

RAPPORT

Évaluation de l'impact sonore et mesures de mitigation pour le chantier de battage de de l'ilot Mtsamboro

220480

Juillet 2022

CREOCEAN OCÉAN INDIEN

CLIENT

RAISON SOCIALE	CREOCEAN OCÉAN INDIEN
INTERLOCUTEUR	Monsieur Alexandre SNEESSENS

CREOCEAN

COORDONNÉES	Équipe internationale Les Belvédères – Bâtiment B 128 avenue de Fès 34080 MONTPELLIER Tél. : 04.99.23.31.65 E-mail : montpellier@creocean.fr
INTERLOCUTEUR	Monsieur Vincent MAHAMADALY Tél. : 06 49 65 25 75 E-mail : vincent.mahamadaly@creocean.fr

RAPPORT

TITRE	Évaluation de l'impact sonore et mesures de mitigation pour le chantier de battage de de l'ilot Mtsamboro
NOMBRE DE PAGES	52
NOMBRE D'ANNEXES	0

VERSION

RÉFÉRENCE	VERSION	DATE	RÉDACTEUR
220480	V1	29/07/2022	CVMA

Sommaire

Préambule	7
1. Méthodologie globale de l'étude	8
2. État initial bibliographique, enjeux et sensibilités	9
2.1. Méthodologie	9
2.2. Les mammifères marins.....	9
2.2.1. Cadres règlementaires	9
2.2.2. Contexte.....	10
2.2.3. La baleine à bosse (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	11
2.2.4. Le grand dauphin de l'Indo Pacifique (<i>Tursiops aduncus</i>)	12
2.2.5. Le dauphin à long bec (<i>Stenella longirostris</i>)	13
2.2.6. Le dauphin tacheté pantropical (<i>Stenella attenuata</i>)	13
2.2.7. Le dauphin à bosse de l'Indo Pacifique (<i>Sousa chinensis</i>)	14
2.2.8. Le péponocéphale (<i>Peponocephala electra</i>)	14
2.2.9. Le dugong (<i>Dugong dugon</i>).....	15
2.3. Les tortues de mer.....	15
2.3.1. Cadres règlementaires	15
2.3.2. Contexte.....	16
2.3.3. Tortue verte (<i>Chelonia mydas</i>)	17
2.3.4. Tortue imbriquée (<i>Eretmochelys imbricata</i>)	17
2.4. Focus sur la zone du projet	18
2.4.1. Les mammifères marins	18
2.4.2. Les tortues marines.....	19
2.5. Définition des enjeux et sensibilités	21
2.5.1. Enjeux.....	21
2.5.2. Sensibilités	23
2.6. Bilan	25
3. Modélisation de propagation sonore	26
3.1. Choix des indicateurs et conformité avec les normes acoustiques	26
3.2. Méthodologie	27
3.3. Définition du scénario de propagation sonore.....	27
3.3.1. Bathymétrie	27
3.3.2. Nature des fonds	28
3.3.3. Bathycélérimétrie	29

3.3.4. Conditions environnementales	30
3.3.5. Données du projet et source sonore.....	30
3.3.6. Algorithmes de propagation du son	31
3.4. Synthèse des données d'entrée	32
3.5. Carte de modélisation de propagation sonore.....	34
4. Évaluation des impacts sonores sur la faune marine	35
4.1. L'audition chez les mammifères marins	36
4.2. Seuils de tolérance au bruit pour les mammifères marins	38
4.3. L'audition chez les tortues de mer	38
4.4. Seuils de tolérance au bruit pour les tortues de mer	39
4.5. Cartes d'impact du bruit sous-marin sur la faune marine.....	40
4.6. Évaluation des effets sonores sur la faune marine	43
4.7. Évaluation du risque d'impact acoustique	44
5. Recommandations de mesures de mitigation.....	45
5.1. Méthodologie	45
5.2. Recommandations.....	45
6. Références bibliographiques.....	48

Préambule

L'intensité des pressions exercées sur les îlots de Mayotte diffère selon leur position dans le lagon (proche ou non de Grande Terre ou Petite Terre). Certains îlots, comme celui de Mtsamboro, subissent une pression, notamment touristique, importante et non régulée engendrant de multiples problématiques telles que le dérangement de la faune, la destruction des habitats naturels, l'érosion des pentes...

La commune de Mtsamboro porte actuellement un projet de valorisation du patrimoine naturel et culturel en soutien aux activités traditionnelles et écologiquement exemplaires sur l'îlot de Mtsamboro, selon les grands axes suivants :

1. Valorisation écotouristique en développant des aménagements pour permettre aux visiteurs de découvrir les richesses naturelles du site sans dégrader les milieux (sentiers balisés, aires de pique-nique, observatoire...)
2. Professionnalisation des agriculteurs vers des cultures traditionnelles, rentables et respectueuses de l'environnement
3. Implication et mobilisation des acteurs locaux dans cette démarche

Dans ce contexte, la commune de Mtsamboro a conduit une étude de faisabilité pour identifier les enjeux et proposer les solutions d'aménagements adéquates suivantes :

- ▶ La construction d'un ponton d'accès au nord-est de l'îlot
- ▶ La réalisation de sentiers
- ▶ L'élévation d'abris de style « faré »
- ▶ La construction d'un observatoire

Notre étude s'est focalisée sur l'impact sonore du chantier de battage prévu pour la construction du ponton au sud-est de l'île sur la faune marine (mammifères marins et tortues de mer en présence ou susceptibles de l'être).

1. Méthodologie globale de l'étude

Notre méthodologie s'est déclinée en trois étapes :

- ▶ La première étape a consisté en l'**acquisition et la synthèse de données bibliographiques** et l'**établissement des enjeux et sensibilités** des espèces cibles, en présence ou susceptible de l'être, pendant la phase de travaux
- ▶ Puis, la seconde étape a consisté en l'**évaluation des impacts sonores par modélisation de propagation** et l'**évaluation des effets potentiels** sur ces espèces
- ▶ Enfin, la troisième étape a consisté en l'**établissement de mesures de mitigation** en accord avec le client et les contraintes techniques et budgétaires du projet

Ces étapes ont permis de remplir l'objectif principal fixé en préambule à savoir :

D'évaluer l'impact sonore et de proposer des mesures de mitigation pour le chantier de battage de l'îlot Mtsamboro

La méthodologie proposée est conforme à :

- ▶ La norme AFNOR ISO 18406 d'avril 2017 et ISO 18405-2017 en acoustique sous-marine et relative au mesurage du son sous-marin
- ▶ La décision UE n°2017/848 de la commission du 17/05/2017 établissant des critères et des normes méthodologiques applicables au bon état écologique des eaux marines ainsi que des spécifications et des méthodes normalisées de surveillance et d'évaluation, et abrogeant la décision n° 2010/477/UE du 01/09/2010 relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines
- ▶ La directive n°2008/56/CE du 17/06/2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »), transposée dans le Code de l'Environnement (articles L.219-9 à L.219-18 et R.219-2 à R.219-10)
- ▶ L'arrêté du 9 septembre 2019 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines et aux normes méthodologiques d'évaluation du 27 septembre 2019
- ▶ Le guide du Ministère de la Transition Écologique et Solidaire (MTES), 2020 : Préconisations pour limiter les impacts des émissions acoustiques en mer d'origine anthropique sur la faune marine.

2. État initial bibliographique, enjeux et sensibilités

2.1. Méthodologie

Une étude bibliographique a été réalisée sur le bruit sous-marin et ses effets sur les mammifères marins et les tortues de mer à l'échelle de l'aire d'étude prédéterminée (emprise acoustique du projet) et a permis de :

- ▶ **Dresser un état des données disponibles et des lacunes potentielles en termes de données à acquérir**
- ▶ **Définir les enjeux et la sensibilité des espèces présentes**
- ▶ **Définir, décrire et justifier l'impact du projet sur les mammifères marins au niveau acoustique sous-marine**

Pour ce faire, **une synthèse bibliographique des données existantes et accessibles a été réalisée** pour (1) évaluer les espèces potentiellement présentes dans la zone de projet, (2) caractériser leur fréquentation du secteur, (3) leur saisonnalité et (4) l'utilisation de la zone.

Il s'agit de **compiler les informations issues des publications scientifiques, de la littérature grise (rapports d'étude, etc.) et de données de distribution**. Les données des programmes nationaux ont été utilisées (campagnes d'observation, échouages) ainsi que d'éventuels autres jeux de données disponibles et accessibles issus de bases comme Tsiono, Plans Nationaux d'Actions (PNA), ou de suivis divers.

La sensibilité est le risque de perte ou de dégradation d'une composante environnementale avec la réalisation d'un projet. Les enjeux liés aux espèces présentes dans la zone de projet et leurs sensibilités ont été définis et étudiés en prenant en considération leur fréquentation, leur distribution, leur statut de vulnérabilité et la probabilité de ces espèces à être exposées à l'implantation du projet.

L'ensemble de ces informations est présenté dans le contexte plus global des mammifères marins et des tortues de mer à Mayotte afin de bien comprendre les enjeux et spécificités de la zone du projet.

2.2. Les mammifères marins

Les mammifères marins regroupent les cétacés, les pinnipèdes et les siréniens, soit plus d'une centaine d'espèces au total.

Parmi les cétacés, on distingue généralement, les odontocètes ou cétacés à dents (regroupant les delphinidés, les marsouins, les cachalots et autres grands plongeurs) des mysticètes ou cétacés à fanons (dont les rorquals, les baleines à bosse, grise ou franche).

Le groupe des pinnipèdes est constitué des phoques, des otaries et des morses. Enfin, le groupe des siréniens est constitué des lamantins et des dugongs.

2.2.1. Cadres réglementaires

Les mammifères marins bénéficient de statuts de protection stricte à l'échelle nationale, communautaire et internationale et sont listés dans bon nombre d'accords internationaux ([CITES](#), [OSPAR](#), [ASCOBANS](#)...). Ils sont protégés contre toute exploitation commerciale, de toute destruction intentionnelle ou capture pour la vente. **Au niveau européen et applicable en Métropole uniquement, le marsouin commun, le grand dauphin, le phoque gris et le phoque veau-marin sont listés dans l'Annexe II de la Directive Habitats Faune Flore (Natura 2000), ce qui peut justifier la désignation de Zone Spéciale de Conservation (ZSC) pour ces espèces. Les autres espèces sont listées dans l'Annexe IV de la Directive Habitats Faune Flore (Natura 2000), ce qui implique la protection et le maintien de leurs habitats.**

L'ensemble de ces réglementations trouve leur application dans le droit français à travers les deux arrêtés suivants :

- ▶ L'arrêté du 9 juillet 1999, fixant la liste des espèces de vertébrés protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département, modifié par l'arrêté du 27 mai 2009
- ▶ L'arrêté ministériel du 11 juillet 2011 NOR : DEVL1110724 A, fixant la liste des mammifères marins protégés sur le territoire national et les modalités de leur protection, ainsi qu'un plan national de protection des cétacés. Les mammifères marins présents sur les côtes françaises y sont listés comme espèces strictement protégées contre « *la destruction, la mutilation, la capture ou l'enlèvement intentionnels incluant les prélèvements biologiques, la perturbation intentionnelle incluant la poursuite ou le harcèlement des animaux dans le milieu naturel* ». Il est également acté que sont interdits « *La destruction, l'altération ou la dégradation des sites de reproduction et des aires de repos des animaux* »
- ▶ Le Plan National d'Actions Dugong spécifique à Mayotte (2020-2025).

La France est également signataire de deux textes communautaires au niveau européen :

- ▶ Le règlement (CE) n° 812-2004 du Conseil du 26 avril 2004 établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries
- ▶ La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin, applicable en Métropole uniquement (DCSMM, 2008) (2008/56/CE) qui considère le milieu marin comme un patrimoine précieux qu'il convient de protéger et de préserver. Les principaux objectifs de la directive sont de maintenir la diversité biologique, de préserver la diversité et le dynamisme des océans et des mers, et d'en garantir la propreté, le bon état sanitaire et la productivité végétale et animale. Le déclin de la biodiversité dû à l'intervention de l'homme doit être évité afin de garantir les objectifs de bon état écologique défini dans la DCSMM

En complément des textes ci-dessus, plusieurs cadres légaux internationaux règlementent les impacts sur le milieu marin et plus particulièrement sur les espèces marines. Ces cadres peuvent porter sur des espèces spécifiques, en fonction de leur statut de conservation, de leur vulnérabilité, de leur rareté (espèces endémiques, protégées...) ou être liés à des espaces maritimes ou des zones de protections comme les Aires Marines Protégées (AMP) dont font partie les parcs naturels et les Zones Marines Particulièrement Vulnérables (ZMPV) où sont mises en place des mesures spécifiques de gestion, de protection, de conservation.

La France a également ratifié plusieurs textes internationaux :

- ▶ La convention de Washington relative à la réglementation de la chasse à la baleine et la Commission Baleinière Internationale (CBI) qui en est son organe décisionnel (1946)
- ▶ La convention de Washington sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction ou CITES (1973)
- ▶ La convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (1979)
- ▶ La convention de Bonn sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage CMS (1979)


2.2.2. Contexte

Le lagon de Mayotte et ses eaux océaniques adjacentes abritent une importante communauté de mammifères marins avec plus de 20 espèces identifiées (Kiszka et al., 2006 ; Pusineri, 2007 ; PNMM 2011 - Tableau 1). Parmi ces espèces, on rencontre des mysticètes, dont la baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*) lors de ses migrations et des espèces dont la présence est plus aléatoire comme le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*). Le dugong (*Dugong dugon*) y est aussi observé (Kiszka et al., 2007). Mais l'essentiel de la diversité est surtout représenté par des odontocètes, notamment le grand dauphin de l'Indo-Pacifique (*Tursiops aduncus*), le dauphin à bosse (*Sousa chinensis*), le dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*), le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*), le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), le cachalot (*Physeter macrocephalus*) et le dauphin d'Electre (*Peponocephala electra*) (Kiszka et al., 2007 ; PNMM, 2011). Il convient de noter que certaines espèces comme le grand dauphin, la baleine à bosse et le dauphin à bosse sont fréquemment observées dans le lagon alors que d'autres, plus océaniques, sont généralement observées à l'extérieur du lagon (Gross et al., 2009).

La baleine à bosse, le grand dauphin de l'Indopacifique, le dauphin tacheté pantropical, le dauphin à long bec, le dauphin à bosse de l'Indopacifique, le péponocéphale et le dugong, sont considérés dans cette présente étude comme les espèces principales en raison de leur présence régulière dans le lagon et/ou leur statut de conservation.

Tableau 1 : Liste des mammifères marins observés à Mayotte (PNMM, 2011)

	Nom scientifique	Nom vernaculaire	Common name	Statut IUCN ver. 3.1	Observation à Mayotte
Cétacés (S. Ordre Odontocètes)					
1	<i>Stenella longirostris</i>	Dauphin à long bec	Spinner dolphin	Données insuffisantes	C
2	<i>Stenella attenuata</i>	Dauphin tacheté	Pantropical spotted dolphin	Préoccupation mineure	C
3	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Dauphin bleu et blanc	Striped dolphin	Préoccupation mineure	E
4	<i>Tursiops aduncus</i>	Grand dauphin de l'Indo-Pacifique	Indo-Pacific bottlenose dolphin	Données insuffisantes	C
5	<i>Tursiops truncatus</i>	Grand dauphin	Common bottlenose dolphin	Préoccupation mineure	F
6	<i>Peponocephala electra</i>	Dauphin d'Electre	Melon-headed whale	Préoccupation mineure	C
7	<i>Sousa chinensis</i>	Dauphin à bosse	Indo-Pacific humpback dolphin	Quasi menacé	C
8	<i>Mesoplodon densirostris</i>	Mésoplodon de Blainville	Blainville's beaked whale	Données insuffisantes	F
9	<i>Indopacetus pacificus</i>	Mésoplodon de Longman	Longman's beaked whale	Données insuffisantes	R
10	<i>Grampus griseus</i>	Dauphin de Risso	Risso's dolphin	Préoccupation mineure	R
11	<i>Orcinus orca</i>	Orque	Killer whale	Données insuffisantes	R
12	<i>Pseudorca crassidens</i>	Pseudorque	False killer whale	Données insuffisantes	R
13	<i>Feresa attenuata</i>	Orque pygmée	Pygmy killer whale	Données insuffisantes	R
14	<i>Kogia sima</i>	Cachalot nain	Dwarf sperm whale	Données insuffisantes	F
15	<i>Kogia breviceps</i>	Cachalot pygmée	Pygmy sperm whale	Données insuffisantes	F
16	<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalot	Sperm whale	Vulnérable	F
17	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Globicéphale tropical	Short-finned pilot whale	Données insuffisantes	C
18	<i>Lagenodelphis hosei</i>	Dauphin de Fraser	Fraser's dolphin	Préoccupation mineure	F
19	<i>Steno bredanensis</i>	Dauphin à dents rugueuses	Rough-toothed dolphin	Données insuffisantes	R
20	<i>Ziphius cavirostris</i>	Baleine à bec de Cuvier	Cuvier's beaked whale	Données insuffisantes	R
Cétacés (S. Ordre Mysticètes)					
21	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleine à bosse	Humpback whale	Préoccupation mineure	C
22	<i>Balaenoptera musculus</i>	Baleine bleue	Blue whale	En danger	R
23	<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Petit rorqual antarctique	Antarctic minke whale	Données insuffisantes	R
Siréniens					
24	<i>Dugong dugon</i>	Dugong	Dugong	Vulnérable	C (mais moins de 10 individus estimés)

Statut IUCN Eteinte Menacé Préoccupation mineure
 **Observation à Mayotte**
 C= espèces communes, plusieurs observations par an/mois
 F= espèces fréquentes, quelques observations par an (1-10)
 R= espèces rares
 E= espèces seulement observées échouées

2.2.3. La baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*)

La baleine à bosse mesure entre 11 et 19m, pour un poids de 25 à 35 tonnes. Elle possède une petite nageoire dorsale, surmontant 2 bosses (d'où son nom), mais on la reconnaît surtout à ses grandes nageoires pectorales grises et blanches, pouvant mesurer jusqu'à 5m.

Les baleines à bosse observées à Mayotte proviennent des zones de nourrissage situées dans les eaux froides de l'océan Antarctique, où elles se nourrissent de krill et de poissons. Durant l'hiver austral, les baleines effectuent des migrations d'environ 8000 km vers leurs zones d'hivernage tropical pour se reproduire et mettre bas dans les eaux chaudes et moins hostiles (Whitehead & Moore, 1982). Depuis 1996, Mayotte est reconnue comme site d'importance pour les baleines à bosse. Son large lagon peu profond offre des conditions environnementales particulièrement favorables pour l'élevage des nouveau-nés (Wickel et al., 2004 ; Ersts et al., 2011).

La baleine à bosse semble avoir pour habitat préférentiel la pente externe du récif nord et le parc marin de Saziley (sud-est). Les baleines à bosse s'alimentent rarement en période de reproduction (Slijper, 1962 ; Lockyer, 1981). Aucune observation d'une baleine en activité d'alimentation n'a été notée autour de Mayotte jusqu'à aujourd'hui. La baleine à bosse est observée dans le lagon durant sa période de reproduction de juillet

à novembre. Les individus hivernants de baleines à bosse du lagon de Mayotte présenteraient une faible fidélité au site, les individus observés n'étant pas les mêmes d'une année sur l'autre (Pusineri, 2007).



Figure 1: Baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*)

2.2.4. Le grand dauphin de l'Indo Pacifique (*Tursiops aduncus*)

Le grand dauphin de l'Indo-Pacifique a une taille moyenne d'environ 2.50m pour un poids de 180 à 230 kg. Relativement massif, le grand dauphin se caractérise par sa nageoire dorsale falciforme. Globalement grisâtre, le corps s'assombrit sur la face dorsale et s'éclaircit sur la face ventrale. Grégaire, il forme des groupes de 15 à 25 individus (Leatherwood & Reeves, 1983). Cette espèce est souvent confondue avec *T. truncatus*, bien que globalement plus petite.

T. aduncus se rencontre dans les eaux côtières tropicales et subtropicales de l'Australie au golfe Persique. À Mayotte, on le trouve principalement à l'intérieur du lagon, où il s'alimente (Kiszka et al., 2011). Sa population est estimée à 70 individus, mais aucune indication de tendance n'est disponible (Pusineri, 2007). Le grand dauphin est observé toute l'année dans le lagon, la population serait donc semi-résidente avec une résidence forte pour certains individus au moins (Pusineri, 2007).

Le grand dauphin a une alimentation relativement opportuniste, et peut même chercher à tirer parti des activités humaines (Leatherwood & Reeves, 1983) notamment en Australie (Wells & Scott, 2002).

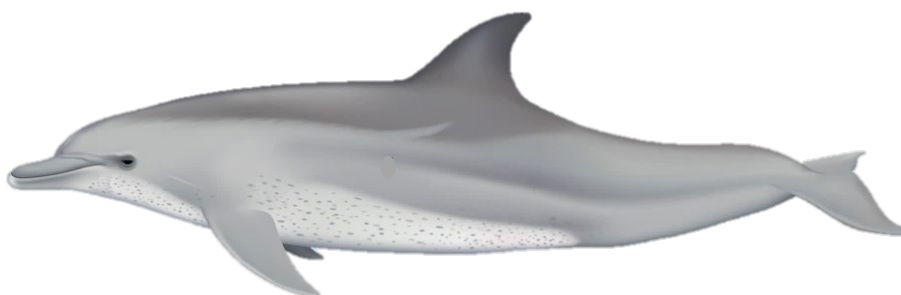


Figure 2: Grand dauphin de l'Indo Pacifique (*Tursiops Aduncus*)

2.2.5. Le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*)

Le dauphin à long bec est probablement le delphinidé le plus commun dans les milieux pélagiques tropicaux (Perrin, 2002). Il a une taille moyenne de 2m pour un poids entre 60 et 80 kg. Comme la plupart des espèces du genre *Stenella*, *S. longirostris* a un corps fuselé.

La caractéristique principale de cette espèce est son rostre, relativement long, et sa dorsale triangulaire. Sa coloration varie, mais la population observée à Mayotte est généralement grisâtre, avec la face dorsale sombre et la face ventrale claire. Il vit en groupe de plusieurs centaines d'individus voire plusieurs milliers. Le dauphin à long bec se retrouve souvent associé au dauphin tacheté, ou avec des thons albacores (*Thunnus albacares*), notamment dans l'Est du Pacifique. Cette espèce se rencontre dans les eaux tropicales et subtropicales (Leatherwood & Reeves, 1983). Très démonstratif, il doit son nom anglo-saxon (*spinner dolphin*) aux sauts vrillés qu'il exécute fréquemment (Perrin, 2002). Plusieurs centaines d'individus seraient ainsi présents dans les eaux de Mayotte, essentiellement à l'extérieur du lagon (Pusineri, 2007 ; Gross et al., 2009). L'espèce semble également s'alimenter en dehors du lagon (Kiszka et al., 2011).

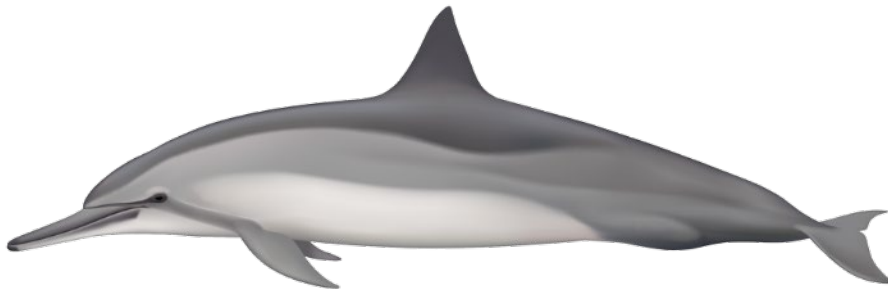


Figure 3: Dauphin à long bec (*Stenella longirostris*)

2.2.6. Le dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*)

Un peu plus grand que *S. longirostris*, le dauphin tacheté pantropical mesure environ 2.10 m pour 100 à 120 kg. Doté également d'un corps fuselé, la caractéristique principale est sa coloration. À Mayotte, les animaux sont grisâtres sur les flancs et foncés sur le dos. Le corps est parcouru de taches grises et blanches. Ces dauphins vivent en groupe pouvant atteindre plusieurs centaines d'individus. Les groupes côtiers sont généralement plus petits (Perrin, 2002). On le rencontre dans les eaux océaniques tropicales et subtropicales, souvent associés à des complexes récifaux (Leatherwood & Reeves, 1983). À Mayotte, l'espèce est souvent observée avec le dauphin à long bec à l'extérieur du lagon, sur les abords peu profonds de la pente insulaire (Pusineri, 2007 ; Gross et al., 2009). L'espèce ne semble pas s'alimenter dans le lagon (Kiszka et al., 2011)

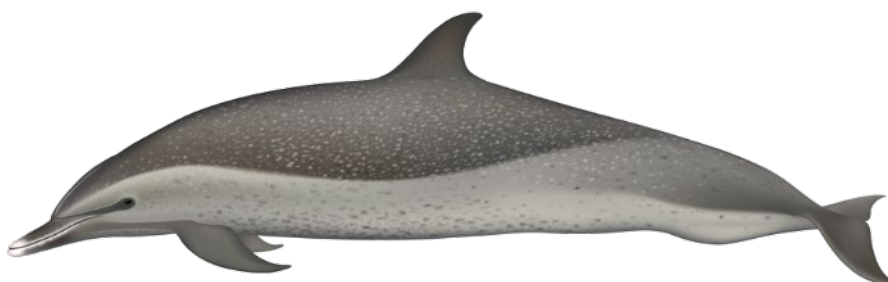


Figure 4: Dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*)

2.2.7. Le dauphin à bosse de l'Indo Pacifique (*Sousa chinensis*)

Mesurant entre 1,80 et 3,20m pour un poids allant jusqu'à 300kg, le dauphin à bosse de l'Indo Pacifique présente un corps robuste, avec une bosse au niveau de la nageoire dorsale. Il vit dans les eaux chaudes et côtières des eaux tropicales et subtropicales des océans Indien et Pacifique. À Mayotte, 3 individus sont présents depuis au moins 2004 dans le lagon (PNMM, 2011). Les observations de l'espèce suggèrent qu'elle se distribue au niveau des récifs frangeants et barrières, et qu'elle soit présente toute l'année. Il semble donc que cette population soit résidente à Mayotte (Pusineri, 2007). Toutefois, le faible nombre d'individus et l'isolement de la population rendent impossible la survie de ce groupe à terme, malgré des cas d'hybridations constatées avec les grands dauphins (PNMM, 2011).

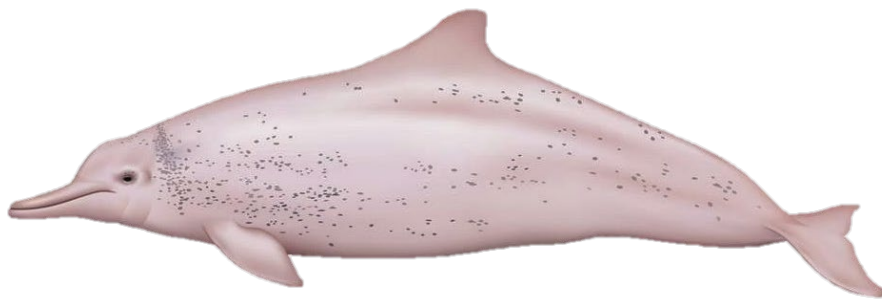


Figure 5: Dauphin à bosse de l'Indo Pacifique (*Sousa chinensis*)

2.2.8. Le péponocéphale (*Peponocephala electra*)

Le péponocéphale mesure environ 2.60m à 2.80m pour un poids moyen de 210kg. Cette espèce ne présente pas de rostre apparent. La coloration est uniformément foncée avec les lèvres blanches. Les pectorales sont longues et fines, la dorsale est haute et falciforme. Grégaire, le péponocéphale vit en groupe de plusieurs centaines voire milliers d'individus.

Il est souvent observé en association avec des dauphins de Fraser (*Lagenodelphis hosei*), ou les stenelles (*S. attenuata* et *S. longirostris*). C'est un nageur rapide et probablement un chasseur diurne (Leatherwood & Reeves, 1983). À Mayotte, il est généralement observé à l'extérieur du lagon (Pusineri, 2007), où il présente une fidélité importante au site : plus de 250 individus ont pu être photo-identifiés entre 2004 et 2006 (Kiszka et al., 2008). Il est fréquemment observé en groupes de 200 à 400 animaux lors de ses incursions irrégulières au niveau de la barrière externe du lagon.



Figure 6: Péponocéphale (*Peponocephala electra*)

2.2.9. Le dugong (*Dugong dugon*)

Le dugong est un sirénien, rencontré dans les eaux tropicales et subtropicales de l'Indo-Pacifique (Perrin, 2002). Il peut mesurer jusqu'à 4m et peser près de 500kg. Le dugong présente une coloration grise, une tête massive et un pédoncule caudal faisant penser à celui d'un cétacé, contrairement à son cousin le lamantin. L'espèce est strictement herbivore, et inféodée au milieu marin. Elle est généralement observée dans des zones d'herbiers marins côtiers peu profondes où les individus passent le plus clair de leur temps à brouter, pour ingurgiter les près de 40kg de nourriture quotidienne qui leur sont nécessaires.

À Mayotte, le dugong est observé tout au long de l'année. Le dugong a pour habitat critique les herbiers (sites de nourrissage) aussi bien de la côte que du récif barrière. Il se nourrit exclusivement d'herbiers de phanérogames marines du genre *Halodule* ou *Halophila* (Kiszka et al., 2011). Chassé et braconné, le dugong fait aujourd'hui face à la destruction de son habitat et à la raréfaction des ressources. Il ne resterait que quelques individus à Mayotte, malgré les mesures de protection mises en place (PNMM, 2011).



Figure 7: Dugong (*Dugong dugon*)

2.3. Les tortues de mer

Les tortues marines sont des espèces migratrices, à sang-froid, dotées de poumons, à longue durée de vie et à maturité sexuelle tardive. Elles présentent un cycle de vie complexe où de nombreux changements vont s'opérer au niveau de leur alimentation, des habitats utilisés et de leur comportement. Ainsi, les individus juvéniles se développent dans des zones éloignées des côtes, les individus subadultes utilisent des habitats côtiers et les adultes effectuent des migrations entre les zones d'alimentation et les zones de reproduction et interponde (Musick, 1997), n'hésitant pas à traverser les océans. Il existe à l'heure actuelle sept espèces de tortues marines réparties en deux groupes : les Cheloniidés comptant 6 espèces et les Dermochelyidés comptant une seule espèce.

2.3.1. Cadres réglementaires

Les tortues marines sont également protégées par plusieurs réglementations et conventions.

L'ensemble de ces réglementations trouve leur application dans le droit français à travers les trois textes suivants :

- ▶ L'Arrêté ministériel du 14 octobre 2005 fixant la liste des tortues marines protégées sur le territoire national et les modalités de leur protection, assure la protection des tortues marines au niveau national.
- ▶ Le code de l'environnement (Articles L.411- 1 à L.411-2) définissant la protection des espèces non domestiques.
- ▶ Le Plan National d'Actions Tortues Marines sud-ouest de l'océan Indien (2015-2020) [qui remplace le Plan National d'Actions 2013 Tortues Marines](#).

La France a également ratifié plusieurs textes internationaux :

- ▶ Convention de Washington (1973) sur le commerce international des espèces de faunes et de flores sauvages menacées d'extinction (CITES) : Annexe I
- ▶ Convention de Berne (1979) relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe : Annexe II
- ▶ Convention de Bonn (1979) sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS) : Annexes I & II
- ▶ Convention RAMSAR sur la conservation des zones humides (1971) pour la protection des zones humides d'intérêt mondial qui présentent des caractéristiques écologiques exceptionnelles
- ▶ Convention de Rio (1992) sur la diversité biologique
- ▶ Convention de Nairobi (1985) relative à la protection, à la gestion et la mise en valeur des milieux marins et côtiers de la région de l'Afrique orientale et son protocole relatif aux aires protégées ainsi qu'à la faune et la flore sauvage
- ▶ Mémoire d'accord sur la conservation et la gestion des tortues marines et de leurs habitats de l'océan Indien et de l'Asie du Sud-Est (2001) pour la protection et la conservation des tortues marines dans l'ensemble de l'océan Indien
- ▶ Résolution 12/04 concernant les tortues marines dans le Recueil des Mesures de conservation et de gestion actives de la Commission des Thons de l'océan Indien définissant les bonnes pratiques à adopter pour atténuer l'impact de la pêche hauturière sur les tortues marines

Enfin, il existe un arrêté préfectoral territorial :

- ▶ Arrêté préfectoral du 3 décembre 2018 fixant la liste des tortues marines intégralement protégées et les mesures de protection de ces espèces animales représentées dans la collectivité départementale de Mayotte et complétant la liste nationale [qui remplace et abroge les trois arrêtés préfectoraux visant spécifiquement la protection des tortues marines au sein du Parc de Saziley \(n°518/SG du 08 avril 1991\), sur le site de N'Gouja \(n°40/DAF du 11 juin 2001\) et sur la plage de Papani \(n°42/DAF du 05 août 2005\).](#)

2.3.2. Contexte

Cinq espèces sont répertoriées : la tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*), la tortue verte (*Chelonia mydas*), la tortue caouanne (*Caretta caretta*), la tortue olivâtre (*Lepidochelys olivacea*) et la tortue luth (*Dermochelys coriacea*). La tortue verte est l'espèce la plus abondante, suivie, dans une moindre mesure de la tortue imbriquée, Mayotte représentant à la fois un site important de reproduction et d'alimentation (PNMM, 2011). La plupart des plages de Mayotte sont des plages de ponte pour les tortues marines, tout au long de l'année. De rares observations rapportent la présence de la tortue caouanne sur les récifs barrières et internes du lagon, de la tortue luth aux abords des passes et dans les eaux extérieures au lagon et de la tortue olivâtre dans les eaux plus océaniques (PNMM, 2011).

Les espèces principales considérées pour la présente étude sont donc la tortue verte et la tortue imbriquée en raison de leur plus forte probabilité de présence.

Tableau 2 : Liste des tortues de mer observées à Mayotte

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Statut UICN mondial
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortue imbriquée	CR
<i>Chelonia mydas</i>	Tortue verte	EN
<i>Caretta caretta</i>	Tortue caouanne	EN
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortue olivâtre	VU
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tortue luth	CR

2.3.3. Tortue verte (*Chelonia mydas*)

La tortue verte (Cheloniidés) est rencontrée dans les océans tropicaux et subtropicaux. Ce sont des migratrices qui vivent en larges groupes souvent issus de la même plage natale vers laquelle elles retourneront presque toujours pour la ponte. Elle mesure 80 à 120 cm pour 130 à 300 kg. La dossière est verte, noire, grise, marron et jaune et le plastron blanc jaunâtre (MNHN & OFB, 2022).

À Mayotte, la tortue verte est présente toute l'année, l'île constituant une aire d'alimentation et de reproduction importante pour l'espèce. La saison de ponte s'étale sur toute l'année avec un pic de fréquentation d'avril à août. Entre 1998 et 2005, l'état de la population reproductrice de tortues vertes était qualifié de stable et sa taille estimée à plus de 2000 femelles par an, principalement sur les plages de Saziley et de Petite-Terre (Bourjea et al., 2007 ; PNA 2015-2020). L'ensemble des herbiers sont exploités toute l'année par des populations de tortues vertes en phase d'alimentation et de développement (Ciccione & Rolland, 2005 ; Ballorain, 2010).



Figure 8: Tortue verte (*Chelonia mydas*)

2.3.4. Tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*)

La tortue imbriquée (Cheloniidés) est rencontrée dans les zones tropicales des océans Atlantique et Pacifique. C'est une espèce migratrice qui vit en eau peu profonde au niveau de fonds durs comme les récifs. Seuls les juvéniles étendent leur milieu de vie aux régions subtropicales. La tortue imbriquée mesure 65 à 90 cm pour 45 à 130 kg. La dossière est foncée à marron doré avec des traces d'orange, rouge et noir et un plastron jaune pâle (MNHN & OFB, 2022).

La tortue imbriquée est la seconde espèce la plus présente à Mayotte. Elle se reproduit et de fin août à avril sur les plages mahoraises. Les récifs coralliens (barrières, internes, et frangeants) constituent l'habitat d'alimentation préférentiel pour l'espèce, qui se nourrit essentiellement d'algues, d'éponges et de coraux mous (PNMM, 2011).



Figure 9: Tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*)

2.4. Focus sur la zone du projet

2.4.1. Les mammifères marins

Peu de données standardisées existent ou sont accessibles sur ce secteur. Il en est de même pour les données opportunistes pouvant être collectées. L'essentiel des informations provient des campagnes REMMOA de l'Observatoire PELAGIS (La Rochelle Université) menées en 2009 et des campagnes OMM menées entre 2004 et 2007, puis 2007 et 2010 par l'ONCFS de Mayotte. Les données existantes concernent surtout les façades est et sud de Mayotte, le nord est l'ouest étant moins prospecté. Des observations ont néanmoins été répertoriées autour de l'îlot Mtsamboro, notamment des grands dauphins de l'Indo Pacifique, des baleines à bosse et des sténelles (dauphins tachetés et à long bec) (Figure 10).

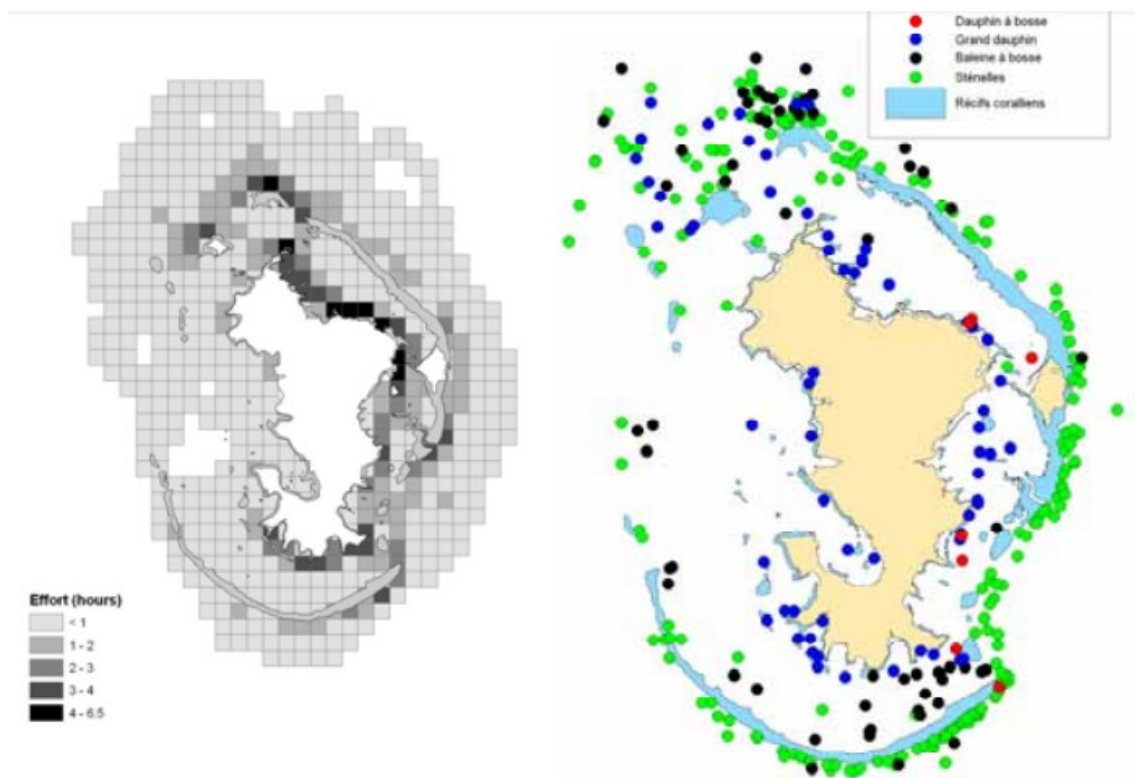


Figure 10 : Localisation des observations de mammifères marins lors des campagnes OMM 2004-2006 et effort d'observation associé (Pusineri, 2007 ; Kiszka et al., 2007). En rouge, les dauphins à bosse, en bleu les grands dauphins de l'Indo Pacifique, en noir les baleines à bosse et en vert les sténelles (dauphins tachetés et dauphins à long bec).

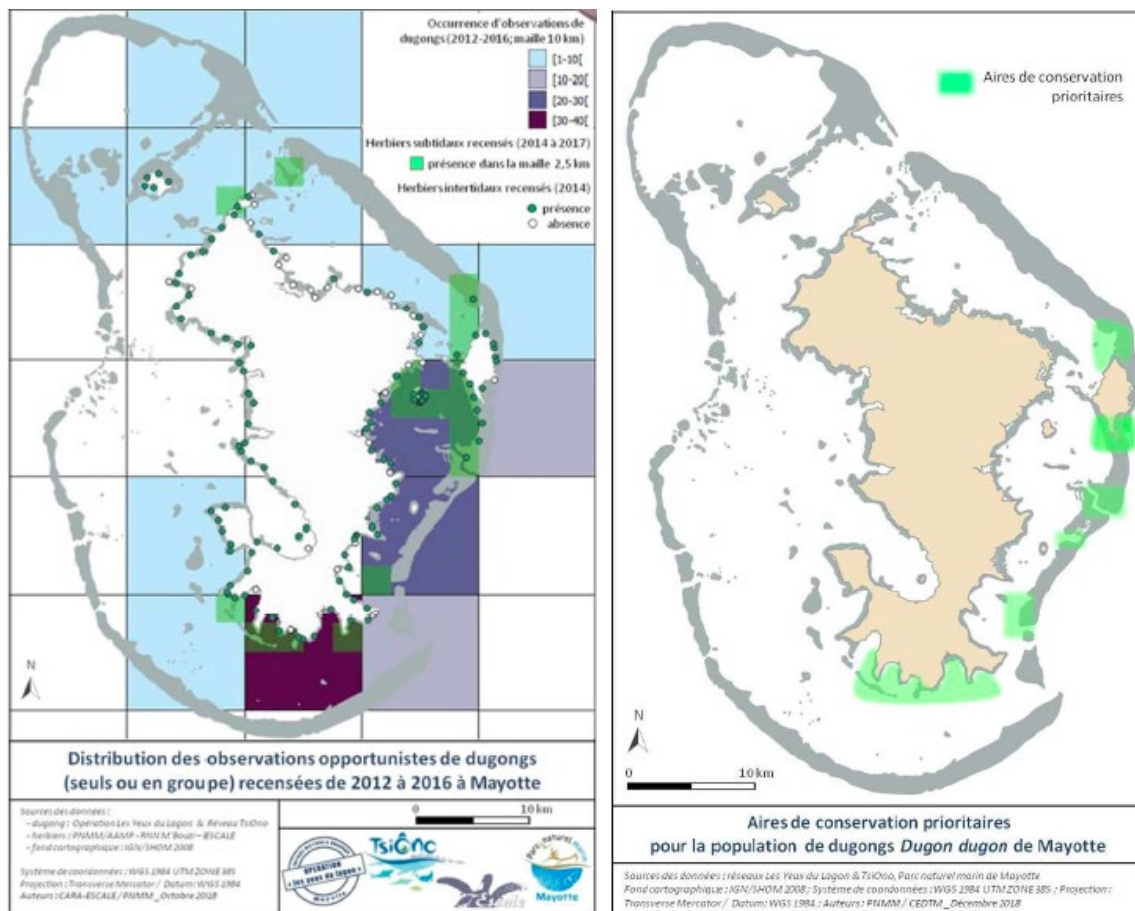


Figure 11 : Distribution des observations opportunistes de dugongs recensée de 2012 à 2016 à Mayotte (gauche) et Délimitation des aires de conservation prioritaires pour la population de Dugong de Mayotte (droite) (PNA 2021–2025)

2.4.2. Les tortues marines

À l'échelle de l'îlot Mtsamboro, les plages au nord-ouest et au nord-est sont très fréquentées par les deux espèces (PNMM 2022 - Figure 12). La plage des Pêcheurs était moyennement fréquentée entre 2003 et 2008 (PNA 2015-2020), mais n'a pas fait l'objet de ponte entre 2019 et 2021. Le braconnage et l'augmentation de la fréquentation du site pourraient être en cause. La zone d'étude du présent projet, située au sud-est de l'îlot, n'est pas un site de ponte majeur. De 2003 à 2008, seule une trace y a été observée en 2008 (PNA 2015-2020), et aucune entre 2019 et 2021.

Carte de la répartition des traces de tortues marines en
 fréquentation relative sur l'ensemble des plages de Mayotte

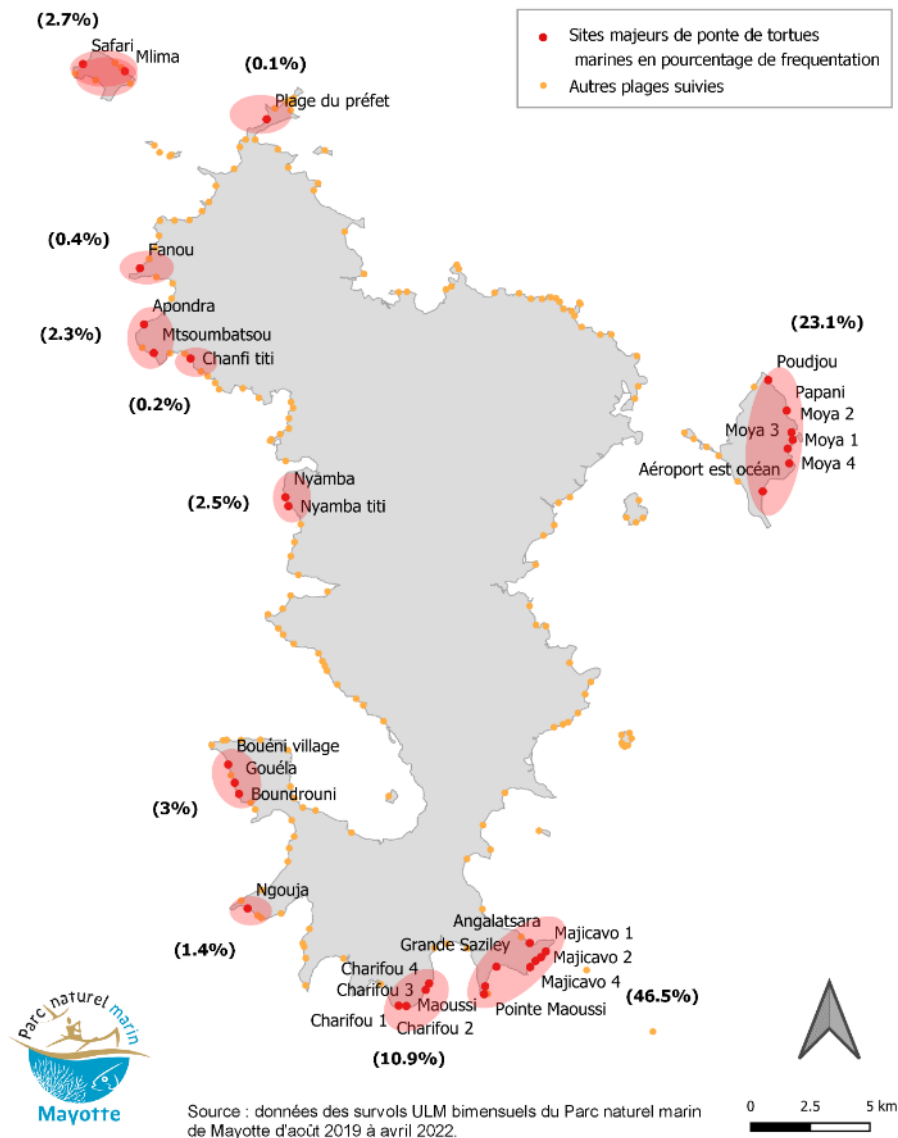


Figure 12 : Sites de ponte prioritaires pour les deux espèces de tortues marines (PNMM, 2022)

2.5. Définition des enjeux et sensibilités

2.5.1. Enjeux

Un enjeu environnemental est « la valeur prise par une fonction ou un usage, un territoire ou un milieu au regard de préoccupations écologiques, patrimoniales, paysagères, sociologiques, de qualité de la vie et de santé [...], dont il faut éviter la dégradation et la disparition. C'est également se fixer des cibles, des objectifs à atteindre pour la protection des populations, des écosystèmes et des zones à risque... » ([Guide relatif à l'élaboration des études d'impacts des projets de parcs éoliens - Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017](#)). Un enjeu est caractérisé par sa valeur intrinsèque. Ainsi, un enjeu est totalement indépendant du projet.

Définir le niveau d'enjeu pour chacune des espèces est essentiel pour évaluer les impacts potentiels du projet de la façon la plus juste possible et envisager des mesures de mitigation qui soient cohérentes et adaptées. En effet, une menace forte sur une espèce à faible enjeu est une chose tout à fait différente d'une menace faible sur une espèce à fort enjeu.

La définition des enjeux pour les mammifères marins et les tortues de mer s'inspire de la méthodologie développée par l'OFB et appliquée notamment dans le cadre des synthèses de connaissances pour les futurs projets de parcs éoliens¹. La méthode de base a pour objectif de spatialiser les enjeux à l'échelle d'une vaste zone d'étude pour définir les zones de fort intérêt écologique et celles plus propices à accueillir des projets d'énergies marines.

Étant donné l'objectif différent du présent projet et la quantité/qualité des données disponibles, il n'est ni possible ni pertinent de chercher à spatialiser les enjeux dans notre aire d'étude. La philosophie de la méthode sera toutefois conservée afin d'évaluer les enjeux selon les mêmes critères et tendre ainsi vers une standardisation des pratiques.

La méthode consiste ainsi à combiner plusieurs informations :

- ▶ **La probabilité de présence des espèces considérées à l'échelle de l'aire d'étude**
- ▶ **La vulnérabilité de l'espèce**
- ▶ **La représentativité de l'espèce au sein de l'aire d'étude**

La **représentativité** est généralement la part relative de la population dans la zone d'étude par rapport à la répartition totale de la population à l'échelle de la façade ou à l'échelle nationale. En l'absence de ce niveau d'information dans la zone d'étude concernée, une approche alternative a été utilisée ici, basée sur le degré de résidence des espèces (depuis une résidence stricte jusqu'à une simple zone de passage) et le rôle fonctionnel de la zone d'étude pour l'espèce (zone d'alimentation/reproduction à simple zone de passage).

La **vulnérabilité** est la probabilité d'extinction ou d'effondrement d'une espèce, en se fondant sur son statut UICN le plus défavorable et/ou sur l'état connu de la population si elle est exploitée et/ou suivie.

La **vulnérabilité** et la **représentativité** sont moyennées pour calculer la **responsabilité**, c'est-à-dire l'importance de la zone d'étude pour l'espèce considérée au regard des paramètres pris en compte. La responsabilité est ensuite multipliée par la probabilité de présence de la zone pour évaluer l'enjeu.

Responsabilité

La responsabilité est calculée à partir de l'indice de vulnérabilité (statut IUCN le plus conservateur et tendance d'évolution en France ou état écologique issu de la DCSSM) et l'indice de représentativité (à partir des informations sur le degré de résidence des espèces concernées).

La moyenne de ces deux indices donne un résultat entre 1 et 3 (du plus faible au plus fort).

¹<https://eolbretsud.debatpublic.fr/wp-content/uploads/DMO-projet-eoliennes-flottantes-sud-bretagne.pdf>
<https://eolmernormandie.debatpublic.fr/images/documents/dmo/DMO-complet.pdf>
<https://eos.debatpublic.fr/wp-content/uploads/EOS-DMO-Etude-bibliographique-Environnement-Maritime.pdf>

Probabilité de densité de présence

La probabilité de densité de présence est estimée à partir de la synthèse bibliographique préalablement effectuée. Une note de 1 à 3 a été attribuée à chaque espèce/groupes d'espèces. Une espèce pour laquelle la zone correspond à un préférentiel écologique, présente de façon permanente et signalée chaque année dans la zone, obtient une note de 3.

Une espèce dont la zone correspond à un préférentiel écologique, mais présente de façon saisonnière et/ou non signalée chaque année obtient la note de 2. Une espèce pour laquelle la zone est hors habitat préférentiel, présente de façon occasionnelle et non signalée chaque année, obtient la note de 1.

Enjeux

L'enjeu est ensuite calculé en multipliant la responsabilité et la probabilité de présence. On obtient ainsi une note sur 9. L'enjeu peut ensuite être qualifié de faible, moyen ou fort à partir de la matrice suivante.

Tableau 3 : Matrice de qualification des enjeux

Note enjeu	Qualification Enjeu
1 - 3	Faible
4 - 6	Moyen
7 - 9	Fort

Tableau 4 : Définition des enjeux pour les principales espèces

Espèce	Responsabilité	Probabilité présence	Note enjeu	Qualification enjeu
Baleine à bosse	1,75	2	3,5	Moyen
Grand dauphin de l'Indo Pacifique	2,8	3	8,4	Fort
Dauphin tacheté pantropical	1,5	2	3	Faible
Dauphin à long bec	1,5	2	3	Faible
Dauphin à bosse de l'Indopacifique	3	3	9	Fort
Péponocéphale	1,5	2	3	Faible
Dugong	2	2	4	Moyen
Tortue verte	2,75	3	8,25	Fort
Tortue imbriquée	2,5	3	7,5	Fort

Le grand dauphin de l'Indo Pacifique, le dauphin à bosse, et les tortues représentent un enjeu fort pour la zone d'étude considérée en raison de leur présence à l'année à l'intérieur du lagon et/ou de leur statut de conservation défavorable.

La baleine à bosse présente un enjeu moyen en raison de leur présence saisonnière. Le dugong présente également un enjeu moyen en raison d'une présence peu probable sur la zone, mais d'un statut de vulnérabilité fort. Le dauphin tacheté, le dauphin à long bec et le péponocéphale représentent des enjeux faibles en raison de leur présence principalement à l'extérieur du lagon, mais également de statut de conservation peu préoccupant.

2.5.2. Sensibilités

La sensibilité est la faculté de réaction face à une modification d'une composante environnementale, à la suite de la réalisation d'un projet. Pour déterminer la sensibilité, plusieurs éléments sont pris en compte comme le contexte local, les caractéristiques du projet et la tolérance du milieu ou des espèces vis-à-vis des pressions. La sensibilité est donc dépendante des caractéristiques du projet.

La sensibilité d'une espèce exprime sa capacité de tolérance et de résilience à une pression. L'approche choisie pour l'évaluer dans le cadre de ce projet est une version adaptée de celle développée par [Garthe & Hüppop \(2004\)](#) et [Bradbury et al. \(2004\)](#) pour les oiseaux dans le contexte des parcs éoliens en mer du Nord, et reprise ensuite pour d'autres applications et d'autres compartiments ([Halpern et al., 2008](#) ; [Stelzenmüller et al., 2010](#) ; [Certain et al., 2015](#)).

Dans le cadre de la présente étude, les principaux risques de pressions identifiés sont :

- ▶ **La perturbation acoustique**
- ▶ **La modification d'habitat et réseaux trophiques**

Des indices descripteurs ont été définis pour évaluer la sensibilité des mammifères marins et des tortues de mer à chacune des pressions identifiées. Une note a alors été attribuée pour chaque descripteur à chaque espèce en se basant sur les retours d'expérience, la bibliographie ou le dire d'expert. Les différentes sensibilités sont ensuite cumulées pour obtenir un indice global de sensibilité. Cet indice devient une valeur qui s'échelonne entre 1 et 6, et vient multiplier la valeur de l'enjeu. Cette méthode vient donner du poids à une espèce sensible, mais n'enlève pas de point à la patrimonialité de l'espèce si celle-ci est peu sensible aux pressions générées par le projet.

Il convient cependant de rappeler que la sensibilité a été évaluée à partir des effets connus et mesurables. Certains effets n'ont pu être pris en compte faute de données et de méthodologies suffisamment robustes pour les évaluer. C'est notamment le cas pour les effets à long terme et les effets cumulés. Il est aujourd'hui avéré qu'un "dérangement" peut avoir des conséquences énergétiques et démographiques : des animaux contraints de quitter une zone écologiquement importante peuvent être dans l'incapacité de s'alimenter de façon satisfaisante et de se reproduire, ce qui à terme peut avoir des effets sur la démographie de leur population. Le cumul des effets avec ceux des activités préexistantes peut également modifier la capacité de tolérance et résilience des populations considérées. Néanmoins, nous ne disposons pas de connaissances suffisantes à ce jour pour évaluer ces effets sur les cétacés de la zone d'étude.

Sensibilité acoustique

L'ouïe est le sens prépondérant chez les mammifères marins, en particulier les cétacés. Ils utilisent le son à tous les stades de leur cycle de vie, pour communiquer, s'orienter, chasser ou se reproduire. Ils sont donc particulièrement sensibles aux perturbations acoustiques ([Tyack, 2008](#)). [Southall et al. \(2019\)](#) proposent une classification des mammifères marins en fonction de leur gamme d'audition : cétacés très haute fréquence (marsouins, cachalots nains et pygmées, dauphin d'eau douce, etc.) ; cétacés haute fréquence (delphinidés, baleines à bec, cachalots...) ; cétacés basse fréquence (grandes baleines) ; siréniens (lamantins, dugong) ; phocidés (phoques) ; autres carnivores (otaries, loutres...).

Les différents groupes de cétacés adoptent des réactions différentes en réponse aux perturbations sonores : les petits cétacés ont tendance à nager très vite loin de la source, tandis que les grands cétacés ont plutôt tendance à regagner la surface, étant incapables de fuir rapidement un secteur bruyant ([Nowacek et al., 2007](#), [Stone & Tasker, 2006](#)).

Afin d'évaluer la sensibilité des mammifères marins et des tortues de mer aux perturbations acoustiques, deux critères sont pris en compte :

- ▶ La sensibilité des espèces dans les fréquences concernées par le bruit généré durant les travaux selon trois catégories : espèces peu sensibles (1), espèces moyennement sensibles (2), espèce très sensible (3)
- ▶ La capacité à quitter la zone lors des travaux selon trois catégories : vitesse de nage élevée (1), vitesse de nage moyenne (2), vitesse de nage faible (3)

Sensibilité à la modification d'habitats

Pour évaluer la sensibilité à la modification d'habitat, deux principaux descripteurs sont à considérer :

- ▶ La plasticité alimentaire de l'espèce/groupe d'espèce, c'est-à-dire la capacité à changer de proies selon trois catégories : espèce opportuniste (1), espèce moyennement spécialisée (2), espèce très spécialisée (3)
- ▶ La capacité à trouver des zones alternatives en cas de modifications rendant l'habitat non favorable aux espèces/groupe d'espèces selon trois catégories : espèce très mobile (1), espèce moyennement mobile (2), espèce peu mobile/résidente (3)

La sensibilité à la perturbation acoustique et à la modification d'habitat sont alors sommées pour obtenir un indice de sensibilité, multiplié ensuite par la note d'enjeux préalablement obtenue. Le tout est ramené à une note sur 10. La sensibilité est alors qualifiée grâce à la matrice suivante :

Tableau 5 : Matrice de qualification des sensibilités

Note sensibilité	Qualification sensibilité
1 – 3,3	Faible
3,3 – 6,6	Moyen
> 6,6	Fort

Tableau 6 : Définition des sensibilités pour les principales espèces

Espèce	Perturbation acoustique	Modification habitat	Indice sensibilité globale	Enjeux	Note sensibilité (sur 10)	Qualification sensibilité
Baleine à bosse	3	1,5	4,5	3,5	3	Faible
Grand dauphin de l'Indo Pacifique	1,25	2	3,25	8,4	5,1	Moyenne
Dauphin tacheté pantropical	1	1,5	2,5	3	1,4	Faible
Dauphin à long bec	1	1,5	2,5	3	1,4	Faible
Dauphin à bosse de l'Indopacifique	2,25	3	5,25	9	8,75	Forte
Péponocéphale	1	1,5	2,5	3	1,4	Faible
Dugong	2,5	3	5,5	4	4,1	Moyenne
Tortue verte	1,5	2,5	4	8,25	6,1	Moyenne
Tortue imbriquée	1,5	2,5	4	7,5	5,6	Moyenne

Le dauphin à bosse présente une sensibilité forte du fait de sa sensibilité importante aux perturbations acoustiques et à la modification d'habitat et à son statut de vulnérabilité.

Le grand dauphin et le dugong présentent une sensibilité globale moyenne, malgré une sensibilité forte aux perturbations acoustiques ou un statut de vulnérabilité important (l'un est un cétacé haute fréquence, l'autre a une faible capacité à fuir une zone bruyante) et à la modification d'habitat (tous deux sont des espèces résidentes, de surcroît très spécialisées pour le dugong). Les tortues présentent également une sensibilité moyenne, en raison de leur note d'enjeu et de leur faible résilience à la modification d'habitat (espèces très spécialisées également).

La baleine à bosse, le dauphin tacheté, le dauphin à long bec et le péponocéphale présentent tous les quatre une sensibilité faible du fait de leur faible probabilité de présence dans la zone (sauf pour la baleine qui est saisonnière et moins sensible à la modification d'habitat).

2.6. Bilan

Mayotte présente une diversité d'espèces marines importante avec plus de 20 espèces de mammifères marins régulièrement observées et 5 espèces de tortues. Plusieurs espèces sont résidentes, à l'instar du grand dauphin de l'Indo Pacifique, du dugong et des tortues vertes et imbriquées, et rencontrées toute l'année dans le lagon. D'autres sont semi-résidentes, présentes de façon saisonnière et/ou ne présentant pas de réelle fidélité au site, comme la communauté de delphinidés océaniques (dauphin tacheté, dauphin à long bec, péponocéphale) ou la baleine à bosse. De nombreuses autres espèces peuvent être rencontrées de façon plus ponctuelle comme le cachalot, le dauphin de Fraser, le globicéphale tropical ou encore le grand dauphin.

L'évaluation des enjeux révèle des enjeux forts pour le grand dauphin de l'Indopacifique, le dauphin à bosse, et les tortues en raison de leur caractère résident et de statuts de conservation défavorables. La baleine à bosse présente un enjeu moyen : même si l'espèce n'est présente que saisonnièrement, la zone joue toutefois un rôle important dans le cycle de vie de l'espèce (reproduction/mise bas). Le dugong présente également un enjeu moyen en raison de son statut de vulnérabilité mais il possède une probabilité plutôt faible de présence. Enfin les enjeux concernant les dauphins tachetés et à long bec et le péponocéphale sont faibles en raison du caractère océanique/pélagique de ces espèces.

L'évaluation des sensibilités s'est principalement basée sur la capacité de résilience/tolérance à la perturbation acoustique et à la modification d'habitat. **Le dauphin à bosse présente une sensibilité forte. Toutes les autres espèces présentent des sensibilités moyennes ou faibles.**

3. Modélisation de propagation sonore

L'objectif des modélisations de propagation est d'établir des cartes de bruit sous-marin qui traduisent les niveaux de bruit prévisionnels ainsi que leurs variations sur la zone d'étude durant la phase de travaux, mais aussi **sur les espèces en présence en fonction de leur sensibilité auditive**. Pour la phase de travaux, le planning des opérations, les méthodes et matériels mis en œuvre ont été identifiés afin d'établir **le scénario acoustique représentatif le plus impactant** à modéliser.

3.1. Choix des indicateurs et conformité avec les normes acoustiques

Pour évaluer le niveau de bruit ambiant, un certain nombre d'indicateurs ont été calculés. Les indicateurs acoustiques retenus, présentés dans le Tableau 7 sont conformes aux recommandations du Ministère de la Transition Écologique et Solidaire² (MTES) et à la norme ISO-18405 2017 *Acoustique sous-marine - Terminologie*.

Tableau 7. Indicateurs acoustiques retenus pour l'étude

Indicateur		Notation ISO	Notation courante	Unité	Utilisation
Bruit émis	Niveau d'émission	L_s	SL	dB re 1 μ Pa @ 1 m	Établit le niveau d'émission d'une source sonore
	Densité spectrale de puissance	-	DSP (ou PSD)	dB re 1 μ Pa ² /Hz	Établit le spectre acoustique d'une source de bruit (distribution du niveau de bruit en fonction de la fréquence)
Bruit reçu	Niveau de pression sonore (niveau peak)	$L_{p, pk}$ ou $L_{p, 0-pk}$	SPL peak	dB re 1 μ Pa @ X m	Quantifie le niveau de pression reçu par un récepteur à une distance donnée de la source émettrice (différence de pression maximale ou minimale par rapport à la pression de référence)
	Densité spectrale de puissance	-	DSP (ou PSD)	dB re 1 μ Pa/ \sqrt Hz @ X m	Quantifie le niveau de pression reçu par un récepteur à une distance donnée de la source émettrice par bande de fréquence et sur une période donnée.
	Densité spectrale de puissance	-	DSP (ou PSD)	dB re 1 μ Pa ² /Hz	Établit le spectre acoustique du bruit reçu par un hydrophone (distribution du niveau de bruit en fonction de la fréquence) sans prendre en compte la distance entre l'émetteur et le récepteur
	Niveau équivalent continu	$L_{eq, T}$	Leq	dB re 1 μ Pa	Quantifie le niveau large bande moyenné sur toute la période d'enregistrement
	Niveau d'exposition sonore	$L_{E, p}$	SEL _{ss}	dB re 1 μ Pa ² .s	Évalue la quantité d'énergie reçue lors d'une impulsion sonore en intégrant également sa durée
	Niveau d'exposition sonore cumulée	$L_{E, p}$	SEL _{cum}	dB re 1 μ Pa ² .s	Évalue la quantité d'énergie cumulée reçue lors de plusieurs impulsions en intégrant également leur durée

² MTES, 2020. Préconisations pour limiter les impacts des émissions acoustiques en mer d'origine anthropique sur la faune marine, 209 p.

3.2. Méthodologie

Un logiciel de propagation des ondes sonores a été utilisé pour modéliser le bruit ambiant sur la zone d'étude sur base des données disponibles. **Le modèle réalisé répond aux critères définis par le Laboratoire CMST** (Centre for Marine Science and Technology) de l'Université de Curtin (Perth, Australie) et décrit par [Jensen et al., 2011](#). Les algorithmes de modélisation utilisés sont définis en fonction des caractéristiques géoacoustiques du milieu et des caractéristiques acoustiques des sources sonores (algorithmes adaptés notamment à la hauteur d'eau et à la nature du fond) :

- ▶ Théorie des rayons sonores classique basée sur les algorithmes du modèle de propagation KRAKEN, utilisés pour les environnements marins par petit fond et/ou pour les basses fréquences des spectres acoustiques à modéliser
- ▶ Méthode par approximation parabolique basée sur les algorithmes RAM/RAMS, utilisés dans le cadre d'un environnement marin à petit fond
- ▶ Méthode de tracé des rayons sonores basée sur les algorithmes BELLHOP utilisés pour modéliser la propagation acoustique de sources sonores en milieu océanique par grand fond

3.3. Définition du scénario de propagation sonore

Pour définir le scénario de propagation des ondes sonores le plus représentatif, des données d'entrée fiables et robustes sont indispensables. Ces données d'entrée sont :

- ▶ La bathymétrie de la zone d'étude
- ▶ La nature du fond
- ▶ Les conditions météo-océaniques moyennes
- ▶ Les données du projet (planning, type de marteau, de pieux)
- ▶ Les pertes acoustiques associées à la zone d'étude
- ▶ L'audiogramme des espèces marines potentiellement présentes

Certaines de ces données ont été collectées par CREOCEAN, d'autres ont été fournies par le client.

Les données d'entrée du scénario modélisé sont synthétisées dans le Tableau 10 et explicitées ci-dessous :

3.3.1. Bathymétrie

La bathymétrie joue un rôle important dans la modélisation, car la profondeur de l'eau et la topographie du fond marin agissent sur la propagation des ondes sonores. Par exemple, les zones plutôt plates ou en pente douce comme les plateaux sous-marins peuvent favoriser la propagation à longue distance, alors qu'au contraire, les morphologies sous-marines plus complexes ou les tombants peuvent entraîner des réflexions ou absorptions. De la même manière, les profondeurs plus importantes favorisent largement la propagation des ondes sonores, alors qu'en eau peu profonde, les ondes sont réfléchies entre la surface et le fond.

La bathymétrie se comporte également comme un filtre passe-haut, ce qui signifie que les fréquences inférieures à une "fréquence de coupure (fc)" subissent de fortes pertes. Cette fréquence de coupure (fc) est définie par la formule suivante ([Jensen et al., 2011](#)) :

$$f_c \text{ (Hz)} = c_w / (4h\sqrt{1-(c_w/c_b)^2})$$

Avec

h : profondeur de l'eau (m)

c_w : célérité du son dans l'eau (m.s⁻¹)

c_b : célérité du son dans le substrat (m.s⁻¹)

La fréquence de coupure fc (Hz) a été calculé de manière dynamique en fonction de la profondeur de propagation.

Avant de réaliser une modélisation de propagation des ondes sonores, il est important de choisir l'étendue spatiale et la résolution du modèle, pour cela des données bathymétriques doivent être disponibles avec une résolution suffisante.

Plusieurs jeux de données ont été comparés afin de sélectionner la bathymétrie présentant la meilleure résolution (GEBCO, SHOM, ...). **Ce sont les données CARMAY (Mouquet & Bajjouk, 2018) qui ont été retenues dans le cadre de cette étude (Figure 13).**

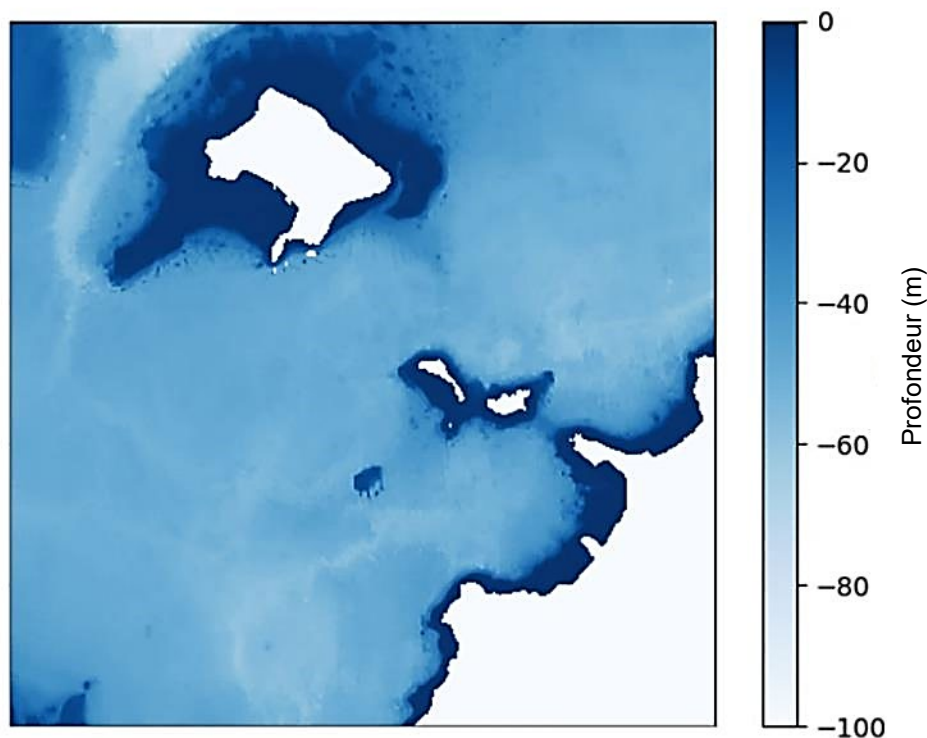


Figure 13 : Données bathymétriques CARMAY sur la zone d'étude (Mouquet & Bajjouk, 2018)

3.3.2. Nature des fonds

Les couches du fond marin et plus particulièrement les caractéristiques des sédiments jouent également un rôle important dans la modélisation des ondes sonores. Comme les caractéristiques des sédiments influencent les réflexions, l'absorption et la transmission à travers le fond marin, les données à prendre en compte sont la densité des sédiments, la vitesse du son et l'atténuation acoustique pour modéliser les effets des pertes de propagation du fond.

De nombreuses approches théoriques nécessitent l'entrée de plus de 10 paramètres géophysiques qui sont difficiles à obtenir (même dans des conditions de laboratoire Etter, 2013). Un modèle empirique, développé par Hamilton et basé sur des mesures, est largement utilisé à des fins pratiques (Hamilton, 1972, 1976, 1980, 1987 ; Hamilton et Bachman, 1982).

Dans le cadre de cette étude, aucune donnée géotechnique n'a été fournie, un profil générique simple a donc été utilisé pour alimenter le modèle de propagation. **Les données des cartes géologiques de Mayotte et du document RP-61803-FR NOTICE MAYOTTE (Nelig et al., 2013) ont été consultées. Les cartes sédimentaires présentes sur data.SHOM montrent que la zone d'étude possède un sol de type sableux vers le large.** Ainsi, la nature du fond a été considérée comme une seule couche sédimentaire de ce type. Cette couche est considérée homogène dans la zone et sans évolution en fonction de la profondeur vers les zones favorisant la propagation des ondes sonores.

Les paramètres caractérisant la propagation acoustique au travers de cette couche sableuse sont issus d'une moyenne entre différentes données bibliographiques et sont présentés dans le Tableau 8 ci-dessous :

Tableau 8. Données d'entrée de la nature du fond

Vitesse des ondes de compression (ondes P) dans le sol [m/s]	1798
Densité du sol [g/cm³]	2.008
Atténuation des ondes de compression dans le sol [dB/ λ]	1.3

3.3.3. Bathycélérimétrie

La vitesse du son et son atténuation sont les deux principaux mécanismes qui affectent la propagation des ondes sonores dans la colonne d'eau. Les conditions océanographiques locales exercent une influence sur la température et la salinité et ces variations peuvent être mesurées dans la colonne d'eau pour établir un profil vertical de la vitesse du son.

L'impact de ces deux mécanismes est également renforcé par la position de la source sonore et des organismes récepteurs dans la colonne d'eau étant donné que, lorsque les ondes acoustiques se propagent sous l'eau rencontrent des changements dans la vitesse du son, ces ondes peuvent être réfractées ou « pliées », ce qui peut entraîner un gain ou une atténuation de niveau. Cependant la plupart des évaluations d'impact du bruit dans l'environnement sont réalisées en eaux peu profondes et à courte distance, où l'influence de la vitesse du son est faible puisque les variations de la profondeur de l'eau sont réduites.

Aucune donnée de sonde CTD n'a été fournie pour établir un profil bathycélérimétrique, **le profil utilisé pour le scénario modélisé est extrait de la littérature (Colborn, 1976)**. Ce profil correspond à un profil générique établi sur une large zone comprise entre Madagascar et la côte africaine (Figure 14), pour les mois de décembre à février (planning prévisionnel des travaux). Le profil bathycélérimétrique a été ensuite ajusté aux données des stations DCE accessibles sur [Surval IFREMER](#) (surface et fond).

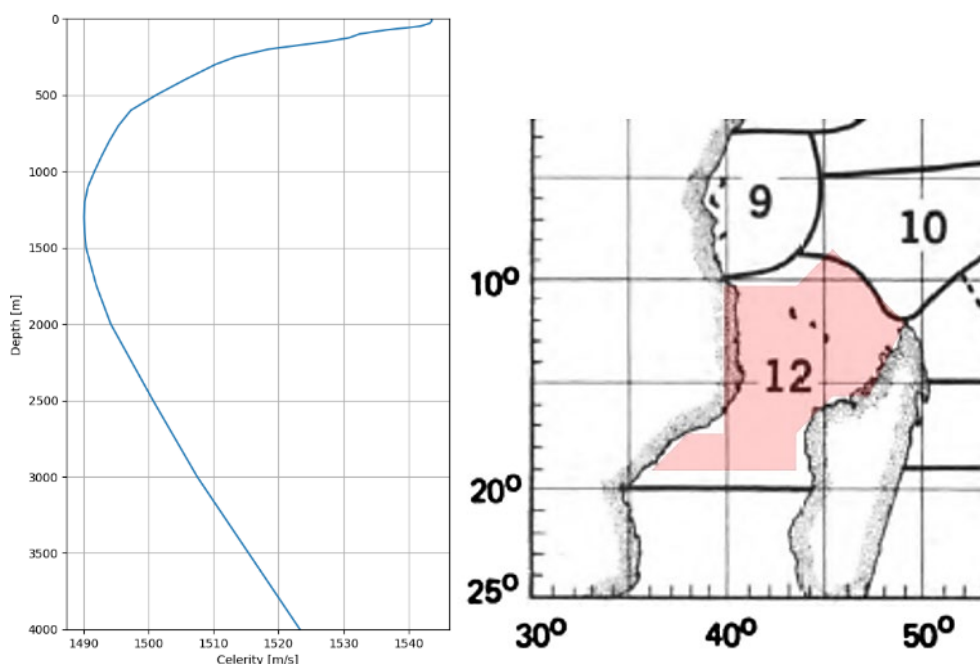


Figure 14 : Profil bathycélérimétrique – Zone 12 (Colborn, 1976)

3.3.4. Conditions environnementales

Lorsque les ondes sonores se propagent dans des eaux peu profondes, elles interagissent non seulement avec le fond marin, mais aussi avec la surface de la mer. Une surface de mer parfaitement calme favorise la réflexion des ondes sonores (l'énergie est facilement transmise) alors qu'au contraire une surface rugueuse (en fonction des conditions météorologiques locales) peut disperser les réflexions et conduire à des atténuations. Il est toutefois important de noter que les pertes acoustiques dues à la surface sont moins importantes que les interactions avec le fond marin.

L'état de mer 0 a été considéré pour cette étude puisqu'il favorise les conditions de propagation sonore dans la zone d'étude.

3.3.5. Données du projet et source sonore

L'une des données les plus importantes pour obtenir une modélisation de propagation du bruit la plus précise est la signature de la source sonore (niveau et fréquences). C'est pourquoi il est important d'obtenir les spécifications du projet, par exemple l'équipement utilisé, le type de navire, les spécifications des pieux et des marteaux, car de petites variations peuvent conduire à des résultats sensiblement différents. Trois approches courantes sont généralement utilisées pour établir un spectre sonore de la source :

- ▶ Utilisation de mesures in situ pour rétrocalculer le niveau de la source sonore
- ▶ Utilisation de mesures provenant d'études antérieures
- ▶ Utilisation d'une source de bruit physique ou numérique

Des modèles ont été développés pour plusieurs sources de bruit courantes, notamment le battage de pieux (par exemple, [Reinhall et Dahl, 2011](#) ; [Zampolli et al., 2013](#) ; [Lippert et von Estorff, 2014](#) ; [Fricke et Rolfes, 2015](#)), les canons à air sismiques et le bruit du trafic maritime.

Les spectres acoustiques sources considérés pour cette étude sont extraits de [Ruggerone et al., 2008](#) à travers l'analyse de [Jiménez-Arranz, et al., 2020](#). Ces données sont issues de mesures réalisées à trois distances différentes sur le terrain permettant ainsi de caractériser la propagation du bruit sur le site d'étude. Ces mesures ont été réalisées lors d'un battage de pieux en eau peu profonde en utilisant un marteau à percussion diesel, avec un pieu creux de diamètre similaire à ceux du chantier prévu. Un comparatif entre les conditions considérées pour cette étude et les conditions les plus pénalisantes prévues (données fournies par le client) est présenté dans le Tableau 9 ci-dessous.

Tableau 9. Données de la source sonore et du chantier

	Conditions pour les niveaux de référence [<i>Ruggerone et al., 2008</i>]	Conditions les plus pénalisantes attendues lors des travaux de Mtsamboro
Type de pieu	Pieu métallique creux	Pieu métallique creux
Diamètre du pieu	0.5 m	0.5 m
Poids du marteau	3 tonnes	2.7 tonnes
Hauteur d'eau	4 à 5 m	6 m
Type de fond	Boue molle	Sable
Cadence		90 / min
Durée de battage		7h / jour

Ainsi, les niveaux considérés lors de la modélisation sont :

- ▶ Niveau $L_{p,pk}$ non pondéré de 215 dB (re 1 μPa) @1m
- ▶ Niveau $L_{E,p}$ non pondéré de 182 dB (re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) @1m

La Figure 15 représente le spectre de la source de bruit utilisé pour l'étude de propagation. Ce spectre est issu de la littérature scientifique et normalisé afin d'obtenir les niveaux cités précédemment.

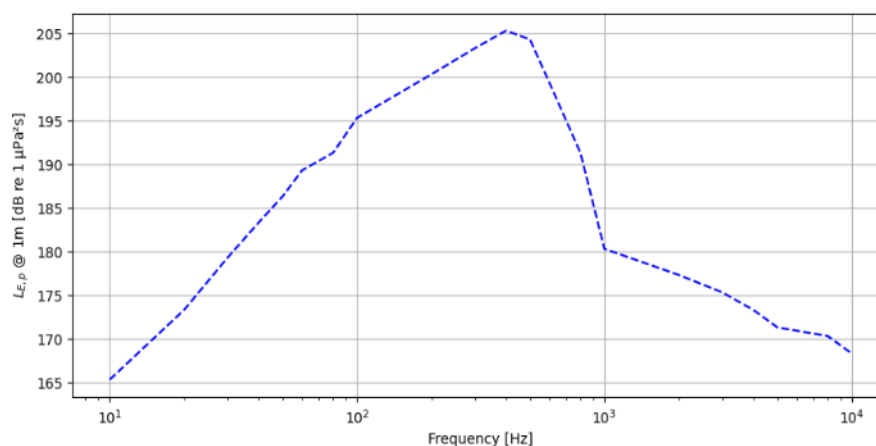


Figure 15 : Spectre acoustique de la source sonore @1m (en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)

3.3.6. Algorithmes de propagation du son

De nombreux algorithmes de propagation ont été développés, car aucun modèle de propagation unique n'est applicable à tous les environnements acoustiques et à toutes les gammes de fréquences. Ces modèles sont basés sur des méthodes mathématiques telles que la théorie des rayons, les modes normaux, l'expansion par trajets multiples, l'intégration du nombre d'onde ou l'équation parabolique (Porter, 1992 ; Collins, 1993 ; Porter et Liu, 1994 ; Etter, 2009, 2013 ; Jensen et al., 2011).

L'identification du bon modèle de perte de propagation du son est l'un des paramètres les plus importants qui permet de réduire les incertitudes lors de la modélisation des ondes sonores.

En fonction des fréquences, de la profondeur de l'eau, de la portée et des conditions environnementales, des algorithmes combinés sont couramment utilisés à des fins pratiques, en particulier lorsque la bathymétrie est hétérogène. Cependant, cette stratégie suppose que la portée d'utilisation des algorithmes de propagation choisis et en particulier la fréquence de croisement entre les deux algorithmes soit bien établie au préalable. Cette fréquence doit évoluer en fonction de la bathymétrie et suppose donc des ajustements dynamiques complexes.

Applicability of the most common propagation models according to water depth, acoustic frequency, and range dependence (RI = range independent; RD = range dependent). Black cells indicate modelling approach is applicable and computationally efficient; grey cells indicate limitations in accuracy or computational efficiency; white cells indicate that the modelling approach is neither applicable nor practicable. Adapted from [Etter \(2009\)](#).

Model approach	Example algorithm	Applications							
		Shallow water				Deep water			
		Low frequency		High frequency		Low frequency		High frequency	
		RI	RD	RI	RD	RI	RD	RI	RD
Ray	BELLHOP (Porter and Liu, 1994)								
Normal mode	KRAKEN (Porter, 1992)								
Parabolic equation	RAM (Collins, 1993)								

Figure 16. Applicabilité des algorithmes de propagation (Farcas et al., 2016)

Dans le cadre de cette étude, la hauteur d'eau présente dans la zone de travaux est inférieure à 10 m, le type de source sonore est un battage de pieux entre 10 Hz et 10 kHz présentant un maximum d'énergie entre 400 et 500 Hz et la nature du fond considéré est sableuse.

Le modèle de propagation choisi est le modèle RAM (équation parabolique). Ce modèle est un modèle de propagation en 2D permettant pour un transect donné et à une fréquence précise d'estimer le champ de propagation dans l'ensemble de la colonne d'eau pour différentes distances à la source. Pour chaque champ de propagation, les pertes de propagation sont estimées en considérant la perte minimale observée dans la colonne d'eau à une distance donnée.

Les paramètres utilisés pour le paramétrage de ce modèle sont :

- ▶ Une résolution selon d'axe de la distance : 10 m
- ▶ Une résolution selon l'axe de la profondeur : 1 m
- ▶ Une distance maximale de propagation correspondant à la zone d'étude acoustique

Afin d'établir une carte associée à la propagation du son dans l'ensemble de la zone, les pertes de propagation sont estimées pour différentes fréquences et différents transects en considérant les caractéristiques qui suivent :

- ▶ Une estimation des pertes pour les fréquences comprises entre 0 Hz et 10 kHz avec une résolution fréquentielle linéaire de 100 Hz (fréquence de coupure dynamique)
- ▶ Une décomposition linéairement répartie entre 0 et 360° autour de la source, en 800 transects présentant ainsi une résolution angulaire de 0.45°

3.4. Synthèse des données d'entrée

La synthèse des données d'entrée compilées pour établissement du scénario de propagation le plus représentatif est présentée dans le Tableau 10 ci-dessous :

Tableau 10. Données d'entrée du scénario de propagation et leurs sources

Type de données	Format	Source	Donnée d'entrée	Intérêt
Bathymétrie	Carte	Données CARMAY Mouquet & Bajjouk, 2018	Carte raster bathymétrique	Nécessaire à la modélisation de la propagation des ondes sonores.

Type de données	Format	Source	Donnée d'entrée	Intérêt
Nature du fond	Carte	RP-61803-FR NOTICE MAYOTTE + Carte géologique de Mayotte + data.shom	Tableau 8	Nécessaire pour évaluer les propriétés de réflexion/absorption des ondes sonores
Bathycélérimétrie	Bibliographie	Colborn, 1976	Figure 14	Nécessaire pour le calcul des pertes acoustiques en fonction de la distance à la source
Température	Base de données DCE - Station 006 et 011	Surval Ifremer		
Salinité	Base de données DCE - Station 006 et 011	Surval Ifremer		
Descriptif des ateliers du chantier	Données sur les opérations : types d'engin, cadencements des opérations, diamètres des pieux, positions des ateliers	Client + ETG	Tableau 9	Descriptif des ateliers du chantier
Données sur les pieux	Document PDF et mail	20201207-FAISA V2 + ETG	500mm	Descriptif des ateliers du chantier
Données sur le marteau	Document PDF	Fiche technique EB	2 700 kg 90 coups / min 7h / jour	Descriptif des ateliers du chantier
Spectre sonore du battage	Spectre acoustique	Ruggerone et al., 2008 à travers l'analyse de Jiménez-Arranz, et al. 2020	Figure 15	
Conditions météorologiques et océaniques	Données quantitatives moyennes (vitesse et direction du vent, pluviométrie, niveau d'eau)		État de mer 0	Permet d'intégrer la géophonie au bruit ambiant
Période des travaux	Mail	Client	Décembre 2022	Permet d'intégrer le marnage et les marées
Durée des travaux	Mail	ETG	2 mois	Permet d'intégrer le marnage et les marées
Modèle de perte par propagation	Équation	Farcas et al., 2016	RAM (équation parabolique)	Nécessaire pour le calcul des pertes acoustiques en fonction de la distance à la source
Audiogramme des espèces à enjeux	Courbe niveau/fréquence	Southall et al., 2019 Popper et al., 2014	Figure 19 et 20	Permet de prendre en compte la capacité auditive de chaque espèce afin d'évaluer le niveau de bruit effectivement perçu
Seuils de risque de perte d'audition	Niveaux en dB pondérés	Southall et al., 2019 Popper et al., 2014	Tableau 12 et 13	Permet de définir des périmètres associés aux risques de dommages physiologiques

3.5. Carte de modélisation de propagation sonore

L'objectif de la modélisation a été d'établir à l'échelle de la zone d'étude prédéterminée (emprise acoustique du projet) une carte de bruit ambiant sous-marin représentative de la contribution des sources sonores présentes lors de la phase de construction (battage).

Le scénario le plus représentatif a été déterminé en bout de ponton puisque la bathymétrie favorise la propagation des ondes sonores. Il a donc ainsi été réalisé en fonction des conditions techniques et environnementales, du planning des opérations et de l'état de la mer déterminé précédemment, afin de dimensionner les mesures de mitigations en conséquence. Une carte de propagation non pondérée (propagation physique du son) a ainsi été réalisée (Figure 17).

Afin de faciliter la lecture, la carte de bruit est présentée avec une répartition du bruit par pas de 10 dB. Elle est établie en considérant en tous points le niveau maximum quel que soit le niveau l'immersion dans la colonne d'eau.

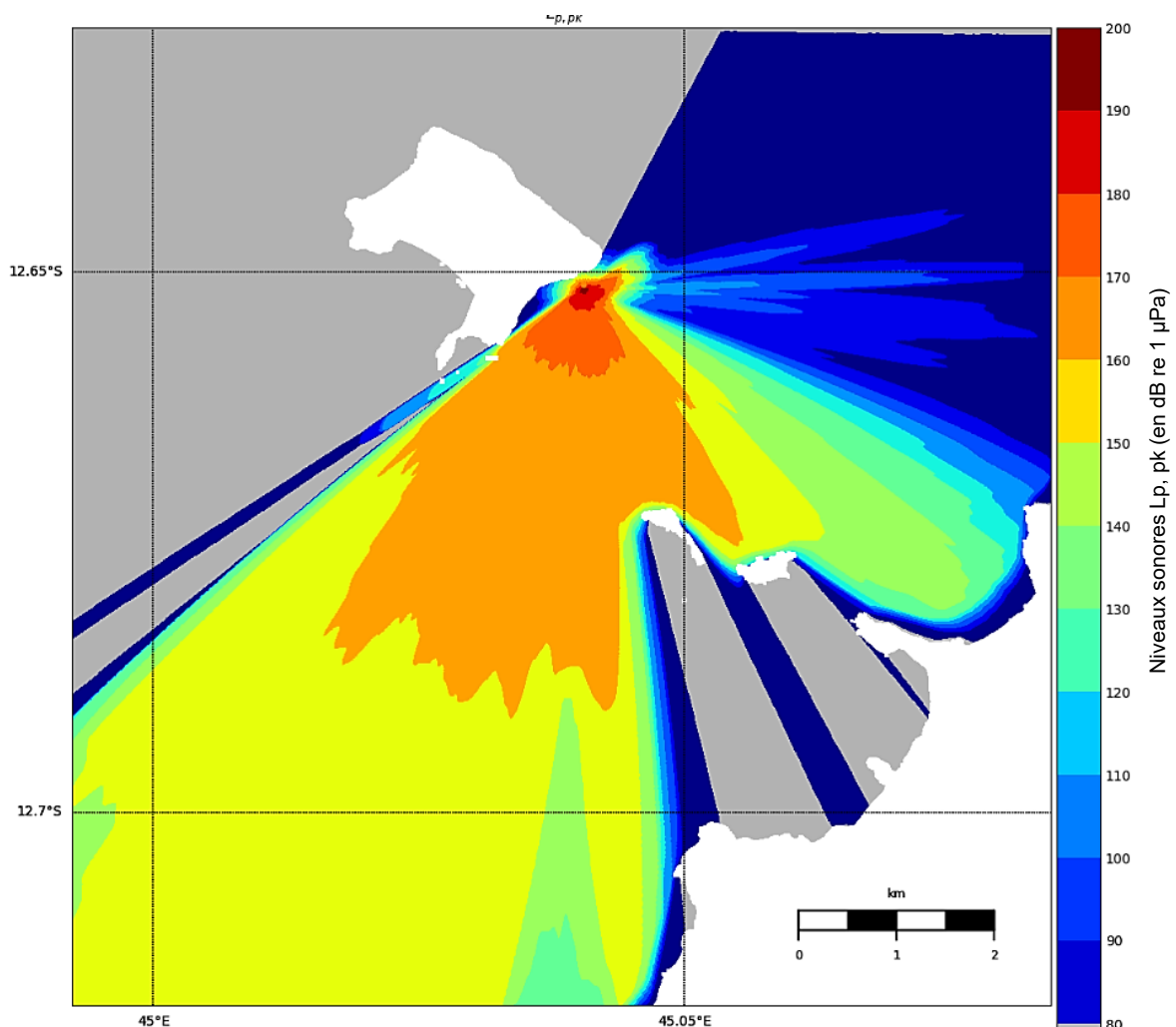


Figure 17 : Carte de modélisation de propagation sonore non pondérée (L_p , peak en dB re 1 μ Pa) pour 1 coup de battage de pieu

4. Évaluation des impacts sonores sur la faune marine

L'étude bibliographique réalisée a permis d'établir une liste principale de mammifères marins et tortues de mer présents ou susceptibles d'être présents à proximité du chantier. **Les mammifères marins et les tortues sont regroupés par groupe d'audition pour lesquels des seuils de tolérance au bruit ont été définis.** Ces seuils sont décrits dans la littérature scientifique par [Southall et al. \(2019\)](#) pour les mammifères marins et [Popper et al. \(2014\)](#) pour les poissons et les tortues de mer. Ils constituent à ce jour la référence en matière d'évaluation de l'impact du bruit sur ces espèces cibles et correspondent aux recommandations du MTES³.

Ces seuils ont donc été utilisés afin de modéliser l'effet attendu du battage de pieux sur chaque groupe d'audition, en fonction de leur capacité auditive. **Pour chaque groupe d'audition, une carte pondérée* a donc été réalisée, représentant les périmètres à l'intérieur desquels les espèces du groupe d'audition considéré sont susceptibles de subir une perte d'audition** temporaire (TTS pour Temporary Threshold Shift) ou permanente (PTS pour Permanent Threshold Shift).

* On appelle carte pondérée, une carte de propagation sonore qui tient compte de la perception et de la sensibilité acoustique d'un groupe d'audition. En effet le niveau reçu par l'animal (Figure 17 - non pondéré) est différent de celui qui sera effectivement perçu (pondéré) par celui-ci (Figure 18).

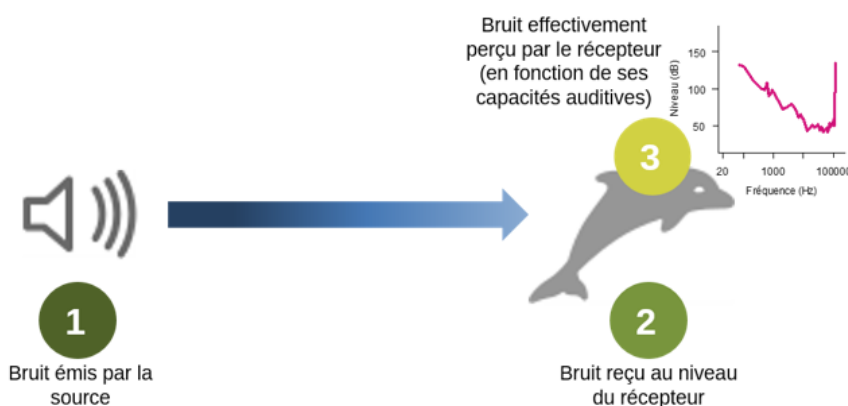


Figure 18. Différence entre les bruits émis, reçu et perçu. (MTES, 2020).

L'étendue de ces périmètres TTS et PTS (risques physiologiques) a donc été calculée et a permis de quantifier l'effet attendu du bruit généré par le battage de pieux. **Le croisement de ces effets avec la sensibilité définie pour chaque espèce a enfin permis d'évaluer l'impact du bruit sur la faune marine.**

Cette méthode d'évaluation se base uniquement sur le risque de dommage physiologique encouru. Elle ne prend pas en compte les éventuelles réactions comportementales (fuite, plongée, arrêt des activités, panique, etc.) qui pourraient être liées aux émissions sonores. Des seuils de bruit susceptibles d'engendrer des réactions comportementales ont déjà été proposés dans la littérature ([NMFS, 1995](#) ; [Nedwell et al., 2007](#) ; [David, 2011](#) par exemple), mais ces seuils sont fortement remis en question aujourd'hui ([Southall et al., 2021](#)). Il est en effet très difficile de relier une réaction comportementale à une cause en particulier et une forte variabilité interindividuelle existe ([Nowacek et al., 2007](#)). À l'inverse, les pertes d'audition consécutives à une exposition au bruit ont fait l'objet de mesures directes sur plusieurs espèces et les seuils disponibles aujourd'hui dans la littérature font consensus au sein de la communauté scientifique.

³ MTES, 2020. Préconisations pour limiter les impacts des émissions acoustiques en mer d'origine anthropique sur la faune marine, 209 p.

4.1. L'audition chez les mammifères marins

En milieu marin, où la visibilité est souvent réduite à quelques mètres, l'audition est un sens particulièrement important pour les organismes vivants. Ceux-ci ont développé des adaptations physiologiques leur permettant de percevoir les ondes acoustiques. Ces adaptations diffèrent sensiblement selon les espèces.

Les mammifères marins utilisent le son pour se nourrir, se reproduire, communiquer et s'orienter. Leur audition est donc particulièrement bien développée et adaptée au milieu marin. Dans l'eau, les mammifères marins sont capables de percevoir les sons sur une très large plage de fréquences allant de 10 Hz à 200 kHz. Cependant, **tous les mammifères marins n'ont pas la même sensibilité auditive et sont répartis en six « groupes d'audition »** notés HG (Hearing Group - [Southall et al., 2019](#) - Figure 19) :

- ▶ Les Cétacés basse fréquence (LF) qui comprennent notamment les baleines à fanons (ou mysticètes) perçoivent les sons entre 10 Hz à 30 kHz avec une sensibilité maximale entre 1000 et 8000 Hz. Dans cette plage de sensibilité maximale, leur seuil d'audition est d'environ 60 dB re 1 μ Pa.
- ▶ Les Cétacés haute fréquence (HF) qui regroupent la plupart des delphinidés (dauphins, globicéphales et orques), les ziphiidés (baleines à bec), les monodontidés (béluga et narval) et le grand cachalot. Ces espèces perçoivent les sons entre 100 Hz et 180 kHz avec une sensibilité maximale entre 10 et 100 kHz. À l'intérieur de cette plage de sensibilité maximale leur seuil d'audition est inférieur à 60 dB re 1 μ Pa
- ▶ Les Cétacés très haute fréquence (VHF), qui incluent les phocoenidés (marsouins), quelques petits delphinidés, les dauphins d'eau douce et les kogiidés (cachalots nain et pygmée). Comme les Cétacés haute fréquence, ils sont capables de percevoir les sons de 100 Hz à 180 kHz, mais ils sont plus sensibles aux très hautes fréquences, avec des seuils d'audition minimum inférieurs à 50 dB re 1 μ Pa autour de 100 kHz
- ▶ Les Siréniens (SI) qui comprennent les lamantins et dugongs perçoivent les sons entre 250 Hz et 60 kHz avec une sensibilité maximale entre 10 et 20 kHz. Dans cette plage plus restreinte leur seuil d'audition maximale se situe autour de 60 dB re 1 μ Pa
- ▶ Les Phocidés (PCW), qui comprennent les phoques et les éléphants de mer. Ces espèces, dépourvues d'oreille externe, sont capables de percevoir les sons aussi bien sous l'eau que dans l'air. Dans l'eau, elles perçoivent les sons entre 100 Hz et 100 kHz. Leur seuil d'audition est inférieur à 60 dB re 1 μ Pa dans leur plage de sensibilité maximale, comprise entre 2 et 30 kHz
- ▶ Les autres carnivores (OCW), qui regroupent les otaries, les lions de mer, le morse, les loutres et l'ours polaire. Contrairement aux phocidés, ces espèces possèdent une oreille externe (à l'exception du morse) et leur seuil d'audition est plus élevé (environ 70 dB re 1 μ Pa au minimum). Dans l'eau, elles perçoivent les sons entre 100 Hz et 60 kHz et leur sensibilité maximale se situe autour de 10 kHz.

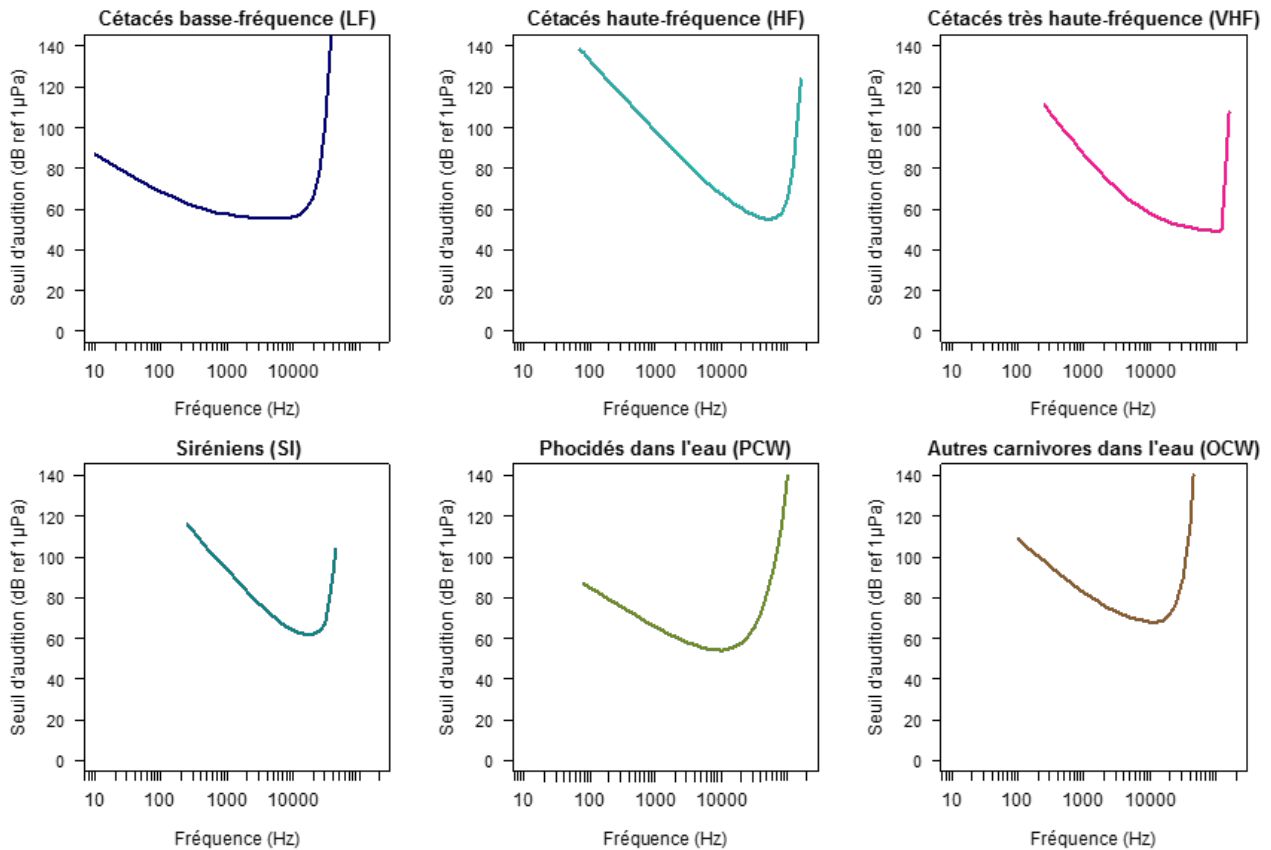


Figure 19 : Audiogrammes médians des différents groupes de mammifères marins (Southall et al., 2019).

Sept espèces de mammifères marins ont été identifiées dans l'étude bibliographique comme susceptibles d'être présentes à proximité du chantier : la baleine à bosse, le grand dauphin de l'Indopacifique, le dauphin tacheté pantropical, le dauphin à long bec, le dauphin à bosse, le péponocéphale et le dugong. Les groupes d'audition ainsi que les capacités auditives (plage d'audition et sensibilité maximale) propres à ces sept espèces sont résumés dans le Tableau 11 ci-dessous.

Tableau 11 : Groupe d'audition des espèces de mammifères marins (Southall et al., 2019).

Espèce	Groupe d'audition	Plage d'audition	Sensibilité maximale
Baleine à bosse	Cétacés basse fréquence (LF)	10 Hz-30 kHz	~60 dB re 1 µPa entre 1 et 8 kHz
Grand dauphin de l'Indopacifique	Cétacés haute fréquence (HF)	100 Hz-180 kHz	~60 dB re 1 µPa entre 10 et 100 kHz
Dauphin tacheté pantropical			
Dauphin à long bec			
Dauphin à bosse de l'Indopacifique			
Péponocéphale			
Dugong	Siréniens (SI)	250 Hz - 60 kHz	~60 dB re 1 µPa entre 10 et 20 kHz

4.2. Seuils de tolérance au bruit pour les mammifères marins

Pour chaque groupe d'audition précédemment cité, des seuils de tolérance au bruit ont été définis en 2007 (Southall et al., 2007) et ont récemment été mis à jour (NMFS, 2018 ; Southall et al., 2019). Ces seuils intègrent les dernières connaissances scientifiques en matière de bioacoustique et sont considérés aujourd'hui comme les plus robustes pour évaluer l'effet du bruit sur les mammifères marins. Ce sont donc ces seuils qui ont été retenus dans la présente étude. **Ces seuils permettent d'établir à partir de quel niveau de bruit un mammifère marin, en fonction de sa sensibilité auditive, est susceptible de subir une perte d'audition temporaire (TTS) ou permanente (PTS). Ils sont déclinés selon le type de bruit considéré : impulsionnel ou continu.**

En effet, dans le cas d'une exposition à un son continu, il est important de prendre en compte la durée d'émission de ce son. De ce fait, les indicateurs TTS et PTS pour un son continu sont exprimés en $LE_{p, 24h}$ ou SEL cumulé sur 24 heures (SEL_{24h}). Ces indicateurs sont pondérés (leurs calculs intègrent la fonction de pondération du groupe d'espèces considéré) afin de prendre en compte la sensibilité auditive de chaque groupe d'audition chez les mammifères marins. Les indicateurs TTS et PTS définis pour les sons de nature impulsionnelle sont exprimés en $LE_{p, HG^4, 24h}$, SEL_{24h} pondéré, mais également en $L_{p, peak}$ ou SPL_{pk} (Sound Pressure Level zero to peak) non pondéré, ce qui correspond au niveau de bruit reçu par l'animal, indépendamment de sa capacité auditive (Tableau 12).

Tableau 12 : Seuils de perte temporaire (TTS) et permanente (PTS) d'audition pour chaque groupe de mammifères marins exposés à un bruit impulsionnel. (Southall et al., 2019).

Son impulsionnel	TTS		PTS	
	$LE_{p, 24h}$ (Pondéré)	$L_{p, pk}$ (Non pondéré)	$LE_{p, 24h}$ (Pondéré)	$L_{p, pk}$ (Non pondéré)
Cétacés basse fréquence (LF)	168	213	183	219
Cétacés haute fréquence (HF)	170	224	185	230
Siréniens (SI)	175	220	190	226

Les niveaux d'exposition sonore cumulés sur 24 heures ($LE_{p, 24h}$ SEL_{24h}) sont exprimés en dB re $1 \mu Pa^2 \cdot s$. Les niveaux de pression sonore ($L_{p, pk}$ ou SPL_{pk}) sont exprimés en dB re $1 \mu Pa$

4.3. L'audition chez les tortues de mer

Les tortues marines possèdent un système auditif développé, comprenant une oreille moyenne (avec un tympan) et une oreille interne. L'oreille moyenne conduit le son via la columelle (petit os équivalent à l'étrier chez les mammifères), tandis que l'oreille interne le réceptionne et détecte la position et l'accélération.

Même si son fonctionnement est encore mal connu, les études suggèrent que l'appareil auditif des tortues marines est adapté à la détection des sons aériens et sous-marins. Le tympan est renforcé par une épaisse couche de graisse, ce qui est propre aux reptiles aquatiques. Les tortues marines sont capables de capter les stimuli acoustiques, mais également les vibrations via le squelette (os de la tête et colonne vertébrale notamment) et la carapace de l'animal qui joueraient le rôle de récepteurs des ondes sonores à terre comme en mer. Cependant, ce processus de perception des vibrations n'est pas encore très bien connu. La présence d'une oreille moyenne (cavité remplie d'air) suggère que les tortues marines sont également capables de percevoir les variations de pression.

Les tortues marines seraient capables de percevoir des sons sous-marins basse fréquence, entre 30 et 2 000 Hz, avec une sensibilité maximale située entre 200 et 600 Hz (Figure 20), **cette sensibilité maximale étant**

⁴ HG pour "Hearing Group" : dépend du groupe d'audition auquel appartient l'animal considéré ; 24h, car le niveau est calculé pour une exposition sur 24 h.

toutefois variable d'une espèce à l'autre, et d'un individu à l'autre, notamment en fonction de son âge. L'appareil auditif des tortues marines est également impliqué dans les déplacements et l'équilibre.

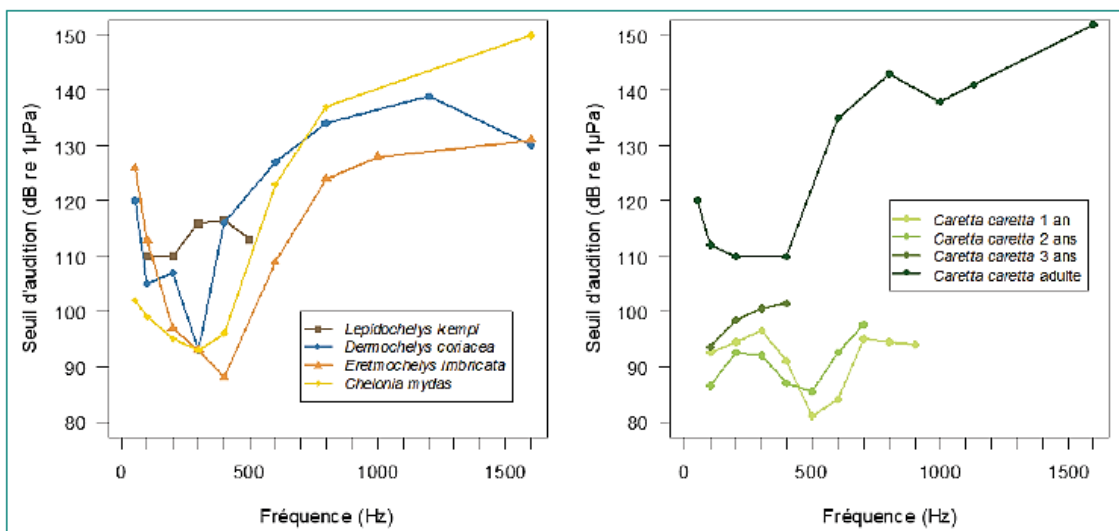


Figure 20 : À gauche, audiogrammes de quatre espèces de tortues marines : la tortue de Kemp (*Lepidochelys kempi*), la tortue luth (*Dermochelys coriacea*), la tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*) et la tortue verte (*Chelonia mydas*). À droite, audiogramme de la tortue caouanne (*Caretta caretta*) à différents stades du cycle de vie (Ketten & Bartol, 2006 ; Dow Piniak, 2012).

4.4. Seuils de tolérance au bruit pour les tortues de mer

Pour les poissons et tortues marines, des seuils de tolérance au bruit ont été définis en 2014 (Popper et al., 2014). Ces seuils intègrent les dernières connaissances scientifiques en matière de bioacoustique et sont considérés aujourd'hui comme les plus robustes pour évaluer l'effet du bruit sur les tortues de mer. Ce sont donc ces seuils qui ont été retenus dans la présente étude. **Ces seuils permettent d'établir à partir de quel niveau de bruit une tortue de mer est susceptible de subir une perte d'audition permanente (PTS) (les seuils TTS pour les tortues de mer sont indisponibles par manque de connaissances).**

Les indicateurs PTS définis pour les sons de nature impulsionnelle sont exprimés en $LE_{p,HG^5,24h}$, SEL_{24h} pondéré, mais également en Lp_{peak} ou SPL_{pk} (Sound Pressure Level zero to peak) non pondéré, ce qui correspond au niveau de bruit reçu par l'animal, indépendamment de sa capacité auditive (Tableau 13).

Tableau 13 : Seuils TTS et PTS pour les tortues de mer exposées à un son impulsionnel. (Popper et al., 2014).

Son impulsionnel	TTS		PTS	
	$LE_{p, 24h}$ (Pondéré)	Lp_{pk} (Non pondéré)	$LE_{p, 24h}$ (Pondéré)	Lp_{pk} (Non pondéré)
Tortues de mer (TU)	Non disponible		210	207

Les niveaux d'exposition sonore cumulés sur 24 heures ($LE_{p, 24h}$, SEL_{24h}) sont exprimés en dB re $1 \mu Pa^2 \cdot s$. Les niveaux de pression sonore (Lp_{pk} ou SPL_{pk}) sont exprimés en dB re $1 \mu Pa$

⁵ HG pour "Hearing Group" : dépend du groupe d'audition auquel appartient l'animal considéré ; 24h, car le niveau est calculé pour une exposition sur 24 h.

4.5. Cartes d'impact du bruit sous-marin sur la faune marine

La modélisation a permis de déterminer les distances maximums d'impact physiologique et de réaliser des cartes de bruit perçu par les espèces marines principales et susceptibles d'être présentes dans la zone d'étude (emprise acoustique du projet).

Les cartes acoustiques réalisées permettent d'estimer en fonction des données acoustiques disponibles le bruit perçu (donc pondéré, après correction en fonction de la sensibilité auditive du groupe considéré) ou non pondéré pour chaque espèce précédemment identifiée regroupée par groupe d'audition.

Afin de faciliter la lecture, la carte de bruit est présentée avec une répartition du bruit par pas de 10 dB. Elle est établie en considérant en tous points le niveau maximum quel que soit le niveau l'immersion dans la colonne d'eau.

Pour rappel, seul le scénario de propagation sonore le plus représentatif (en bout de ponton) a été modélisé, puisque la bathymétrie favorise la propagation des ondes sonores.

Tableau 14 : Seuils TTS et PTS et distances maximales d'impact associées

Son impulsionnel	LE, p, 24h (pondéré)			
	TTS		PTS	
	Seuil	Distance max	Seuil	Distance max
Cétacés basse fréquence (LF)	168 dB	8 km	183 dB	765 m
Cétacés haute fréquence (HF)	170 dB	290 m	185 dB	30 m
Siréniens (SI)	175 dB	330 m	190 dB	40 m
Tortues de mer (TU)	-	-	210 dB	Non atteint

Son impulsionnel	Lp, pk (non pondéré)			
	TTS		PTS	
	Seuil	Distance max	Seuil	Distance max
Cétacés basse fréquence (LF)	213 dB	< 10 m	219 dB	Non atteint
Cétacés haute fréquence (HF)	224 dB	Non atteint	230 dB	Non atteint
Siréniens (SI)	220 dB	Non atteint	190 dB	10 m
Tortues de mer (TU)	-	-	207 dB	< 10 m

Figure 21 : Carte de propagation pondérée et zones d'impacts TTS et PTS pour les cétacés LF (, 24h, en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) pour 7h de battage avec une cadence de 90 coups / min

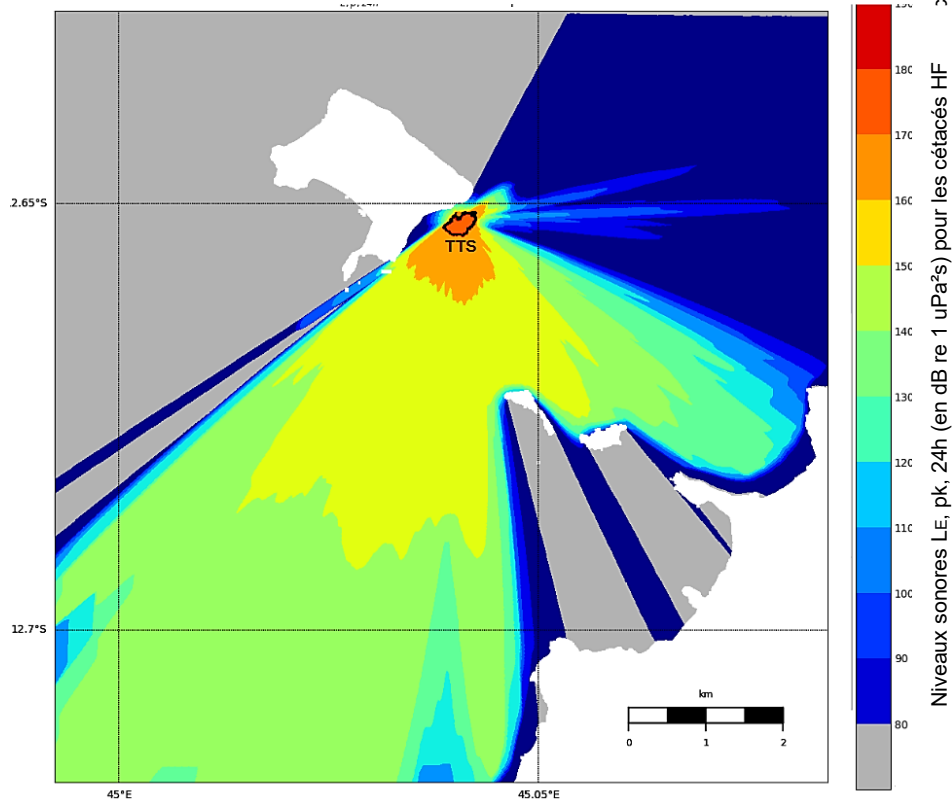


Figure 22 : Carte de propagation pondérée et zones d'impacts TTS pour les cétacés HF (LE, p, 24h, en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) pour 7h de battage avec une cadence de 90 coups / min

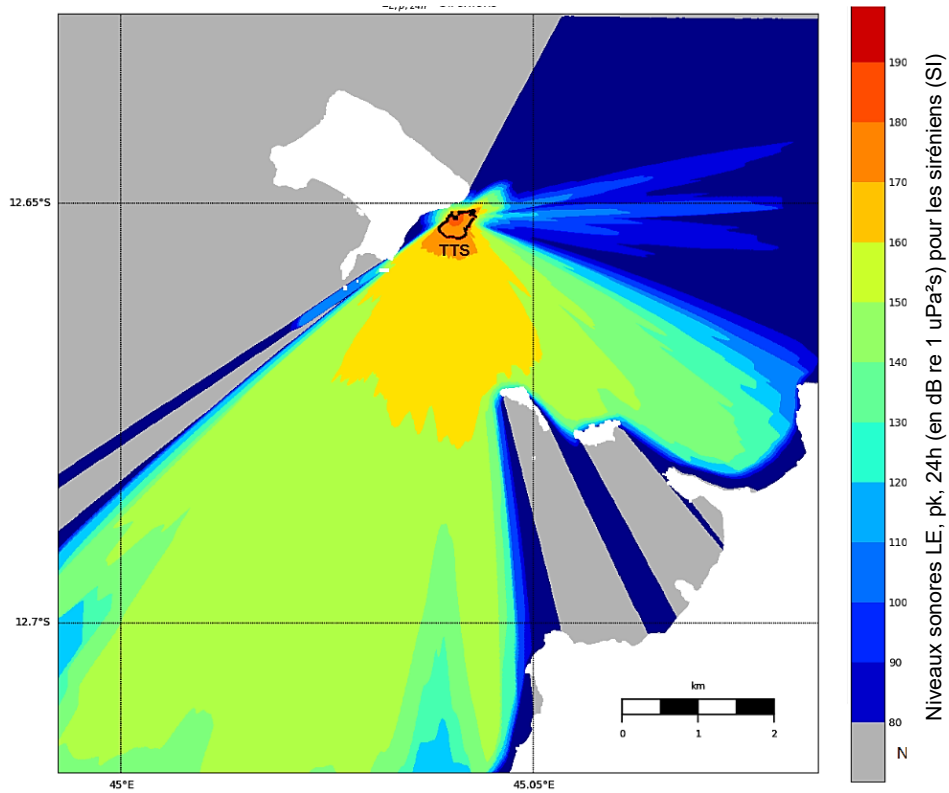


Figure 23 : Carte de propagation pondérée et zones d'impacts TTS pour les siréniens SI (LE, p, 24h, en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) pour 7h de battage avec une cadence de 90 coups / min

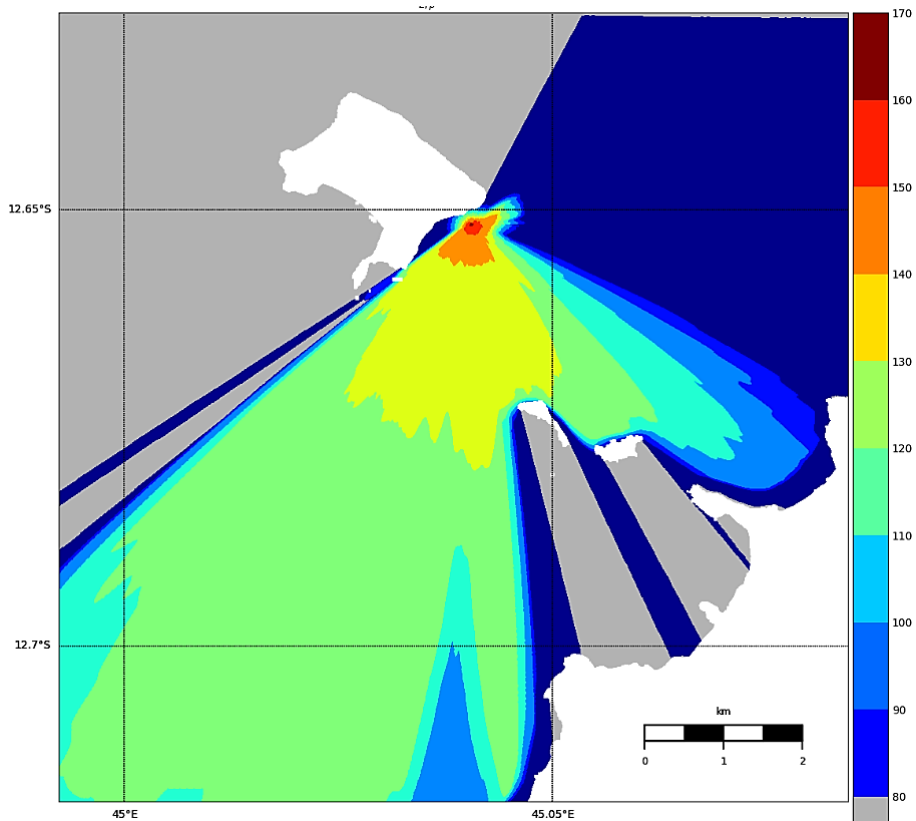


Figure 24 : Carte de propagation pondérée pour les tortues de mer TU (LE, p, en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)

4.6. Évaluation des effets sonores sur la faune marine

L'effet se définit comme la conséquence objective d'un projet ou d'une activité sur son environnement (MEEDDM, 2010). Cet effet peut être positif ou négatif, direct ou indirect, temporaire ou permanent, à court, moyen ou long terme. Le degré d'effet varie selon l'espèce considérée et le type d'activité : ces effets pourront être nuls ou négligeables, faibles, moyens ou forts.

Pour évaluer l'effet du bruit sur la faune marine, nous avons considéré l'étendue du périmètre à l'intérieur duquel un individu est susceptible de subir un dommage physiologique (TTS ou PTS) afin d'évaluer le niveau d'effet selon la grille présentée dans le Tableau 15 ci-dessous. Ce périmètre est défini par la valeur du rayon en mètre qui détermine cette zone à risque auditif autour de la source émettrice.

Tableau 15 : Grille d'évaluation des effets liés aux bruit sous-marin

Effet	Absence de TTS	TTS uniquement	PTS ≤ 500 m	PTS > 500 m
Niveau d'effet	Nul ou Négligeable	Faible	Moyen	Fort

Le Tableau 16, quant à lui, présente une synthèse des effets sonores potentiels en fonction des espèces ciblées pour le scénario modélisé.

Tableau 16 : Détermination des effets sonores potentiels sur les espèces principales (mise en évidence des rayons en mètres associés aux périmètres TTS et PTS).

Cétacés basse fréquence (LF)		Cétacés haute fréquence (HF)		Siréniens (SI)		Tortues de mer (TU)
Baleine à bosse		Grand dauphin de l'Indopacifique Dauphin tacheté pantropical Dauphin à long bec Dauphin à bosse de l'Indopacifique Péponocéphale		Dugong		Tortue verte Tortue imbriquée
TTS	PTS	TTS	PTS	TTS	PTS	PTS
8 km	765 m	290 m	30 m	330 m	40 m	Non atteint
Effet fort		Effet moyen		Effet moyen		Effet nul

L'évaluation des effets sonores associée au scénario représentatif (fin de ponton) met en évidence un effet fort sur les cétacés basse fréquence (LF), moyen pour les cétacés haute fréquence (HF) et les siréniens, mais nul pour les tortues de mer (TU).

Pour rappel seuls les effets physiologiques sont considérés dans le Tableau 16, cependant, de fortes réactions comportementales des espèces ciblées seraient potentiellement attendues compte tenu des niveaux de bruit modélisés si une espèce considérée était positionnée à proximité du chantier de battage de pieux.

4.7. Évaluation du risque d'impact acoustique

Le risque d'impact se définit comme la transposition de l'effet sur une échelle de valeurs (MEEDDM, 2010). Il s'évalue en croisant l'effet et la sensibilité (la sensibilité des espèces principales a été évaluée en Chap 2.5 : Définition des enjeux et sensibilités). Ainsi, le croisement des sensibilités, précédemment définies pour chaque espèce, avec les effets déterminés pour chacune des phases de travaux a permis d'évaluer les risques d'impact du bruit généré par les travaux d'ancrage des pieux sur les mammifères marins potentiellement présents sur la zone d'étude. Pour cela, la matrice suivante a été appliquée (Tableau 17).

Tableau 17 : Matrice d'évaluation des risques d'impact en fonction de la sensibilité et des effets.

Sensibilité \ Effet	Nulle ou négligeable	Faible	Moyenne	Forte
Nul ou négligeable	Nul Négligeable	Nul Négligeable	Nul Négligeable	Nul Négligeable
Faible	Nul Négligeable	Faible	Moyen	Moyen
Moyen	Nul Négligeable	Faible	Moyen	Fort
Fort	Nul Négligeable	Moyen	Moyen	Fort

Cette matrice donne un poids plus important à la sensibilité par rapport à l'effet. Celle-ci apparaît effectivement plus importante, puisqu'elle définit le niveau de risque. Ainsi, même si l'effet est fort (ex. : risque de perte d'audition permanente), si l'espèce n'y est pas sensible (parce qu'elle n'est pas présente sur la zone par exemple), le risque d'impact sera faible ou nul.

Les résultats du croisement des sensibilités et des effets pour les espèces potentiellement présentes sur la zone d'étude pour le battage de pieu sont présentés dans le Tableau 18.

Tableau 18 : Synthèse du risque d'impact acoustique

Cétacés basse fréquence (LF)	Cétacés haute fréquence (HF)				
	Baleine à bosse	Grand dauphin de l'Indopacifique	Dauphin tacheté pantropical	Dauphin à long bec	Dauphin à bosse de l'Indopacifique
Moyen	Moyen	Faible	Faible	Fort	Faible

Siréniens (SI)	Tortues de mer (TU)
Dugong	Tortue verte Tortue imbriquée
Moyen	Nul

Le dauphin à bosse présente des risques forts étant donné sa sensibilité et son statut de vulnérabilité défavorable. La baleine à bosse, le grand dauphin et le dugong présentent des risques moyens étant donné les seuils TTS <500m et leur sensibilité. Le dauphin tacheté, le dauphin à long bec, le péponocéphale présentent des risques faibles malgré des seuils TTS < 500m mais leur présence est moins probable dans la zone. Les tortues de mer quant à elle ne présentent pas de risque puisque les effets sonores prévisionnels sont nuls.

5. Recommandations de mesures de mitigation

5.1. Méthodologie

Les mesures de mitigation peuvent consister à éviter les impacts ou à les réduire s'ils ne peuvent être évités. **L'évaluation des impacts du projet sur les espèces marines a permis de définir et de dimensionner des mesures d'atténuation appropriées.**

Les mesures d'évitement ou de réduction peuvent en général comprendre :

- ▶ L'adaptation du calendrier pour tenir compte de la présence des espèces ciblées
- ▶ La définition d'une zone d'exclusion (c'est-à-dire une zone à l'intérieur de laquelle les espèces subiront des dommages physiologiques) sur la base de cartes de modélisation de la propagation
- ▶ L'utilisation de méthodes de suivi en temps réel (visuel et/ou acoustique) pendant la construction pour détecter la présence de mammifères marins dans des zones potentiellement dangereuses
- ▶ La mise en place de procédures en cas de présence d'animaux dans une zone dangereuse
- ▶ La mise en place de dispositifs pour réduire le bruit à sa source (ex. : rideaux à bulles)
- ▶ Le déploiement de dispositifs pour éloigner les animaux (ex. : soft, start, ramp up, pingers)

Ces mesures sont des exemples de solutions pouvant être proposées.

5.2. Recommandations

L'étude bibliographique a permis d'établir une liste d'espèces principales présentes ou susceptibles de l'être dans la zone d'emprise acoustique du projet ainsi que leur sensibilité. La modélisation de propagation sonore et la réalisation des cartes pondérées ont permis de définir les zones d'impact physiologique et ainsi évaluer les effets potentiels sur les espèces marines si elles venaient à être présentes dans ces périmètres. Les mesures d'atténuation proposées ont été étudiées et sélectionnées en fonction des contraintes techniques, environnementales et budgétaires. **Des protocoles ont été établis conformément à la réglementation en vigueur et adaptés aux conditions locales.**

Les procédures recommandées, décrites ci-après, se basent sur les standards habituellement préconisés dans le cadre de travaux de battage [JNCC, 2010 Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise Joint Nature Conservation Committee 14 p](#) et ont été adaptées aux risques et enjeux liés aux travaux d'installation du ponton, évalués lors de l'étude des impacts sonores de cette étude.

Nos recommandations sont les suivantes :

- ▶ **Adaptation du calendrier en fonction de la saisonnalité/présence des espèces.** L'évaluation des enjeux a démontré que la zone joue un rôle important dans le cycle de vie des baleines à bosse (mise bas / reproduction) pendant l'hiver austral. Les autres espèces à fort et moyen enjeux présentent un caractère résident, il ne sera donc pas possible d'adapter le calendrier des travaux en fonction. La mise en place d'une surveillance visuelle ou acoustique permanente permettra de détecter leur présence à proximité du chantier et de déterminer les actions à mener. **Nous recommandons donc de ne pas réaliser les travaux durant la période migratrice des baleines à bosse.**
- ▶ **Définition d'une zone dite d'« exclusion » autour de la source sonore.** Ce périmètre est généralement déterminé par la zone d'impact la plus grande, à savoir l'impact TTS pour les cétacés basse fréquence (LF) avec pour centre la position du pieu qui est battu (la position centrale évolue donc en fonction de l'avancée du chantier). La définition de ce périmètre permet d'établir une zone maximale de risque physiologique toutes espèces confondues pour les procédures qui suivent. Étant donné que seule la baleine à bosse est un cétacé basse fréquence (LF) et qu'une adaptation du planning est recommandée, **nous préconisons alors une zone d'exclusion comprenant au minima l'impact TTS des cétacés haute fréquence (HF) à savoir un minimum de 330m. De manière général une zone d'exclusion de 500m est préférable.**

- **La mise en place d'une surveillance prétravaux (ou pre-watch).** La surveillance avant travaux, ou pre-watch, consiste en général à définir un périmètre d'exclusion et à réaliser une surveillance minutieuse afin de s'assurer qu'aucun animal n'est présent à l'intérieur de ce périmètre avant les travaux et, le cas échéant, de définir les actions à mener en cas de présence avérée. **Nous préconisons la mise en place de ce protocole pendant 30 minutes tous les jours avant le démarrage des travaux. La surveillance devra être réalisée** depuis la terre ou un support maritime **par un opérateur formé** à l'observation de la faune marine. Attention le protocole pre-watch est généralement adapté aux mammifères marins, mais peu aux tortues de mer, du fait de leur plus faible capacité à s'éloigner. Un protocole pre-watch adapté est proposé ci-dessous :

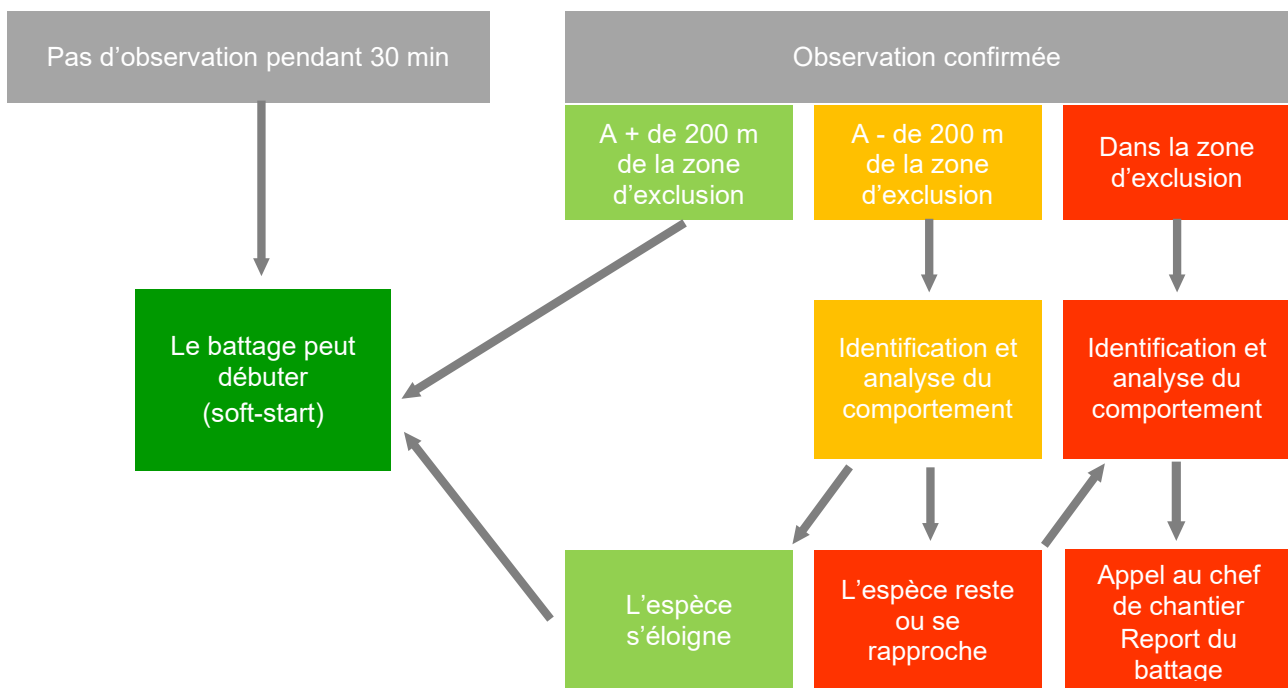


Figure 25 : Protocole pre-watch

- **La mise en place d'une procédure d'augmentation progressive du niveau sonore (ou soft-start).** Le soft-start consiste à augmenter progressivement le niveau sonore généré par les travaux afin de permettre aux espèces marines potentiellement présentes aux alentours de s'éloigner de la zone de travaux et éviter ainsi tous dommages liés au bruit. Dans le cas de battage de pieux, le soft start consiste à augmenter progressivement la cadence de frappe du marteau jusqu'à atteindre le niveau maximum d'émission. **Nous recommandons la mise en place d'un soft start si celui-ci est techniquement réalisable** en produisant une montée en niveau sonore par étapes durant 20 min (20% par 20%) jusqu'au niveau nominal de travail. Un protocole soft-start adapté est proposé ci-dessous :

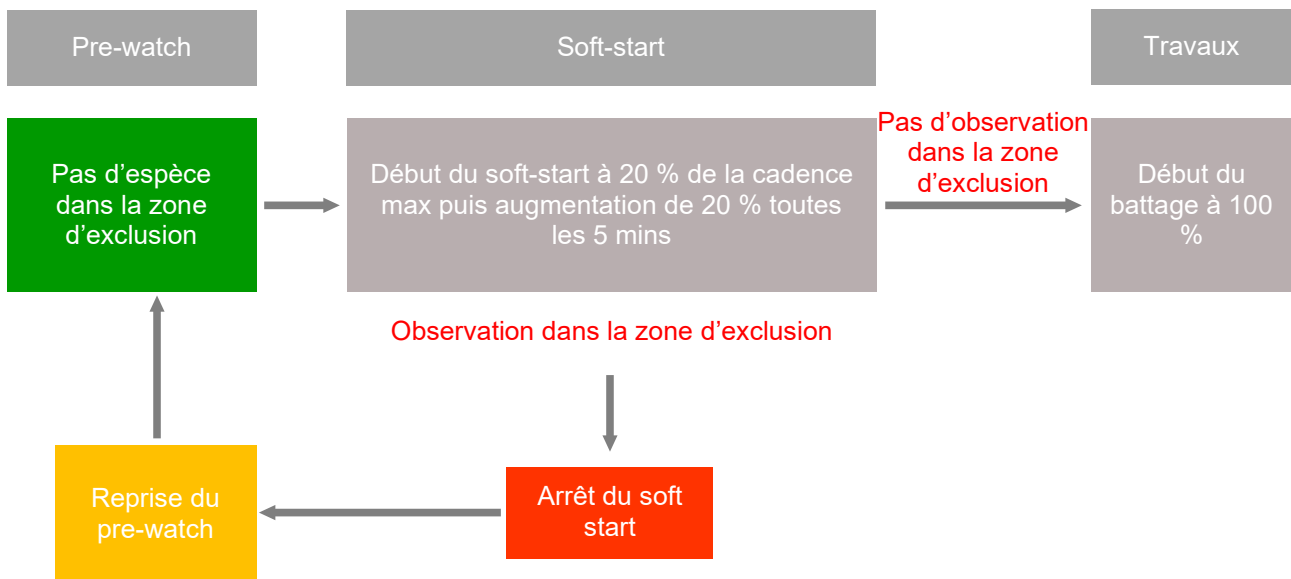


Figure 26 : Protocole soft-start

- ▶ **La mise en place d'une procédure d'arrêt ou de réduction de la puissance du battage (ou work stoppage).** Ce protocole permet de définir les actions à mener en cas de présence d'un animal dans la zone d'exclusion par l'arrêt ou la réduction du niveau sonore du battage. **Nous préconisons la surveillance de la zone d'exclusion** depuis la terre ou un support maritime **par un opérateur formé** à l'observation de la faune marine afin de prévenir de l'entrée d'un animal dans la zone d'impact durant les phases de travaux. NB : En cas d'arrêt du battage supérieur à 15 min en raison de la présence d'un animal ou pour des raisons techniques, il est recommandé de réaliser un pre-watch + soft-start depuis le début.
- ▶ **La mise en place de mesures de convenance.** Les mesures de convenance sont réalisées en début de chantier par enregistrement et mesure des niveaux de bruits initiaux et au démarrage des opérations de battage (en général sur 2-3 jours). Les niveaux mesurés *in situ* sont ensuite corrélés avec la modélisation pour affinage des distances d'impact et de la zone d'exclusion.
- ▶ **La formation / sensibilisation des équipes de chantier.** Pour des raisons économiques, si la surveillance par un opérateur formé à l'observation de la faune marine était impossible à mettre en place pendant la durée des travaux, une formation / sensibilisation devra être réalisée pour permettre aux parties prenantes présentes d'alerter et de réaliser les bonnes actions précédemment recommandées en cas de détection d'un animal dans la zone d'exclusion.

6. Références bibliographiques

Ballorain K., Ciccione S., Bourjea J., Grizel H., Enstipp M., Georges J. Y., 2010. Habitat use of a multispecific seagrass meadow by green turtles *Chelonia mydas* at Mayotte Island. *Marine Biology*. 157(12) : 2581-2590

Bourjea J., Frappier J., Quillard M., Ciccione S., Ross D., Hugues G., Grizel H., 2007. Mayotte Island: another important green turtle nesting site in the southwest Indian Ocean. *Endang Species Res* 3:273-282.

Certain, G, Jørgensen LL, Christel I, Planque B, Bretagnolle V, 2015, Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level. *ICES Journal of Marine Science*, fsv003. doi:10.1093/icesjms/fsv003

Ciccione, S., Taquet, M. Roos, D., Barde, J. 2002. Assistance à la DAF de Mayotte pour la mise en place d'une étude sur les tortues marines CEDT/Ifremer. CEDT, Mamoudzou.

Ciccione S., Bourjea J., Quillard M., 2004. Evolution de la fréquentation des plages de Mayotte par les femelles en ponte. Assistance à la DAF de Mayotte pour l'encadrement scientifique et la formation des agents sur les programmes d'étude et de conservation des tortues marines et de leurs habitats à Mayotte. Rapport de Convention, Conseil Général, Observatoire des Tortues Marines. pp. 8-10

Colborn, J.G. (1976). Sound-speed distribution in the western indian ocean. Report NUC TP 502, Undersea Surveillance Department of the Naval Undersea Center, San Diego.

Collins, M.D., 1993. A split-step Padé solution for the parabolic equation method. *J. Acoust. Soc. Am.* 93, 1736–1742. <http://dx.doi.org/10.1121/1.406739>

David, A., 2011. Underwater environmental impact assessments on marine mammals and fish by high power anthropogenic radiated sound. *Proceedings of Acoustics 2011*, The 2011 Conference of the Australian Acoustical Society, Gold Coast.

Dow Piniak, W. E., 2012. Acoustic Ecology of Sea Turtles: Implications for Conservation. Dissertation, Duke University, 114 p.

Etter, P.C., 2009. Review of ocean-acoustic models. *Proc. IEEE Oceans 2009*.

Etter, P.C., 2013. Underwater Acoustic Modeling and Simulation. CRC Press, FL <http://dx.doi.org/10.1201/b13906>

Ersts, P., Kiszka J., Vély M., Rosenbaum H. C., 2011. Density, group composition, and encounter rates of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the eastern Comoros Archipelago (C2). *Journal of Cetacean Research Management* 3:175-182.

Farcas, A., Thompson, P. M., & Merchant, N. D. (2016). Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.012>

Fricke, M.B., Rolfes, R., 2015. Towards a complete physically based forecast model for underwater noise related to impact pile driving. *J. Acoust. Soc. Am.* 137, 1564–1575. <http://dx.doi.org/10.1121/1.4908241>

Garthe, Stefan & Hüppop, Ommo. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology*. 41. 724 - 734. 10.1111/j.0021-8901.2004.00918.x.

- Gross A., Kiszka J., Van Canneyt O., Richard P., Ridoux V., 2009. A preliminary study of habitat and resource partitioning among co-occurring tropical dolphins around Mayotte, southwest Indian Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84:367–374.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952. doi:10.1126/science.1149345
- Hamilton, E.L., 1972. Compressional-wave attenuation in marine sediments. *Geophysics* 37, 620–646. <http://dx.doi.org/10.1190/1.1440287>
- Hamilton, E.L., 1976. Sound attenuation as a function of depth in the sea floor. *J. Acoust. Soc. Am.* 59, 528–535. <http://dx.doi.org/10.1121/1.380910>
- Hamilton, E.L., 1980. Geoacoustic modeling of the sea floor. *J. Acoust. Soc. Am.* 68, 1313–1340. <http://dx.doi.org/10.1121/1.385100>
- Hamilton, E.L., 1987. Acoustic properties of sediments. *Acoust. Ocean Bottom* 3–58.
- Hamilton, E.L., Bachman, R.T., 1982. Sound velocity and related properties of marine sediments. *J. Acoust. Soc. Am.* 72, 1891–1904. <http://dx.doi.org/10.1121/1.388539>
- Jensen, F. B., Kuperman, W. A., Porter, M. B., & Schmidt, H. (2011). “Computational ocean acoustics”, Springer Science & Business Media
- Jiménez-Arranz, G., Banda, N., Cook, S. and Wyatt, R. (2020). Review on existing data on underwater sounds from pile driving activities.
- JNCC, 2010 Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise Joint Nature Conservation Committee 14 p
- Ketten, D. R. & Bartol, S. M., 2006. Functional Measures of Sea Turtle Hearing. Woods Hole Oceanographic Institution, ONR Award No: N00014-02-1-0510, Report No: 13051000, 6 p.
- Kiszka J., Vély M., Bertrand N., Breyse O., Wickel J., Maleck-Bertrand N., 2003. Le dugong (*Dugong dugon*, Müller 1776) autour de l'île de Mayotte (Océan Indien occidental) : bilan récent des connaissances acquises et préconisations pour sa conservation. DAF, Megaptera. 28 pp. + annexes
- Kiszka J., Ersts P., Ridoux V. 2006. Cetacean diversity in the lagoon and surrounding waters of Mayotte, Comoros Archipelago. Report No. SC/58/O13, 58th International Whaling Commission
- Kiszka J., Muir C., Poonian C., Cox T., Amir O. A., Bourjea J., Razafindrakoto Y., Wambiji N., Bristol N., 2008a. Marine Mammal Bycatch in the Southwest Indian Ocean: Review and Need for a Comprehensive Status Assessment. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 7:119-136
- Kiszka, J., B. Simon-Bouhet, L. Martinez, C. Pusineri, P. Richard, and V. Ridoux. 2011a. Ecological niche segregation within a community of sympatric dolphins around a tropical island. *Marine Ecology Progress Series* 433:273-288.
- Leatherwood S, Reeves RR, 1983, *The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins*, Sierra Club Books, San Francisco, 302p.

- Lippert, T., von Estorff, O., 2014. On a hybrid model for the prediction of pile driving noise from offshore wind farms. *Acta Acust. United Acust.* 100, 244–253. <http://dx.doi.org/10.3813/aaa.918717>
- Lockier, C.H. 1981. Growth and energy budgets of large baleen whales from the southern hemisphere. *Food Agric. Organ. U.N. Fish. Ser.* 5:379-487.
- MNHN & OFB [Ed]. 2003-2022. Fiche de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). Inventaire national du patrimoine naturel (INPN). Site web : https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/77338 - Le 18 juillet 2022
- MTES, 2020. Préconisations pour limiter les impacts des émissions acoustiques en mer d'origine anthropique sur la faune marine. 209 p.
- Nedwell, J. R., Turnpenny, A. W. H., Lovell, J., Parvin, S. J., Workman, R., Spinks, J. A. L. & Howell, D., 2007. A validation of the dB_{HL} as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. Subacoustech Ltd., Subacoustech Report No. 534R1231, 74 p.
- Nehlig P., Lacquement F., Bernard J., Caroff M., Deparis J., Jaouen T., Pelleter A.-A., Perrin J., Prognon C., Vittecoq B. (2013) – Notice de la carte géologique de Mayotte, BRGM/RP-61803-FR, 135 p., 45 ill., 1 ann.
- NMFS, 1995. Small Takes of Marine Mammals Incidental to Specified Activities; Offshore Seismic Activities in Southern California. *Federal Register* 60 (200), 53753-53760.
- Nowacek, D. P., Thorne, L. H., Johnston, D. W. & Tyack, P. L., 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review* 37 (2), 81-115.
- OSPAR Commission, 2016. OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise (2016 update). OSPAR, report n°706/2016, 61 p.
- Perrin WF, 2002a, Spinner Dolphin *Stenella longirostris* In *Encyclopedia of Marine Mammals* (eds. : Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM), Academic Press, San Diego : 1174-1177.
- Perrin WF, 2002b, Pantropical Spotted Dolphin *Stenella attenuata* In *Encyclopedia of Marine Mammals* (eds. : Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM), Academic Press, San Diego : 865-867.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddis, D. G., & 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. In Springer (Issue May). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-06659-2>
- Porter, M.B., 1992. The KRAKEN Normal Mode Program. Tech. Rep. NRL/MR/5120–92- 6920. Naval Research Laboratory, Washington, DC.
- Porter, M.B., Liu, Y.-C., 1994. Finite-element ray tracing. *Theor. Comput. Acoust.* 2, 947–956.
- Pusineri C., Caceres S., Kiszka J., Ridoux V., 2007. *Conservation des mammifères marins de Mayotte : état des connaissances et premières mesures de gestion*. ONCFS, 37 pp.
- Reinhall, P. G. & Dahl, P. H., 2011. Underwater Mach wave radiation from impact pile driving: Theory and observation. *The Journal of the Acoustical Society of America* 130(3), 1209-1216.

Ruggerone, G.T., Goodman, S., and Miner, R. (2008). Behavioral response and survival of juvenile Coho salmon exposed to pile driving sounds. Natural Resources Consultants, Inc., p. 46.

Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Nowacek, D. P. & Tyack, P. L., 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 45(2), 125-232.

Southall, B. L., Nowacek, D. P., Bowles, A. E., Senigaglia, V., Bejder, L., & Tyack, P. L. (2021). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals*, 47(5), 421–464. <https://doi.org/10.1578/am.47.5.2021.421>

Slijper E.J. 1962. Whales. Cornell University Press, New York

Stelzenmüller V, Ellis JR, Rogers SI, 2010, Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biological Conservation*, 143, 230–238. doi:10.1016/j.biocon.2009.10.007

Stone, C. J. & Tasker, M. L., 2006. The effect of seismic airguns on cetaceans in UK waters. *Journal of Cetacean Research and Management* 8 (3), 255-263.

Tyack, P. L., 2008. Implications for Marine Mammals of Large-Scale Changes in the Marine Acoustic Environment. *Journal of Mammalogy* 89 (3), 549-558.

Wells RS, Scott MD, 2002, Bottlenose Dolphins *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*, In *Encyclopedia of Marine Mammals* (eds. : Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM), Academic Press, San Diego : 122-127.

Whitehead H., Moore M.J. 1982. Distribution and movements of West Indian humpback whales in winter. *Canadian Journal of Zoology* 60(9):2203-2211.

Zampolli, M., Nijhof, M.J.J., de Jong, C.A.F., Ainslie, M.A., Jansen, E.H.W., Quesson, B.A.J., 2013. Validation of finite element computations for the quantitative prediction of underwater noise from impact pile driving. *J. Acoust. Soc. Am.* 133, 72–81. <http://dx.doi.org/10.1121/1.4768886>

