ $SPL_{max} > 207$	$SEL_{cum} = 186$	$SEL_{cum} = 203$ $SPL_{max} > 207$	(N) = fort (I) = fort (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = modéré
Battage de Pieu	sans vessie natatoire	$SEL_{cum} > 219$ $SPL_{max} > 213$	$SEL_{cum} \gg 186$	$SEL_{cum} > 216$ $SPL_{max} > 213$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
	avec vessie non connectée	$SEL_{cum} > 210$ $SPL_{max} > 207$	$SEL_{cum} > 186$	$SEL_{cum} > 203$ $SPL_{max} > 207$	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
	avec vessie connectée à l'oreille interne	$SEL_{cum} > 207$ $SPL_{max} > 207$	$SEL_{cum} = 186$	$SEL_{cum} > 203$ $SPL_{max} > 207$	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré	(N) = fort (I) = fort (F) = modéré
Sonar Basses Fréquences	sans vessie natatoire	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	$SPL_{RMS} > 193$	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	avec vessie non connectée	$SPL_{RMS} > 193$	$SPL_{RMS} > 193$	$SPL_{RMS} > 193$	(N) = faible (I) = faible (F) = faible	(N) = faible (I) = faible (F) = faible
	avec vessie connectée à l'oreille interne	$SPL_{RMS} > 193$	$SPL_{RMS} > 193$	$SPL_{RMS} > 193$	$SPL_{RMS} > 197$	(N) = modéré (I) = faible (F) = faible
Navigation	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
	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
	avec vessie connectée à l'oreille interne	$SPL_{RMS} > 210$	$SPL_{RMS} > 158$ pendant 12h	$SPL_{RMS} > 170$ pendant 48 h	(N) = modéré (I) = modéré (F) = faible	(N) = fort (I) = modéré (F) = faible

6.2.3 Seuils d'impact chez les invertébrés

Peu d'études existent sur les effets des sons générés par les activités anthropiques sur les invertébrés. Ainsi il est difficile d'émettre des niveaux seuils pour les différentes catégories d'impacts proposées.

PARTIE 2

**RETOUR D'EXPERIENCES SUR
LES PROJETS EOLIENS OFFSHORE EN EUROPE DEPUIS LES ANNEES
2000
LES METHODES DE REDUCTION DE BRUIT EN PHASE DE TRAVAUX**

7 Chapitre 6 : Retour d' expériences sur les projets éoliens en Europe depuis 2000

↳ A RETENIR Les premiers retours d'expériences des impacts acoustiques des projets éoliens sur la faune marine datent du début des années 2000 et se focalisent sur l'impact de la phase de construction (en particulier les impulsions sonores puissantes générées par le battage de pieux). Depuis 2012 plusieurs études de sites opérationnels depuis plusieurs années rendent compte de l'impact sur le long terme.

Il existe plus de retours d'expériences sur la phase de construction (niveaux sonores générés très importants) et sur les impacts sur les marsouins et les phoques(ce sont les espèces de mammifères marins les plus abondantes en Mer du Nord et Mer Baltique).

Il existe peu de retours d'expériences issus de mesures in situ pour les poissons et invertébrés.

Les impacts observés sur les marsouins et les phoques pendant la phase de construction (déplacement temporaire et à long terme) diffèrent entre les sites. En conséquence, tout transfert de conclusion entre sites doit être effectué avec beaucoup de précautions.

Il y a un consensus sur la nécessité d'effectuer un état initial de la présence de mammifères marins sur un futur site éolien pour comprendre l'utilisation fonctionnelle et l'importance de la zone, la variabilité naturelle ; adapter les mesures de réductions d'impact (exemple: ne pas conduire de travaux pendant les périodes de reproduction) ; mieux évaluer les impacts (ne pas confondre baisse de présence générée par une perturbation sonore avec variabilité saisonnière)

La plupart des études d'impact préconisent la mise en place de dispositifs de réduction de l'impact acoustique, en particulier pendant la phase de construction (battage de pieux).

Bilan des retours d'expériences issus d'observations in situ des impacts acoustiques des projets éoliens offshore, classés par ordre chronologique.

Parc Eolien Offshore (Pays)	Caractéristiques (type de fondation, diamètre, nombre d'éoliennes, MW)	Niveau sonore mesuré (pendant la phase de construction et/ou d'opération)	Type de mesures (acoustiques in situ, obs visuelles, simulations)	Réponse biologique observée	Référence
5 parcs en Suède	Pas d'information	Pas d'information	Observations visuelles	Déplacement temporaire des phoques	Sundberg and Soderman 2000
Nysted (Danemark)	72 éoliennes de 2.3 MW chacune fondation gravitaire	Niveau sonore non mesuré	Détections acoustiques (C-PODs, T-PODs)	Baisse temporaire de l'activité acoustique des marsouins pendant la phase de construction	Henriksen et al. 2003, Tougaard et al. 2005
Horns Rev (Danemark)	80 éoliennes de 2.3 MW, fondation monopile (4 m diamètre)	Niveau sonore non mesuré	Observations visuelles	Impact sur les poissons en phase de construction et d'opération considérés négligeables	Leonhard and Pedersen 2006
Egmond Aan Zee (Pays-Bas)	36 éoliennes de 3 MW, fondation monopile	Niveau sonore non mesuré	Détections acoustiques (C-PODs)	Augmentation de l'activité acoustique des marsouins	Scheidat et al. 2009

Nysted (Danemark)	72 éoliennes de 2.3 MW chacune fondation gravitaire	Niveau sonore non mesuré	Observations visuelles à terre et aériennes	Diminution des phoques sur le court terme (pendant l'enfoncement de palplanches par vibrofonçage) Pas d'effet long terme	Edren et al. 2010
Beatrice (Danemark)	2 éoliennes de 5 MW chacune fondation jacket	Niveau sonore non mesuré	Détections acoustiques (T-PODs)	Diminution de l'activité acoustique des marsouins pendant la phase de construction	Thomson et al. 2010
Thorntonbank et Blight Bank (Belgique)	Thorntonbank : 54 éoliennes (325 MW tot, gravitaire) Blight Bank : 110 éoliennes (330 MW tot, jacket)	SEL median (battage de pieux) 145-168 dB re 1µPa ² s à 750m	Obs aériennes Détections acoustiques (C-PODs)	Eloignement temporaire des marsouins pendant le battage de pieux, effet jusqu'à 22 km	Degraer et al., 2012
Nysted (Danemark)	72 éoliennes de 2.3 MW chacune fondation gravitaire	Niveau sonore non mesuré	Détections acoustiques (C-PODs)	Diminution de l'activité acoustique des marsouins sur le long terme	Teilman and Carstensen 2012
Alpha Ventus (Allemagne)	Jacket (diamètre de 2.5 m) 12 éoliennes de 5MW chacune	SEL(battage de pieux) 164-170 dB re 1µPa ² s à 750m 146-152 dB à 10 km, 139-145 dB à 25 km	Obs aériennes Détections acoustiques (C-PODs)	Eloignement temporaire des marsouins pendant le battage de pieux, effet jusqu'à 25 km	Dahne et al., 2013

L'éolien offshore posé est la technologie la plus mature des énergies marines renouvelables avec plusieurs dizaines de parcs en fonctionnement à l'échelle commerciale en Europe. C'est également la technologie EMR avec le plus de retour d'expérience en termes d'impacts observés sur l'environnement marin.

Le chapitre 3, page 16 de cette synthèse bibliographique a décrit les émissions sonores associées à

chaque phase d'un développement de projet éolien offshore. Le chapitre 5, page 31, a souligné plusieurs types d'impacts sur des espèces marines liés à la production de sons anthropiques, qui peuvent aller de la simple gêne à des traumatismes pouvant provoquer une mort immédiate ou différée, en passant par la dégradation de la capacité de perception de l'animal. Il convient donc d'examiner les retours d'expériences sur les impacts potentiels des sons générés par le développement d'un parc éolien offshore sur les espèces marines (*Madsen et al., 2006*).

Nous résumons ici les rapports, études d'impact et articles scientifiques significatifs qui identifient les impacts acoustiques observés ou prédits pour des sites particuliers (Horns Rev, Nysted et Beatrice au Danemark, Alpha Ventus en Allemagne, Thorntonbank et Bligh Bank en Belgique, Egmond aan Zee aux Pays-Bas, plusieurs parcs suédois en Mer Baltique, North Hoyle au Pays de Galles, Moray Firth en Ecosse). Ces études réalisées pendant les phases de construction et d'exploitation de parcs éoliens offshore européens, se basent sur des mesures acoustiques, des observations *in situ* ou des simulations. Le Tableau 18 renseigne le nombre de rapports, études d'impacts et articles scientifiques compilés pour cette synthèse de retours d'expériences, par type d'étude {mesures acoustiques, observations *in situ*, simulations} et espèce cible {marsouins, phoques, poissons, autres}.

Tableau 18: Nombre de rapports, études d'impact et articles scientifiques compilés par type d'étude {mesures acoustiques, observations *in situ*, simulations} et espèce cible {marsouins, phoques, poissons, autres}.

Type d'étude Espèce cible	Mesures acoustiques	Observations visuelles	Simulations
Marsouins	3 RP / 1 EI / 6 AS =10 références	2 RP / 1 EI / 4 AS =7 références	2 RP / 0 EI / 5 AS =7 références
Phoques	NA	2 RP / EI / 2 AS =4 références	2 RP / 0 EI / 4 AS =6 références
Poissons	NA	0 RP / 1 EI / 1 AS =2 références	3 RP / 0 EI / 3 AS =6 références
Autres	NA	1 RP / 1 EI / 1 AS =3 références	1 RP / 0 EI / 1 AS =2 références

RP = Rapport de projet / EI= Etude d'impact / AS = Article scientifique

Le chapitre s'organise en trois parties, autour des impacts acoustiques des différentes phases d'un projet de parc éolien offshore (la phase de construction, la phase d'opération, et la phase de démantèlement) sur plusieurs récepteurs (cétacés, phoques, poissons et invertébrés). Les résultats issus de mesures et des observations *in situ* ou sur des simulations uniquement sont distingués.

7.1 Impact acoustique de la phase de construction

7.1.1 *Sur les cétacés et les marsouins en particulier*

Les retours d'expériences issus d'observations visuelles et détections acoustiques *in situ* ont identifié plusieurs types d'impacts sur les marsouins communs. En effet, la majorité des parcs éoliens offshore opérationnels sont situés en Mer du Nord et Mer Baltique, et le marsouin commun est l'espèce de cétacés la plus abondante dans ces régions. Le dauphin commun est moins présent dans les eaux côtières de ces régions et la population résidente de grand dauphin la plus nordique se situe en Ecosse (sur le futur site éolien de Moray Firth).

Les études menées sur les sites éoliens de Horns Rev (Danemark), Alpha Ventus en Allemagne, Thorntonbank and Bligh Bank (Belgique) et Nysted (Danemark) ont observé un impact négatif du battage de pieux sur l'activité d'écholocation des marsouins et leur présence dans la zone de construction :

- Etude de [Brandt et al., 2011](#) sur le site de Horns Rev II au Danemark : Un impact négatif du battage de pieux sur la présence des marsouins est observé jusqu'à une distance de 17.8 kilomètres. En considérant les seuils de TTS et PTS (avec M-weighting) de [Southall et al., 2007](#), le niveau sonore pour une perte permanente d'audition (PTS) n'est jamais atteint. Par contre, le niveau sonore pour une perte temporaire d'audition (TTS) est atteint immédiatement à une distance de 720 m, et au bout de 2 minutes à 2.3 km.
- Etude de [Dahne et al., 2013](#) sur le site de Alpha Ventus en Allemagne : Un impact négatif du battage de pieux sur la présence des marsouins (éloignement) est observé jusqu'à une distance de 10.8 kilomètres.
- Etude de [Degraer et al., 2013](#) sur les sites éoliens offshore opérationnels de Thorntonbank et Bligh Bank en Belgique: Une diminution significative de l'abondance des marsouins dans la zone de construction de rayon 22kilomètres a été observée lors du battage de pieux. Les auteurs estiment qu'entre 2000 et 3800 marsouins seraient impactés. Les marsouins ne réinvestissent pas la zone de rayon 22kilomètres directement après les opérations mais se rapprochent 12h à 14h plus tard jusqu'à une distance de 5 kilomètres. Ce retour sur zone a été beaucoup moins important à partir de la deuxième phase de battage de pieux.
- Etude de [Teilman and Carstensen, 2012](#) sur le site de Nysted au Danemark (fondation gravitaire): cette étude est la suite de [Henriksen et al., 2003](#) et [Tougaard et al., 2005](#) qui ont observé une forte diminution dans les détections de signaux d'écholocation de marsouins communs pendant la phase de construction (jusqu'à une distance d'au moins 10 kilomètres) et pendant les premières années de la phase d'opération. L'activité d'écholocation n'est pas encore revenue au niveau de départ (état initial effectué en 2001) mais un retour progressif est observé. Les auteurs expliquent ce retour par un phénomène d'habituation au bruit ou par la présence d'un environnement favorable de chasse dû à la baisse de l'activité de pêche et à l'effet récif.
- [Bailey et al., 2010](#) a estimé les zones d'impact du battage de pieux sur les grands dauphins à partir de mesures effectuées sur le site de Moray Firth en Ecosse. L'effet d'évitement interviendrait à partir de 20 kilomètres et le changement de comportement jusqu'à 50 kilomètres.

L'étude de [Scheidat et al., 2009](#) sur le site de Egmond aan Zee aux Pays-Bas arrive à des conclusions différentes:



- [Scheidat et al., 2009](#) notent une augmentation de l'activité d'écholocation des marsouins pendant la phase d'opération (en comparaison avec la phase de pré-construction). Ils décrivent une activité d'écholocation pendant la phase d'opération plus importante à l'intérieur du parc qu'à l'extérieur du parc. Les auteurs expliquent ce phénomène par la présence d'un environnement favorable de chasse dû à la baisse de l'activité de pêche et à l'effet récif.

[Teilmann and Carstensen, 2012](#) a effectué une comparaison intéressante entre les conclusions des études sur Nysted, Horn Rev I et II, et Egmond aan Zee:

- La densité de marsouins est plus faible dans la région de Nysted que sur les autres sites (détections acoustiques et campagnes aériennes) mais présente une variation annuelle similaire de celle du site Horn Rev.
- Les effets négatifs étaient sur Horns Rev (fondation monopile) de courtes durées mais sur un grand nombre de marsouins. En revanche à Nysted (fondation gravitaire) les temps de pose des fondations sont plus longs et les effets sont encore visibles 10 ans après la construction mais s'appliquent sur moins d'animaux. A Egmond aan Zee les études ont montré une grande activité acoustique des animaux à l'intérieur de la zone des éoliennes, qui fonctionne comme un sanctuaire depuis que la pêche est interdite sur site alors que la zone de Nysted a été abandonnée par les animaux.
- Il n'existe pas d'explication claire sur le retour des marsouins plus lent sur le site de Nysted que sur les autres sites : est-ce une zone moins essentielle pour les marsouins (en terme de recherche de proies par exemple) ?
- Le parc de Nysted est situé dans une zone abritée, contrairement aux parcs de Horn Rev et Egmond aan Zee qui sont exposés au vent et aux vagues, avec un bruit ambiant naturellement élevé. Par conséquent, le niveau de bruit de turbines perçu par les marsouins à Nysted est plus élevé et audible sur de plus grandes distances qu'à Horn Rev et Egmond aan Zee.

Manque de connaissances et recommandations :

- [Brandt et al., 2011](#) mentionnent qu'un manque de connaissances sur les niveaux sonores causant les PTS et les TTS persiste et qu'il faut utiliser les seuils de [Southall et al., 2007](#) avec précaution. Les auteurs préconisent le test et l'usage de rideaux de bulles et dispositifs de dissuasion sonore pour réduire le risque de blessure.
- [Philpott, 2009](#) L'auteur insiste sur la nécessité d'effectuer un état initial de la présence de mammifères marins sur un futur site éolien, pour adapter les mesures de réduction (ex: ne pas conduire de travaux pendant les périodes de reproduction ...)
- [Teilmann and Carstensen 2012](#) : Réponse différente des marsouins sur plusieurs sites, ceci constitue une conclusion importante sur le monitoring futur des parcs éoliens. Les auteurs soulignent le manque de connaissance pour expliquer les différences de réactions sur des habitats différents.

7.1.2 Sur les phoques

Les retours d'expériences issus d'observations visuelles ont identifié un impact négatif à court terme sur les phoques gris et les phoques communs:

- Etude de [Edren et al., 2010](#) sur le site de Nysted au Danemark (fondation gravitaire): Une augmentation normale du nombre de phoques sur les échoueries à 10 kilomètres du site a été observée pendant l'année complète d'étude, ce qui signifie que les phases de construction et d'opération n'ont pas d'effets long terme sur la présence des phoques. Une diminution significative (20% à 60 %) du nombre de phoques sur les échoueries a cependant été observée sur le court terme pendant le battage de pieux.
- Etude de [Sundberg and Soderman 2000](#) sur 5 parcs suédois en Mer Baltique: Une abondance plus faible a été observée pendant certaines périodes des phases de construction et d'opération. Mais les conditions météorologiques (force et direction du vent) semblent être responsables de cette forte variabilité saisonnière et annuelle. Un impact important de courte durée peut cependant être attribué au projet: déplacements temporaires fréquents des phoques lié à la présence d'hélicoptères et au trafic maritime, pouvant induire du stress et de la fatigue. Un déplacement d'une échouerie vers une autre (la plus proche des parcs) a été observé, ce qui suggère que l'implantation d'un parc n'impacte pas sévèrement les phoques gris.

Manque de connaissances et recommandations :

- [Edren et al., 2010](#) : Les auteurs recommandent l'utilisation de dispositifs de dissuasion acoustique et de balises pour monitorer les mouvements dans l'eau. Les effets sont probablement dépendant des caractéristiques du parc, de l'environnement physique et écologique, et du comportement local des phoques. La réponse peut donc être différente pour une même espèce sur différents sites. Le retour d'expérience sur un site ne peut donc pas être appliqué directement pour l'étude d'un site différent.
- [Sundberg and Soderman 2000](#) : Les auteurs mentionnent l'importance d'études d'abondance sur le long terme afin de mieux comprendre l'utilisation des sites, et de mieux planifier les phases de construction (afin d'éviter les périodes clés pour les phoques). Il est important d'évaluer la variabilité naturelle de la présence des espèces sur un site afin d'évaluer correctement les impacts.

7.1.3 Sur les poissons et les invertébrés

L'étude des retours d'expériences a permis d'identifier deux études sur l'observation directe de l'impact du battage de pieux sur les poissons. Ces études n'ont cependant pas été effectuées dans le cadre d'un parc éolien offshore :

- [Andersson 2011](#): Il s'agit de la première expérience en condition semi-réelles avec du bruit simulé de battage de pieux d'une éolienne, qui montre que le rayon d'impact sur les soles et les morues atteint 70 kilomètres. L'auteur montre qu'il semble y avoir un seuil de réaction en fonction des niveaux reçus pour les morues (réponse nette pour une pression de 133 à 153 dB re 1 μ Pa (peak) et une vitesse particulière de 65 à $8.6 \cdot 10^{-4} \text{m/s}^2$). Les morues ne bougent pas dans un premier temps puis augmentent et diminuent leur vitesse de nage suivant la présence ou non du bruit. Les soles ont également exhibé des changements de vitesse de nage sans qu'il soit possible de déterminer un seuil.
- Etude de [Caltrans, 2001](#) sur le démonstrateur d'installation de pieux (PIDP) dans la baie de San Francisco : des taux élevés de mortalité de plusieurs espèces de poissons ont été observés à proximité du site de battage de pieu, avec des rayons de mortalité directe estimés

à 10-12 mètres. Les traumatismes sévères pouvant entraîner une mort certaine différée de quelques heures à plusieurs jours peuvent survenir à des distances de 150 mètres à 1000 mètres de la source.

Plusieurs études ont estimé les zones de masquage et d'évitement à partir des niveaux sonores générés lors du battage de pieux sur des sites éoliens offshore et des spectres auditifs des espèces:

- On retiendra que les poissons dont le système auditif est spécialisé possèdent une zone d'audition de 80 kilomètres pour un bruit de battage de pieux, zone qui pourrait coïncider avec la zone de masquage pour certaines espèces (*Thomsen et al., 2006, Kikuchi et al., 2001*). La perte d'audition (avec des dommages irréversibles) est possible à une centaine de mètres de la source pendant les phases de travaux (*Kikuchi et al., 2001*).
- *Nedwell et al., 2003* a estimé la distance de fuite du saumon à 1400 mètres, celle du cabillaud à 5500 mètres et celle de la limande à 1600 mètres au bruit de battage de pieux sur le site de North Hoyle au Pays de Galles.

Manque de connaissances et recommandations :

- Notre revue bibliographique n'a pas permis d'identifier de retour d'expérience in situ concernant l'impact du battage de pieux sur les invertébrés.

7.2 Impact acoustique de la phase d'opération (fonctionnement des turbines)

7.2.1 *Sur les cétacés et les marsouins en particulier*

La revue bibliographique a identifié une étude d'observations in situ et deux études basées sur des simulations de bruit d'éolienne offshore en opération :

- *Koschinski et al., 2003* a décrit les réactions comportementales des marsouins communs et des phoques communs au bruit d'une turbine de 2 MW installée à Gotland en Suède. 375 marsouins suivis pendant les playbacks, 380 marsouins communs suivis pendant les phases de contrôle. Aucune réaction de fuite n'a été observée et certains groupes de marsouin se sont rapprochés et ont inspecté la source basse fréquence avec leur biosonar.
- *Tougaard et al., 2009* a estimé les zones d'impacts sur les marsouins communs et les phoques communs à partir de mesures effectuées sur trois fermes éoliennes opérationnelles en Suède et au Danemark. Les niveaux d'audibilité ont été évalués à 20-70 mètres pour les marsouins. Des changements de comportement ne sont pas attendus de la part des marsouins, sauf s'ils sont à côté des fondations. Il n'y a pas de zone dans laquelle un risque de TTS ou PTS existe et la zone de masquage est considérée comme inexistante pour les marsouins au vu des bandes de fréquence utilisées pour la communication chez cette espèce.
- *Marmo et al., 2013* a comparé les spectres de niveaux sonores générés par des turbines de parcs éoliens offshore aux courbes d'audibilités de mammifères marins susceptibles d'être présents sur les sites éoliens offshore écossais (petit rorqual, marsouin commun, phoque gris, phoque commun, grand dauphin) pour modéliser les zones de réaction

comportementale, qui augmentent avec l'augmentation de la vitesse du vent. On retiendra que pour un marsouin et une vitesse de vent supérieure à 10 m/sec, on peut s'attendre à une réaction d'éloignement jusqu'à une distance de 18 kilomètres pour une fondation monopile, et 9 kilomètres pour une fondation gravitaire. Pour un petit rorqual, espèce sensible à basse fréquence (<2 kHz), 10% des individus s'éloignent à des distances entre 3.7 km et 12.7 km pour un vent égal à 10 m/sec. Aucune réaction comportementale pour le phoque gris, le phoque commun ou le grand dauphin n'est attendue.

7.2.2 Sur les phoques

La revue bibliographique a identifié une études d'observation in situ et une études basées sur des simulations de bruit d'éolienne offshore en opération :

- [Koschinski et al., 2003](#) s'intéresse aux réactions comportementales des marsouins communs et des phoques communs au bruit d'une turbine de 2 MW. Le bruit d'une turbine de type Windworld (550 kW, fondation monopile) installée à Gotland en Suède a été enregistré puis modifié pour simuler le bruit d'une turbine de 2 MW. 157 phoques communs suivis pendant les playbacks, et 141 phoques communs suivis pendant les phases de contrôle. Les phoques gris ont fait surface plus loin de la source
- [Tougaard et al., 2009](#) a estimé les zones d'impacts sur les marsouins communs et les phoques communs à partir de mesures effectuées sur trois fermes éoliennes opérationnelles en Suède et au Danemark. Les niveaux d'audibilité ont été évalués à 100 mètres pour les phoques. Pour les phoques, il est possible qu'il y ait un impact au vue du rayon d'audibilité des sons produit par les éoliennes. Il n'y a pas de zone dans laquelle un risque de TTS ou PTS existe et la zone de masquage est considérée comme insignifiante pour les phoques au vu des bandes de fréquences utilisées pour la communication chez cette espèce.

7.2.3 sur les poissons et les invertébrés

La revue bibliographique a identifié une étude d'observations in situ et une études basée sur des simulations de bruit d'éolienne offshore en opération :

- Etude d'impact de [Leonhard and Pedersen, 2006](#) sur le site de Horns Rev II au Danemark: les auteurs concluent que l'impact acoustique sur la faune benthique et les poissons pendant la phase d'opération peut être considéré comme négligeable.
- [Kikuchi et al., 2010](#) a estimé que le bruit lié à l'exploitation pourrait être détectable jusqu'à 4 kilomètres pour les poissons ayant un système auditif spécialisé et jusqu'à 1 kilomètre pour les poissons ayant un système auditif généraliste.
- [Marmo et al., 2013](#) a comparé les spectres de niveaux sonores générés par des éoliennes offshores écossaises aux courbes d'audibilités de poissons susceptibles d'être présents sur les sites: alose (poisson de la famille des harengs et sardine), saumon d'atlantique, truite de mer. L'anguille et le saumon sont les espèces de poisson les plus sensibles aux basses fréquences (<300 Hz) et sont capables de détecter la présence des turbines mais ne sont pas affectés par le bruit généré. Les autres espèces de poissons sont capables de détecter les turbines à moins de 100 m de distance
- [Pine et al., 2012](#) a décrit l'influence de sons émis par des turbines hydroliennes et éoliennes sur la fixation et la métamorphose d'une larve de crabe *Brachyura*, une espèce omniprésente 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
- [Vella et al., 2011](#) suppose que la colonisation des éoliennes est un indice que la vibration et le bruit des turbines n'ont pas d'effets négatifs sur la faune attachée mais mentionne que des études sont nécessaires pour compléter la connaissance sur les effets du bruit et des vibrations sur les invertébrés marins.
 - [Wahlberg and Westerberg, 2005](#) ont estimé que la distance de communication entre les aiglefins (4 mètres) est masquée par le bruit opérationnel des turbines, ce qui pourrait remettre en cause la reproduction. Ils mentionnent également le phénomène d'habituation.
 - [Engell-Sorensen and Skyt, 2002](#) supposent que l'impact auditif sur les poissons résidents du site de Rodsand est négligeable et mentionnent le phénomène d'habituation.

Manque de connaissances et recommandations :

[Pine et al., 2012](#) souligne que les effets du bruit anthropophonique ont été bien étudiés chez les mammifères marins et les poissons adultes mais qu'il existe très peu d'études concernant les larves d'organismes marins.

7.3 Impact acoustique de la phase de démantèlement

A l'heure actuelle, une seule référence bibliographique mentionne l'impact de la phase de démantèlement :

- [Zucco et al., 2006](#) mentionne que l'utilisation d'explosifs pour la phase de démantèlement devrait générer des impulsions très intenses, audibles sur de grandes distances et pouvant causer des blessures sévères à des mammifères marins. Les auteurs font référence au rapport de [Ketten et al., 2004](#) pour l'impact du bruit généré par des explosions sur les mammifères marins.
- [Ketten et al., 2004](#) s'intéresse aux lésions engendrées par des explosions sous-marines, qui pourraient correspondre à celles utilisées lors d'une phase de démantèlement.: des hémorragies du foie, du cerveau, des oreilles internes, une explosion des poumons, des fractures des os des oreilles. Les auteurs concluent que ces traumatismes seraient probablement létaux.

8 Chapitre 7 : Retour d'expériences sur les méthodes de réduction des impacts acoustiques

↳ A RETENIR Les méthodes pour réduire les impacts des émissions sonores sur la faune marine peuvent être classées en trois catégories :

* Les méthodes de réduction du niveau à la source: consistent à modifier la technique de battage de pieux pour réduire le niveau sonore émis.

* Les méthodes de réduction de propagation acoustique: elles consistent à mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau transmis.

* Les dispositifs d'éloignement des espèces: ils consistent à faire fuir les espèces de mammifères marins.

Le Tableau suivant indique leur niveau de maturité et le niveau de réduction sonore atteint lors de tests in situ.

Résultats Dispositif de réduction d'impact sonore	Niveau de maturité (faible, moyen, bon)	Réduction d'impact sonore
Modification des caractéristiques du battage de pieux (Prolongation de la durée d'impulsion)	Faible	Jusqu'à 9dB peak (Elmer et al. 2007)
Rideau de bulles (Bubble curtain)	Bon	Jusqu'à 14dB peak autour de 2 kHz (Koschinski and Ludemann, 2013) Jusqu'à 15-25 dB SEL, maximum de réduction entre 1 et 5 kHz (Wilke et al., 2013)
Filet équipé de ballons remplis d'air (Hydro Sound Damper)	Moyen	9 dB SEL en moyenne et maximum de 19 dB entre 100 Hz et 2 kHz (Bruns et al. 2014)
Bloc isolant (Isolation casing)	Moyen	Jusqu'à 17dB SEL, maximum de réduction entre 600 Hz et 4 kHz (Koschinski and Ludemann, 2013)
Battardeau (Cofferdam)	Moyen	Jusqu'à 23dB SEL, maximum de réduction entre 100 Hz et 500 Hz (Koschinski and Ludemann, 2013)
Démarrage progressif (Soft-start)	Faible/Moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue
Dispositifs de dissuasion sonore (Acoustic harassment device)	Faible/Moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue

L'étude des retours d'expérience de la partie 6 a permis de mettre en évidence les impacts acoustiques de l'implantation d'un parc éolien sur les espèces marines, avec des impacts plus importants lors des opérations de battage de pieux. Afin de diminuer l'impact acoustique du battage

de pieux, plusieurs approches et méthodes ont été proposées et testées depuis le début des années 2000.

Les méthodes pour réduire les impacts des émissions sonores peuvent être classées en trois catégories (*Koschinski and Ludemann, 2013, Van den Akker and Van der Veen 2013*) :

- Les méthodes de réduction du niveau à la source consistent à modifier la technique de battage de pieux pour réduire le niveau sonore émis.
- Les méthodes de réduction de propagation acoustique consistent à mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau transmis.
- Les dispositifs d'éloignement des espèces consistent à faire fuir les espèces de mammifères marins.

Nous résumons ici les rapports, études d'impact et articles scientifiques significatifs qui identifient les différents dispositifs utilisés par la communauté pour réduire l'impact acoustique des travaux et leur efficacité telle que rapportée dans la littérature

8.1 Modification des caractéristiques du battage de pieux

Principe de fonctionnement : *Elmer et al., 2006* a démontré que prolonger la durée d'un coup de marteau et la durée de contact (impulsion de 8 ms au lieu de 4 ms) peut réduire de 9 dB le niveau sonore et permet de décaler le maximum d'énergie à des fréquences plus basses (moins impactantes sur 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. *Matuschek and Betke, 2009* suggère d'utiliser un vibreur pour enfoncer les pieux par vibration et mentionne 30 dB de réduction à 200 Hz ($\frac{1}{3}$ octave) par rapport à la méthode classique de battage de pieux par impact.

Résultats de test in situ : La revue bibliographique n'a pas permis d'identifier de mesures in situ en dehors des résultats de simulations présentés ci-dessous.

8.2 Rideaux de bulles

Principe de fonctionnement : Un rideau de bulles est formé autour d'un pieu en libérant des bulles d'air créées en injectant de l'air comprimé dans l'eau à travers d'un anneau formé de tuyaux perforés et entourant le pieu. 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 and Ludemann, 2013*). *Matuschek and Betke, 2009* mentionne que l'inconvénient majeur du rideau de bulles est le courant (souvent supérieur à 1m/s en Mer du Nord alors que la vitesse de remontée des bulles est de 0.3 m/s). Une solution pour remédier ce problème est le rideau de bulles confiné (*Nehls et al., 2007*): un tube en

acier entoure le pieux et rideau de bulles généré entre la paroi du tube et le pieux ([Wilke et al., 2012](#))

Résultats de tests in situ

[Koschinski and Ludemann, 2013](#) synthétise des résultats de tests in situ:

- test d'un grand rideau de bulles sur FINO 3 en 2008 : réduction de 12 dB (SEL) / 14 dB (peak) autour de 2 kHz. Le rideau de bulles est de forme hexagonale à 70 mètres du pieux (monopieux de 4.7 m)
- test d'un grand rideau de bulles à Borkum West II en 2012 (Pehlke 2012): réduction de 11-15 dB (SEL) / 8-13 dB (peak). Le rideau de bulles est de forme ovale à 70-90 mètres du pieux (tripod de 2.5 m)
- test d'un petit rideau de bulles à Alpha Ventus (tripod de 2.5 m) : réduction de 12 dB (SEL) / 14 dB (peak).

[Lucke et al., 2011](#) a testé l'efficacité d'un rideau de bulles à diminuer le niveau sonore du battage de pieux sur un chantier portuaire au Danemark, et à diminuer les réactions comportementales des marsouins communs. Une atténuation de 13 dB (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.

[Wilke et al., 2012](#) a obtenu une réduction de 25 dB dans la bande de fréquence 1 – 5 kHz (bande de fréquence sensible pour les mammifères marins) sur le site de Brodten Ost en Allemagne.

8.3 Filet équipés de ballons remplis d'air ("Hydro sound damper")

Principe de fonctionnement : Le "Hydro Sound damper" (HSD) ("atténuateur sonore hydro") utilise des filets avec des ballons élastiques remplis d'air et des éléments en mousse (propriétés de 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 al., 2014](#)). L'avantage comparé aux rideaux de bulles est qu'il n'y a pas de compresseur nécessaire. Des tests en laboratoire avec des ballons de 6 cm de diamètre ont permis d'obtenir entre 20 et 30 dB (SEL) entre 200 Hz et 300 Hz ([Koschinski and Ludemann, 2013](#)). Les inconvénients sont que le système est coûteux et qu'il nécessite des conditions météorologiques calmes pour être mis en place.

Résultats de tests in situ :

- Tests de [Bruns et al., 2014](#) sur le parc éolien offshore "London Array": une diminution de 9 dB en moyenne (SEL) et 13 dB max (SEL) (0 - 16 kHz) a été obtenue, et une réduction jusqu'à 19 dB. a été obtenue dans la bande de fréquence 100 Hz - 2 kHz.
- Tests de [Elmer et al., 2014](#) sur des sites éoliens en Allemagne et au Royaume-Uni. Les mesures ont montré une réduction de bruit comprise entre 10dB et 30 dB (SEL), avec un maximum de réduction dans la bande de fréquence comprise entre 100 Hz et 800 Hz. Les auteurs mentionnent les premiers rideaux de bulles testés sur FINO 3 (Betke 2008) et leur faible réduction du bruit, dû au courant de marée.
- [Wilke et al., 2012](#) a obtenu une réduction entre 4 et 14 dB (SEL) sur le site de Brodten Ost en Allemagne.

8.4 Bloc isolant et battardeau

Principe de fonctionnement : le bloc isolant consiste à entourer le pieu d'un tuyau en acier. Certains systèmes incluent des couches supplémentaires de mousse, composites. L'isolation sonore est obtenue grâce aux réflexions entre l'air, l'acier et l'eau. (Koschinski and Ludemann, 2013). Le battardeau est similaire au bloc isolant mais il n'y a pas d'air entre le pieu et la couche d'acier. Ce dispositif peut être installé jusqu'à 45 m de profondeur. (Koschinski and Ludemann, 2013). Ces deux dispositifs sont cependant difficiles à installer, en particulier à cause du poids de ballast nécessaire (Matuschek and Betke, 2009).

Résultats de tests in situ :

Pour le bloc isolant, des tests sur le site de Riffgat en Mer du Nord ont abouti à une réduction sonore jusqu'à 17 dB (SEL) (avec un maximum entre 600 Hz et 4 kHz) (Koschinski and Ludemann, 2013).

Pour le battardeau, des tests sur le site de Aarhus Bight ont abouti à une réduction sonore jusqu'à 23 dB (SEL) (avec un maximum entre 100 Hz et 500 Hz).

Wilke et al., 2012 a obtenu une réduction entre 5 et 8 dB (SEL) sur le site de Brodten Ost en Allemagne.

8.5 Méthodes d'éloignement des espèces

Principe de fonctionnement : Le démarrage progressif du battage de pieux consiste à augmenter progressivement l'énergie du marteau de 10% à 100%, afin de "prévenir" les mammifères marins et leur laisser le temps de s'éloigner avant que le battage de pieux n'atteigne sa pleine puissance.

Robinson et al., 2007 décrit les caractéristiques du démarrage progressif :

- augmentation progressive de l'énergie du marteau pendant 68 min : de 80 kJ à 800 kJ,
- augmentation progressive du niveau sonore : + 12dB (peak to peak),
- niveau sonore pleine puissance : 211 dB re 1uPa (peak to peak) 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 pingings (type de signal, fréquence, niveau d'émission) varient selon l'espèce de mammifère marin ciblée.

- Lopez et al., 2011 a testé des répulsifs sur les grands dauphins avec les caractéristiques suivantes: segments tonaux de 1200 ms et 1800 ms, fréquence fondamentales entre 6.2 et 9.8 kHz, niveau sonore à la source maximal de 194 dB re 1uPa à 1m.
- 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 émettent à un niveau généralement inférieur à 185 dB re 1uPa à 1m entre 2.5-100 kHz, et les “effrayeurs de phoques” émettent généralement autour de 185 dB re 1uPa à 1m entre 8-17 kHz.

Résultats de tests in situ :

- [Lopez et al., 2011](#) présente 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, et le temps passé dans la ferme aquacole.
- Dans le cadre de l’étude d’impact du parc éolien de Horns Rev au Danemark [Nehls et al., 2014](#) présente une synthèse des retours d’expériences sur l’utilisations des répulsifs acoustiques. Bien que l’efficacité des pingers ait été observée, en particulier sur les marsouins communs ([Olesiuk et al., 2002](#), [Kastelein et al., 2006](#)), la préoccupation principale concerne le phénomène d’habituation ([Gordon and Northridge, 2002](#)). Les répulsifs destinés aux phoques (“seal scarer”) sont également reconnus pour éloigner les marsouins jusqu’à 1 kilomètre ([Brandt 2011](#)). [Nehls et al., 2014](#) souligne qu’il n’y a pas de retour d’expérience concernant l’efficacité sur les phoques des répulsifs leur étant destinés.

9 Références bibliographiques citées

1. Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. and Johnson, M. (2013). Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific reports*, 3, 2831.
2. Andersson, M. H. (2011). Offshore wind farms-ecological effects of noise and habitat alteration on fish.
3. André, M., Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., Quero, C. ... and Houégnigan, L. (2011) Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 489-493.
4. Au, W. W. L. and Green, M. (2000). Acoustic interaction of humpback whales and whalewatching boats. *Marine environmental Research*, 49, 469-481.
5. Awbrey, F.T. & ThomAwbrey, F.T. & Thomas, J. a, 1984. *Measurement of Sound Propagation from Several Acoustic Harassment Devices*.
6. Bagocius, 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.
7. 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*, 60(6), 888-897.
8. Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., and Gales, N. (2006). Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective, *Animal Behaviour*, 72, 1149-1158.
9. Betke, K., Schultz-von-Glahn, M. & Matuschek, R., 2005. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. *Cfa/Daga '04*, pp.4-5..
10. Booman, C., Dalen, H., Heivestad, H., Levsen, A., van der Meeren, T. and Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og ynell. *Undersekelsler ved Hauforskningstittuttet ogtoclgisk Laboratorium, Universitet; Bergen. Fisken og Havet*, 3.
11. Boyd, I. et al., 2011. An International Quiet Ocean Experiment. *Oceanography*, 24(3), pp.162-173..
12. 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.
13. Bruns, B., Kuhn, C., Stein, P., Gattermann, J., & Elmer, K. H. (2014, October). The new noise mitigation system 'Hydro Sound Dampers': history of development with several hydro sound and vibration measurements. In *Proc Internoise* (pp. 16-19).
14. 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 , WASHINGTON UNDERWATER ACOUSTIC MEASUREMENTS OF VIBRATORY PILE DRIVING AT THE PIPELINE 5 CROSSING IN THE SNOHOMISH
15. Caldwell, J. & Dragoset, W., 2000. A brief overview of seismic air-gun arrays. *The Leading Edge*, 19(8), p.898.
16. Caldwell, J. & Dragoset, W., 2000. A brief overview of seismic air-gun arrays. *The Leading Edge*, 19(8), p.898.
17. California Department of Transportation (CALTRANS) . (2001). *Fisheries Impact Assessment for the San Francisco-Oakland Bay Bridge Pile Installation Demonstration Project: September- December 2000*. Prepared by SRS Technologies. Contract No. 04-012084, 04-Ala-80-0.0/0.5. 18 pp.
18. Casper , B.M., Smith, M.E., Halvorsen, M.B., Sun, H., Carlson, T.J., and Popper, A.N. (2013b). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 166, 352-360.
19. 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.
20. Chan, A.A.Y.-H. et al., 2010. Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: the distracted prey hypothesis. *Biology letters*, 6(4), pp.458-461.

21. Christian, J.R. and 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. Funded by the National Science Foundation or conducted by the U.S. Geological Survey.
22. Clark, C., Ellison, W. T., Southall, B. L., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A. S., and Ponirakis, D. (2009). Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 201-222.
23. Codarin, A., Wysocki, L.E., Ladich, F. and 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.
24. 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), pp.3544–3554.
25. Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., ... & 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.
26. David, J.A. (2006). Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. *Water and Environmental Journal*, 20, 48-54.
27. Dazey, E., 2012. Assessment of Underwater Anthropogenic Noise Associated with Construction Activities in Bechers Bay, Santa Rosa Island, California. *Journal of Environmental Protection*, 03(10), pp.1286–1294.
28. De Jong, C.A. f. & Ainslie, M. a., 2008. Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Offshore Wind Park. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 123(5), p.2987.
29. Degraer, S., Brabant, R., & Rumes, B. (2011). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Royal Belgian Institute of Natural Sciences Management. Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section.
30. Edrén, S., 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.
31. Elmer, K. H., & Savery, J. (2014). New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings* (Vol. 249, No. 2, pp. 5551-5560). Institute of Noise Control Engineering.
32. 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 *DEWEK 2006 Conference* (pp. 22-23).
33. Engell-Sørensen, K., & Skyt, P. H. (2001). Evaluation of the effect of sediment spill from offshore wind farm construction on marine fish. Report to SEAS, Denmark.
34. 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.
35. Erbe, C. and 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.
36. Erbe, C., 2009. Underwater noise from pile driving in Moreton Bay, QLD. *Acoustics Australia*, 37(3), pp.87–92.
37. Falk, M.R. and M.J. Lawrence. 1973. Seismic exploration: its nature and effects on fish. Canada Technical Report Series No. CEN/T-73-9. Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Resource Management Branch, Fisheries Operations Directorate, Central Region (Environment), Winnipeg, MB.
38. Fewtrell, J.L. and McCauley, R.D. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 984-993.

39. Finfer, D.C., Leighton, T.G. & White, P.R., 2008. Issues relating to the use of a 61.5 dB conversion factor when comparing airborne and underwater anthropogenic noise levels. *Applied Acoustics*, 69(5), pp.464–471.
40. 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*. , p.72.
41. Gervaise, C. et al., 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), p.76.
42. Goold, J. C., and Fish, P. J. (1998). Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *Journal of the Acoustical Society of America*, 103, 2177-2184.
43. Gordon, J., & Northridge, S. (2002). Potential impacts of acoustic deterrent devices on Scottish marine wildlife. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01AA404*, 1-63.
44. Gordon, J., Leaper, R., Hartley, F. G., and Chappell, O. (1992). *Effects of whale watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand* (New-Zealand Department of Conservation, Wellington).
45. Graham, A.L. and 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.
46. Guerra A, González AF, Pascual S, Dawe EG (2011) The giant squid *Architeuthis*: An emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biological Conservation*, 144, 1989–1997.
47. Hastie, G.D., Russell, D.J.F., McConnell, B., Moss, S., Thompson, D. and 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.
48. Hastings MC, Popper AN (2005). *Effects of Sound on Fish*. California Department of Transportation Contract 43A0139, Task Order 1. Available from URL: http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf
49. Hawkins, A.D. (2013). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sound. *Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Interactions of marine Renewable Energy Technologies*, 28 April - 02 May 2014, Stornoway, Isle of Lewis, Outer Hebrides, Scotland.
50. Henriksen, O. D., Teilmann, J., & Carstensen, J. (2003). *Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on harbour porpoises. 2002 annual status report for the acoustic TPOD monitoring programme*. Ministry of the Environment.
51. Hildebrand, J. a., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, pp.5–20.
52. Hollén, L. I., Bell, M. B., & Radford, A. N. (2008). Cooperative sentinel calling? Foragers gain increased biomass intake. *Current Biology*, 18(8), 576-579.
53. Hu, M.Y., Yan, H.Y., Chung, W.-S., Shiao, J.-C. and Hwang, P.-P. (2009) Acoustically evoked potentials in two cephalopods inferred using the auditory brainstem response (ABR) approach. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 153, 278-283.
54. ICES 2004 Advisory Committee on Ecosystems Report of the Ad-hoc Group on the Impact of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC), rapport ICES CM 2005/ACE :01, 2004
55. Jensen, Finn B., Kuperman, William A., Porter, Michael B., and Schmidt, Henrik (2011) : *Computational ocean acoustics* (springer)
56. Kaifu, K., Segawa, S., Tsuchiya, K. (2007). Behavioral responses to underwater sound in the small benthic octopus *Octopus ocellatus*. *The journal of the Marine Acoustics Society of Japan*, 34(4), 266-273.



57. Kastak, D. and Schusterman, R.J. (1995). Aerial and underwater hearing thresholds for 100 Hz pure tones in two pinniped species. In: *Sensory systems of aquatic mammals*. Kastelein, R.A., Thomas, J.A., Nachtigall, P.E. (eds.), De Spil Publishers, 71-81.
58. Kastelein, R. A., Hoek, L., & de Jong, C. A. (2011). Hearing thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for sweeps (1–2 kHz and 6–7 kHz bands) mimicking naval sonar signals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129(5), 3393-3399.
59. Kastelein, R. A., Rippe, H. T., Vaughan, N., Staal, C. and 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.
60. Ketten, D. R. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. In: *Sensory systems of aquatic mammals*. Kastelein, R.A., Thomas, J. A. and Nachtigall, P. E. (eds), De Spil Publishers, 391 – 406.
61. Ketten, D. R. (2004). *Experimental measures of blast and acoustic trauma in marine mammals*. WOODS HOLE OCEANOGRAPHIC INST MA BIOLOGY DEPT.
62. Ketten, D.R. (1992). *The Marine Mammal Ear: Specializations for Aquatic Audition and Echolocation*. In: *The Evolutionary Biology of Hearing*. Webster, D. B. , Fay, R. R. and Popper, A. N. (eds.), Springer-Verlag, 717-750.
63. 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.
64. Kikuchi, R. (2010). Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine pollution bulletin*, 60(2), 172-177.
65. Kikuchi, R., 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin*, 60(2), pp.172–177.
66. Koschinski, S., & Lüdemann, K. (2013). *Development of noise mitigation measures in offshore windfarm construction*. Commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, 1-102.
67. Koschinski, S., Culik, B. M., Henriksen, O. D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C., and 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.
68. Kyhn, L. a., Sveegaard, S. & Tougaard, J., 2014. Underwater noise emissions from a drillship in the Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, (SEPTEMBER 2014).
69. Ladich, F. and Fay, R.R. (2013). Auditory evoked potential audiometry in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23, 317-364.
70. Lagardère, J.-P & M.R. Régnault, 1980. Influence du niveau sonore de bruit ambiant sur le métabolisme de Crangon crangon (Decapoda: Natantia) en élevage. *Marine Biology*, 57, pp.157–164.
71. Leonhard, S. B. and Pedersen, J. (2006). *Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm: Final Report*. Report by Bioconsult and Vattenfall A/S. pp 134.
72. 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.
73. Lovell, J.M., Findlay, M.M., Moate, R.M. and Yan, H.Y. (2005). The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 140, 89-100.
74. Lovell, J.M., Findlay, M.M., Moate, R.M. and Yan, H.Y. (2005). The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 140, 89-100.
75. 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*, 130(5), 3406-3412.
76. Lurton, X. & Antoine, L., 2007. *Analyse des risques pour les mammifères marins liés à l'emploi des méthodes acoustiques en océanographie*. , p.88.

77. Lusseau, D. (2003). *Male and female bottlenose dolphins Tursiops spp. have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. Marine Ecology Progress Series, 257, 267-274.*
78. Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., and Tyack, P. L. (2006). *Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. Marine Ecology Progress Series, 309, 279-295.*
79. Matuschek, R., & Betke, K. (2009, March). *Measurements of construction noise during pile driving of offshore research platforms and wind farms. In Proc. NAG/DAGA Int. Conference on Acoustics (pp. 262-265).*
80. McCauley, R. D., Fewtrell, J., Duncan, A. J., Jenner, C., Jenner, M.-N., Penrose, J. D., Prince, R. I. T., Adhiyta, A., Murdoch, J. and McCabe, K. (2000). *Marine seismic surveys – A study of environmental implications. APPEA Journal , 40, 692-706.*
81. McCauley, R.D., Fewtrell, J. and Popper, A.N. (2003). *High-intensity anthropogenic sound damages fish ears. Journal of the Acoustical Society of America, 113, 638-42.*
82. McDonald, M. a, Hildebrand, J. a & Wiggins, S.M., 2006. *Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. The Journal of the Acoustical Society of America, 120(2), pp.711–718.*
83. McKenna, M.F. et al., 2012. *Underwater radiated noise from modern commercial ships. The Journal of the Acoustical Society of America, 131(1), p.92.*
84. 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, p.1760.*
85. Michael D Collins. *A split-step padé solution for the parabolic equation method. The Journal of the Acoustical Society of America, 93(4) :1736–1742, 1993.*
86. Michael D Collins. *Generalization of the split-step padé solution. The Journal of the Acoustical Society of America, 96(1) :382–385, 1994.*
87. Miller, L. J., Solangi, M., and Kuczaj li, 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.*
88. 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.*
89. Montgomery, J.C. et al., 2006. *Sound as an Orientation Cue for the Pelagic Larvae of Reef Fishes and Decapod Crustaceans. Advances in Marine Biology, 51(06), pp.143–196.*
90. Mooney, T.A., Hanlon, R.T., Christensen-Dalsgaard, J., Madsen, P.T., Ketten, D.R. and Nachtigall, P.E. (2013). *Sound detection by the longfin squid (Loligo pealeii) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. The Journal of Experimental Biology, 213, 3748-3759.*
91. Nedwell, J. & Howell, D., 2004. *A review of offshore windfarm related underwater noise sources. Cowrie Rep, pp.1–63.*
92. Nedwell, J., Langworthy, J. & Howell, D., 2003. *Offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison. Subacoustech Report ref: 544R0424, (May 2003).*
93. Nedwell, J.R., Turnpenny, A.W.H., Lovell, J., Parvin, S.J., Workman, R., Spinks, J.A.L. and Howell, D. (2007). *A validation of the dBht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. Subacoustech Report No. 534R1231.*
94. Nedwell, J.R., Turnpenny, A.W.H., Lovell, J., Parvin, S.J., Workman, R., Spinks, J.A.L. and Howell, D. (2007). *A validation of the dBht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. Subacoustech Report No. 534R1231.*



95. 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. Energinet.dk.
96. NOAA, 2013. Draft Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammals Acoustic Threshold Levels for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. , (December 2013)
97. 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, pp.1–8.
98. Nowacek, S. M., Wells, R. S., and Solow, A. R. (2001). Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 17, 673-688.
99. NRC, 2003. *Marine mammal populations and ocean noise*,
100. NRDC, 2005. (Natural Resources defense Council) *Sounding the depth II: the rising toll of sonar, shipping and industrial ocean noise on marine life*. 73pp, nov 2005 www.nrdc.org
101. Oerlemans, S., Sijtsma, P. & Méndez López, B., 2007. Location and quantification of noise sources on a wind turbine. *Journal of Sound and Vibration*, 299(4-5), pp.869–883.
102. 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*, 18(4), 843-862.
103. Palka, D. L. and Hammond, P. S. (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance, *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences*, 58, 777-787.
104. Parvin, S.J., Nedwell, J.R. and Harland, E. (2007). Lethal and physical injury of marine mammals, and requirements for passive acoustic monitoring. Subacoustech Report No. 565R0212.
105. Philpott, E. (2010). *Strategic Review of Offshore Wind Farm Monitoring Data Associated with FEPA Licence Conditions*. Marine Mammals". SMRU LTD.
106. Pijanowski, B. C., Farina, A., Gage, S. H., Dumyahn, S. L., & Krause, B. L. (2011). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape ecology*, 26(9), 1213-1232.
107. Pine, M. K., Jeffs, A. G., and Radford, C. A. (2012). Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS one*, 7(12), e51790.
108. Popper, A.N. and Fay, R.R. (1993). Sound detection and processing by fish: critical review and major research questions. *Brain, Behavior and Evolution*, 41, 14-38.
109. Popper, A.N. and Fay, R.R. (2011). Rethinking sound detection by fishes. *Hearing Research*, 273, 25-36.
110. Popper, A.N., Hawkins, A.D., Fay, R.R., Mann, D., Bartol, S., ... and Tavolga, W.N. (2014). *Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. ASA S3/SC1.4 TR-2014*
111. Popper, A.N., Plachta, D.T.T., Mann, D.A. and Higgs, D. (2004). Response of clupeid fish to ultrasound: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1057-1061.
112. Popper, A.N., Salmon, M. and Horch, K.W. (2001). Acoustic detection and communication by decapods crustaceans. *Journal of Comparative Physiology, Part A*, 187, 83-89.
113. Porter, M. B. (1992). *The KRAKEN normal mode program* (No. NRL/MR/5120-92-6920). NAVAL RESEARCH LAB WASHINGTON DC.
114. Purser, J. & Radford, A.N., 2011. Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *PLoS ONE*, 6(2).
115. Radford, A. N., & Ridley, A. R. (2006). Recruitment calling: a novel form of extended parental care in an altricial species. *Current Biology*, 16(17), 1700-1704.
116. Radford, A. N., & Ridley, A. R. (2008). Close calling regulates spacing between foraging competitors in the group-living pied babbler. *Animal Behaviour*, 75(2), 519-527.
117. Radford, A.N. & Ridley, A.R., 2008. Close calling regulates spacing between foraging competitors in the group-living pied babbler. *Animal Behaviour*, 75(2), pp.519–527.

118. Radford, C.A. et al., 2010. Localised coastal habitats have distinct underwater sound signatures. *Marine Ecology*
119. Reine, K.J., Clarke, D. & Dickerson, C., 2014. Characterization of underwater sounds produced by hydraulic and mechanical dredging operations. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(6), pp.3280–3294.
120. Richards, S.D., Harland, E.J. & Jones, S. a. S., 2007. Underwater Noise Study Supporting Scottish Executive Strategic Environmental Assessment for Marine Renewables. , (97262).
121. Robinson, S. P., Lepper, P., & Ablitt, J. (2007). The measurement of the underwater radiated noise from marine piling including characterisation of a "soft start" period. In *Oceans 2007-Europe* (pp. 1-6). IEEE.
122. Samson, J.E., Mooney, T.A., Gussekloo, S.W.S. and Hanlon, R.T. (2014). Graded behavioral responses and habituation to sound in the common cuttlefish, *Sepia officinalis*. *The Journal of Experimental Biology*, doi: 10.1242/jeb.113365.
123. Scheidat, M., Brasseur, S., & Reijnders, P. (2008). Assessment of the Effects of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) for Harbour Porpoise (T1). IMARES, Texel, Netherlands.
124. Scheifele, P. M., Andrews, S., Cooper, R. A., Darre, M., Musick, F. E., and Max, L. (2005). Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. *Journal of the Acoustical Society of America*, 117, 1486-1492
125. Sea, N. et al., Chapter 3 . Characterisation of the operational noise , generated by offshore wind farms in the Belgian part of the.
126. Simpson, S. D., Meekan, M. G., McCauley, R. D., & Jeffs, A. (2004). Attraction of settlement-stage coral reef fishes to reef noise. *Marine Ecology Progress Series*, 276(1), 263-268.
127. Simpson, S. D., Meekan, M., Montgomery, J., McCauley, R., & Jeffs, A. (2005). Homeward sound. *Science*, 308(5719), 221-221.
128. Simpson, S.D. et al., 2004. Attraction of settlement-stage coral reef fishes to reef noise. *Marine Ecology Progress Series*, 276(1), pp.263–268.
129. Simpson, S.D., Purser, J. and Radford, A.N. (2015). Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology*, 21, 586-593.
130. Sini, M. I., Canning, S. J., Stockin, K. A., and 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.
131. Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C. and Popper, A.N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(7), 419-427
132. Slotte, A., Kansen, K., Dalen, J. and 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.
133. Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., López-Bejar, M., Lombarte, A. and André, M. (2013a). Ultrastructural Damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after Low Frequency Sound Exposure. *PLoS ONE*, 8(10), e78825.
134. Solé, M., Lenoir, M., Durfort, M., López-Bejar, M., Lombarte, A., van der Schaar, M. and André, M. (2013a). Does exposure to noise from human activities compromise sensory information from cephalopod statocysts? *Deep Sea Res II*, 95, 160-181.
135. Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr, C. R., ... and Tyack, P. L. (2007). Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations. *Bioacoustics*, 17(1-3), 273-275.
136. Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr, C. R., ... and Tyack, P. L. (2007).
137. Stanley, J. a., Radford, C. a. & Jeffs, a. G., 2012. Location, location, location: finding a suitable home among the noise. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1742), pp.3622–3631.



138. Stanley, J.A., Radford, C.A. & Jeffs, A.G., 2010. Induction of settlement in crab megalopae by ambient underwater reef sound. *Behavioral Ecology*, 21(1), pp.113–120.
139. Stanley, J.A., Wilkens, S.L. and Jeffs, A.G. (2014). Fouling in your own nest: vessel noise increases Biofouling. *Biofouling: The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*, 30(7), 837-844
140. Stockin, K. A., Lusseau, D., Binedell, V., Wiseman, N., and 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.
141. 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. Swedish National Energy Administration, Eskilstuna (Sweden).
142. Tautz, J. and Sandeman, D.C. (1980). The detection of waterborne vibration by sensory hairs on the chelae of the crayfish. *The Journal of Experimental Biology*, 88, 351-356.
143. Teilmann, J., and 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.
144. Thompson, P.M., Lusseau, D., Barton, T., Simmons, D., Rusin, J. and Bailey, H. (2010). Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1200-1208.
145. Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd, 62.
146. Todd, S., Stevick, P., Lien, J., Marques, F. and Ketten, D. (1996). Behavioral effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1661-1672.
147. Tolimeri, N., A. Jeffs and J. C. Montgomery. 2000. Ambient sound as a cue for navigation by
148. Tolimieri, N. et al., 2004. Directional orientation of pomacentrid larvae to ambient reef sound. *Coral Reefs*, 23(2), pp.184–191.
149. Tolimieri, N., Haine, O., Jeffs, A., McCauley, R., & Montgomery, J. (2004). Directional orientation of pomacentrid larvae to ambient reef sound. *Coral reefs*, 23(2), 184-191.
150. Tolimieri, N., Jeffs, a. & Montgomery, J.C., 2000. Ambient sound as a cue for navigation by the pelagic larvae of reel fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 207, pp.219–224.
151. Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Bech, N. I., Skov, H., & Henriksen, O. D. (2005). Effects of the Nysted Offshore wind farm on harbour porpoises. *Annual Status Report for the T-POD Monitoring Program*.
152. Tougaard, J., Henriksen, O. D., & Miller, L. A. (2009). 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.
153. Tougaard, J., Madsen, P.T. & Wahlberg, M., 2008. Underwater Noise From Construction and Operation of Offshore Wind Farms. *Bioacoustics*, 17(1-3), pp.143–146.
154. Van den Akker, S., & Van der Veen., L. (2013). Construction of offshore wind farms without underwater noise. North Sea Foundation.
155. Vella, B., Roberts, I., Buckingham, M. P., King, S., & Booth, C. (2013). Modelling of noise effects of operational offshore wind turbines including noise transmission through various foundation types. Edinburgh: Scottish Government.
156. Vermeij MJA, Marhaver KL, Huijbers CM, Nagelkerken I, Simpson SD (2010) Coral larvae move toward reef sounds. *PLoS One*, 5(5): e10660.
157. Vermeij, M.J. a et al., 2010. Coral larvae move toward reef sounds. *PLoS ONE*, 5(5), pp.3–6.
158. Voellmy, I.K., Purser, J., Flynn, D., Kennedy, P., Simpson, S.D., and Radford, A.N. (2014). Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Animal Behaviour*, 89, 191-198.

159. Wahlberg, M. & Westerberg, H., 2005. Fish Hearing and reactions to Sounds from Offshore Wind Farms. *Marine Ecology-Progress Series*, 288(2001), pp.295–309.
160. Wale, M. A., Simpson, S. D., & Radford, A. N. (2013). Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Animal Behaviour*, 86(1), 111-118.
161. Wale, M.A., Simpson, S.D. and Radford, A.N. (2015). Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biology Letters*, 9, 20121194.
162. Watkins, W. A. (1986). Whale reactions to human activities in Cape Cod waters. *Marine Mammals Science*, 2, 251-262
163. Westwood, C. Tindle, and N. Chapman (1996), "A normal mode model for acousto-elastic ocean environments," *J. Acoust. Soc. Am.* 100 ,3631
164. Wilke, F., Kloske, K., & Bellmann, M. (2012). ESRa—Evaluation von Systemen zur Rammschallminimierung an einem Offshore-Testpfahl (FKZ 0325307).
165. Wysocki, L.E., Ladich, F., Dittami, J. (2006). Noise, stress, and cortisol secretion in teleost fishes. *Biological Conservation* 128, 501-8.
166. 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.
167. Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I., & Köppel, J. (2006). Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. Part B: Literature Review of Ecological Impacts. *BfN-Skripten*, 186, 284.

10 Annexe 1 : CV des intervenants à l'étude

Delphine Mathias – société SOMME responsable d'affaire & charge d'étude

- **Formation: Ingénieur Ensieta en 2005, Doctorat à Scripps Institution of Oceanography (San Diego, USA) en 2012.**
- **Fonction dans la société SOMME: Ingénieur R&D en acoustique sous-marine, experte, responsable d'affaire et chargé d'étude.**

Elle possède un socle de compétences consolidées en acoustique sous-marine, traitement du signal et propagation acoustique

Elle apporte une expertise spécifique dans l'écologie des mammifères marins et de leur environnement par acoustique passive et dans les méthodes expérimentales (déploiements d'instruments et protocoles).

Elle est responsable au sein de la société de l'instrumentation et des activités de terrain

- **Elle possède 8 ans d'expériences antérieures en acoustique passive**



- Elle a participé à des projets pour étudier le comportement de plusieurs espèces de mammifères marins et les interactions avec les activités humaines sur des sites variés comme l'Arctique, le Golfe d'Alaska, la baie San Ignacio au Mexique, et le Parc Marin Naturel d'Iroise.
- Elle a participé à des projets pour caractériser le bruit ambiant et les niveaux sonores des activités humaines (trafic maritime, travaux en mer).
- Elle a participé à plus de 20 campagnes de mesures acoustiques sur des sites variés comme l'Arctique, le Golfe d'Alaska, la baie San Ignacio au Mexique, le Parc Marin Naturel d'Iroise et la Manche. Ces campagnes scientifiques ont eu lieu à bord de plateformes variées (navires de recherche, zodiacs, palangriers, barques de pêcheurs).
- Elle a analysé plus de 5 années de données provenant de nombreux systèmes d'enregistreurs acoustiques autonomes (AURAL, RTsys, Wildlife Acoustics) avec des techniques variées de traitement du signal et d'acoustique sous marine (détection, classification, localisation, propagation acoustique).

Bazile Kinda – Société SOMME - CHARGE D'ETUDE

- **Formation: Ingénieur Ensieta en 2008, Doctorat à l'Université Joseph Fourier Grenoble en 2013**
- **Fonction dans la société SOMME: Ingénieur R&D en acoustique sous-marine, expert, chargé d'étude.**

Il possède un socle de compétences consolidées en acoustique sous-marine, traitement du signal et propagation acoustique.

Il apporte une expertise spécifique pour la caractérisation du bruit de trafic maritime et plus généralement des activités anthropique, pour la propagation acoustique.

Il est responsable au sein de l'entreprise du développement des outils de traitement des données et de simulation acoustique

- **Il possède 7 ans d'expériences antérieures en acoustique passive**
 - Il a participé à l'étude des paysages sonores des environnements côtiers (mer d'Iroise, Saint-Laurent) et des régions polaires (Arctique, Baie d'Hudson, Baie



de Baffin) : estimation du bruit ambiant, détection et segmentation de transitoires, détermination des pilotes du bruit océanique.

- Il a participé à des études de l'impact du bruit du trafic maritime sur les mammifères marins.
- Il a analysé plus de 7 ans de données acoustiques provenant de divers capteurs acoustiques (AURAL, [Brüel & Kjær](#), RTsyt) et environnementaux (données météorologiques et satellitaires).
- Il a participé à plusieurs campagnes de mesures acoustiques sur des sites variés tels que le Golfe de Gascogne, le Golfe du Saint-Laurent à bord de bateaux scientifiques ou de zodiacs.

Aurélié Jolivet – chercheur CNRS – consultant SOMME

- Formation

- 2004 : Ingénieure Agronome Halieute
- 2009 : Doctorat en Biologie Marine

- Fonction : Chercheure en écologie marine, experte et chargée d'étude.

Elle possède un socle de compétences consolidées en étude du comportement et description des traits de vie des animaux (Poissons et Mollusques), ainsi que de l'impact du son sur les stades de développement

Elle apporte une expertise spécifique dans l'écologie des poissons et invertébrés et de leur environnement par étude comportementales et sclérochronologique et dans les méthodes expérimentales (études en milieu contrôlé).

- Elle possède 11 ans d'expériences en écologie marine

- Elle a participé à des projets pour étudier le comportement de plusieurs espèces d'invertébrés et les interactions avec leurs environnements sous impacts anthropiques sur des sites variés comme l'Arctique, la Croatie, la Nouvelle-Calédonie, et le Parc Marin Naturel d'Iroise.
- Elle a participé à des projets pour caractériser les traits de vie de nombreux organismes (poissons et invertébrés) dans des environnements contrastés (milieu polaires, tempérés et tropicaux)

- Elle a mené des études en milieu contrôlé pour évaluer les impacts du bruit anthropiques sur les stades de développement larvaire et les interactions avec d'autres paramètres environnementaux.
- Participation à 4 campagnes en Golfe de Gascogne et 5 ans d'expérimentation en milieu contrôlé, 3 ans d'expérimentations en acoustique passive
- 3 co-encadrements de thèse, co-auteure de 19 publications

Laurent Chauvaud – Institut Universitaire Européen de la Mer

Directeur de Recherche CNRS au sein de l'UMR 6539 (LEMAR) ; Plouzané (Brest)

- Formation

- 2006 : Qualifié aux fonctions de professeur des universités – Section 67
- 2005 : Habilitation à Diriger des Recherches.
- 1999-2000 : Post-doctorant au U.S. Geological Survey (San Fransisco, USA)–
- 1998-1999 : Post-doctorant à l'IMR (Institute of Marine Research) de Bergen (Norvège)
- 1994-1998 : Préparation d'une thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, spécialité Océanographie biologique.
- 1993 : D.E.A. Océanologie Biologique et Environnement Marin - Brest

- Laurent Chauvaud possède 25 ans d'expériences en Ecologie Benthique et Ecologie côtière.

- Il a formé ou encadré 12 docteurs en écologie marine/biogéochimie,
- Il est titulaire depuis 2005 d'une Habilitation à Diriger les Recherches,
- Il est co-auteur de plus de 87 publications scientifiques de rang A, il est co-auteur de 3 ouvrages scientifiques. Il a participé à 67 congrès internationaux
- Il a dirigé 24 programmes de recherche (EU, ANR, CNRS, Ministère Aff. Etrangère, Fondation Total,...)
- Il est responsable de l'Observation côtière à l'IUEM

Cedric Gervaise – Chaire CHORUS

Chercheur à GIPSA Lab, Co-titulaire de la chaire d'excellence CHORUS (fondation Grenoble INP) dédiée à la recherche en écologie des paysages acoustiques

- **Formation**

- 1994 : Ingénieur ENSICA,
- 1996 : Master Recherche Traitement du signal
- 1999 : Doctorat
- 2012 : Habilitation à Diriger les Recherches

- Il est **expert en Acoustique Sous-Marine Passive** avec des expériences dans plusieurs instituts de renommées nationales et internationales,

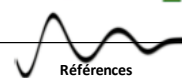
- 1999-2011 : maitre de conférences à l'ENSIETA, Brest
- 2009 : chercheur invité à Pêches et Océans, Canada
- 2011-2012 : Grenoble INP chercheur associé à GIPSA Lab,
- 2013-2017: Co-titulaire de la chaire d'excellence CHORUS (avec L. Di Iorio), Observation des environnements aquatiques par acoustique passive, Fondation Grenoble INP

- **Il possède 15 ans d'expériences antérieures en acoustique passive**

- Il a formé de 8 docteurs en acoustique passive,
- Il est titulaire depuis novembre 2012 d'une Habilitation à Diriger les Recherches,

- Il est co-auteur de plus de 50 publications scientifiques dans le domaine de l'acoustique passive et titulaire d'un brevet,
- Il collabore avec des partenaires privés, institutionnels : In Vivo/Iberdrola, Geoceans, RTSYS, TBM Environnement, SOMME, GDF-SUEZ Futures Energies, France Energies Marines, SHOM, SERCEL, AAMP, GECC, Dreal basse Normandie, PNMI, Quiet Océans, Port de Brest, Lyonnaise des eaux, Agence de l'Eau, Commission nationale du débat public, Ministère des pêches et océans, canada
- 2010, expert pour le ministère de la défense dans le groupe de travail 'navire du futur' du Grenelle de la Mer
- 2011-2012, représentant du ministère du développement durable et du ministère de la défense dans le sous-groupe technique de l'UE 'Bruit' de la directive cadre pour la stratégie du Milieu marin

11 Annexe 2 : Tableau de synthèse des niveaux sonores des projets de fermes éoliennes offshore avec comparaison avec les niveaux sonores d'autres activités sonores sous-marines



Activités offshore		Nature	Durée (ms)	SPL (dB re 1 µPa@1m)	fréquence (kHz)	Maximum d'énergie (kHz)	Portée (km)	Directionnalité	Références	
Eolien offshore	Construction	Géophysique légère	Imp.	0,1 - 400	204-222 (rms)	0,05-4	x	72 - 155	vertical	Nedwell & Howell 2004; Genesis Oil and Gas Consultants 2011.
		Echosondeurs	Imp.	2 - 10	225-245 dB (rms)	20 - 200	x	1,7 - 2,1	vertical	Hildebrand 2009 ; Genesis Oil and Gas Consultants 2011
		Marteau hydraulique	Imp.	0,05	243 - 257 (p-p)	0,020 - >10	0,1 - 0,5	96 - 121	omni	Nedwell et al. 2003; Nedwell & Howell 2004; Norro et al. 2013, De Jong & Ainslie 2008; Erbe 2009
		Vibrofonceur	Cont.	x	166.6 dB (rms)*	0.005 - 1	0.005 - 1	3,2	omni	Burgess et al. 2005; Dahl et al. 2015
		Forage	Cont.	x	145 - 190 (rms)	0,01 - 10	< 0,100	0,2 -16	omni	Nedwell et al. 2003; Kyhn et al. 2014
	Pose de câble	Cont.	x	x	x	x		omni	x	
	Exploitation	Turbine	Cont.	x	142 - 151 (rms)	0,016 - 20	0,03 - 0,2	0,2 -0,4	omni	Tougaard et al. 2008; Richards et al. 2007, Wahlberg & Westerberg 2005; Betke et al. 2005, Hildebrand 2009
		Maintenance	Voir trafic maritime							
	Démantèlement	Explosif ?	Cont.	0,001 - 0,01	272 - 304	0,002 - 1	0.006 - 0,021	> 2000	omni	Hildebrand 2009, Genesis Oil and Gas Consultants 2011,
	Autres activités	Sismique	Imp.	oct-20	240 - 260 (p-p rms)	0.05 - 20	0.05 - 0.3	2616 - 4636	vertical	(Caldwell & Dragoset 2000; Hildebrand 2009; Lurton & Antoine 2007)
Torpilles		Imp.	100	289 (rms)*	x	0.01 - 0.200	1105	Omni	Hildebrand 2009	
Sonar militaire BF		Imp.	2	235 (rms)	0.1- 0.5	0.2- 0.5	1383	horizontal	Lurton & Antoine 2007; Hildebrand 2009)	
Sonar militaires MF		Imp.	1000 - 2000	230 - 235 (rms)	1 - 8	1 - 8	101 - 112	horizontal	Lurton & Antoine 2007, Hildebrand 2009	
Dispositifs d'éloignement		Imp.	15 - 500	150 - 205 (rms)	1,8 - 30	x	0,6 - 8,9	omni	(Awbrey & Thomas 1984; Hildebrand 2009)	
Dragage		Cont.	x	167 - 179.4 (rms)	0.02 - 20	0.125 - 0.62	1,9 -4,7	omni	(Reine et al. 2014)	
Gros navires		Cont.	x	176 - 192 (rms)	0.004 - > 1	40 - 100	9,2 -50,4	omni	Hildebrand 2009, McKenna, Megan F. et al 2012, (Gervaise et al. 2012)	
Petites embarcations		Cont.	x	160 - 175 (rms)	0.01 - 20	0.01 - 5	1 - 3,5	omni	Hildebrand 2009, Gervaise et al.2012	

Note : dans cette table des portées approximatives des sons ont été calculées en utilisant un modèle de perte de transmission sphérique et en définissant la portée comme la distance entre la source et un récepteur pour laquelle le niveau reçu au récepteur est supérieur de 3 dB au niveau de bruit ambiant donné par le modèle de Wenz (indice de trafic =3, vitesse d vent = 10 nœuds). Ces portées sont données à titre indicatif et ne peuvent être utilisées comme telles dans une étude d'impact.