

Synthèse des connaissances sur les mammifères marins et les chiroptères dans le détroit du Pas-de-Calais

Convention AAMP/16/120 DunkRisk – CMNF, CEBC.

Vincent, C., Brevart, C., Rault, C., Poirson, C., Leman, V., Dutilleul, S., Cohez, V., Noël, C., Karpouzopoulos, J.

- mars 2017 -



Synthèse des connaissances sur les mammifères marins et les chiroptères dans le détroit du Pas-de-Calais

Convention AAMP/16/120 DunkRisk – CMNF, CEBC

La présente étude a été scindée en trois grandes parties, portant sur trois taxons de mammifères concernés par le projet de parc éolien en mer au large de Dunkerque : les cétacés, les pinnipèdes et les chiroptères. Ces chapitres ont été préparés et rédigés par les personnes suivantes :

- Chapitres Cétacés : Clémentine Brevart, Célia Rault, Charlotte Noël et Jacky Karpouzopoulos (CMNF)
- Chapitres Pinnipèdes : Cécile Vincent (CEBC)
- Chapitres Chiroptères : Claire Poirson, Valériane Leman, Simon Dutilleul et Vincent Cohez (CMNF)

La compilation des bases de données existantes a été réalisée par la CMNF.

L'ensemble de ce rapport a été relu par Sylvain Michel, Sophie Poncet, Morgane Remaud et Benjamin Guichard (Agence Française pour la Biodiversité).

Citation :

Vincent, C., Brevart, C., Rault, C., Poirson, C., Leman, V., Dutilleul, S., Cohez, V., Noël, C., Karpouzopoulos, J. 2017. Synthèse des connaissances sur les mammifères marins et les chiroptères dans le détroit du Pas-de-Calais. Convention AAMP/16/120 DunkRisk – CMNF, CEBC. 148 PP.

Table des matières

Résumés	4
Cétacés	4
Pinnipèdes	4
Chiroptères.....	5
Résumé des recommandations	7
Contexte et objectifs de l'étude	9
Inventaire des bases de données	12
1. Cétacés : Généralités.....	14
1.1. Cycle biologique du marsouin commun.....	16
1.2. Cycle biologique des cétacés autres que le marsouin commun	17
2. Cétacés : Analyse des données disponibles	20
2.1. Analyse des données des échouages	20
2.1.1. Analyse des données des échouages de marsouins communs.....	22
2.1.2. Analyse des données des échouages des cétacés autres que le marsouin.....	23
2.2. Analyse des données d'observation d'individus vivants.....	26
2.2.1. Observations opportunistes	27
2.2.2. Suivis scientifiques.....	28
3. Cétacés : Propositions (indicateurs et mitigation)	32
3.1. Rappels fondamentaux.....	33
3.2. Caractéristiques des sons émis par l'implantation d'éoliennes offshore	34
3.3. Impacts des ondes sonores sur les cétacés.....	35
3.4. Recommandations et préconisations en phase de levée des risques.....	36
4. Pinnipèdes : Généralités.....	40
5. Pinnipèdes : Analyse des données disponibles	42
5.1. Suivi des colonies (reposoirs à sec)	42
5.2. Distribution en mer : suivis aériens et nautiques.....	52
5.3. Distribution en mer : suivis télémétriques.....	55
5.4. Utilisation de l'habitat et des ressources	61
5.5. Suivi des échouages.....	63
6. Pinnipèdes : Propositions (indicateurs et mitigation)	68
6.1. Revue bibliographique de l'impact des projets éoliens sur les populations de phoques	68

6.1.1.	Sources de nuisances	68
6.2.	Revue bibliographique des méthodes de mitigation	73
6.3.	Propositions d'indicateurs de suivi des phoques dans le cadre du présent projet.....	74
7.	Chiroptères : Généralités	77
7.1.	Statut de protection et état de conservation.....	77
7.2.	Rappels sur le cycle biologique des chiroptères.....	77
7.3.	Origine et destination des individus en migration : cas d'étude au Royaume-Uni.....	79
7.4.	Migration des chiroptères : distances et axes de migration	81
7.5.	Facteurs d'influence de la migration.....	84
8.	Chiroptères en mer : Analyse des données disponibles (synthèse bibliographique)	85
8.1.	Migration dans les eaux américaines	85
8.2.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la mer Noire.....	86
8.3.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la Mer Baltique	86
8.4.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers du Royaume-Uni.....	88
8.5.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la mer du Nord.....	92
8.5.1.	Migration.....	92
8.5.2.	Sites marins (plateformes, parc éoliens, ...)	94
8.6.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la France	98
8.6.1.	Migration dans les eaux et secteurs côtiers du nord la France.....	99
8.7.	Résumé des espèces contactées en mer.....	100
9.	Chiroptères : Propositions (indicateurs et mitigation).....	103
9.1.	Effet des éoliennes sur les chiroptères	103
9.2.	Évaluations de l'impact écologique.....	104
9.3.	Pistes et mesures d'atténuation.....	105
9.4.	Suivis pré et post-implantatoire des espèces sur un site éolien offshore	109
9.5.	Préconisations pour le projet éolien de Dunkerque	110
9.5.1.	Suivi pré-implantatoire.....	113
9.5.2.	Suivi post-implantatoire	114
9.5.3.	Résumé des mesures d'atténuation disponibles	115
	Remerciements	117
	Références bibliographiques.....	118
	Table des illustrations.....	131
	Annexes	137

Résumés

Un tableau récapitulatif des statuts de protection et de conservation des mammifères marins et chiroptères est présenté en Tableau i.2, page 9.

Cétacés

Une quinzaine d'espèces de cétacés ont pu être recensées sur le littoral français entre le Cap Gris Nez et la frontière belge, dont une espèce prédominante, le marsouin commun avec plus de 92% des échouages et 75% des observations opportunistes. Cependant, peu de connaissances sont répertoriées sur les cycles biologiques de ces cétacés. Les mécanismes de communication et de localisation de ces mammifères marins en font des animaux particulièrement sensibles aux bruits et vibrations émis dans l'eau. La détérioration de leur sonar et la désorientation peuvent alors provoquer des échouages. Lors de la réalisation d'un parc éolien, les phases les plus sensibles sont celles de construction, notamment dans le cas de battage de pieux en mer, et de démantèlement de l'installation. Une surveillance du site lors des phases provoquant le plus de nuisances sonores sera nécessaire, afin de s'assurer qu'aucun cétacé ne se trouve dans la zone de traumatisme. Des mesures de réduction du niveau sonore peuvent également être envisagées. Cependant une étude permettant l'évaluation de l'état des lieux initial reste indispensable pour estimer l'effet de l'installation ainsi que les mesures nécessaires lors de la construction d'un parc éolien offshore dans le détroit du pas de Calais

Pinnipèdes

Deux espèces de phoques fréquentent le détroit du pas de Calais toute l'année : le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau marin (*Phoca vitulina*). Ils passent la majorité de leur temps en mer, où ils se déplacent et chassent notamment, mais reviennent également à intervalles plus ou moins réguliers à terre pour se reposer, muer et se reproduire. Bien qu'il n'existe pas à l'heure actuelle d'estimation d'abondance totale de ces espèces, le nombre de phoques recensés chaque année sur les reposoirs des côtes françaises représentent 0.9% des effectifs européens pour le phoque veau-marin, et 0.5% des effectifs de Grande Bretagne pour le phoque gris. Dans le pas de Calais, le nombre de phoques gris recensés au Phare de Walde représente 25 à 35% des effectifs en France, en été ou pendant la mue hivernale respectivement, tandis que les veaux-marins représentent 2% des effectifs nationaux en été. A Dunkerque, les effectifs de phoques gris à sec représentent environ 2% des effectifs nationaux. Le nombre de phoques en mer reste inconnu, ces individus pouvant se poser à sec sur d'autres sites non localisés le long des côtes françaises, belges et anglaises. Les phoques perçoivent et utilisent les sons, notamment pour la communication « vocale », mais ne réalisent pas l'écholocalisation. Les données disponibles dans la zone suggèrent que la présence des deux espèces est en augmentation avec, pour le phoque gris, des liens importants avec la population de mer du Nord. Les proies et zones de chasse des phoques sont parfois décrites dans les zones voisines, mais mal connues dans la zone du projet éolien. Des impacts négatifs potentiels du parc éolien sur les phoques incluent les nuisances sonores liées à la construction (et au démantèlement) des éoliennes, pouvant provoquer des dommages corporels ou induire une

altération du comportement des animaux. Plusieurs méthodes de mitigation, non mutuellement exclusives, sont suggérées pour réduire ces impacts potentiellement importants. Le dérangement lié au trafic maritime (voire aérien le cas échéant) doit également être pris en considération, à proximité des zones de reposoirs en particulier. Outre les préconisations pour la mitigation des nuisances potentielles des travaux envisagés, les suivis à poursuivre ou mettre en place sont décrits, ainsi que les indicateurs associés : comptages réguliers sur les reposoirs pour suivre l'évolution des effectifs, suivis télémétriques pour identifier les zones de chasse, habitats préférentiels et rythmes d'activité, analyse du régime alimentaire pour identifier les éventuelles modifications de distribution et abondance des ressources halieutiques prédatées, mesure des niveaux de stress des animaux et identification et suivi des causes de mortalité. L'ensemble de ces suivis doivent être réalisés avant et pendant les phases de travaux, puis durant les premières années d'exploitation, voire davantage selon les impacts constatés.

Chiroptères

Les chiroptères sont des mammifères volants qui se repèrent et chassent en utilisant des ultrasons. Certaines espèces migrent en automne et au printemps pour passer l'hiver dans des conditions plus clémentes. La migration de certains individus s'effectue le long des côtes mais aussi en pleine mer. Parmi ces migratrices se trouve la Pipistrelle de Nathusius dont les trajets sont plutôt bien connus, et d'autres plus anecdotiques et moins bien connues, comme la Sérotine bicolore, potentiellement à risque de collision dans les Hauts-de-France. Les chiroptères profitent de la manne constituée par les insectes en mer (lors d'éclosions ou de migrations) pour faire une halte migratoire et se nourrir. Ainsi, les éoliennes par leur couleur et l'éclairage du fut du mât peuvent attirer et concentrer les insectes, et donc les chiroptères qui s'en nourrissent. La mortalité induite par les éoliennes vient surtout de la dépression forte autour des pales qui fait éclater les poumons des chiroptères. Il existe peu de mesures d'atténuation connues et réellement efficaces, les solutions proposées concernent surtout l'arrêt des éoliennes en conditions météorologiques favorables aux migrations (temps couvert, vent faible d'environ 5m/s, température d'au moins 11°C), grâce à l'utilisation d'algorithmes qui déterminent les périodes à risques et le contrôle à distance des éoliennes. L'emploi de radars 3D pour mesurer l'approche d'animaux volants est à l'étude. Des pistes de recherche existent aux Etats-Unis concernant le revêtement des mâts des éoliennes destiné à en réduire l'attractivité pour les insectes. Il convient de rappeler qu'il faudra en premier lieu être attentif à l'emplacement du site par rapport aux routes de migration connues, en gardant à l'esprit que même lorsque l'impact présumé est faible, il peut devenir important une fois le parc éolien en place, s'il se révèle trop attractif pour les chiroptères (agglomération d'insectes, orifices faisant office de gîte potentiel en halte migratoire)

L'état des connaissances de ces mammifères peut être résumé dans le Tableau i.1.

Tableau i.1 : Résumés de l'état des connaissances, de la saisonnalité de présence des espèces de mammifères marins et chiroptères dans le détroit du pas de Calais, et de l'impact potentiel global d'un projet de construction éolienne en mer sur ces espèces. (*La représentativité est calculée d'après les effectifs estimés à partir des observations des campagnes aériennes SAMM en 2011-2012. Elle est définie comme le pourcentage d'individus présents dans la sous-région marine par rapport à la population totale estimée en France métropolitaine).

ESPECE	Etat des connaissances	Saisonnalité	Représentativité Manche-Mer du Nord/France*		Impacts potentiels ou sensibilité particulière
			Hiver	Eté	
Marsouin commun <i>Phocoena phocoena</i>			85%	57%	(Reproduction) Enjeu très fort dans la SRM MMN
Lagénorhynque à bec blanc <i>Lagenorhynchus albirostris</i>			ND	ND	
Grand dauphin <i>Tursiops truncatus</i>			5%	14%	Enjeu prioritaire dans la SRM MMN
Globicéphale noir <i>Globicephala melas</i>			<1%	<1%	
Dauphin commun <i>Delphinus delphis</i>			4%	0%	Enjeu très fort dans la SRM MMN
Cachalot <i>Physeter macrocephalus</i>			ND	ND	
Dauphin bleu et blanc <i>Stenella coeruleoalba</i>			ND	ND	
Dauphin de Risso <i>Grampus griseus</i>			6%	2%	
Orque <i>Orcinus orca</i>			ND	ND	
Baleine à bosse <i>Megaptera novaeangliae</i>			ND	ND	
Rorqual commun <i>Balaenoptera physalus</i>			ND	ND	Enjeu très fort dans la SRM MMN
Petit rorqual <i>Balaenoptera acutorostrata</i>			ND	ND	
Baleine à bec de Cuvier <i>Ziphius cavirostris</i>			ND	ND	
Mésoplodon de Sowerby <i>Mesoplodon bidens</i>			ND	ND	
Lagénorhynque à flancs blancs <i>Lagenorhynchus acutus</i>			ND	ND	
Phoque gris <i>Halichoerus grypus</i>	(usage local habitat marin)		ND	ND	Dérangement sur reposoirs, impact en mer sur comportement et zones d'alimentation Enjeu très fort dans la SRM MMN
Phoque veau-marin <i>Phoca vitulina</i>	(usage local habitat marin)		ND	ND	Dérangement sur reposoirs, impact en mer sur comportement et zones d'alimentation Enjeu très fort dans la SRM MMN

Légendes	Etat des connaissances	Saisonnalité	Impacts potentiels
	Bonne connaissance. Bibliographie étoffée.	Présence annuelle	Peu ou pas d'impact potentiel
	Connaissance partielle. A compléter.	Passage saisonnier	Impact potentiel modéré
	Très peu de connaissance. Quelques données.	Passage occasionnel	Impacts très important
	Absences de données ou observations. Espèce absente de la zone.	Données insuffisantes	Impact potentiel impossible à identifier en l'état actuel des connaissances

Résumé des recommandations

Les principales recommandations visant à limiter les atteintes du projet éolien envers les **mammifères marins** sont les suivantes :

- Effectuer une surveillance visuelle des animaux éventuellement présents dans un périmètre de 2 kilomètres autour du site de construction, au moment des travaux générant des nuisances sonores importantes. Les travaux ne doivent démarrer qu'en cas d'absence d'observation de mammifères marins dans cette zone. Pour les cétacés, la surveillance visuelle doit être complétée, en amont, par une détection par acoustique passive, grâce à un réseau d'hydrophones couvrant la zone à risque.

- Utiliser des répulsifs acoustiques dont les fréquences d'émission sont adaptées aux petits cétacés (marsouins communs notamment) et aux phoques, afin d'effaroucher les animaux au moment des travaux générant des nuisances sonores importantes et les éloigner de la zone au sein de laquelle ces nuisances sonores pourraient générer des dommages temporaires ou permanents. L'efficacité de ces dispositifs devra être démontrée expérimentalement avant d'envisager leur utilisation systématique.

- Préférentiellement, utiliser des méthodes de confinement lors du battage de pieux, par rideaux de bulles ou toute autre méthode visant à diminuer significativement la puissance des nuisances sonores générées.

- A moins que la réduction des nuisances sonores soit telle qu'il n'existe plus aucun risque de dommage corporel temporaire ou permanent chez les mammifères marins (à toute distance du site de travaux), appliquer une mise en œuvre progressive des opérations (de battage de pieux notamment) afin d'augmenter progressivement la nuisance sonore générée. Cette mesure (« *ramp-up procedure* »), doit permettre aux animaux éventuellement présents dans la zone de fuir hors de la zone de danger, avant que l'intensité du bruit émis ne présente un risque pour leur santé.

- Le cas échéant, éviter le dérangement des colonies de phoques utilisant des reposoirs à proximité de la zone de travaux (notamment par trafic maritime, voire aérien, et par l'installation des câbles électriques jusqu'au réseau terrestre). Si les voies de transit passent à proximité de ces reposoirs, effectuer un suivi visuel pour quantifier l'éventuel impact de ce trafic sur la quiétude des animaux (tout particulièrement en périodes de mue et de reproduction).

Ces recommandations sont détaillées dans les chapitres relatifs aux propositions d'indicateurs de suivis et méthodes de mitigation dans les chapitres suivants (relatifs aux cétacés et phoques, respectivement).

Les principales recommandations visant à limiter les atteintes du projet éolien envers les **chiroptères** sont les suivantes :

- Brider les machines lorsque les conditions favorables à la migration sont réunies.
- Adapter le revêtement du mât de l'éolienne, qui sera plutôt rugueux pour éviter les tentatives de prise d'eau des chiroptères et diminuer ainsi le phénomène d'attraction.
- Eliminer (ou engriager) les interstices au niveau de la nacelle pour éviter la création de gîtes pour les chiroptères.
- Réduire les sources lumineuses (hormis balisage de sécurité), par exemple en remplaçant les lumières continues par des lumières clignotantes pour réduire l'attraction des insectes et donc des chauves-souris (les lumières clignotantes semblent également moins attirer les oiseaux). L'utilisation d'éclairage directionnel (cônes lumineux) pour le balisage peut aussi réduire l'attraction lumineuse.

Contexte et objectifs de l'étude

La présente étude vise à faire la synthèse des connaissances sur les mammifères marins et les chiroptères dans la zone du détroit du Pas-de-Calais. Cette synthèse contribue à la levée des risques pour le 3^{ème} appel d'offre sur l'éolien en mer annoncé par le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer le 4 avril 2016. Les études de cette levée des risques sont commanditées par la DGEC (Direction générale énergie climat), pour le compte du MEEM. Le site retenu, situé au large de Dunkerque, présente des enjeux importants de préservation du patrimoine naturel, notamment des espèces de mammifères protégées qui pourraient être affectées significativement par un parc éolien. Les mammifères marins comme les chiroptères bénéficient en effet de statuts de protection au niveau national comme au niveau communautaire (Tableau i.2)

Tableau i.2 : Principaux statuts de protection des mammifères marins et chiroptères ciblés par cette étude, aux niveaux national et international.

Intitulé	Directive 92/43/CEE (Directive Habitats-Faune-Flore, 1992)		Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne, 1979)		Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS - Convention de Bonn, 1979)			Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR, 1992)	Liste des espèces de vertébrés protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département (1999, 2011)			Liste rouge IUCN			
	Annexe II	Annexe IV	Annexe II	Annexe III	Annexe I	Annexe II	ASCOBANS (1994)	Annexe V	Article 1er	Article 2	Article 3	Monde	Europe	France	
Marsouin commun	x		x			x	x	x	x	x		LC	VU	NT	
Dauphin commun			x		x	x	x			x		LC	DD	LC	
Grand dauphin	x		x			x	x			x	x	LC	DD	LC	
Lagénorhynque à bec blanc			x			x	x			x		LC	LC	DD	
Phoque gris	x			x		x				x		x	LC	LC	NT
Phoque veau-marin	x			x		x				x		x	LC	LC	NT
Pipistrelle de Nathusius		x	x			x						LC	LC	NT	
Pipistrelle commune		x		x		x						LC	LC	LC	
Pipistrelle pygmée		x	x			x						LC	LC	LC	
Pipistrelle de Kühl		x	x			x						LC	LC	LC	
Noctule commune		x	x			x						LC	LC	NT	
Noctule de Leisler		x	x			x						LC	LC	NT	
Sérotine bicolore		x	x			x						LC	LC	DD	
Sérotine commune		x	x			x						LC	LC	LC	
Sérotine de Nilsson		x	x			x						LC	LC	LC	
Murin des marais	x		x			x				x	x	NT	NT	NA	
Murin de Daubenton		x	x			x						LC	LC	LC	
Murin de Natterer		x	x			x						LC	LC	LC	
Murin à oreilles échancrées	x		x			x						LC	LC	LC	
Oreillard roux		x	x			x						LC	LC	LC	
Oreillard gris		x	x			x						LC	LC	LC	
Grand rhinolophe	x		x			x						LC	NT	NT	
Petit rhinolophe	x		x			x						LC	NT	LC	
Barbastelle d'Europe	x		x			x						NT	VU	LC	

LC = Préoccupation mineure

NT = Quasi menacé

VU = Vulnérable

DD = Données insuffisantes

NA = Présence de manière occasionnelle

Compte tenu de la forte mobilité des mammifères marins, la zone d'étude du présent rapport s'étend bien au-delà de la délimitation géographique du site retenu (Figure i.1). La zone d'étude couvre donc tout le secteur du détroit du Pas-de-Calais, qui constitue une unité biogéographique à part entière.

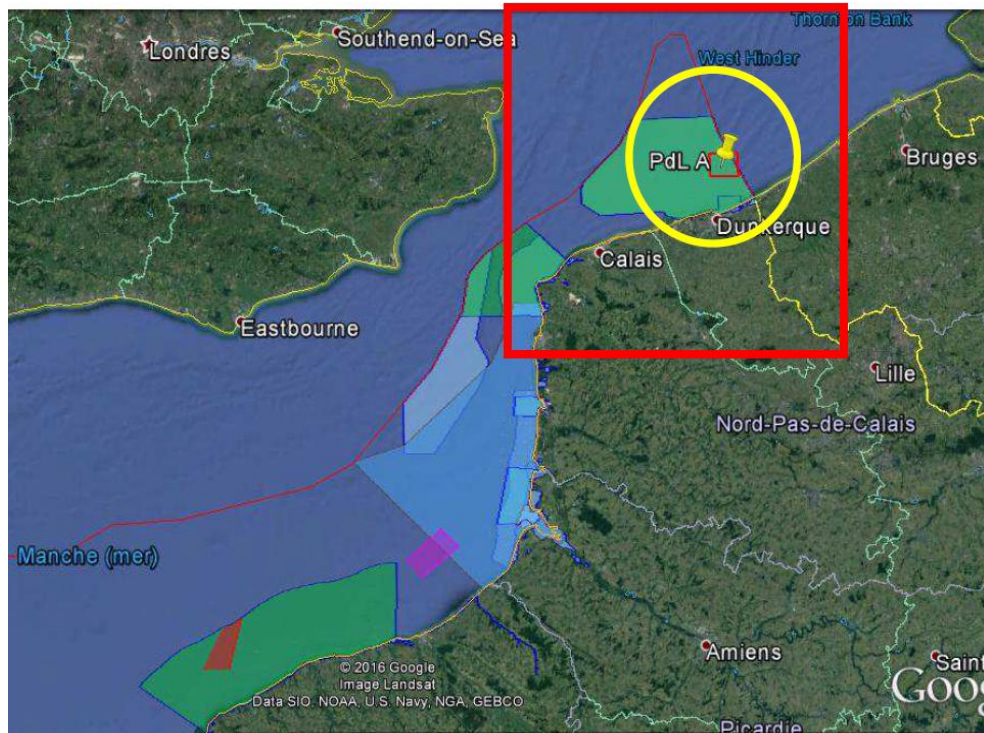


Figure i.1 : Délimitation indicative de la zone d'étude élargie (le carré rouge, de 100 km de côté) et de la zone d'étude rapprochée (le cercle jaune, de 50 km de diamètre). En vert et bleu : aires marines protégées françaises ; en rouge et mauve : projets éoliens des 1er et 2ème appels d'offres pour l'éolien en mer, respectivement.

Les objectifs de cette étude sont de :

- Rassembler les données existantes sur les mammifères marins et chiroptères, et mettre ces données à disposition de l'Agence Française pour la Biodiversité, sous réserve d'accord des producteurs de ces données ;
- Analyser et interpréter ces données afin d'établir l'état de l'art des connaissances sur la zone, de façon aussi exhaustive et actualisée que possible, et adaptée aux besoins du futur projet éolien en mer ;
- Proposer des solutions d'évitement de certains effets dommageables du parc éolien, des installations connexes (câbles, station électrique) et des opérations associées (travaux et maintenance) ;
- Proposer des indicateurs de suivi et d'évaluation concernant les différents traits d'histoire de vie des espèces du détroit du Pas-de-Calais.

Le calendrier du projet est le suivant :

- Appel d'offre éolien ouvert de fin décembre 2016 à fin février 2017
- Rapport transmis aux candidats présélectionnés en mars 2017
- Dialogue concurrentiel d'avril à juillet ou septembre 2017
- Diffusion du rapport publiquement à l'issue de la phase de dialogue concurrentiel (octobre 2017)
- Désignation du lauréat de l'appel d'offre fin 2017 ou début 2018
- Réalisation de l'étude d'impact environnemental par le lauréat

Inventaire des bases de données

Pour l'établissement de ce rapport et de la base de données associée, différentes ressources ont été utilisées. Ces bases appartiennent à différents organismes, dont la Coordination Mammalogique du Nord de la France (CMNF). Le tableau i.3 liste les provenances des différentes bases de données ayant été analysées pour cette levée de risques.

Les données traitées dans la partie Chiroptères sont pour la majeure partie tirées de publications. Ce sont donc les résultats de ces dernières dont il est question dans le présent rapport. Des bases d'observation opportunistes existent également pour ces mammifères mais les données spécifiques précises y sont rares.

Il est à noter que des prises de contacts avec des spécialistes des cétacés, en Belgique (auprès de l'Institut Royal des Sciences Naturelles), aux Pays-Bas et en Grande Bretagne (Zoological Society of London), ont été effectués afin d'obtenir des données transfrontalières. Au moment du rendu de ce rapport, des demandes d'autorisations d'utilisations des données sont toujours en cours. Certaines sont assorties de conditions d'accès qu'il faudra probablement éclaircir ultérieurement, d'autres doivent être reconsidérées en particulier la forme d'exploitation et la signature de convention d'utilisation. La base de données d'OCEAMM, association précédemment présente sur le littoral dunkerquois, aurait apporté davantage d'information sur les cétacés dans le détroit du Pas-de-Calais, mais les demandes auprès de l'ancien président de celle-ci sont restées vaines. Les bases accessibles sans autorisations particulières n'ont pu être exploitées dans les délais impartis.

Le traitement des données Pinnipèdes a notamment été réalisé à partir des données de suivi sous protocoles, car celles-ci sont fiables. Néanmoins, des données d'observations opportunistes sont disponibles de la même façon que pour les Cétacés.

Tableau i.3 : Liste des bases de données exploitées dans le présent rapport.

Nom	Organisme gestionnaire	Taxon(s)	Type de données / Accessibilité
RAIN	Groupe Ornithologique du Nord (GON)	Cétacés Pinnipèdes	Observations opportunistes du SIRF (Système d'Information Régional sur la Faune) Demande réalisée auprès du GON pour l'extraction des données ciblées : http://www.sirf.eu//index.php?cont=fiche&mod=demandes&event=getModFiche&id=new
Observado	Association GOELAND	Cétacés Pinnipèdes	Observations opportunistes Disponibles à la consultation : http://nordpasdecalais.observado.org/waarnemingen_all_wg3.php?groep=2
Base échouages	Réseau National Echouage / Observatoire Pelagis	Cétacés Pinnipèdes	Recensements d'échouages Disponibles à l'extraction : http://www.observatoire-pelagis.cnrs.fr/les-donnees/les-donnees-de-l-observatoire/les-donnees-d-echouages
« Phoques et cétacés de la côte d'Opale »		Cétacés	Observations opportunistes Disponibles à la consultation : http://www.phoques-et-cetaces-de-la-cote-d-opale.sitew.com/
Base de données CMNF	Coordination Mammalogique du Nord de la France (CMNF)	Cétacés Pinnipèdes Chiroptères	Observations opportunistes pour les cétacés ; recensements à terre avec protocoles pour les pinnipèdes et les chiroptères Disponibles à la demande auprès de la CMNF : info@cmnf.fr
Télémetrie CEBC	CEBC	Pinnipèdes	Suivis télémétriques individuels. Données disponibles auprès de l'AAMP ou sur demande auprès du CEBC.
SAMM	Observatoire Pelagis	Cétacés Pinnipèdes	Recensements en mer avec protocole Données élémentaires d'échanges disponibles sur Obis
IBTS	Ifremer		SeaMap : http://seamap.env.duke.edu/

1. Cétacés : Généralités

Le détroit du pas de Calais est considéré comme un entonnoir naturel pour les cétacés en migration ou en mouvement erratique. De 1970 à 2011, une vingtaine d'espèces de mammifères marins ont été identifiés sur notre aire d'étude (DREAL, 2011). Cependant, la distribution de ces cétacés dans le détroit du pas de Calais est différente pour chaque espèce.

L'inventaire et étude écologique des mammifères marins de la façade maritime Nord-Pas-de-Calais (DREAL, 2011) a classé les cétacés en fonction de leur fréquentation : commune, saisonnière, anecdotique ou accidentelle, classification qui a été reprise dans cette étude et présenté ci-dessous :

Les espèces communes : espèces dont l'aire de répartition ainsi qu'une majeure partie du cycle de vie couvre le secteur d'étude :

- le marsouin commun (*Phocoena phocoena* – Linné, 1758)
- le lagénorhynque à bec blanc (*Lagenorhynchus albirostris* – Gray, 1846)
- le grand dauphin (*Tursiops truncatus* – Montagu, 1821)

Les espèces saisonnières : Espèces qui semblent effectuer des migrations saisonnières régulières au cours de leur cycle de vie dans le détroit du pas de Calais :

- le globicéphale noir (*Globicephala melas* – Traill, 1809)
- le dauphin commun (*Delphinus delphis* – Linnaeus, 1758)
- le cachalot (*Physeter macrocephalus* – Linnaeus, 1758)





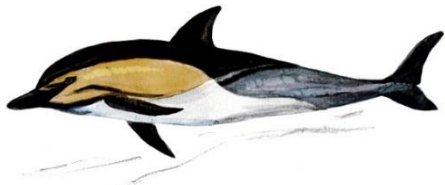

Les espèces anecdotiques : Espèces principalement pélagiques dont le cycle de vie peut amener à des déplacements dans le détroit du pas de Calais :

- le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba* – Meyen, 1833)
- le dauphin de Risso (*Grampus griseus* – Cuvier, 1812)
- l'orque (*Orcinus orca* – Linnaeus, 1758)
- la baleine à bosses (*Megaptera novaeangliae* – Borowski, 1781)
- le rorqual commun (*Balaenoptera physalus* – Linnaeus, 1758)
- le rorqual à museau pointu (*Balaenoptera acutorostrata* - Lacepède, 1804)

Les espèces accidentelles : Espèces dont l'aire de répartition ne recouvre pas la zone d'étude, mais dont des échouages ont déjà été reportés sur le secteur :

- la baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*, Cuvier, 1823)
- le mésoplodon de Sowerby (*Mesoplodon bidens*, Sowerby, 1804)
- le lagénorhynque à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus* – Gray, 1828)

Tableau 1.1 : Tableau présentant les espèces les plus fréquentes dans la zone d'étude (espèces communes et saisonnières - Illustrations tirées du site ObsMam : <https://obs-mam.org/>) :

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Taille maximale	Illustration ¹
Marsouin commun	<i>Phocoena phocoena</i>	2 m	
Lagénorhynque à bec blanc	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	3 m	
Grand dauphin	<i>Tursiops truncatus</i>	4 m	
Globicéphale noir	<i>Globicephala melas</i>	7 m	
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i>	3 m	
Cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	18 m	

Bien que le grand dauphin et le lagénorhynque à bec blanc soient classés en tant qu'espèces communes, le marsouin commun représente de loin l'espèce la plus rencontrée dans la zone d'étude. En effet, le marsouin commun est le cétacé dont l'abondance est la plus importante et

¹ Illustrations tirées du site ObsMam : <https://obs-mam.org/>

continue dans les eaux de la Manche-Mer du Nord (Haelters et Camphuysen, 2009). Le Nord-Pas-de-Calais est, quant à elle, la région française où il est le plus abondant (SCANS II, 2006). Depuis 2003 les connaissances sur cette espèce ont largement évoluées (Simar, 2010), et cette espèce sera plus particulièrement décrite dans ce rapport.

En ce qui concerne les cétacés autres que le marsouin commun, les connaissances sont beaucoup moins avancées. Même si les échouages tendent à augmenter depuis 3 ans, les observations demeurent rares, et le cycle de vie est très peu renseigné. Les observations d'abondance et de saisonnalité de ces individus restent très peu documentées et étudiées.

Tableau 1.2 : Représentativité locale de 4 espèces fréquentes dans le détroit du pas de Calais (données issues de Natura 2000 et de SAMM)

Espèce	Population européenne (2012)	Population française (2012)	Part française de la population européenne	Part régional de la population française					
				Recifs des Deux Caps		Ridens et dunes hydrauliques du détroit du pas-de-Calais		Bancs de Flandres	
				Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Marsouin commun	561677 - 1032606	50 - 100 000	9%	0,1	2,4	0,2	2,3	2,8	7,4
Grand dauphin	37256 - 112033	1000 - 5000	4%	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dauphin commun	98959 - 196001	10 - 50 000	19%	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Globicéphale noir	33842 - 124708	500 - 1000	1%	0	0	0	0	0	0,2

1.1.Cycle biologique du marsouin commun

Le marsouin est le plus petit cétacé d'Europe. D'une longueur moyenne de 1,5 m, les individus pèsent entre 45 et 60kg. Le corps est caractérisé par une livrée grise sur les flancs, noire sur le dos et blanche sur le ventre. La nageoire dorsale est petite et triangulaire, les pectorales courtes et ovales, le bec est presque inexistant (Haelters et Camphuysen, 2009). L'espérance de vie des marsouins est de 20 ans environ. Les mâles atteignent la maturité sexuelle entre 3 et 4 ans, et les femelles entre 4 et 5 ans. La gestation est de 11 mois et suivie par la mise-bas d'un seul jeune. (Lockyer, 1995 ; Haelters et Camphuysen, 2009).



Figure 1.1 : Deux marsouins communs, identifiables par la forme de leur aileron dorsal.

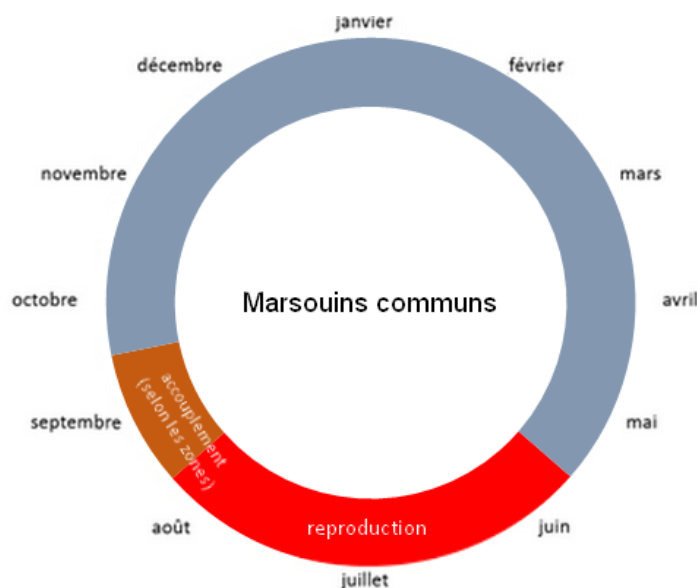


Figure 1.2 : Représentation schématique du cycle annuel du marsouin commun (accouplement et naissances intervenants dans la même période). Il est cependant à noter que sur la zone d'étude, le cycle est encore mal connu.

L'étude de la fréquence des échouages de marsouins communs, ainsi que les campagnes en mer menées par l'association OCEAMM (Observatoire pour la Conservation et l'Etude des Animaux et Milieux Marins) ont permis de mettre en évidence la saisonnalité de ces individus dans notre zone d'étude, et de documenter le cycle biologique de ce dernier.

Les marsouins communs présentent une abondance maximale entre les mois de février et mai dans les eaux du détroit du pas de Calais. Il est supposé que les marsouins communs descendraient depuis les eaux nord-européennes vers nos côtes, en corrélation avec les proies qu'ils chassent à cette époque. À cette période, les marsouins seraient alors principalement localisés entre 10 et 20 kilomètres de la côte, sur des secteurs à faible bathymétrie inférieurs à 40 mètres en général (Simar, 2010). La période de reproduction et de mises bas des marsouins communs s'effectuerait entre juin et septembre dans le détroit du Pas-de-Calais. Il a été prouvé que durant cette phase, les marsouins communs se rapprochent plus sensiblement des côtes. Le site des bancs des Flandres (classé Natura 2000) a été identifié comme site de mises bas pour les marsouins sur cette période, ce qui fait de ceux-ci un espace très vulnérable en saison estivale (Simar, 2010).

1.2.Cycle biologique des cétacés autres que le marsouin commun

L'étude de l'occupation des sites par les cétacés à échelle régionale est relativement complexe. En effet, les cétacés se déplacent à large échelle dans l'environnement marin et les observations des cétacés autres que le marsouin commun dans le détroit du pas de Calais sont rares et souvent opportunistes. Un tableau des connaissances (Tableau 1.2) a été dressé à partir des données bibliographiques et les bases de données locales² disponibles sur ces autres cétacés, permettant de mettre en évidence l'utilisation du détroit du Pas-de-Calais par ces espèces (Tableau 1.1). Dans l'état actuel des connaissances sur ces espèces au sein de la zone d'étude, il n'est pas possible de décrire précisément si le détroit du Pas-de-Calais fait partie intégrante de leur cycle

²DREAL, 2011 ; Bases de données observations Phoquesetcétacésdelacôted'opale ; Base de données observations CMNF

biologique ou s'il n'est qu'un lieu de passage, un corridor biologique, obligatoire ou non dans leur cycle. Il est toutefois notable que les observations de ces cétacés sont plus importantes au printemps et en été, bien que la probabilité de rencontre avec l'une de ces espèces puisse être très variable selon les années. Cette saisonnalité pourrait être un artefact lié à une pression d'observation plus importante par les usagers du littoral et de la mer, aussi bien qu'un réel effet lié à la présence simultanée de proies. Cependant, le suivi préliminaire de ces animaux par les campagnes aériennes et maritimes devrait apporter de nouvelles informations sur les raisons de leur transit par le détroit et l'importance de cette zone dans leur cycle biologique.

Tableau 1.3 : Synthèse des connaissances du cycle biologique et de la saisonnalité de présence des cétacés autre que les marsouins communs, dans le détroit du pas de Calais.

ESPECE	OBSERVATIONS/SAISONNALITE
Lagénorhynque à bec blanc <i>Lagenorhynchus albirostris</i>	En général observés sur les fonds de 20 mètres, sur une large zone sans tendance particulière. Echouages plus fréquents cette dernière décennie.
Grand dauphin <i>Tursiops truncatus</i>	Observé toute l'année mais avec une saisonnalité potentielle de mai à septembre , avec des groupes de jeunes individus. Observations régulières entre 2008 et 2010 sur le site du Convois (10 km au large de Merlimont), puis en 2014 à Ambleteuse et au large du Touquet.
Globicéphale noir <i>Globicephala melas</i>	Saisonnalité potentielle entre mai et octobre , des groupes de 3 à 100 individus ont été observés. Pas d'échouages entre 2000 et 2015, alors que 18 échouages avaient été reportés entre 1972 et 2000.
Dauphin commun <i>Delphinus delphis</i>	Saisonnalité potentielle entre mai et octobre , entre la frontière belge et Boulogne-sur-mer. Echouages plus réguliers ces dernières années.
Cachalot <i>Physeter macrocephalus</i>	Aucune saisonnalité décelée. Quelques observations rares au large de Dunkerque et à l'entrée du Port de Boulogne-sur-Mer.
Dauphin bleu et blanc <i>Stenella coeruleoalba</i>	Espèce fréquentant rarement le secteur d'étude. 10 échouages entre 1985 et 2005. Pas de nouvelles observations depuis et aucune observation en mer jusqu'en janvier 2013.
Orque <i>Orcinus orca</i>	Saisonnalité potentielle en avril . Semble fréquenter le détroit du Pas-de-Calais entre Boulogne sur mer et Dunkerque.
Baleine à bosses <i>Megaptera novaeangliae</i>	Les Ridens de Boulogne et de Calais, ainsi que le site du Cap gris nez semblent attirer plus régulièrement la baleine à bosses en saison hivernale depuis 2006.
Rorqual commun <i>Balaenoptera physalus</i> Petit rorqual <i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Première observation en mer pour l'une de ces deux espèces aux Ridens de Boulogne le 26 novembre 2014 (Probabilité forte qu'il s'agisse du petit rorqual). Aucune donnée sur la saisonnalité pour ces espèces.
Dauphin de Risso <i>Grampus griseus</i>	Fréquente très occasionnellement le sud de l'aire d'étude.
Baleine à bec de Cuvier <i>Ziphius cavirostris</i>	Aucune observation vivante. Echouages extrêmement rares
Mésoplodon de Sowerby <i>Mesoplodon bidens</i>	Pas d'observation d'individus vivants. Aucune saisonnalité connue. Trois échouages répertoriés, dont un couple mère-petit, sur la zone d'étude.

L'ensemble des espèces de cétacés décrites ci-dessus sont protégées par la convention de Bonn (1979), dont l'objectif est la protection des espèces migratrices et par l'accord ASCOBANS (1994). Ces cétacés sont également inscrits à l'annexe II de la convention de Berne (1979), protégeant alors ces espèces ainsi que leur habitat (Tableau i.1). Ils sont également déclarés comme espèces protégées par l'arrêté français du 27 juillet 1995 (modifié le 1^{er} juillet 2011), et sont inscrits

depuis 2005 sur les listes de la CITES. Ils sont de plus inscrits dans les annexes de la directive européenne « Habitats, Faune, Flore » (1992). Le site Natura 2000 « Bancs des Flandres » a été désigné en partie pour la préservation du marsouin commun et du lagénorhynque à bec blanc. Le marsouin commun est quant à lui listé dans la convention OSPAR pour la protection de l'Atlantique Nord-Est. Le suivi des cétacés, dans le cas de la mise en place d'infrastructures marines ou plus généralement en cas de travaux ayant une emprise sur le milieu marin, est donc nécessaire et important pour veiller à limiter les facteurs qui pourraient déranger ces espèces, ou nuire au bon déroulement de leur cycle de vie, par exemple en dégradant leur environnement ou leurs ressources alimentaires.

2. Cétacés : Analyse des données disponibles

2.1. Analyse des données des échouages

Le Réseau National Echouage (RNE), supervisé par l'observatoire Pelagis (UMS 3462) basé à La Rochelle, rassemble et coordonne un ensemble de correspondants locaux qui interviennent lors d'un échouage de mammifère marin sur toute les façades maritimes françaises métropolitaines mais également ultra-marines. Ces correspondants ont pour mission de récolter des informations sur tous les mammifères marins échoués vivants ou morts, dans la mesure du possible (espèce, sexe, taille et poids, cause de l'échouage...). Mis en place en 1972, la base de données de ces échouages est libre d'accès et constitue une ressource d'importance majeure pour l'étude des cétacés dont l'étude et le suivi en Manche-Mer du Nord sont relativement lacunaires.

La totalité des échouages de cétacés répertoriés entre le Cap Gris Nez à l'ouest (commune : Audinghen incluse) et la frontière belge à l'est (commune : Bray-Dunes incluse), a été téléchargé sur le site de l'observatoire Pelagis

Pour le téléchargement des données, les requêtes suivantes ont été sélectionnées :

- Espèce(s) : Cetartiodactyla
- Année(s) : 1967 – 2016
- Façade(s) : Manche/Mer du Nord (puis sélection des communes entre Audinghen et Bray-Dunes incluses)

La base de données des échouages sur le territoire français entre Audinghen et Bray-Dunes a ainsi été mise en forme et a permis une première analyse des données.

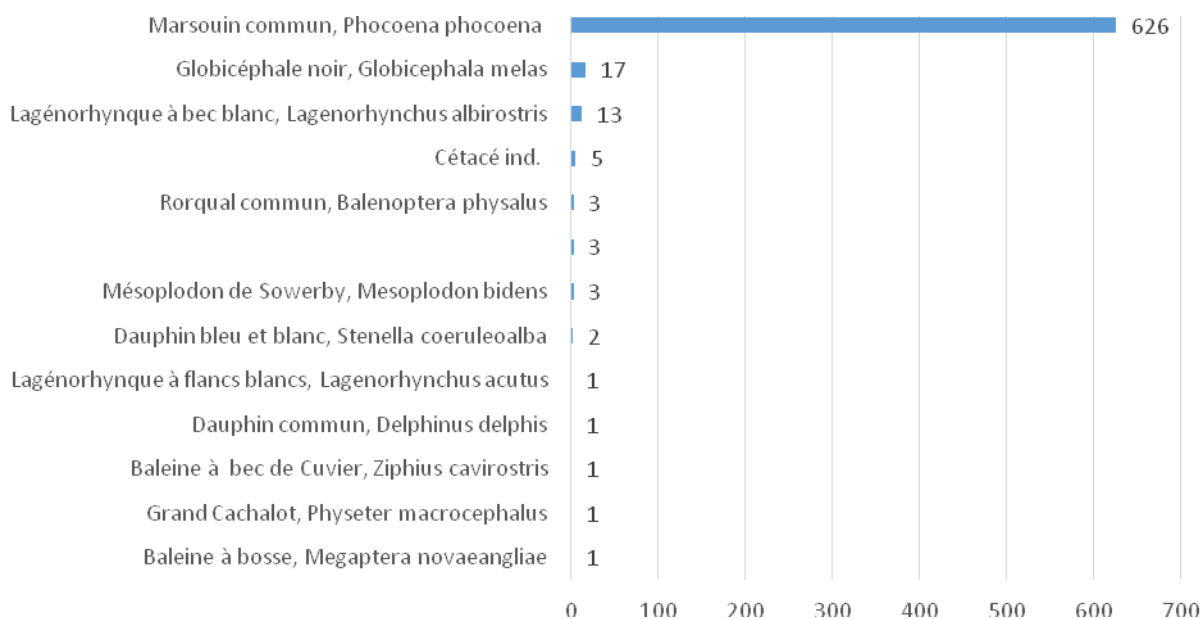


Figure 1.3 : Echouages de cétacés du Cap Gris Nez à la frontière belge entre 1967 et 2015 (n=677)

La base de données des cétacés échoués sur la zone d'étude offre des informations concernant 12 espèces de cétacés différentes, pour un total de 677 individus échoués. Seulement 5 cétacés n'ont pu être identifiés avec certitude lors de leur échouage, du fait de leur état de décomposition avancé.

Le marsouin commun représente le cétacé le plus abondant dans notre zone d'étude. En effet, depuis 1967, plus de 92% des échouages concernaient cette espèce (soit 626 individus). Ce qui souligne l'abondance principale de cette espèce dans le détroit du Pas-de-Calais. Les 11 autres espèces de cétacés représentaient seulement 7% des échouages sur cette zone, depuis 1967.

Sur les 17 globicéphales noirs échoués depuis 1969, 10 l'ont été le 2 novembre 2015 sur la plage de Calais. Malgré une intervention rapide, seuls 3 individus ont pu être renfloués vivants. Quelques jours plus tard, 3 globicéphales ont été observés au large de la Belgique, possiblement ces mêmes individus. En ce qui concerne les 7 autres individus échoués entre 1982 et 2000, il s'agissait d'individus seuls et non regroupés.

Moins de 2% du total des échouages sur la zone d'étude sont représentés par le lagénorhynque à bec blanc, bien que cette espèce soit qualifiée de commune dans le détroit du Pas-de-Calais. Depuis 2010, 3 individus ont été étudiés, tous dans le dunkerquois.

Les autres espèces recensées concernent des cétacés qui fréquentent moins régulièrement dans le détroit, il est donc normal de constater une quantité d'échouages moindre. Certains de ces échouages sont à attribuer à des pathologies ayant induit des erreurs de navigation chez ces animaux.

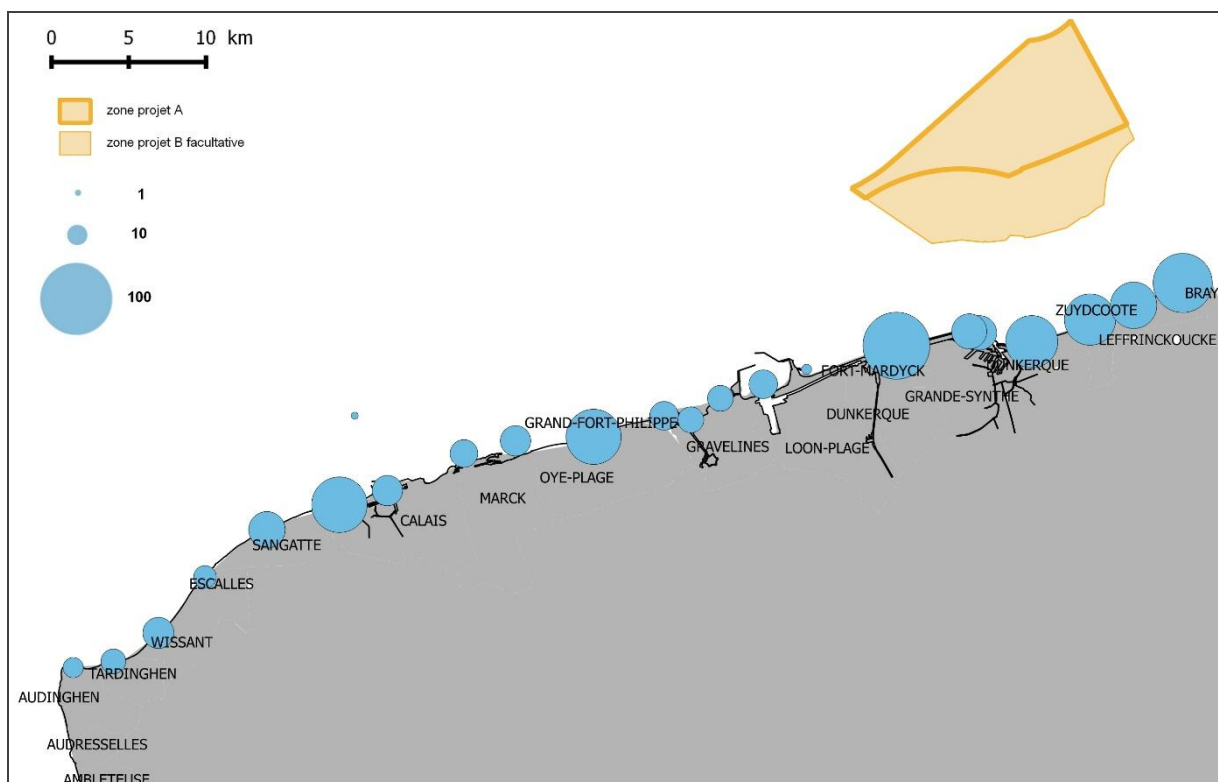


Figure 1.4 : Cartographie des échouages de cétacés sur le littoral français de la mer du Nord entre 1967 et 2015.

Les échouages de cétacés sont distribués sur toute la façade étudiée, bien qu'une densité plus importante soit à souligner dans le dunkerquois.

2.1.1. Analyse des données des échouages de marsouins communs

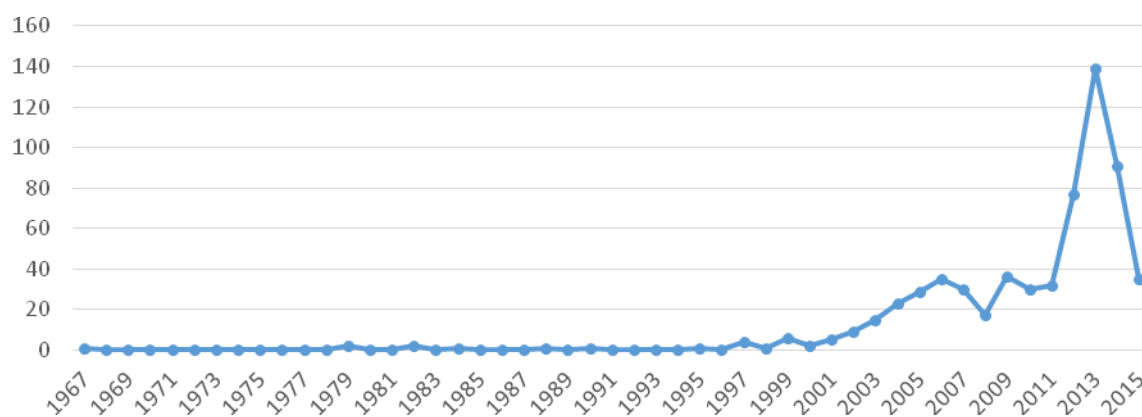


Figure 1.5 : Fréquence et abondance des échouages de marsouins communs entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015

Avant les années 2000, le Réseau National Echouage n'était encore qu'au stade embryonnaire et peu de personnes étaient formées pour intervenir sur ces animaux. A partir des années 2000, le suivi des échouages est devenu meilleur, ce qui implique une augmentation des constatations de ces échouages. A cela s'ajoute une modification de l'aire de répartition des marsouins (cf. Figure 1.15), qui va progressivement accentuer le phénomène.

En 2013, un pic inhabituel d'échouages de marsouin commun ($n=139$) a eu lieu entre le Cap Gris Nez et la frontière belge, dont 73 uniquement dans le dunkerquois (entre Gravelines et Bray-Dunes ; Van Canneyt *et al.*, 2014). Par la suite, le nombre d'échouage a rejoint la courbe de tendance prédictionnelle. Dans ce même temps, différents facteurs ont pu varier. Plusieurs hypothèses peuvent alors être avancées. En premier lieu, les populations de marsouins communs ont connu un glissement vers le sud de la mer du Nord entre les deux campagnes SCANS (en 1994 et 2005 ; SCANS II, 2006 ; Morizur *et al.*, 2011). Le nombre de marsouins présents dans la zone ayant augmenté, le nombre d'échouage a inévitablement suivi la même courbe. Dans un même temps, la pression d'observation s'est accrue du fait de l'augmentation du nombre d'intervenants sur les échouages et une meilleure structuration du Réseau Echouage, de la création de l'association OCEAMM dans le Dunkerquois, et d'une meilleure sensibilisation du public par celle-ci. De plus, durant cet épisode, une proportion importante d'échouages était constituée de jeunes individus (71% de juvéniles pour le littoral Manche-Mer du Nord, contre 15 à 20% attendus). A cela s'ajoute un fort taux de mortalité par capture accidentelle. Celles-ci peuvent être provoqué par la rencontre d'un individu avec les trémails d'un fileyeur durant les déplacements des marsouins (et non par prédation). Ce type de phénomène peut être limité en rendant visibles aux marsouins les filets mono-filaments (Dabin, comm. pers.³). Il pourrait également être probable qu'une épizootie ait frappé ces animaux entre 2011 et 2014, suivi par une immunité des individus survivants (Van Canneyt *et al.*, 2013, 2014, 2015).

³ W. dabin, Observatoire Pelagis, wdabin@univ-lr.fr

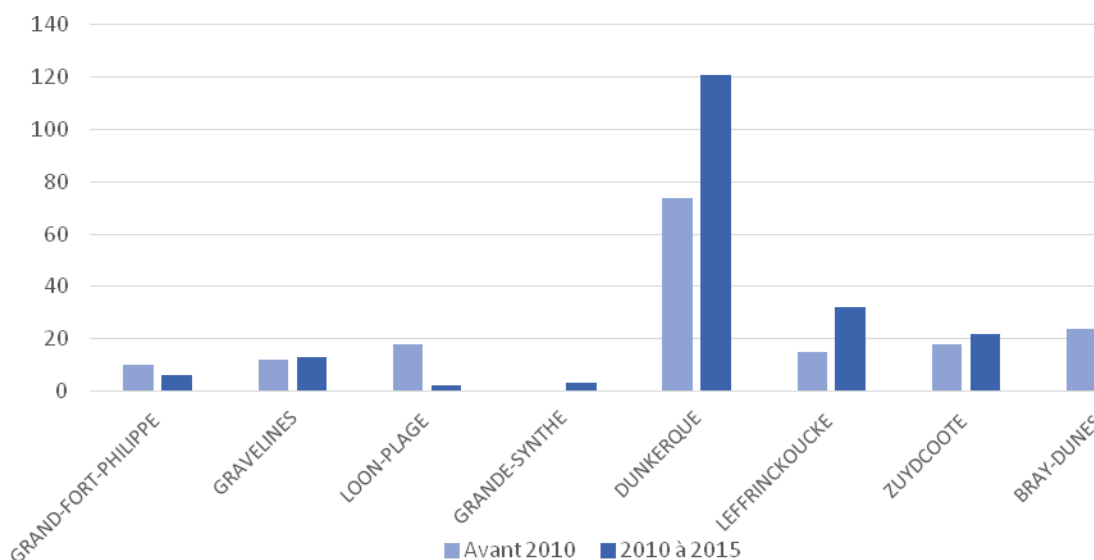


Figure 1.6 : Répartition géographique des échouages de marsouins communs entre Grand-Fort-Philippe et Bray-Dunes entre 1967 et 2015

Dans le dunkerquois, les échouages sont principalement localisés à Dunkerque. Ceci est expliqué notamment par le linéaire que représente cette ville, soit un tiers (environ 10 km) du littoral du département du Nord.

De plus, les digues du Braek et de Saint Pol, localisées à Dunkerque sont un haut lieu pour les pêcheurs amateurs, les chasseurs et les promeneurs, quel que soit les conditions climatiques, ce qui accentue une pression d'observation déjà importante de par la présence des infrastructures portuaires, et permet des détections d'échouages et des interventions rapides, avant que les animaux ne soit repris par la marée suivante.

Sur cette zone réduite, une forte population de marsouins est présente, notamment durant l'été à la période de mises-bas. De plus, un effort de pêche important est constaté durant la même période par les pêcheries françaises et européennes (notamment belges et hollandaises) sur ces mêmes zones. Il a par ailleurs été constaté un taux de captures accidentelles de marsouins de 66% des échouages sur la côte d'Opale, contre 60% au niveau national (Fisseau, 2015).

Enfin, la courantologie de la zone est modifiée aux abords des infrastructures portuaires, notamment des différentes digues (Petit-Fort-Philippe, Clipon et Saint Pol). Celles-ci vont dévier les courants, rapprochant ainsi les corps de la côte. Ce phénomène est accentué par l'arrivée constante de bateaux de tous types qui peuvent emmener dans leur sillage ces même corps. Ainsi la zone, notamment la digue du Braek, devient davantage propice aux échouages.

2.1.2. Analyse des données des échouages des cétacés autres que le marsouin

Les échouages de cétacés autres que les marsouins communs sont, comme dit précédemment, plus occasionnels. C'est dans les années 1990 que ceux-ci ont augmenté significativement, avec en moyenne 1,4 échouage par an. Sur ces 14 échouages, 9 avaient alors eu lieu dans le dunkerquois. Par la suite, entre 1 et 2 échouages par an ont été répertoriés.

L'année 2015 se démarque alors avec 1 cétacé n'ayant pu être identifié, 2 lagénorhynques à bec blanc, 1 petit rorqual et les 10 globicéphales noirs précédemment cités. Même en écartant ces derniers, l'année 2015 a nettement dépassé les moyennes de ces dernières décennies.

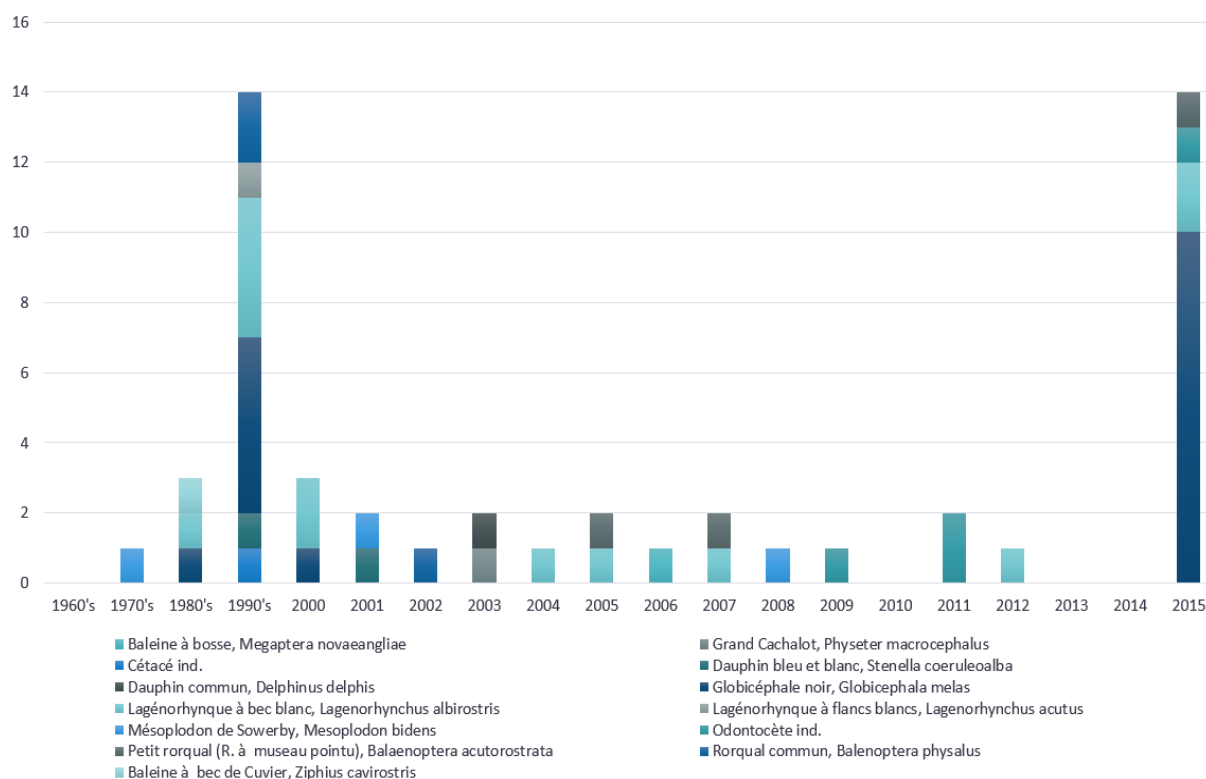


Figure 1.7 : Fréquence et abondance des échouages de cétacés autre que les marsouins communs entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015.

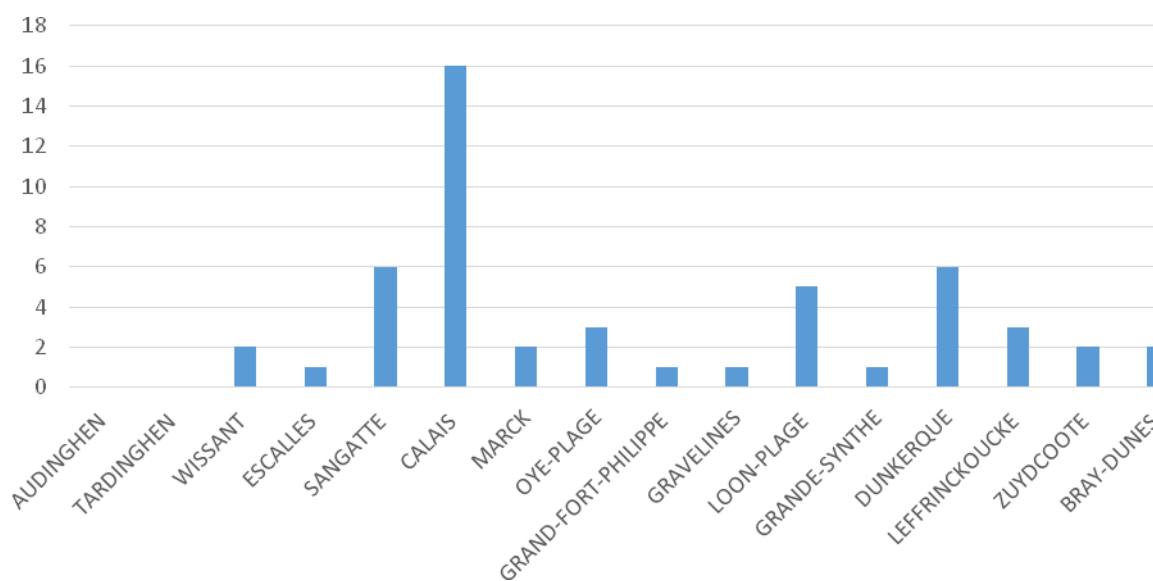


Figure 1.8 : Répartition géographique des échouages des cétacés autre que le marsouin entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015

Les échouages de cétacés autres que le marsouin se dispersent de façon homogène sur l'ensemble de la zone s'étendant du Cap Gris Nez à la frontière belge, si l'on écarte l'échouage exceptionnel des 10 globicéphales de Calais en novembre 2015.

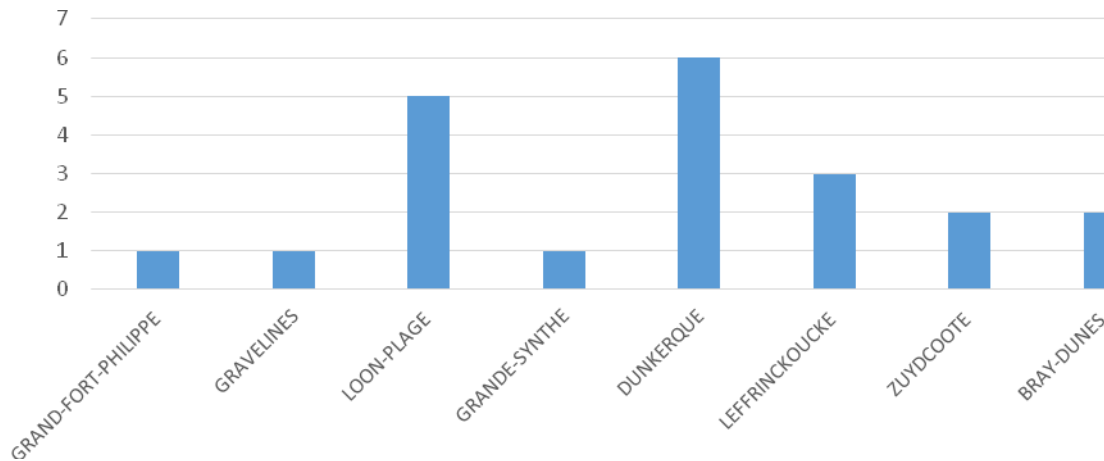


Figure 1.9 : Répartition géographique des échouages des cétacés autre que le marsouin entre Grand Fort Philippe et Bray-Dunes (alentours de Dunkerque) entre 1967 et 2015

De même que pour le cas des marsouins, les échouages d'autres cétacés semblent plus importants sur le territoire de Dunkerque, artéfact créé par la disproportion de son linéaire côtier. Cependant la commune de Loon-Plage ne représente quant à elle que 4 km de linéaire. Proportionnellement, les échouages y sont donc deux fois plus importants.

Depuis 2010, seuls 4 échouages autres que ces marsouins ont été enregistrés sur le dunkerquois : 2 lagénorhynques à bec blanc (en 2012 et 2015) et 2 odontocètes (en 2011) n'ayant pu être identifiés avec certitude de par leur état de décomposition.

La majeure partie des échouages observés depuis 1967 est donc représentée par les marsouins communs. Cependant selon les espèces considérées, les causes de mortalités sont variées.

La capture accidentelle est la principale cause de mortalité chez les marsouins communs (66% des individus, Fisseau, 2015), bien qu'il ne soit pas toujours possible de la déterminer avec certitude selon l'état de décomposition de l'animal.

De plus, il est supposé qu'une part non négligeable de mortalité des marsouins soit due à la prédation par le phoque gris.

La majorité des examens en cas d'échouages de mammifères marins sur notre territoire étant réalisée par des bénévoles et non par des vétérinaires, il est parfois difficile de déterminer les causes de mortalité uniquement par examens visuels, notamment pour les cas de pathologie.

Afin de pallier à ce manque de données, des échantillons sont prélevés sur les individus assez frais, de plus en plus régulièrement ces dernières années. Ainsi, en 2014, 16 marsouins ont été échantillonnés pour différents programmes, en accord avec le RNE (Réseau National Echouages). En

2015, il s'agissait de 7 globicéphales, 2 lagénorhynques et 18 marsouins ; et en 2016, 1 cachalot et 21 marsouins. Ces échantillons sont alors conditionnés et ont permis, ou permettront, de réaliser des études plus complètes. Pour exemple, une thèse universitaire, soutenue en 2015 (Mahfouz, 2015), traitait de la contamination en métaux des marsouins dans le sud de la mer du Nord. Celle-ci a démontré que l'ensemble des individus examinés présentait un taux de contamination non négligeable, bien que non létal pour un animal en bonne santé. Cependant, ces métaux, et autres contaminants étant principalement retenus dans la graisse et les organes filtreurs, en cas de pathologie, ceux-ci sont libérés massivement dans l'organisme. De plus, cette contamination est transmissible de la mère au fœtus, ce qui pourrait provoquer des avortements si ces taux devenaient trop importants pour le jeune.

Certains individus frais ont néanmoins pu être examinés par des vétérinaires, comme cela a été le cas pour l'échouage massif de globicéphales noirs en 2015 à Calais. Les nécropsies des sept individus morts ont permis de mettre en évidence le bon état de santé de ces individus. Suite à l'analyse comportementale des globicéphales sur les vidéos fournies par des pêcheurs les jours précédents, et aux résultats des nécropsies, la thèse de la désorientation a été validée pour ce pod d'individus.

2.2. Analyse des données d'observation d'individus vivants

Les données sur les cétacés vivants ici rassemblées proviennent essentiellement d'observations opportunistes recueillies dans les bases de données SIRF et Observado, ainsi que dans la base interne à la CMNF. En effet, elles n'ont pas été acquises en suivant un protocole précis et fixe, et leur échantillonnage spatio-temporel est irrégulier. Les observations SIRF et Observado sont inscrites directement par les découvreurs, puis validées par des spécialistes. Les données inscrites dans la base de la CMNF proviennent essentiellement de communications personnelles entre des usagers de la mer et des membres de la Coordination. Les données incertaines sont alors écartées et stockées en attente de validation (pour les espèces inexistantes sur le littoral de la Manche-Mer du Nord par exemple).

Ces données sont par conséquent à considérer avec précaution car elles ne peuvent refléter la réalité de la présence de ces animaux près de nos côtes. Elles présentent en effet un biais quant à la connaissance systématique des observateurs et à l'effort d'échantillonnage très variable selon les saisons et les sites, et ne peuvent permettre d'en déduire une abondance pour ces espèces.

L'association OCEAMM, présente auparavant sur le dunkerquois, réalisait des transects réguliers à bord des ferries réalisant la liaison avec l'Angleterre. Depuis la disparition de cette association, ces données ne sont plus disponibles et ces suivis ne sont plus systématiquement réalisés.

Cependant, d'autres études scientifiques ont permis l'acquisition de données plus fiables dont le protocole d'obtention est connu :

- Les campagnes IBTS de l'IFREMER, par bateau en 2009 et 2011 : dont les données sur les cétacés sont éparses mais avérées.
- Les campagnes SAMM-1 (2011), 2 (2012) et SAMM-ME (ou « miniSAMM », 2014, uniquement en Manche Est) menées par l'Observatoire PELAGIS, qui suivent un protocole d'acquisition rigoureux effectués par des observateurs expérimentés

- Les campagnes SCANS en 1994, 2005 et 2016

2.2.1. Observations opportunistes

La première observation fut celle du passage d'un grand cachalot en 1933. Une période blanche intervient alors jusque dans les années 1980. Mais cela ne signifie pas pour autant que les cétacés évitaient le détroit. Les données deviennent ensuite régulières à partir de 2008.

Il est à noter que durant la période de 2000 à 2005, aucune observation n'a été reportée dans les bases de données participatives précédemment citées. Seules les 4 observations (3 marsouins et 1 dauphin commun) rapportées à la CMNF représentent donc cette période.

Parmi les espèces connues dans le détroit, neuf d'entre elles se laissent parfois observer. Tout comme dans le cas des échouages, l'espèce majoritairement reconnue est le marsouin, de par sa présence continue dans ces eaux. De plus, cette espèce est maintenant bien connue par les plaisanciers et autres usagers du littoral. Les autres espèces de cétacés restent plus difficiles à différencier pour un œil non-averti.

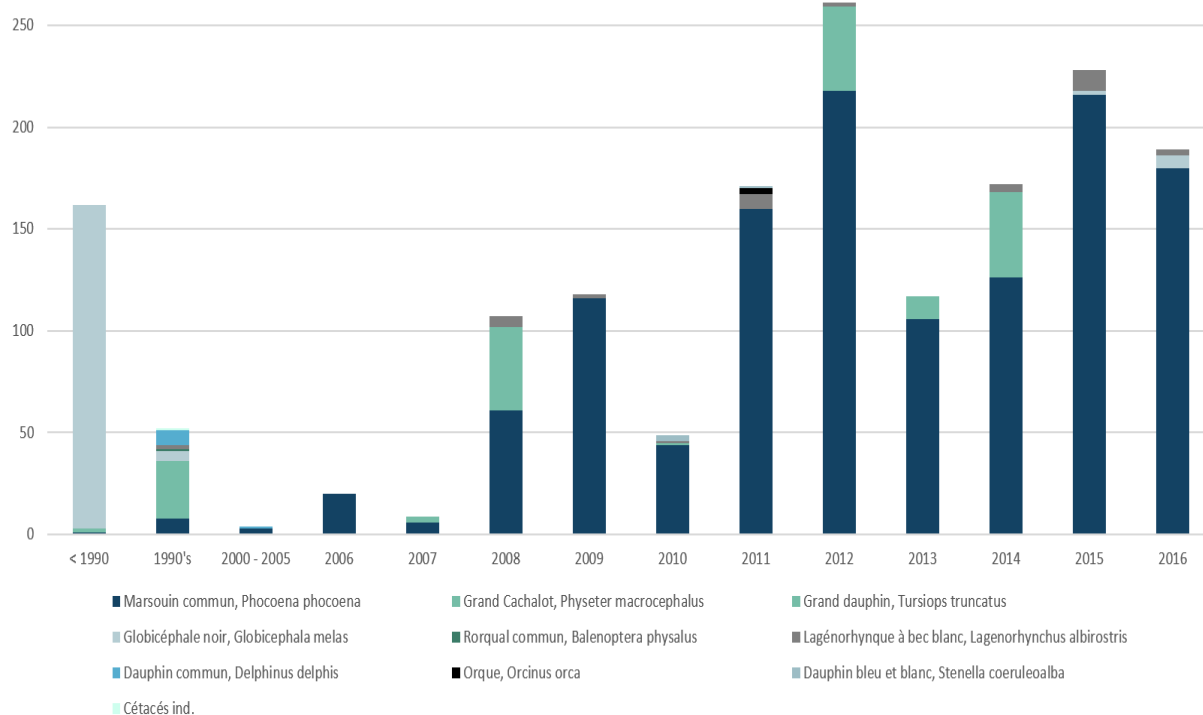


Figure 1.10 : Evolution des espèces reportées dans les bases de données opportunistes entre le Cap Gris Nez et la Frontière Belge

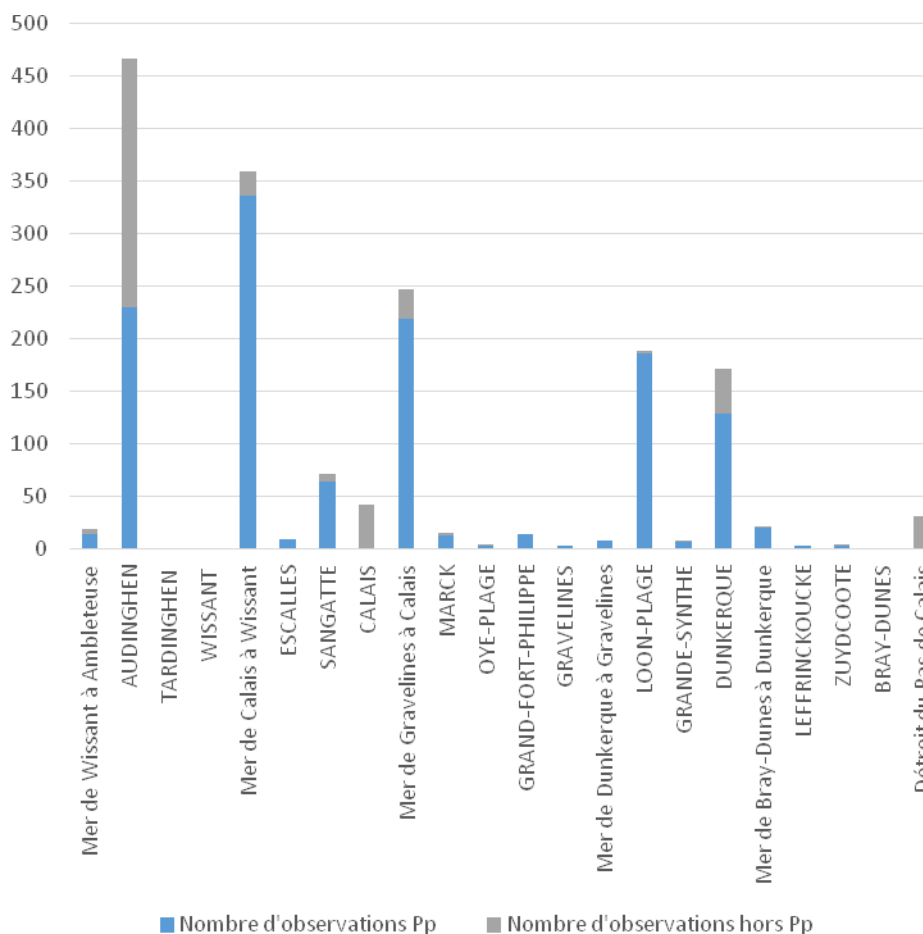


Figure 1.11 : Répartition des observations opportunistes sur le littoral entre le Cap Gris Nez et la frontière belge.

De même, l’opportunité de ces observations joue aussi sur la localisation de celles-ci. Certaines données étant apportées par des membres d’associations, ornithologiques par exemple, ces derniers effectuent régulièrement leurs propres observations, mais sur les mêmes sites, ce qui fausse les répartitions des individus, mais apporte des connaissances sur les cétacés d’une zone définie. D’autres observations reportées proviennent des communes de villégiatures principales de la côte. C’est pourquoi il est constaté de nombreuses observations au niveau du Cap Gris Nez (sur la commune d’Audinghen), haut lieu touristique et migratoire, alors que les communes dunkerquoises, plus industrialisées, semblent rassembler moins d’observateurs potentiels.

2.2.2. Suivis scientifiques

Il est important de souligner que les données utilisées ici sont les données élémentaires d’échanges, soit des valeurs de contacts effectués durant ces campagnes et non pas d’animaux ou de taille de groupe. Il sera donc question, dans cette partie, d’observations et non d’individus. Pour obtenir les valeurs précises d’observations, des demandes sont à effectuer auprès des services de

l'observatoire Pelagis afin d'être traitées et validées avant que les données complètes ne soient transmises aux demandeurs sous convention.

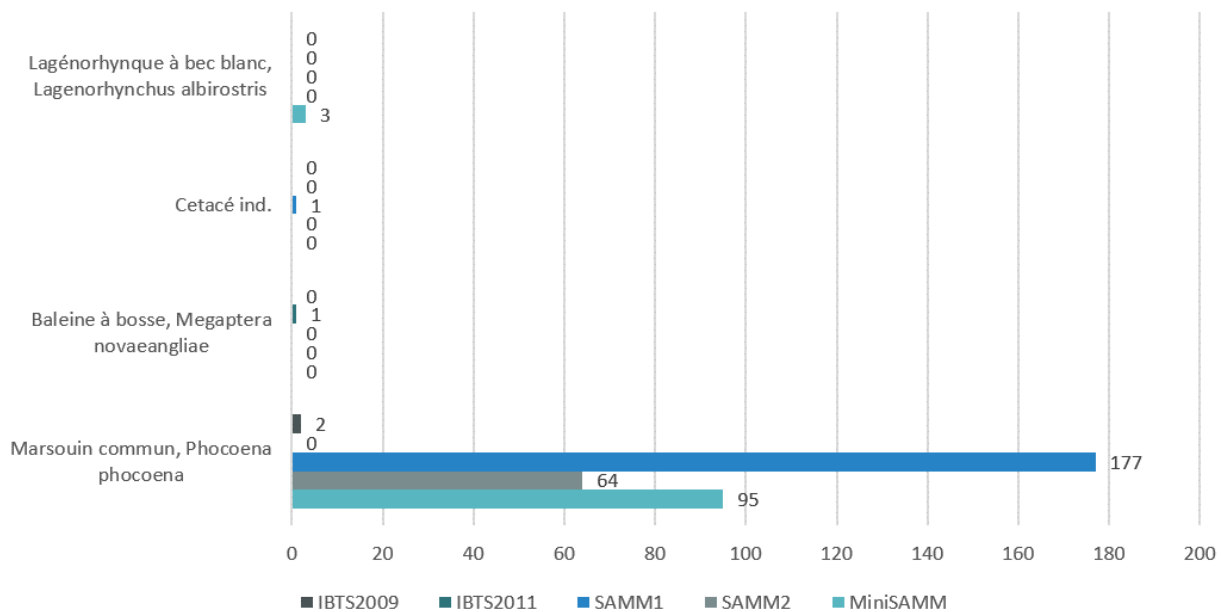


Figure 1.12 : Nombre d'observations par espèces contactées lors des campagnes IBTS de 2009 et 2011, SAMM de 2011 et 2012 et SAMM-ME de 2014.

Ces observations ont été enregistrées durant les différentes campagnes, suivant des tracés prédéterminés. Les protocoles établis permettent l'établissement d'une estimation de la densité des cétacés sur ces zones à un instant T. Ainsi, il est constaté la présence quasi systématique de marsouins communs (la campagne IBTS n'ayant pas pour but premier la recherche de mammifères marins, leurs observations pourrait alors être classées comme opportunistes). Seules 5 observations autres que de marsouins (3 de lagénorhynques à bec blanc, 1 de baleine à bosse et 1 de cétacé indéterminé) ont pu être réalisées durant ces campagnes ponctuelles entre la frontière belge et le Tréport (limite sud de la Somme).

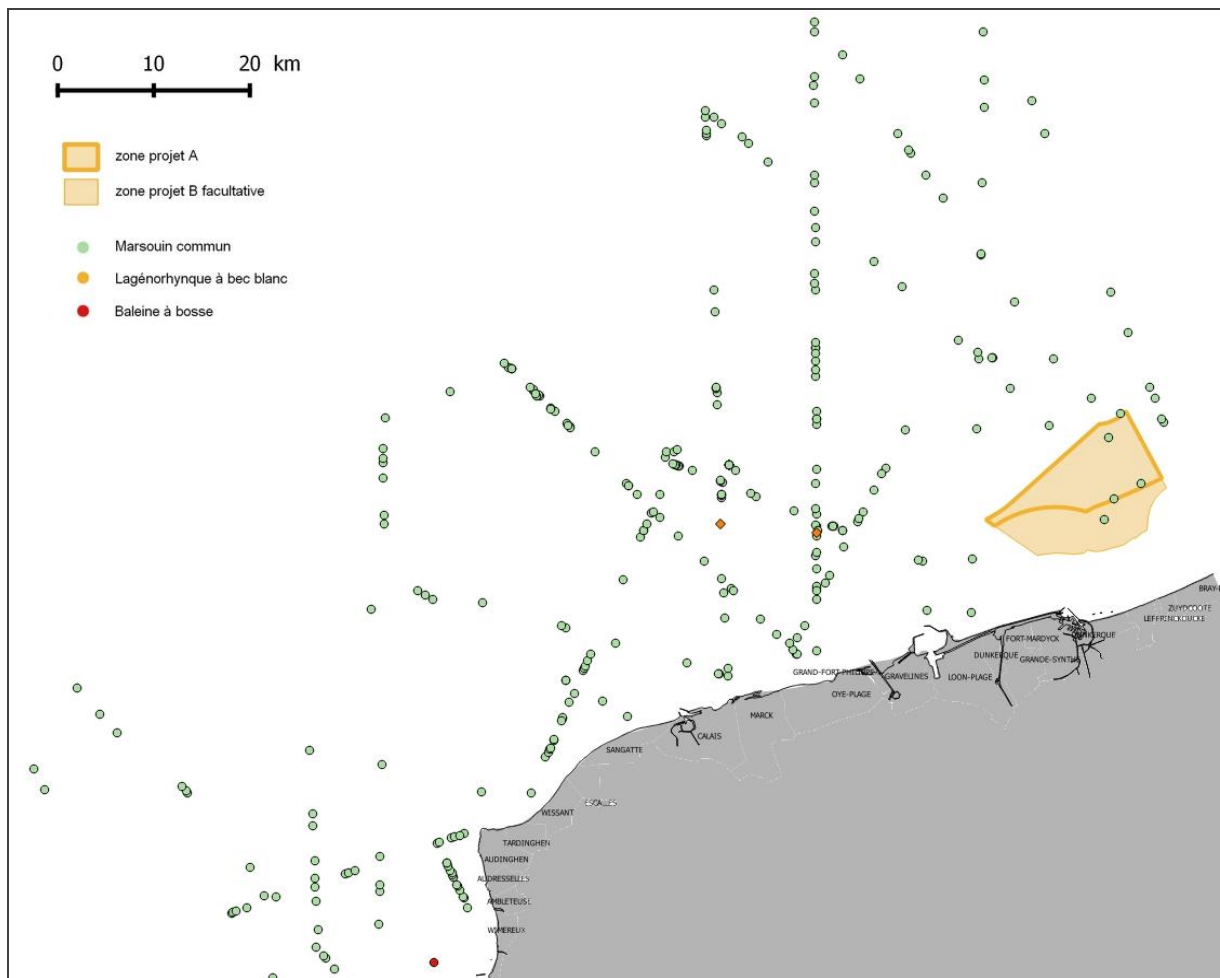


Figure 1.13 : Localisation des observations de cétacés durant les campagnes IBTS (2009 et 2011) par bateau, SAMM-1 (hiver 2011-2012), SAMM-2 (été 2012) et SAMM-ME (février 2014) par avion, entre Audinghen et Bray-Dunes.

De même que pour les données des échouages, les données d'observations en mer concernent principalement les marsouins communs, avec 279 observations, entre le Cap Gris Nez et la frontière belge.

Sur les 11 autres espèces de cétacés déjà répertoriées par les échouages dans ce secteur, uniquement 3 observations de lagénorhynques à bec blanc ont été répertoriées durant ces campagnes, entre 2009 et 2014.

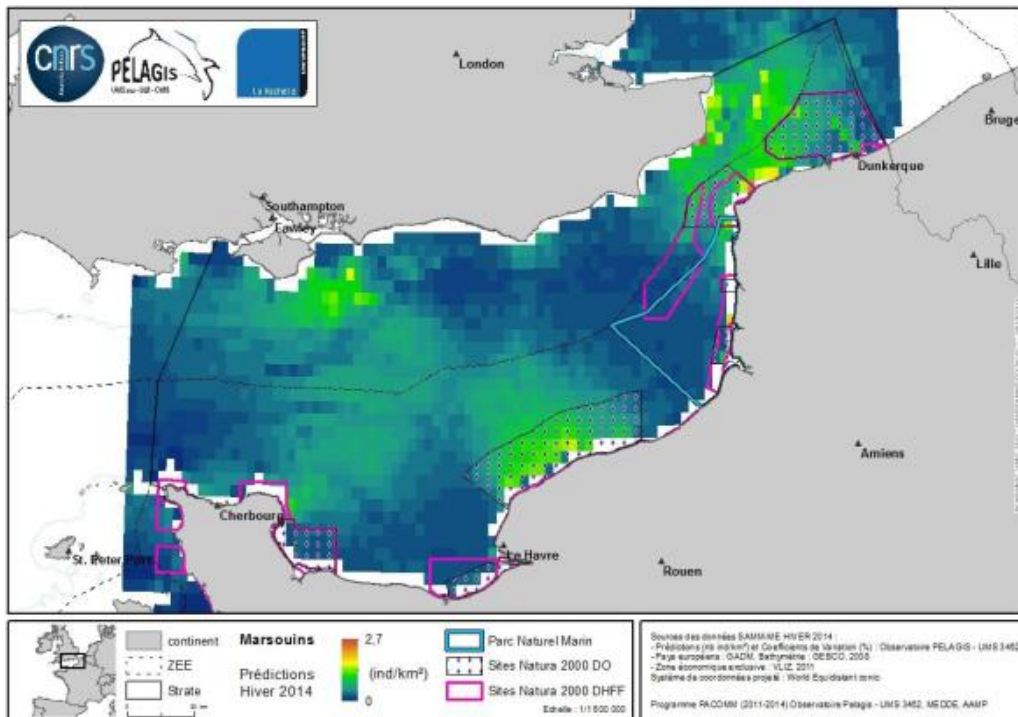


Figure 1.14.a : Carte d'habitat préférentiel modélisé à partir des observations de la campagne SAMM-ME acquises en hiver 2013-2014 (Ricart et al, 2014)

Les campagnes SAMM ont permis entre autres de mettre en avant les habitats préférentiels des marsouins communs en périodes hivernale et estivale. Ces animaux, toujours présents dans la zone d'étude, se concentrent davantage en période hivernale. En effet, les eaux du détroit deviennent alors un vivier pour ces animaux et la bathymétrie faible permet des températures un peu plus élevées que dans le reste de la Manche Mer du Nord. Cependant, en période estivale, il est plus facile de les observer depuis la côte, car ceux-ci se rapprochent du littoral pour la période de reproduction. Ces variables sont également à considérer dans le cas des observations opportunistes.

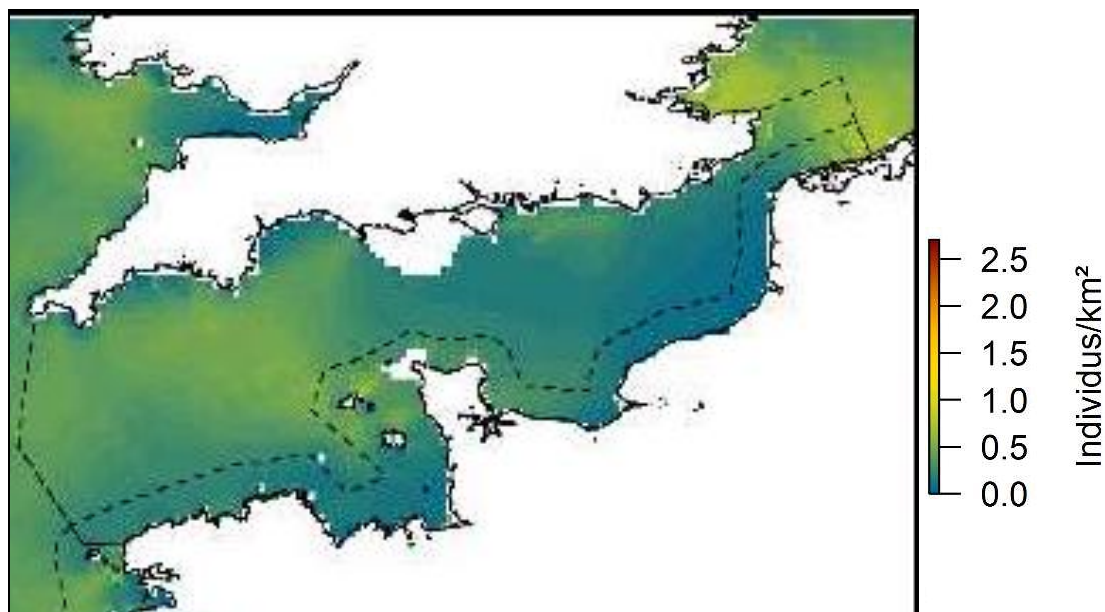


Figure 1.14.b : Carte d'habitat préférentiel modélisé à partir des observations de la campagne SAMM-2 acquises en été 2012 (Pelagis, 2014).

Lors des suivis décennaux SCANS (en 1994 et 2005 pour les données ici représentées), il est constaté un glissement des hotspots de marsouins. En effet, lors de la première campagne, des densités importantes de marsouins étaient enregistrées autour du Danemark et au nord et à l'ouest de l'Écosse (sachant que la côte ouest n'avait alors pas été prospectée). En 2005, les densités autour du Danemark s'étaient alors amoindries. Un nouvel hotspot s'étendait sur la côte est de l'Angleterre, jusque dans le détroit du Pas-de-Calais, avec un épïcentre autour de la Baie de Wash.

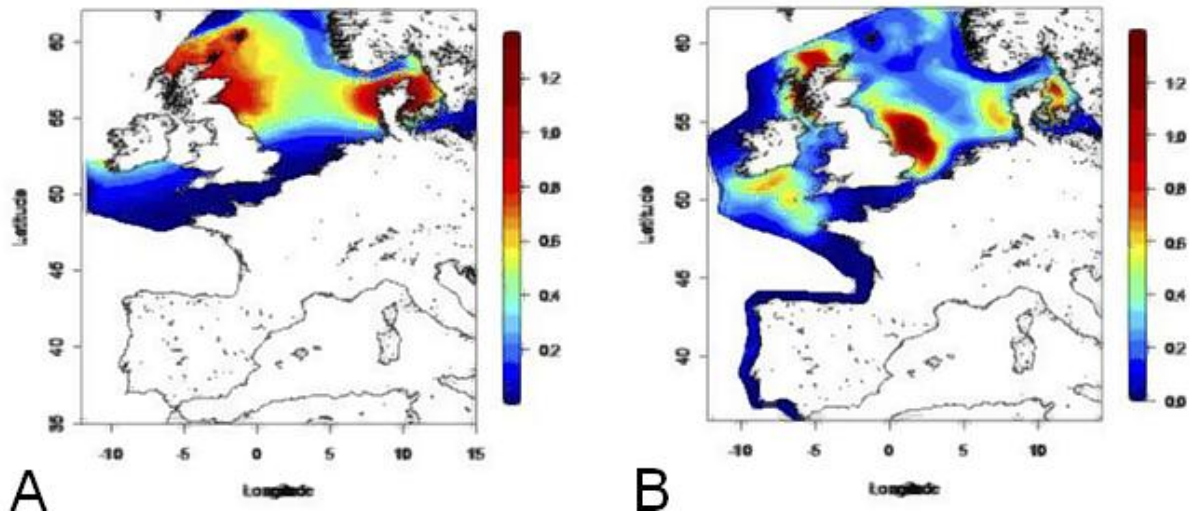


Figure 1.15 : Carte de répartition et de densité (individus / km²) du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) établie suite aux campagnes SCANS I (A) en 1994 et SCANS II (B) en 2005 (SCANS, 2006).

Une nouvelle campagne, SCANS III, a eu lieu en 2016. Les informations fournies par celle-ci pourraient affiner l'analyse du déplacement et l'évolution de ces colonies. Au moment de la rédaction de ce rapport, les données n'étaient pas encore disponibles à l'étude.

Ces études scientifiques ont déjà démontré la répartition des marsouins dans les secteurs de faible bathymétrie (inférieure à 40 mètres) et les zones sableuses (bancs de sable immergés) (Simar, 2010). Aux Etats-Unis, au Danemark ou encore en Grande-Bretagne, les recherches sur le sujet sont plus nombreuses. Celles-ci démontrent bien la relation entre distribution des marsouins communs et topographie. On constate que les marsouins communs sont retrouvés majoritairement sur des fonds de 20 à 60m de profondeur (dans le détroit, la bathymétrie atteint à peine 70 m, au niveau des rails de navigation), généralement à proximité du littoral, et que cette distribution diffère selon les saisons (voir Figs. 1.14a et 1.14.b). Enfin, celle-ci semble également liée à la distribution des proies (Carreta et al., 2001 ; Wier et al., 2007 ; Skov et Thomsen, 2008).

3. Cétacés : Propositions (indicateurs et mitigation)

Le glissement de la population de marsouins communs de la mer du Nord vers nos côtes constaté depuis plusieurs années (SCANS-II, 2016) apparait comme être consécutives à différentes modifications de leur environnement : une diminution des ressources halieutiques, une augmentation du trafic maritime et l'installation de parcs éoliens offshore sans études préliminaires

et sans précautions suffisantes portées sur les cétacés (Dabin⁴, *comm. pers.*, Morizur et al, 2010). Aussi, c'est pourquoi il est important de veiller à perturber au minimum ces animaux patrimoniaux en s'inspirant des recommandations énoncées ci-dessous.

Les perturbations générées par un parc éolien offshore, notamment les bruits sous-marins en phase de travaux, nécessitent une évaluation adaptée des impacts sur les mammifères marins. Un certain nombre de recommandations et préconisations sont indiquées pour limiter ces effets négatifs, dans la mesure du possible en les adaptant au contexte du site au large de Dunkerque. Les préconisations ci-dessous sont focalisées sur les impacts du bruit sous-marin, auxquels les cétacés sont particulièrement sensibles. **Les autres types de perturbations, tels que les dégradations potentielles des habitats, sont traités dans le chapitre sur les pinnipèdes, afin d'éviter des redondances, les impacts sur les cétacés étant similaires à ceux constatés sur les pinnipèdes.**

3.1. Rappels fondamentaux

Les cétacés utilisent les ondes sonores dans des processus vitaux tels que la communication, l'orientation, l'alimentation par la localisation des proies et la reproduction. Dotés de systèmes auditifs à large de gamme de fréquence, allant de quelques Hz à plusieurs milliers de kHz, ces animaux sont capables de capter les sons naturels utiles, mais aussi les sons anthropiques existant aux mêmes fréquences et potentiellement à des niveaux élevés, rentrant en interaction avec leurs systèmes auditifs et de communication. La synthèse rédigée en 2015 par le bureau d'études SOMME (Société d'Observation Multi-Modale de l'Environnement) sur les impacts sonores sous-marins des parcs éoliens en mer (2015) a particulièrement décrit les fréquences utilisées par les mammifères marins (Gervaise *et al.*, 2015). Ainsi, on distingue parmi les cétacés, ceux dits de :

- hautes fréquences : cétacés principalement côtiers et utilisent les ultrasons (de fréquences comprises entre 10 et 100 kHz) pour détecter leur environnement : Marsouin commun notamment ;
- moyennes fréquences : cétacés principalement pélagiques, espèces généralement très sociales qui utilisent les signaux de 1-10 kHz pour communiquer ainsi que les sons de longueur d'onde plus longues pour détecter les prédateurs et proies sur de longues distances : grand dauphin, dauphins, baleines à bec notamment (appartenant au groupe des Odontocètes, cétacés à dents);
- basses fréquences : cétacés qui perçoivent les infrasons (de fréquences inférieures à 1 kHz) : les Mysticètes (cétacés à fanons).

Les sources sonores d'origine anthropique ont des intensités très variables et se situent généralement dans les basses fréquences. Selon leur intensité, le milieu de propagation des ondes et la distance avec un animal, des effets tels que de la gêne auditive ou plus importants des traumatismes physiologiques peuvent être envisagés, allant parfois jusqu'à la mort de l'individu.

⁴W. Dabin, Observatoire Pelagis, wdabin@univ-lr.fr

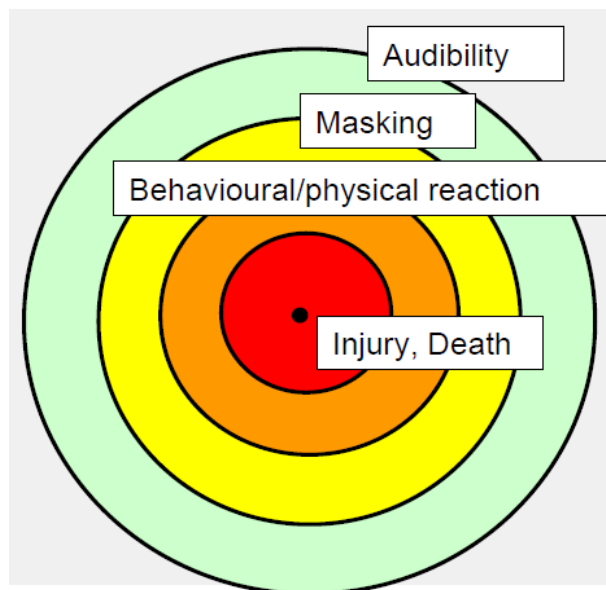


Figure 1.16 : Représentation schématique des zones d'impact acoustique pour un mammifère marin. De la périphérie vers la source : audibilité, masquage, réaction comportementale ou physiologique, lésion temporaire/létale.

Au vu de la diversité des mammifères marins présents dans le détroit du pas de Calais décrite précédemment dans ce rapport, il est important de mesurer et contrôler la fréquence et l'intensité des ondes émises lors des phases de construction, d'exploitation, puis de démantèlement des infrastructures offshore, afin d'éviter tout impact néfaste significatif sur les cétacés qui fréquentent la zone d'étude.

3.2. Caractéristiques des sons émis par l'implantation d'éoliennes offshore

Les principales caractéristiques des sources sonores sont définies par la **gamme de fréquence** (en Hz), la **directivité du son**, la **durée** et la **pression sonore** (en μPa).

Les caractéristiques sonores diffèrent en fonction des phases d'implantation de ferme éolienne offshore. En effet, en phase de pré-construction d'un parc éolien, la prospection géotechnique ainsi que l'utilisation de sonars génère des bruits qui sont proches de ceux des sonars militaires ; tandis qu'en phase de construction, les principaux bruits sont liés à l'implantation des fondations éoliennes (monopieu, jacket, gravitaire). Cette phase peut alors être très bruyante pour les cétacés, bien que limitée dans le temps. En phase d'exploitation, le bruit demeure moins perturbant pour les cétacés. Il ne faut cependant pas oublier que le bruit des éoliennes se cumule dans les cas de fermes offshore. Ainsi l'intensité du bruit sera corrélée au nombre et à la vitesse de fonctionnement des éoliennes lorsque l'infrastructure sera en service.

Dans le cas de fondations de type monopieu qui nécessite un battage, le tableau ci-dessous recense les caractéristiques des niveaux sonores générés selon le diamètre du pieu à 1 mètre de distance de ce dernier.

Tableau 1.4 : Synthèse des niveaux sonores générés par du battage de pieu selon le diamètre (Jolivet et al., 2015). *SL : *Sound Level*, instantané ; SEL : *Sound Exposure Level*, intégré par unité de temps

Type d'événements sonores	Niveaux sonores @1m (SL dB re.1µPa rms, Zero to Peak Pressure dB re.1µPa, ou SEL dB re.1µPa ²) *	Bande Passante (Hz)	Référence
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 1.2 m	[195-200] (SEL)	[10,20000]	Diederichs et al. 2008
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 1.5m	[206] (SEL)	[20,20000] Max [125-1000]	Thomsen et al. 2006
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 2.4 m	[219-230] (SL)	[10,20000]	San Francisco – Oakland Bay Bridge, Pile Installation Demonstration Project, 2001.
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 3 m	[200] (SEL)	[10,20000]	McKenzie et al. 2000
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 4-5 m	[200-215] (SEL)	[10,20000]	Diederichs et al. 2008
Battage de pieux (@1m) Diamètre = 4-5 m	[246] (SL)	[10,20000]	Nedwell et al., 2001

Les caractéristiques de l'environnement océano-acoustique sont d'autres facteurs qu'il est nécessaire de prendre en compte pour évaluer la propagation des ondes sonores.

En effet, la densité de l'eau, la salinité et la température conditionnent la propagation du son. La célérité du son dans l'eau augmente avec la densité, elle-même déterminé par la température et la salinité. D'autre part, les pertes de transmission sonores sont également à prendre en compte, notamment la **profondeur** qui conditionne la propagation des ondes (fréquence de coupure) et la capacité d'**absorption** et de **réflexion** d'une partie de l'onde sonore dans le sédiment selon la nature du fond. Ainsi, les pertes de propagation sont d'autant plus importantes que la hauteur d'eau (effet combiné de la bathymétrie et de la marée) est faible et que les fonds sont meubles et de grains fins (la vase absorbe plus les ondes acoustiques que le gravier par exemple).

L'ensemble de ces caractéristiques environnementales, ainsi que les conditions intrinsèques de chaque animal (l'état de santé, l'âge, le sexe, la saison ou encore le comportement de l'animal) conditionnent alors la sensibilité et la réceptivité de l'individu aux ondes sonores.

3.3. Impacts des ondes sonores sur les cétacés

Les impacts des ondes sonores sur les cétacés sont fonction des caractéristiques du son émis (puissance acoustique, bande de fréquence, durée et répétitivité), des caractéristiques du système

de réception du son et de la position de l'animal par rapport à la source. Ainsi, différentes zones d'impact ont été répertoriées dans la littérature, et largement décrites par Kikutchi (2010). Ces zones sont définies en fonction des types d'impacts depuis les plus légers (zone d'audibilité : les individus perçoivent uniquement un bruit sonore), aux impacts les plus néfastes dans la zone de traumatisme.

Il est important de souligner que les impacts de ces bruits peuvent être instantanés (cas principal des bruits forts engendrés par le battage des pieux en zone de traumatisme) ou perdurer dans le temps, entraînant alors des perturbations à long terme à l'échelle des populations de cétacés (réduction du succès reproducteur, de l'efficacité de la chasse, augmentation des hormones de stress, développement de maladies...).

L'impact des nuisances sonores diffère en fonction des espèces de cétacés, tout particulièrement par rapport à la fréquence auditive de ces derniers. Le marsouin commun représente l'espèce la plus commune dans le détroit du pas de Calais et ces individus sont présents annuellement dans le site d'étude. Il a été montré qu'une gêne auditive, voire des lésions au niveau de l'appareil auditif notamment, sont susceptibles d'apparaître au-delà de 140 dB.re.1Pμa chez ce dernier (ASCOBANS, 2005).

Le battage des pieux constitue une phase critique pour les cétacés situés à proximité de la zone de traumatisme. En ce qui concerne les marsouins communs qui sont très régulièrement observés dans la zone d'étude, mais également les cétacés à fanons tels que la baleine à bosse ou les rorquals qui sont particulièrement recensés en saison hivernale, il a été prouvé que le battage des pieux pouvait entraîner une perte auditive temporaire si ces derniers se situaient dans un périmètre de 1,8 km autour des travaux. En ce qui concerne les cétacés qui utilisent principalement les moyennes fréquences (delphinidés principalement), il semblerait que ces derniers soient extrêmement sensibles aux battages de pieux : les bruits engendrés par ces travaux peuvent induire des modifications comportementales si les animaux se situent dans un rayon de 100 km autour de la mise en place du pieu. Il est important de souligner que la perte auditive temporaire n'entraînera pas particulièrement de séquelles graves chez un individu sain. Cependant, la répétition de ces épisodes pourrait engendrer une perte auditive totale pour l'animal, et conduirait alors à sa mort.

Dans la majorité des cas, il a été prouvé que tous les cétacés, qu'ils utilisent des fréquences basses, moyennes ou hautes, présentent un comportement de fuite s'ils se situent dans un périmètre de l'ordre de 20 km autour des travaux de battage de pieu. Ce comportement peut également être associé à une perturbation du comportement de plongée et alimentaire des individus (Thomsen et al., 2006).

3.4.Recommandations et préconisations en phase de levée des risques

Depuis l'an 2000, diverses études ont été menées principalement durant les phases de construction des fermes éoliennes offshore. En ce qui concerne les études à long terme qui se concentrent principalement sur le cétacé le plus abondant de la mer du Nord, le marsouin commun, les résultats diffèrent en fonction des sites.

Les bruits générés par les différentes phases sont très différents : les phases de construction et de démantèlement étant plus perturbantes pour les cétacés, des propositions seront principalement émises en ce qui concerne ces travaux d'implantation des éoliennes.

Etat initial et suivi d'impact :

Premièrement, un suivi régulier sur l'ensemble du détroit du pas de Calais est proposé, avec un effort plus conséquent sur le dunkerquois.

Les suivis aériens réguliers permettront de suivre l'évolution des populations de cétacés dans le détroit en fonction de l'avancée des travaux (présence ou absence) ; mais également de repérer la présence d'espèces protégées rares dans le secteur tel que des rorquals ou des groupes importants de cétacés aux abords du chantier. En effet, il n'est pas rare d'observer de grands groupes de cétacés tels que des globicéphales noirs, à proximité du futur parc éolien (en février 2014, entre 100 et 150 globicéphales noirs avaient été observés dans la passe de Zuydcoote).

Afin de compléter les suivis aériens, un suivi acoustique tel qu'il a été développé pour le projet « *Calais Port 2015* » sera nécessaire au préalable des travaux afin de déterminer un état de référence pour la zone concernée, mais également pendant et après les travaux sur la zone. La mise en place de dispositifs tels que des détecteurs de clics d'écholocalisation (de type Cpods) et des hydrophones à large bande (de type RTSys) est à envisager. Ce second appareil permettra alors d'établir une surveillance et de qualifier le bruit ambiant aux abords du chantier pendant les travaux.

Mesures de réduction et d'évitement des impacts :

Des méthodes de réduction des bruits sous-marins ou de l'exposition des animaux à ces bruits pourraient être envisagées pour limiter les effets des phases critiques des travaux. Ces méthodes peuvent être classées par ordre de priorité décroissante :

- La réduction du niveau à la source : méthode qui consiste à modifier la technique d'installation des fondations pour réduire le niveau sonore émis. En cas de battage de pieux, la prolongation de la durée d'impulsion (coups moins puissants, mais plus longs) peut réduire significativement les nuisances sonores (Elmer *et al.*, 2006). Le niveau sonore peut aussi être abaissé par le recours à des fondations jacket : des pieux de jackets de 1m de diamètre génèrent beaucoup moins de bruit que des monopieux de 7m de diamètre (cf. Tab. 1.4) et même s'il faut 4 fois plus de pieux, chaque battage est plus court. Le battage peut aussi être remplacé par une technique moins bruyante, forage ou vibrofonçage, suivant les caractéristiques géotechniques du sous-sol marin. Les fondations gravitaires ne génèrent du bruit que lors des opérations préalables de nivellement.

- La réduction de propagation acoustique : méthode qui consiste à mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau sonore transmis. Le rideau de bulles semble être à ce jour le meilleur moyen de réduire les nuisances sonores autour des travaux (jusqu'à 14dB peak autour de 2kHz, moyen peu coûteux en comparaison avec d'autres dispositifs). Cette méthode pourrait cependant être altérée par l'intensité du courant au large du dunkerquois, et **un rideau de bulles confinées** serait très probablement plus approprié sur notre site d'études (Nehls *et al.*, 2014). Les filets équipés de ballons remplis d'air, blocs isolants et batardeaux sont répertoriés comme étant moyennement efficaces contre les nuisances acoustiques (Elmer *et al.*, 2014 ; Koschinski and Ludemann, 2013).

- Surveillance des espèces : observation visuelle de la zone du chantier pour détecter les mammifères en surface, complétée par un suivi acoustique passif afin de détecter les cétacés présents sous l'eau. Les opérations bruyantes ne doivent commencer que si aucun animal n'a été observé dans la « zone de danger » pendant un certain laps de temps (typiquement 30 minutes), et doivent être stoppées en cas de détection pendant l'opération.

- L'éloignement des espèces : méthode qui consiste à faire fuir les cétacés de la zone de travaux en augmentant progressivement la puissance du battage (« ramp-up procedure ») et/ou en utilisant des répulsifs acoustiques. Cette méthode est particulièrement utilisée lors des chantiers maritimes, bien que son efficacité soit peu démontrée.

A ce jour, les travaux de battages de pieux dans les constructions de fermes éoliennes offshores ne semblent pas avoir engendré d'échouages répertoriés dans la littérature chez les cétacés, contrairement à l'utilisation des sonars militaires qui ont déjà affecté mortellement des cétacés utilisant des fréquences basses, moyennes et hautes (Brandt *et al.*, 2011).

Cependant, il sera nécessaire de définir les meilleures périodes pour les opérations les plus bruyantes, en tenant compte des cycles biologiques des cétacés qui fréquentent le détroit du pas de Calais. Proposer un calendrier basé sur le cycle biologique de l'ensemble des espèces de cétacés demeure une tâche très complexe, le détroit du pas de Calais étant considéré comme un entonnoir naturel pour les cétacés en migration ou en mouvement erratique, et une vingtaine d'espèces y étant déjà été répertoriées.

Tableau 1.5 : Synthèse des connaissances actuelles portant sur la période de fréquentation **potentielle** du détroit du pas de Calais par les cétacés (d'après tableau 1.2)

Marsouin commun <i>Phocoena phocoena</i>						Reproduction						
Grand dauphin <i>Tursiops truncatus</i>												
Globicéphale noir <i>Globicephala melas</i>												
Dauphin commun <i>Delphinus delphis</i>												
Orque <i>Orcinus orca</i>												
Baleine à bosses <i>Megaptera navaeangliae</i>												
	<i>janv.</i>	<i>fév.</i>	<i>mars</i>	<i>avril</i>	<i>mai</i>	<i>juin</i>	<i>juil.</i>	<i>août</i>	<i>sept.</i>	<i>oct.</i>	<i>nov.</i>	<i>déc.</i>

Le tableau 1.5 présente la saisonnalité de présence potentielle dans le détroit du pas de Calais des cétacés, lorsque celle-ci est connue (ce qui représente uniquement 6 espèces, sur les 15 espèces décrites dans ce rapport). Notons que le passage d'Orques est un événement soit exceptionnel, soit très discret. C'est pourquoi nous ne disposons que très peu d'observations, uniquement au mois d'avril. Ces observations correspondent à des individus immatures, donc erratiques, ce qui pourrait expliquer pourquoi ils passent dans le détroit, hors des voies habituelles de migration de l'espèce.

D'après ce tableau, il semblerait que la période s'étalant de mai à septembre soit particulièrement importante pour les cétacés dans le détroit. En effet, en ce qui concerne le marsouin commun, la période la plus critique correspond à la période de reproduction pour l'espèce qui s'étend de juin à septembre dans les eaux du Nord-Pas-de-Calais, et tout particulièrement sur les bancs de Flandres au large de Dunkerque. En ce qui concerne le grand dauphin, le globicéphale noir et le dauphin commun, il semblerait que ces cétacés fréquentent principalement le détroit du pas de Calais entre les mois de mai et octobre. Cependant, les baleines à bosses sont particulièrement fréquentes dans le détroit du pas de Calais en hiver. C'est également en saison hivernale (à partir de fin janvier) que les marsouins communs sont les plus nombreux dans le détroit du pas de Calais.

L'abondance de cétacés dans la zone étudiée à cette période serait principalement corrélée à l'alimentation de ces derniers.

Le cycle biologique des cétacés autres que les marsouins communs étant trop peu documenté, il est proposé de poursuivre les études afin d'approfondir les connaissances sur ces espèces avant le début des travaux afin de déterminer les périodes les plus critiques pour ces espèces. A ce jour, les données disponibles ne permettent pas d'identifier avec certitudes des périodes plus favorables pour les travaux de battage de pieux notamment, excepté en ce qui concerne les marsouins communs.

4. Pinnipèdes : Généralités

Deux espèces de phoques fréquentent très régulièrement les eaux du Déroit de pas de Calais (Figure 2.1): le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*). Ces deux espèces sont présentes toute l'année, tandis que quelques rares spécimens d'espèces de phoques polaires peuvent être observés très occasionnellement, généralement en échouages. Ces rares observations de phoques polaires ne sont abordées que succinctement dans la partie relative au « suivi des échouages », les autres informations reportées ici ne concernent donc que les phoques veaux-marins et phoques gris.



Figure 2.1 : Phoque gris (à gauche) et phoque veau-marin (à droite). Photos Célia Rault (CMNF).

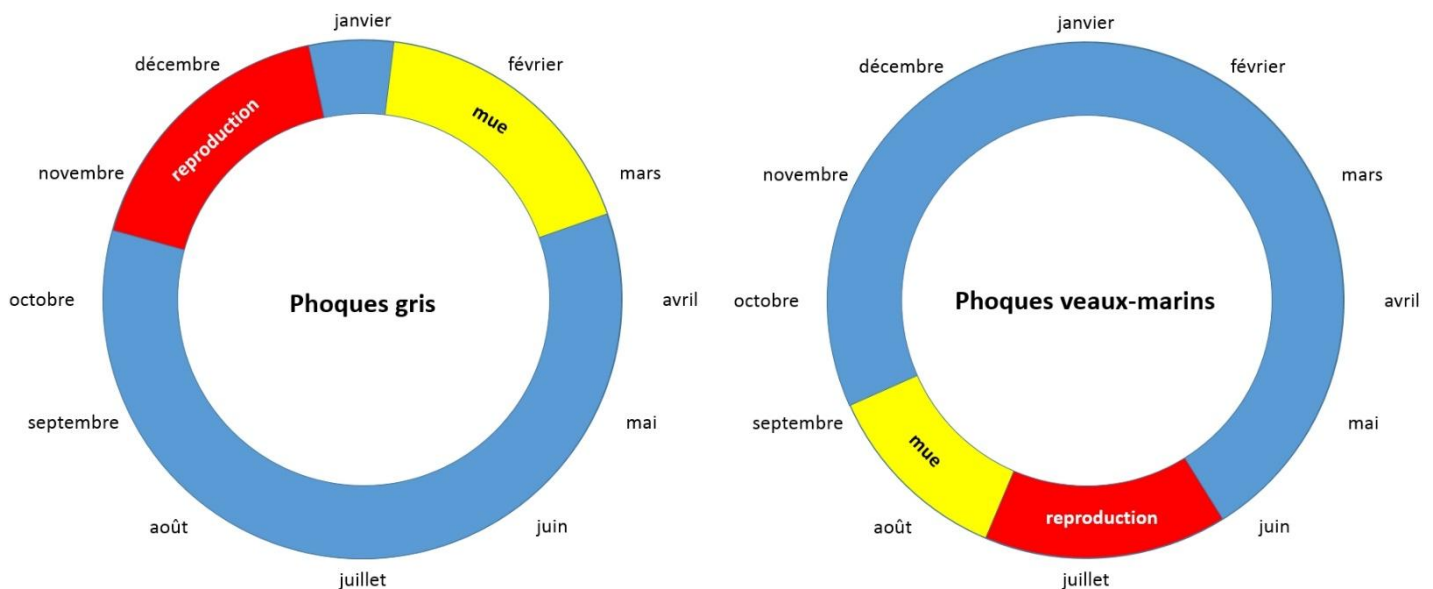


Figure 2.2 : Représentation schématique des cycles annuels du phoque gris (à gauche) et du phoque veau-marin (à droite) dans la région de la Manche Est/sud mer du Nord. En absence de reproduction régulière des phoques gris dans la zone d'étude, la période de reproduction indiquée correspond à celle observée dans les colonies reproductrices du sud-est de la mer du Nord (côtes anglaises).

Les phoques sont des mammifères marins alternant temps en mer (pour se déplacer, chasser, voire se reposer) et temps passé à sec (pour se reproduire, muer et se reposer). En moyenne, les phoques gris comme les phoques veaux marins passent environ 20% de leur temps à sec et le reste du temps dans l'eau (Sjöberg & Ball, 2000 et Vincent *et al.*, 2015 pour les phoques gris ; Kraft *et al.*, 2002 et Vincent *et al.*, 2008 pour les phoques veaux-marins), mais ce chiffre varie fortement en fonction de paramètres biologiques (cycle annuel, état de santé, âge de l'animal, etc.) et environnementaux (heure du jour, de la marée, conditions météorologiques, dérangement, etc.). Deux périodes clés du cycle annuel les rendent à la fois plus dépendants de la disponibilité des reposoirs (estran et bancs de sable découvrant à marée basse), et plus vulnérables au dérangement sur ces sites : la période de reproduction, pendant laquelle la femelle met bas et allaite son petit à terre, et la période de mue, pendant laquelle les animaux de tous âges passent une plus grande partie de leur temps à sec pour des raisons énergétiques (Bowen *et al.*, 1993). Ces périodes correspondent à des mois différents pour chacune des deux espèces étudiées ici : pour le phoque gris, elles ont lieu en hiver, tandis que pour le phoque veau-marin elles ont lieu en été (Figure 2.2). Dans les deux cas, la période de mue suit la période de reproduction, soit immédiatement après (phoques veaux-marins), soit un ou deux mois plus tard (phoques gris).

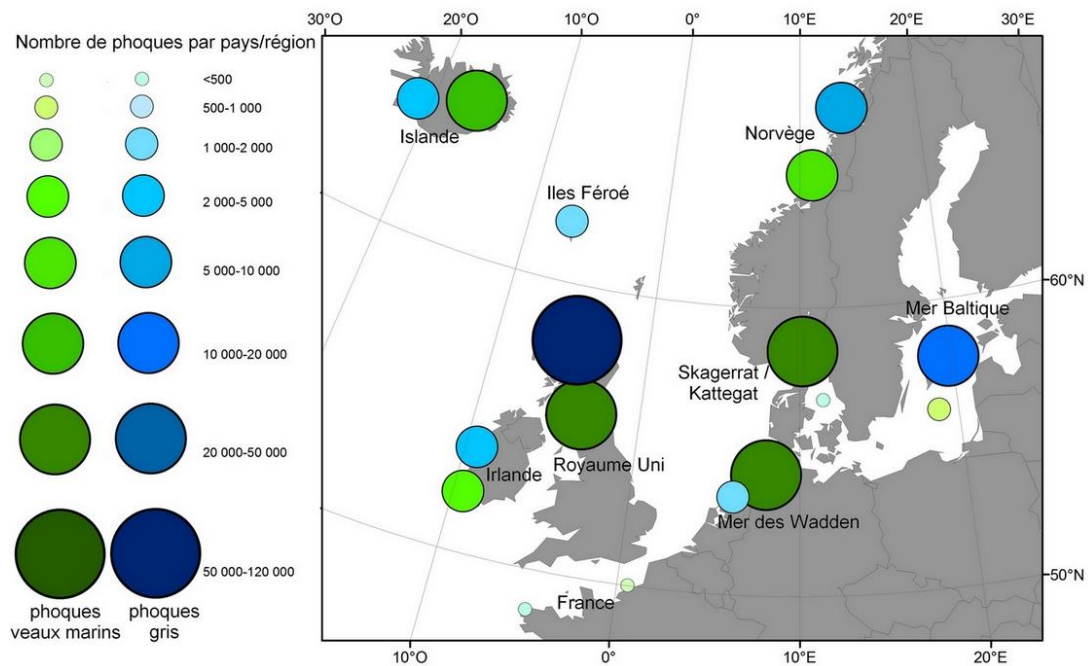


Figure 2.3 : Répartition régionale et ordres de grandeur des effectifs de phoques gris et phoques veaux marins en Europe. D'après : Haug *et al.* (2007), Desportes *et al.* (2010) et SCOS (2012).

Pour les phoques gris comme pour les phoques veaux-marins, les côtes françaises (et plus particulièrement la façade Manche) constituent la limite sud de répartition de l'espèce en Atlantique nord-est (Hassani *et al.*, 2007, Vincent *et al.*, 2007, Figure 2.3). Quelques individus erratiques peuvent être observés plus au sud, y compris le long de la péninsule ibérique, mais les colonies de phoques, définies ici au sens large comme des groupes de phoques observés toute l'année, ne sont pas établies plus au sud que les côtes du Finistère. Les effectifs de phoques dans les eaux françaises, bien que non connus avec précision, sont bien inférieurs à ceux estimés dans les populations centrales notamment en Grande Bretagne ou en mer des Wadden (Haug *et al.* 2007, Desportes *et al.* 2010) : ils

sont de l'ordre de plusieurs centaines d'individus, tandis que les populations centrales comportent des dizaines de milliers de phoques. De par ces effectifs relativement faibles, les phoques dans les eaux françaises doivent être particulièrement surveillés et protégés, comme l'Etat s'y est engagé à travers plusieurs conventions internationales et directives européennes.

En effet, le phoque gris et le phoque veau-marin sont des espèces protégées au titre de l'arrêté ministériel du 1^{er} juillet 2011 fixant la liste des mammifères marins protégés sur le territoire national, et au niveau communautaire par l'annexe II de la directive "Habitat" (92/43/EEC, cf. Tableau i.1). La protection apportée par la législation nationale inclut l'interdiction de dérangement des phoques, tandis que la Directive « Habitats » implique la mise en place de zones spéciales de conservation (Zones « Natura 2000 », cf. Figure 2.5) permettant de maintenir ou rétablir un état de conservation favorable de ces espèces. Ainsi, les deux espèces de phoques ont justifié en partie la désignation de la ZSC « bancs des Flandres ». Les phoques gris et veaux-marins sont aussi protégés au titre de la convention de Berne (convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe) et de la Convention de Bonn (CMS - Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage). Enfin, les deux espèces de phoques doivent faire l'objet de programmes de suivis spécifiques dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE), ces suivis participant à l'évaluation du Bon Etat Ecologique (BEE).

5. Pinnipèdes : Analyse des données disponibles

Les chapitres suivants consistent en l'analyse des données existantes, ou la présentation des cartes de distribution ou graphiques d'évolution des effectifs de phoques en Manche Est/sud de la mer du Nord, lorsque des données existent (dans la littérature grise ou blanche) sans que l'accès aux données brutes n'ait été possible.

5.1. Suivi des colonies (reposoirs à sec)

Les phoques reviennent régulièrement à terre pour se reposer, se reproduire ou muer. C'est sur ces reposoirs « terrestres » (à sec, généralement sur des bancs de sable découverts à marée basse) que les phoques sont les plus accessibles, et notamment les plus faciles à recenser. Dans le détroit du Pas-de-Calais, on recense principalement deux sites de repos à sec des phoques : le Phare de Walde, sur le site du banc du Fort-Vert, et des bancs de sable le long du littoral de Dunkerque (banc de Hills ; Figure 2.4). Plus au sud, les phoques se posent également dans les trois baies de Canche, d'Authie et de Somme (Figure 2.5).

démographiques (fécondité, taux de survie des jeunes), incluant notamment le nombre de nouveau-nés recensés chaque année (SCOS 2015). A l'heure actuelle, une seule population globale de phoques gris est considérée en Atlantique Est (séparée de la population de mer Baltique), en raison des mouvements importants entre colonies : les évaluations d'abondance totales de phoques par OSPAR ou l'ICES sont ainsi faites de façon globale à partir des recensements de nouveau-nés de phoques gris à cette échelle internationale, et non à échelles nationales comme pour le phoque veau-marin (ICES, 2016).

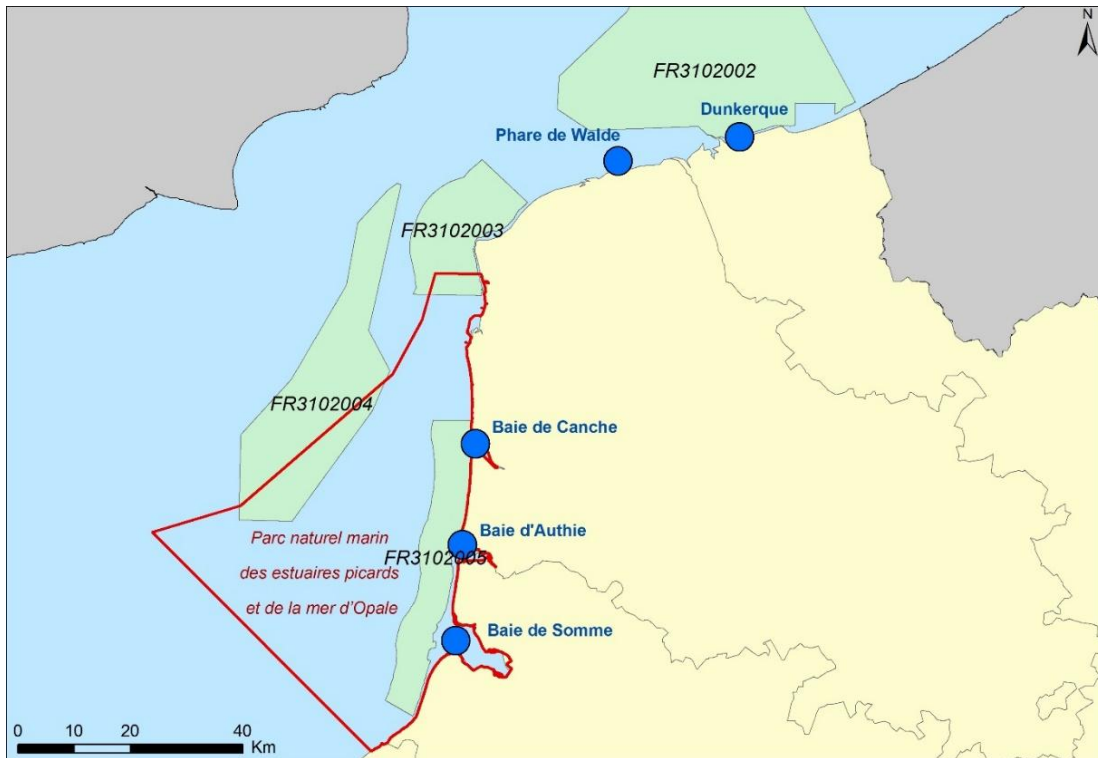


Figure 2.5 : Localisation des colonies de phoques situées au nord de la France. Les zones Natura 2000 de « Bancs des Flandres » (FR3102002), « Récifs Gris-Nez Blanc-Nez » (FR3102003), « Rides et dunes hydrauliques du détroit du pas de Calais » (FR3102004) et « Baie de Canche et couloir des trois estuaires » (FR3102005) sont indiqués, ainsi que le périmètre du Parc naturel marin des estuaires picards et de la mer d'Opale (PNMEPMO).

Le programme d'étude « Eco-Phoques » mis en place de janvier 2015 à décembre 2017 permet de suivre l'évolution saisonnière et inter-annuelle des effectifs relatifs de phoques recensés sur les zones reposoirs (à sec) utilisées par les phoques gris et les phoques veaux-marins de la région des Hauts-de-France, entre autres actions (Vincent *et al.*, 2016).

Pour les phoques veaux marins, le nombre maximum d'individus recensés sur les reposoirs terrestres est obtenu au cours du 3^{ème} trimestre (Figure 2.6), c'est-à-dire à la saison de reproduction et de mue pour cette espèce (Figure 2.2). Cette observation est tout à fait logique puisque les phoques sont censés passer plus de temps à sec pendant cette période de l'année (Cunningham *et al.*, 2010).

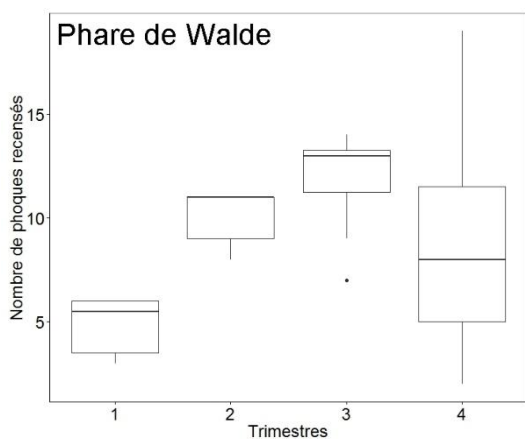
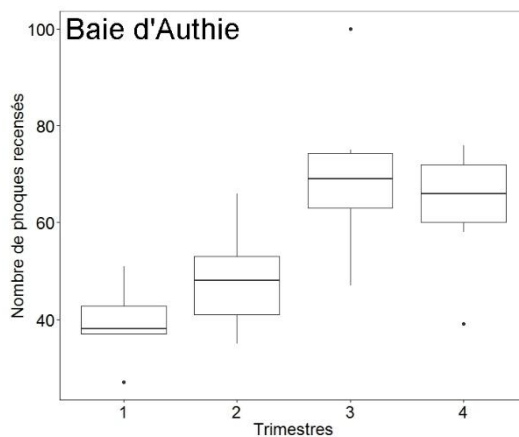
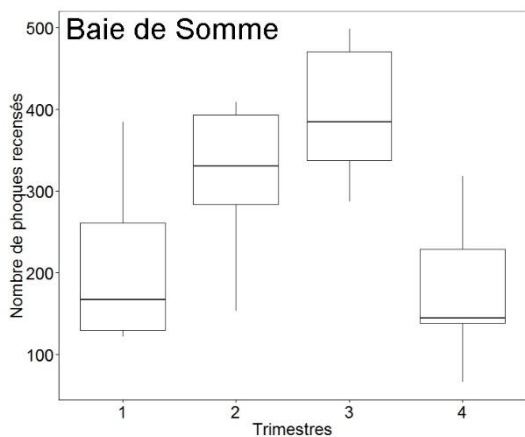
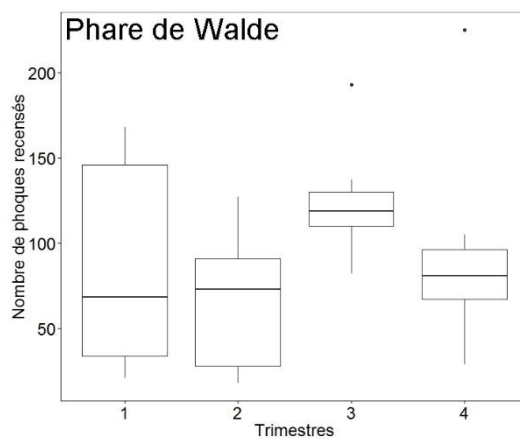
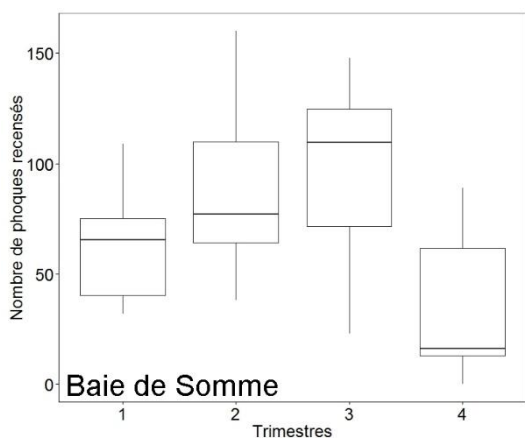
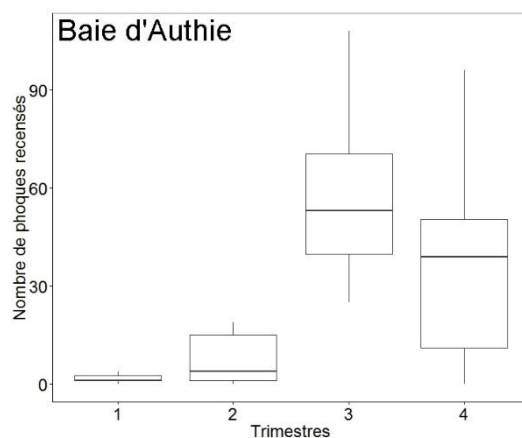


Figure 2.6 : Variations saisonnières du nombre de phoques veaux-marins recensés sur les reposoirs de la baie de Somme, la baie d'Authie et le banc de sable du phare de Walde en 2015 et 2016, par trimestre. Les boxplots indiquent la médiane, les 1^{er} et 3^{ème} quartiles ainsi que les valeurs extrêmes mesurées au cours de ces semestres en 2015-2016.

Figure 2.7 : Variations saisonnières du nombre de phoques gris recensés sur les reposoirs de la baie de Somme, la baie d'Authie et le banc de sable du phare de Walde en 2015 et 2016, par trimestre. Les boxplots indiquent la médiane, les 1^{er} et 3^{ème} quartiles ainsi que les valeurs extrêmes mesurées au cours de ces semestres en 2015-2016.



Pour les phoques gris, le nombre maximal de phoques sur les reposoirs à sec est également observé pendant le 3^{ème} trimestre (Figure 2.7). Cette saison ne correspond pas du tout aux périodes de reproduction ou de mue, auxquelles ils passent plus de temps à terre : cela suggère donc que les phoques gris observés dans la partie française de la Manche Est en été se déplacent sur d'autres sites pendant au moins ces deux périodes de leur cycle annuel. Cette suggestion est renforcée par l'absence (ou quasi absence, cf. quelques rares observations de blanchons ne survivant pas à la période de lactation) de naissances de phoques gris en Manche Est, côté français comme côté anglais. Une telle utilisation des sites de reposoirs maximale en été a également été observée sur certains sites en Ecosse (Thompson *et al.* 1996). Les phoques gris utilisent donc ces sites de reposoirs parmi d'autres, et cela renforce l'hypothèse selon laquelle les phoques gris appartiennent à une population très large, et se déplacent au cours de leur cycle annuel dans un certain nombre de colonies (ou zones reposoirs).

Historiquement, la colonie de phoques la plus importante sur les côtes françaises de la Manche-Est est celle de la baie de Somme (Dupuis & Vincent, 2013). Jusqu'aux années 2000, on y recensait quasi exclusivement des phoques veaux-marins, et aujourd'hui encore, cette colonie est la plus importante pour l'espèce en France métropolitaine (seuls les effectifs recensés à St Pierre et Miquelon sont supérieurs). En été 2016, jusqu'à 500 phoques veaux-marins ont été recensés dans la baie de Somme (Figure 2.6). Le second site en nombre de phoques recensés est la baie d'Authie, avec un maximum de 100 phoques veaux-marins le même été 2016, tandis qu'en baie de Canche et au Phare de Walde, les maxima n'étaient que de 27 et 19 phoques respectivement. Deux sites mineurs, recensés depuis moins longtemps, ne figurent pas sur la Figure 2.6 : à Dunkerque (banc de Hills), jusqu'à 16 phoques veaux-marins ont été recensés sur les zones de repos à sec, contre 9 maximum sur la Digue Carnot à Boulogne.

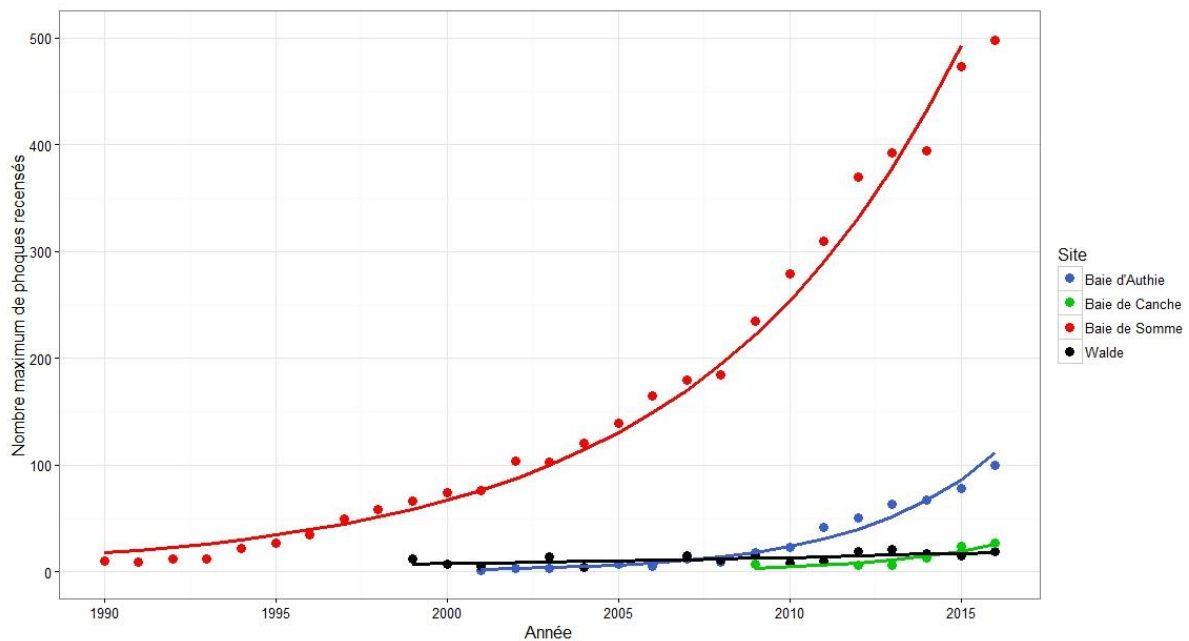


Figure 2.8 : Evolution du nombre maximum de veaux-marins recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) qui sont suivies depuis 1990 de la baie de Somme à la frontière belge (sauf celle de Dunkerque), de 1990 à 2016, et courbes de tendance associées.

L'évolution des effectifs maxima annuels de phoques veaux-marins sur les sites les plus proches de la zone d'étude est détaillée en Figure 2.9.

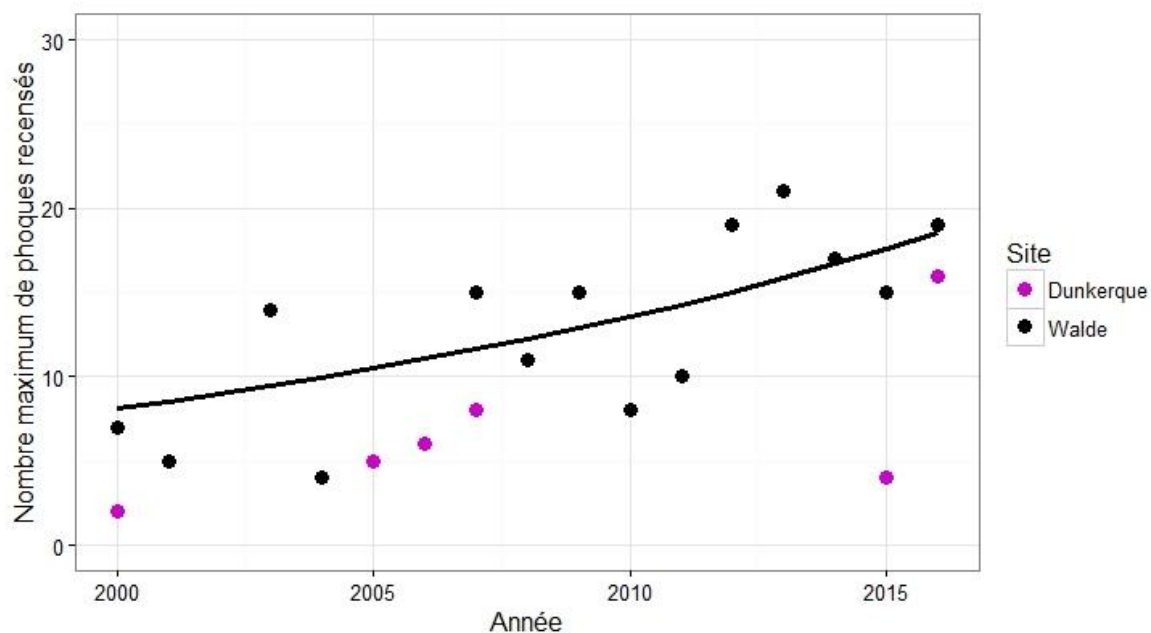


Figure 2.9 : Evolution du nombre maximum de phoques veaux-marins recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) du phare de Walde (banc du Fort-Vert) et de Dunkerque (banc de Hills), de 2000 à 2016, et courbe de tendance associée (pour Walde).

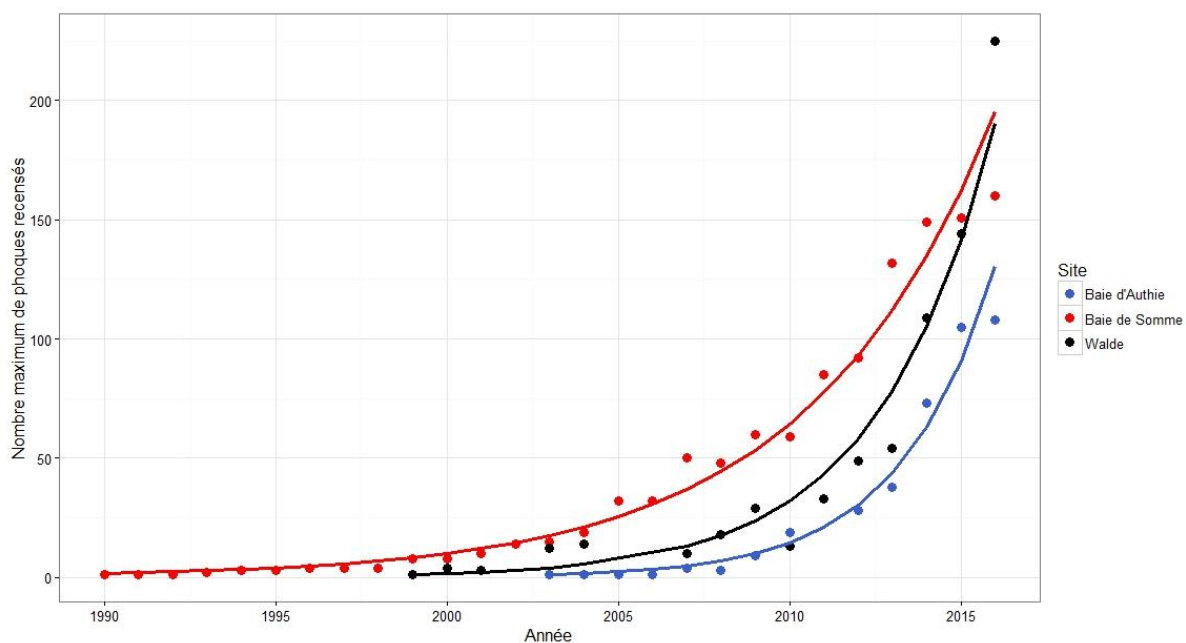


Figure 2.10 : Evolution du nombre maximum de phoques gris recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) qui sont suivies depuis 1990, de la baie de Somme à la frontière belge (sauf celle de Dunkerque), de 1990 à 2016, et courbes de tendance associées.

Avec des maxima de 160 phoques gris recensés en 2016 en baie de Somme, 108 en baie d'Authie et 225 au phare de Walde (Figure 2.10), leur abondance relative reste inférieure à celle des phoques veaux-marins en baie de Somme, mais supérieure sur les deux autres sites principaux... Par ailleurs cette abondance relative augmente de façon plus importante encore pour le phoque gris que pour le phoque veau-marin : avec +21% par an en baie de Somme et +49% par an en baie d'Authie et phare de Walde respectivement, ces taux d'augmentation du nombre maximum annuel de phoques gris dépassent largement ceux de +15% et +31% par an de phoques veaux-marins en baie de Somme et baie d'Authie (Vincent *et al.*, en révision) et +5% par an à Walde pour cette même espèce (cette étude, Figure 2.9). Les causes possibles de cette forte augmentation de la fréquentation par les phoques gris des reposoirs proches de Dunkerque sont à rechercher à l'échelle de l'aire de distribution de l'espèce. Des doutes subsistent sur les conséquences de ces dynamiques de population sur une potentielle compétition entre les deux espèces. En effet, plusieurs situations de compétition interspécifique favorables au phoque gris ont été décrites par le passé, menant à un déplacement des colonies de phoques veaux-marins (Bowen *et al.*, 2003, Svensson, 2012). Cette situation de compétition directe entre les deux espèces n'est néanmoins pas reconnue unanimement par la communauté scientifique, et la question se pose dans de nombreux sites (notamment en mer du Nord) sans qu'un consensus ne se dégage pour le moment (e.g. SCOS, 2015).

Evolution des colonies à l'échelle biogéographique

Lorsque l'on compare ces chiffres à ceux recensés dans les pays limitrophes, notamment ceux rapportés en Grande-Bretagne (où sont recensés les plus forts effectifs de phoques en Atlantique Nord-Est, *cf.* Figure 2.3), deux points principaux sont à souligner : i) les effectifs recensés en France sont bien inférieurs à ceux recensés dans ces populations centrales, qu'il s'agisse des îles Britanniques ou de la mer des Wadden, mais ii) les taux d'augmentation observés en France sont bien supérieurs à ce qui est observé plus au nord pour chacune des deux espèces.

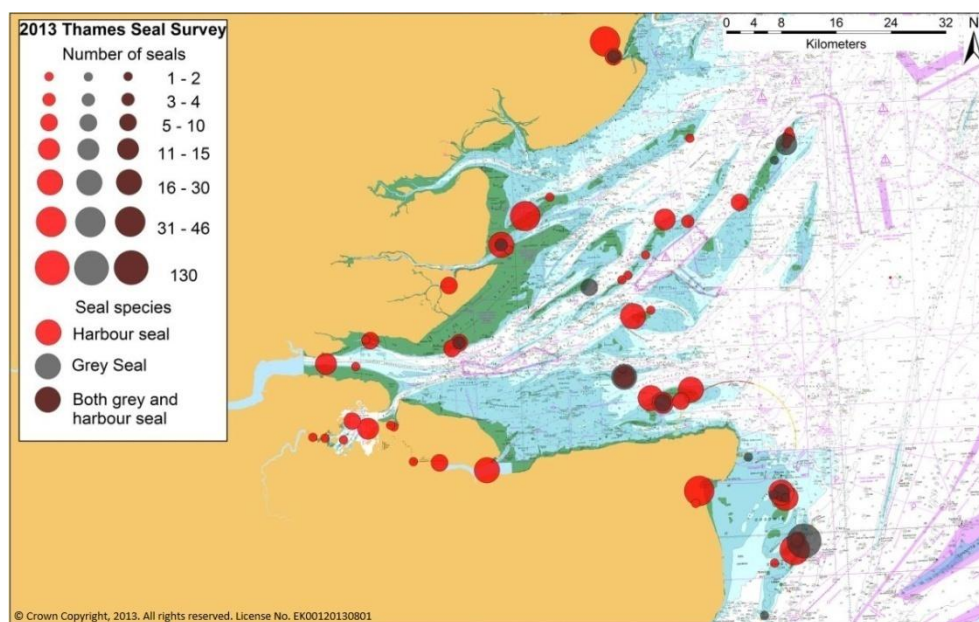


Figure 2.11: Localisation des zones de repos à sec des phoques gris (en gris) ou veaux-marins (rouge) dans l'estuaire de la Tamise. Baker *et al.* (2014).

La population totale de phoques gris autour des îles britanniques était estimée à 111 600 phoques en 2014, contre 40 400 phoques veaux-marins (SCOS, 2015). A proximité du détroit du Pas-de-Calais, les zones de reposoirs recensées sont situées le long de la côte du Kent (Angleterre), incluant les bancs de sable de *Goodwin Sands* (en bas à droite sur la carte), puis plus au nord dans l'estuaire de la Tamise (Figure 2.11). Les derniers recensements dans cette région, coordonnés par la *Zoological Society of London*, montrent une augmentation des effectifs de phoques gris et, plus encore, de phoques veaux marins (Tableau 2.1)

Tableau 2.1 : Nombre de phoques recensés et tailles de populations estimées par la *Zoological Society of London* dans l'estuaire de la Tamise, de 2013 à 2016. Données : J. Barker⁵, *comm. pers.* La méthodologie est décrite dans Barker (2015).

	2013	2014	2015	2016
Comptage phoques veaux-marins	482	489	451	694
Comptage phoques gris	203	449	454	481
TOTA comptages phoques	685	938	905	1175
<i>Estimation taille population phoques veaux-marins</i>	<i>669</i>	<i>679</i>	<i>626</i>	<i>964</i>
<i>Estimation taille population phoques gris</i>	<i>655</i>	<i>1448</i>	<i>1465</i>	<i>1552</i>

Si ces sites peuvent accueillir des effectifs de phoques de l'ordre de centaines d'individus, ces effectifs restent bien inférieurs à ceux recensés en Ecosse notamment (SCOS, 2015). Dans les différentes régions définies comme unités de gestion autour des îles britanniques, seules les naissances sont recensées : les effectifs adultes ne sont donc pas recensés ni estimés à ces échelles locales. Les courbes d'évolution des nombres de naissances montrent néanmoins clairement que, si les chiffres atteignent un plateau dans certaines régions du Royaume-Uni, on constate cependant une croissance exponentielle des naissances en mer du Nord, et uniquement dans cette région des îles Britanniques (*North Sea*, Figure 2.12).

⁵ Joanna Barker, Zoological Society of London (Joanna.Barker@zsl.org)

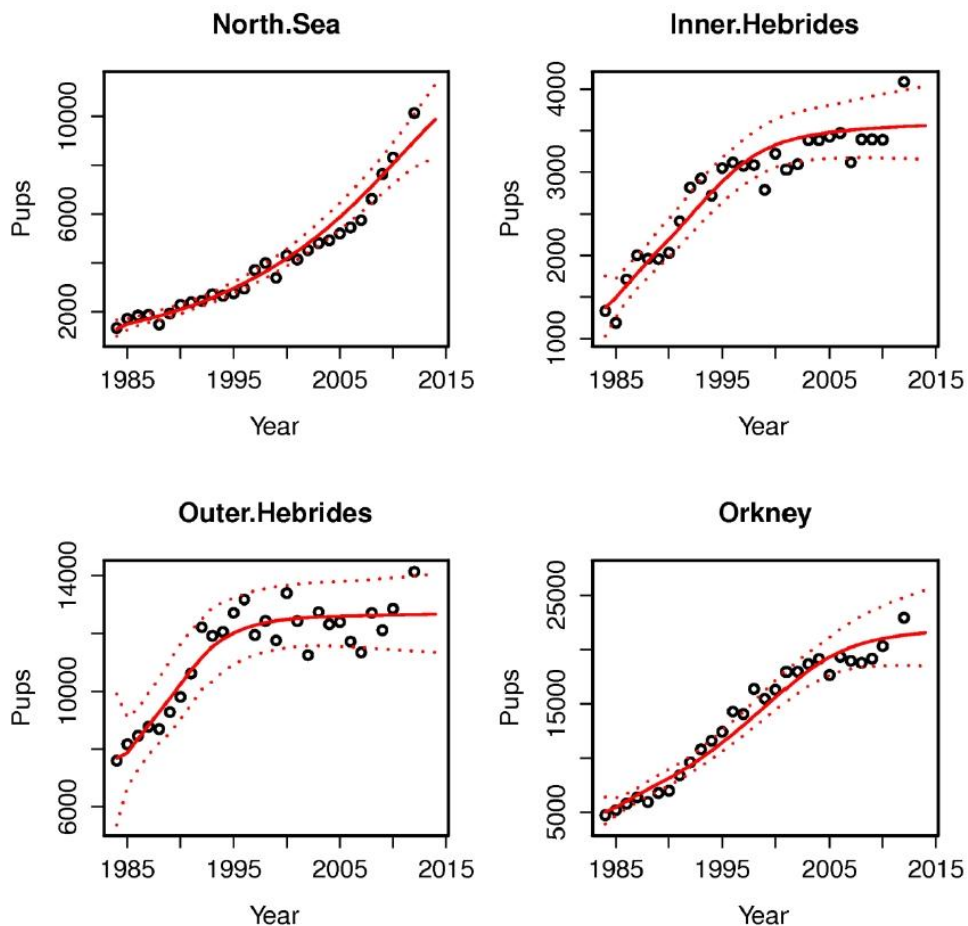


Figure 2.12 : Evolution du nombre de naissances de phoques gris répertoriées dans les grandes régions (unités de gestion) autour des îles Britanniques : mer du Nord, Hébrides intérieures et extérieures, et Orcades (SCOS, 2015).

Les localisations des zones de repos à sec des phoques des deux espèces en Grande Bretagne sont notamment fournies dans les rapports annuels du *Scientific Committee On Seals* (SCOS⁶).

Les colonies britanniques de phoques veaux-marins connaissent en revanche de fortes baisses d'effectifs sur certains sites autrefois importants, sans que les raisons ne soient clairement identifiées (Hanson *et al.* 2013). Dans le sud-est de l'Angleterre, à proximité de la zone d'étude, les effectifs recensés ont augmenté ces dernières années : un taux de croissance de +8% par an a été relevé depuis 2006, montrant à la fois une ré-augmentation des effectifs après l'épidémie de PDV (*Phocine Distemper Virus*, Hall *et al.*, 2006) de 2002, et une possible redistribution d'une partie des effectifs fortement décroissants du nord de la mer du Nord (Figure 2.13). Ce taux d'augmentation n'atteint cependant pas celui observé en mer de Wadden, de l'autre côté de la mer du Nord, où les effectifs recensés sont passés de 10 800 phoques veaux-marins en 2003 à 26 788 en 2013, soit un taux annuel d'augmentation de +9.5% par an en moyenne sur cette décennie (SCOS, 2015).

⁶ <http://www.smru.st-andrews.ac.uk/research-policy/scos/>

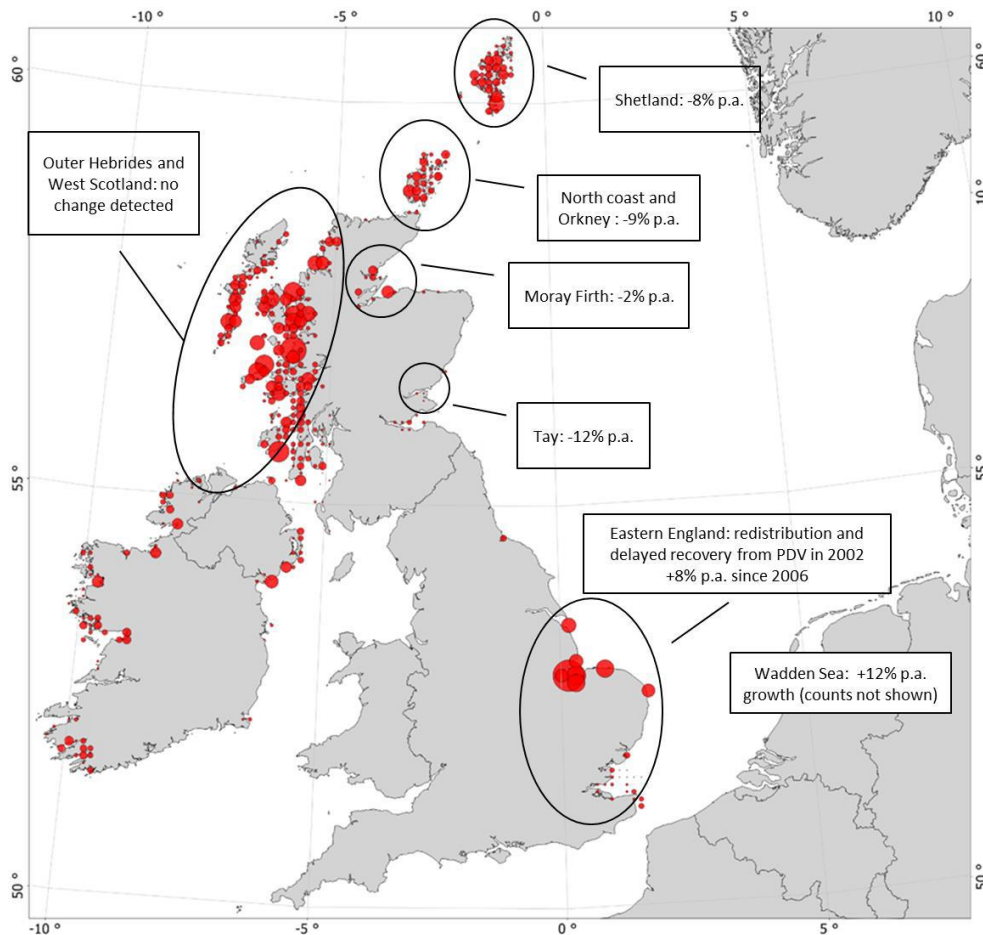


Figure 2.13 : Evolution des effectifs de phoques veaux-marins (recensés pendant la mue estivale) au Royaume Uni. SCOS (2015), d'après Lonergan *et al.* (2007)

De l'autre côté de la mer du Nord, des recensements annuels sont organisés en mer de Wadden par un groupe d'experts (*Trilateral Seal Expert Group*, TSEG) du *Common Wadden Sea Secretariat* (CWSS)⁷. En hiver 2015/2016, le nombre de naissances de phoques gris recensées en mer de Wadden était de 1 113 blanchons, soit 284 de plus que l'année précédente (Brasseur *et al.*, 2016). Un tel taux de croissance annuel de +34% est largement supérieur au taux de croissance naturel maximum d'une population stable (Harding & Härkönen, 1999), ce qui suggère que cette augmentation est au moins partiellement le fait d'immigration de phoques gris reproducteurs en provenance des colonies britanniques du nord-ouest de la mer du Nord : Brasseur *et al.* (2015) estiment ainsi que ces flux de populations influencent à la fois le nombre de naissances de phoques gris en mer de Wadden, et le nombre total de phoques gris observés.

Les résultats des recensements de phoques veaux-marins en mer de Wadden ont montré une baisse de 11% dans le nombre des naissances, de l'été 2015 à l'été 2016 (Galatius *et al.*, 2016). Les recensements de l'ensemble des phoques pendant la mue ont montré des baisses d'effectifs de -21 à -25% (notamment au Danemark), mais également de légères hausses dans d'autres régions (+6% aux Pays Bas), confirmant les tendances déjà observées l'année précédente (Galatius *et al.*, 2015). Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer ces variations, dont l'influence de facteurs

⁷ <http://www.waddensea-secretariat.org/management/seal-management>

environnementaux (notamment météorologiques) sur les rythmes de repos à sec des phoques, des mouvements de populations de phoques veaux-marins entre sous-régions de la mer de Wadden, ou les conséquences d'une épidémie de grippe chez ces phoques en 2014 (Galatius *et al.*, 2016). Enfin, l'influence négative d'une compétition avec le nombre croissants de phoques gris n'est pas exclue (Brasseur *et al.*, 2016).

Globalement, ces données issues des suivis des populations de phoques gris et phoques veaux-marins en mer du Nord, des côtes britanniques à la mer de Wadden, soulignent l'importance de la prise en compte des dynamiques de populations de phoques à large échelle géographique, pour estimer les conséquences sur les colonies locales. Si la mobilité des phoques gris est particulièrement soulignée à l'échelle de la mer du Nord au sens large, celle des phoques veaux-marins est également possible entre colonies, comme l'ont montré les suivis par balises (*cf.* chapitre relatif aux suivis télémétriques ; Sharples *et al.*, 2012).

5.2. Distribution en mer : suivis aériens et nautiques

Deux types de recensements peuvent être classiquement mis en œuvre pour estimer la distribution et l'abondance globales des populations de mammifères marins en mer : les campagnes nautiques et les survols aériens. Des données relatives à ces deux types de campagne ont été identifiées et analysées dans la présente étude. Signalons qu'il est délicat d'observer des phoques en pleine mer, que ce soit par avion ou par bateau, car ils passent peu de temps en surface et sont difficiles à apercevoir. Les données issues d'observations visuelles en mer ne peuvent donc être exploitées de manière quantitative.

Les campagnes SAMM (Survol Aérien de la Mégafaune Marine) ont été réalisées au cours de l'hiver 2011/2012 et de l'été 2012 (Pettex *et al.*, 2014), dans le cadre de la mise en place du Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins (PACOMM, 2010-2014). Elles ont été complétées en 2014 par une nouvelle campagne SAMM en Manche Est (SAMM-ME ; Ricart *et al.*, 2014). Lors de cette dernière campagne SAMM-ME en 2014, aucun phoque n'a été observé. En 2011/2012 en revanche, quelques observations de phoques ont été faites dans cette zone : la plupart ont été concentrées autour du banc de sable de *Goodwin Sands*, au large du Kent dans les eaux britanniques, et le long de la côte française entre la baie de Canche et le Cap Gris-Nez (Figure 2.14). A une exception près (identification d'un phoque gris à proximité immédiate de *Goodwin Sands*), toutes les autres observations rapportent des « Phocidés non identifiés » : il n'est donc pas possible de distinguer phoques gris et phoques veaux-marins, même si a priori la plupart des observations seraient plus probablement des phoques gris (*cf.* taille des individus, Doremus⁸, communication personnelle).

Ces observations n'incluent naturellement pas les zones de repos à sec, mais uniquement les observations en mer (dans l'eau). Au total, ce sont donc 46 phoques qui ont été observés en mer en

⁸ G. Doremus, PELAGIS. gdoremus@univ-lr.fr

Manche Est (au nord de la latitude 50°N). Sur l'ensemble des campagnes SAMM et SAMM-ME, soit 69 640 km d'effort, ce sont 60 observations de phoques qui ont été répertoriées en Manche (du sud de la mer du Nord à la mer d'Iroise inclus, sur 3 périodes différentes de 2011 à 2014).

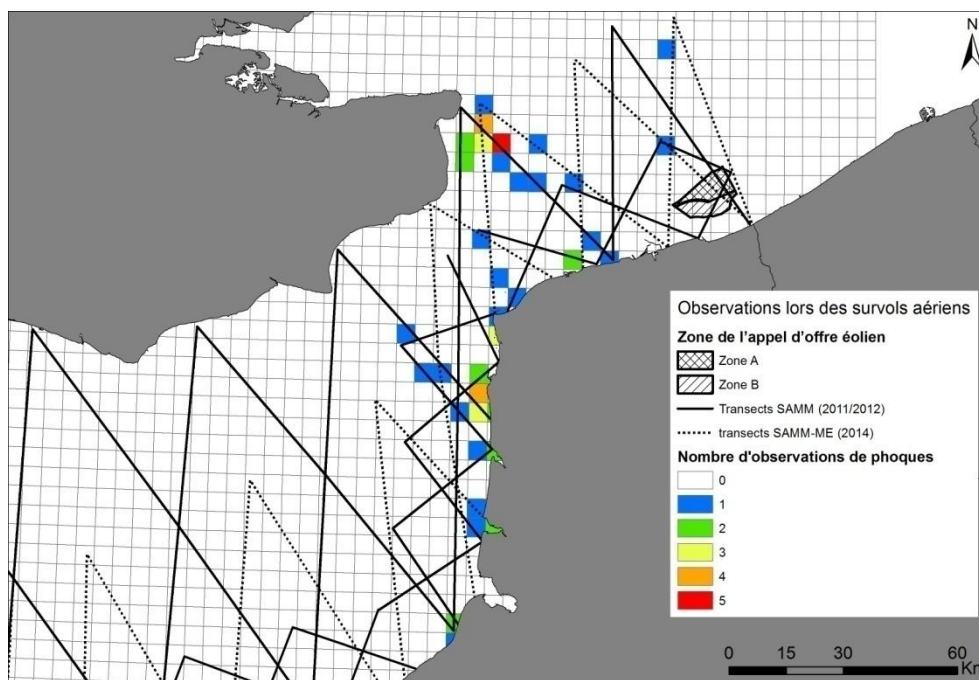


Figure 2.14 : Nombre et localisation des observations de phoques au cours des campagnes aériennes « SAMM » en 2011-2012 et « SAMM-ME » en 2014. Les cellules du quadrillage font 5 km de côté. Les transects des deux campagnes SAMM et SAMM-ME sont représentés, ainsi que la zone de l'appel d'offre éolien.

Des données issues de campagnes halieutiques sont également disponibles. Tandis que les survols aériens des campagnes SAMM et SAMM-ME ont été mis en place spécifiquement pour le recensement de la mégafaune marine, les campagnes en mer citées ici sont des campagnes dont le but initial est de suivre les ressources halieutiques (CGFS : *Channel Ground Fish Survey*, et IBTS : *International Bottom Trawl Survey*). Les navires utilisés et les transects suivis servent alors de plateforme d'opportunité pour les observateurs qui peuvent recenser, pendant les périodes de prospection, les éventuelles présences de mammifères et oiseaux marins.

Les transects de ces campagnes annuelles sont présentés en Figure 2.15. Au cours de ces nombreuses années de campagnes halieutiques, seules trois observations de phoques ont été rapportées : deux le long des côtes anglaises, au sud du Kent (a priori un phoque gris et un phoque non identifié), et un phoque veau-marin au large de la baie de Somme (Figure 2.16)

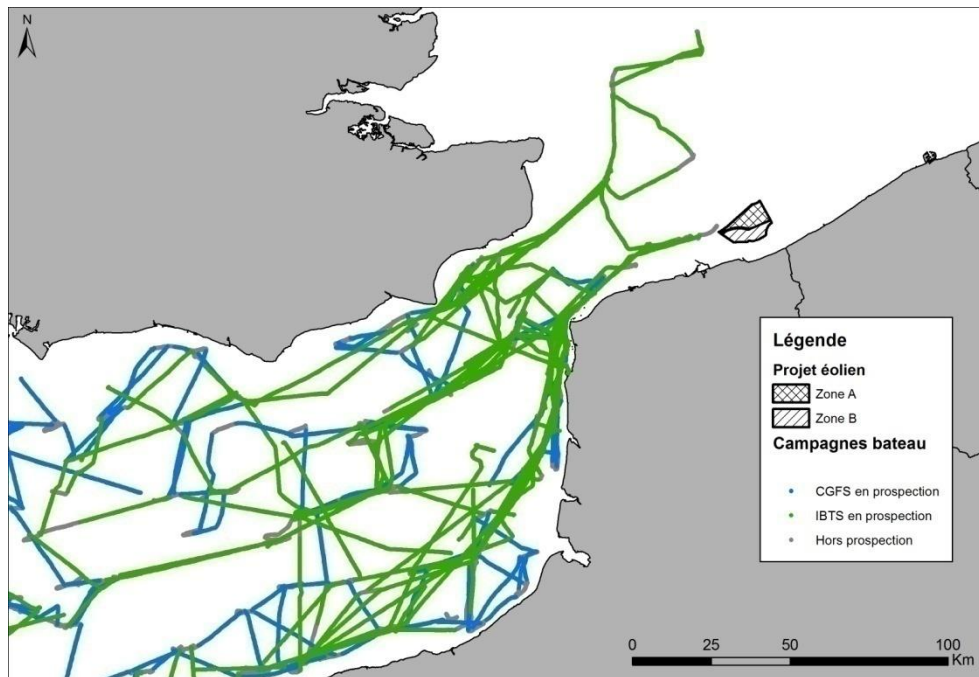


Figure 2.15 : Répartition spatiale des transects lors des campagnes halieutiques IBTS et CGFS entre 2007 et 2015.

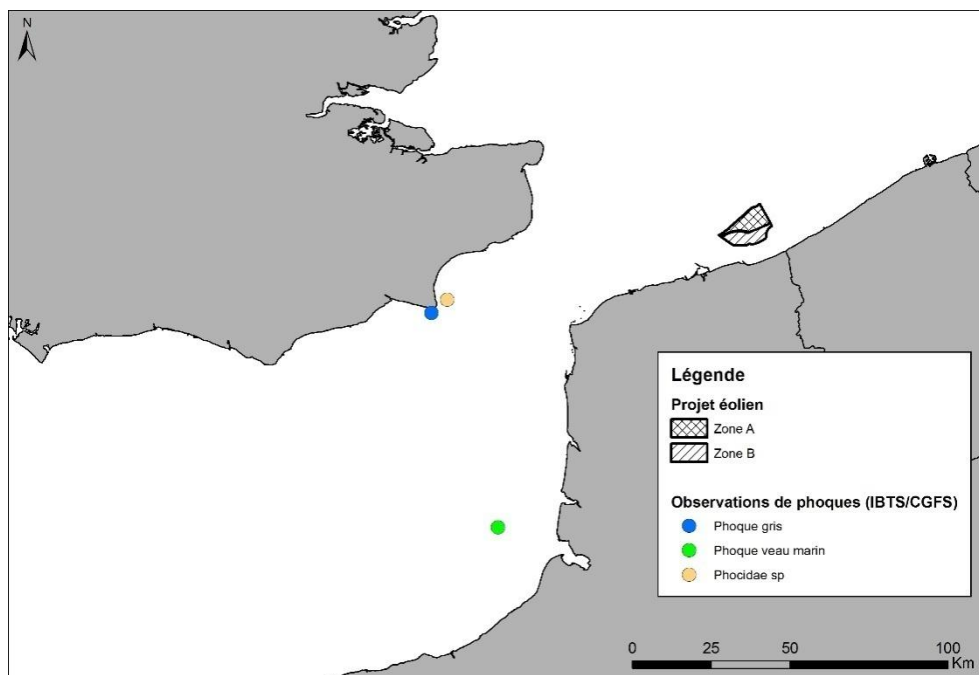


Figure 2.16 : Répartition spatiale des trois seules observations répertoriées de phoques lors des campagnes halieutiques IBTS et CGFS entre 2007 et 2015.

Les survols aériens et campagnes nautiques sont des méthodes fréquemment utilisées pour estimer la distribution et l'abondance de mammifères marins en mer (Hammond, 1995) : ces méthodes sont néanmoins plus adaptées aux cétacés et siréniens, d'une part parce que ces

mammifères marins, contrairement aux pinnipèdes, ne reviennent pas à terre (où ils seraient plus facilement recensés), et d'autre part parce que les phoques plongeant très régulièrement, ils ne peuvent être observés qu'occasionnellement en surface en mer (en mer, leur temps passé en plongée, par opposition au temps en surface, peut excéder 80% du temps total passé en mer). La petite taille de leur tête, seule partie émergée entre deux plongées, les rend globalement difficiles à observer en mer. Pour ces raisons, peu de pays choisissent d'estimer la taille des populations de phoques par recensements en mer, même si certaines campagnes ont été mises en place, en Allemagne notamment (Herr *et al.*, 2009). Dans la grande majorité des cas, l'étude des déplacements des phoques en mer sont donc étudiés à partir de la télémétrie (*e.g.* Jones *et al.*, 2015).

Certaines observations opportunistes de phoques sont également disponibles via plusieurs plateformes de sciences participatives en ligne, par exemple, ou de bases de données associatives (voir liste dans l'Inventaire des bases de données). Ces données ne sont pas présentées ici car elles souffrent d'un défaut important : celui de ne pas renseigner sur l'effort d'observation. Pour les espèces rares dont la seule information de présence est précieuse, ce type d'observations peut être utile pour renseigner sur l'occurrence des espèces, et éventuellement l'évolution globale de leur abondance relative. Mais dans le cas d'espèces très régulières et relativement abondantes comme les deux espèces de phoques dans la région étudiée, avec de surcroît des déplacements relativement côtiers des individus, la densité des observations opportunistes risque malheureusement plus de renseigner sur la densité des observateurs que sur la densité d'occurrence des phoques. Ces données sont donc à manipuler avec une grande précaution et ne sauraient remplacer des données d'observations acquises selon des protocoles standardisés, et avec quantification systématique de l'effort.

5.3. Distribution en mer : suivis télémétriques

Deux campagnes de suivis télémétriques de phoques en Manche Est ont été réalisées en France, en 2008/2009 sur 10 phoques veaux-marins (Vincent *et al.*, 2010) puis en 2012 sur 12 phoques gris (Vincent *et al.*, 2016). Dans les deux cas, les phoques ont été capturés dans la baie de Somme.

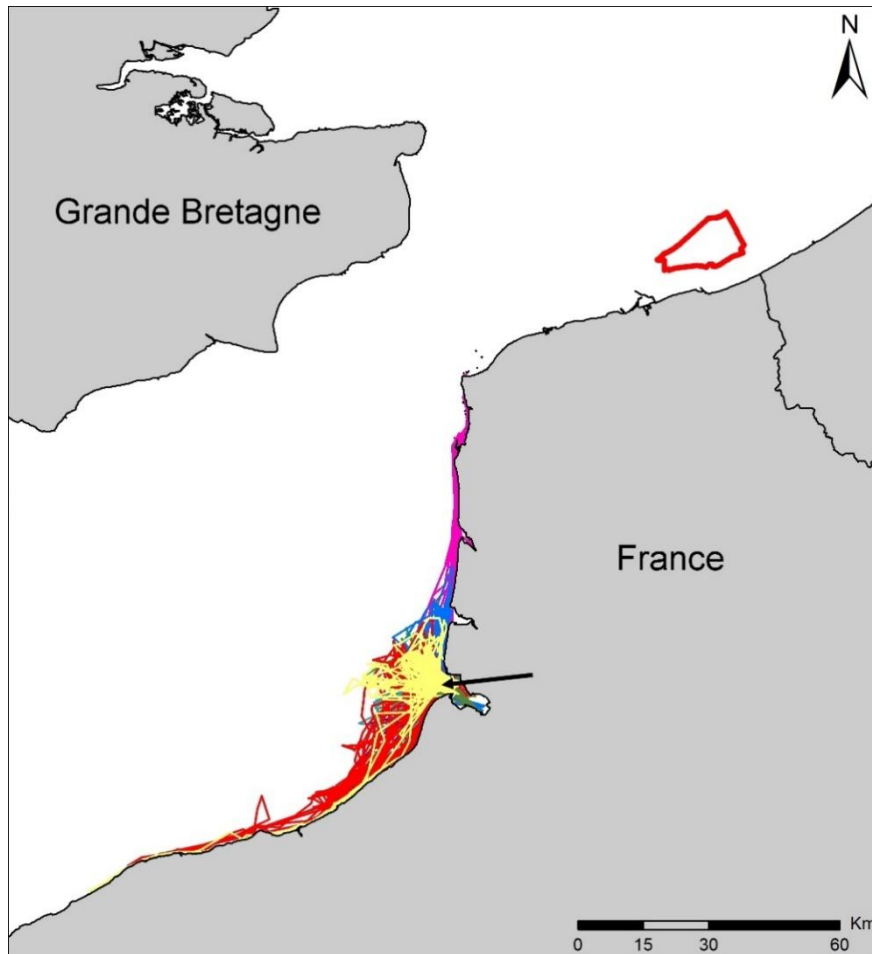


Figure 2.17: Carte des déplacements des 10 phoques veaux-marins équipés de balises GPS/GSM en baie de Somme en octobre 2008. La flèche représente le site de capture des individus. Chaque couleur de trait représente le déplacement global d'un individu. Le périmètre prévisionnel de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.

Les suivis des phoques veaux-marins ont duré en moyenne 134 jours (soit 4,5 mois), d'octobre à février environ, donc hors de la période de reproduction (juillet). Certains individus se sont déplacés jusqu'à une centaine de kilomètres, au nord ou au sud de la baie de Somme, mais pour la majorité d'entre eux ces déplacements n'ont pas excédé 15 à 35 km de la baie de Somme où ils ont été capturés (Figure 2.17).

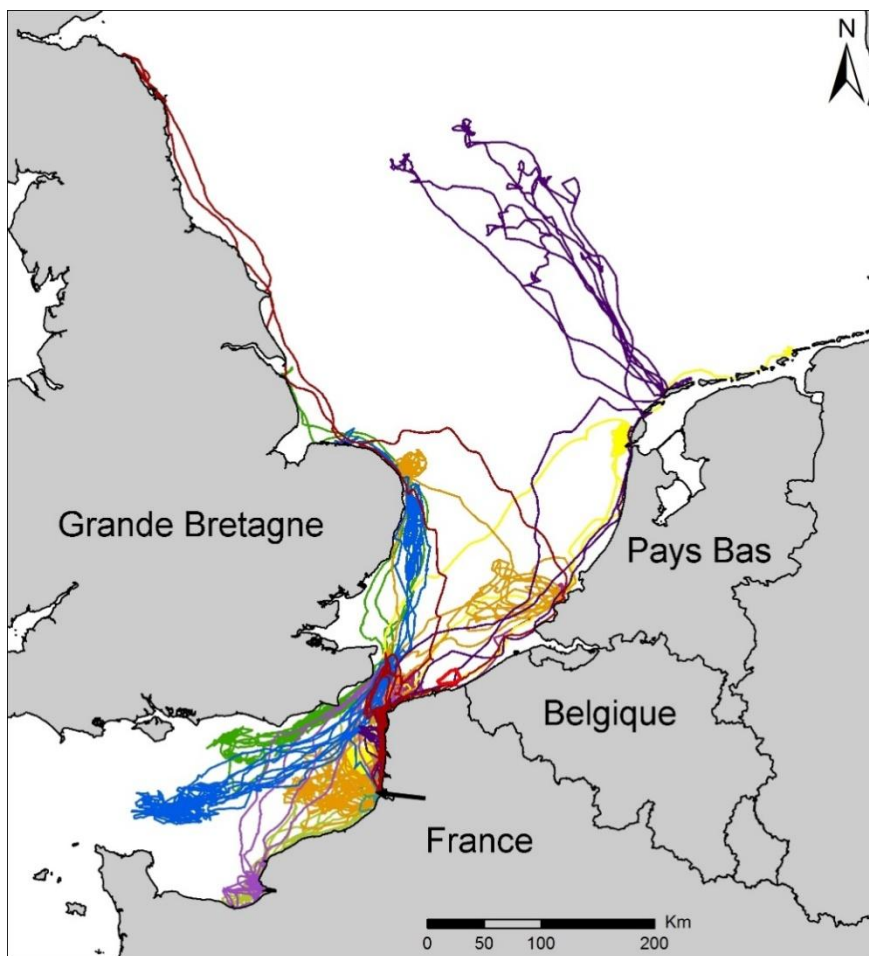


Figure 2.18 : Carte des déplacements des 12 phoques gris équipés de balises GPS/GSM en baie de Somme (de mai 2012 à février 2013). La flèche représente le site de capture des individus. Chaque couleur de trait représente le déplacement global d'un individu. Le périmètre prévisionnel de la zone de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.

Les déplacements des phoques gris ont été beaucoup plus étendus que ceux des phoques veaux-marins (Figure 2.18). Certains individus ont limité leurs déplacements aux trois baies localisées dans le Parc naturel marin Estuaires picards-mer d'Opale (y compris pendant des suivis de plus de 5 mois ; Figure 2.19). D'autres, majoritaires, ont effectué de plus longs déplacements, dans la Manche voire la mer du Nord. La moitié des phoques suivis a utilisé très régulièrement le reposoir terrestre de *Goodwin sands*, localisé au large du Kent (Angleterre), favorisant parfois exclusivement cette zone de repos et ne revenant plus en baie de Somme pendant la totalité du suivi. Les autres repos à sec ont été enregistrés dans des colonies connues de phoques gris en Angleterre (Norfolk), au sud-est de l'Écosse, ou en mer de Wadden aux pays Bas et en Allemagne. Ces colonies étaient situées à des distances atteignant 750 km et 600 km de la baie de Somme respectivement pour les rives ouest ou est de la mer du Nord. La plupart de ces sites sont des colonies de reproduction des phoques gris, et les données enregistrées par les balises suggèrent en effet qu'à partir d'octobre, ces mâles adultes ont eu un comportement typique du comportement reproducteur sur ces sites (forte augmentation du temps passé à sec et forte diminution des profondeurs de plongée, localisations précises sur les colonies reproductrices connues).

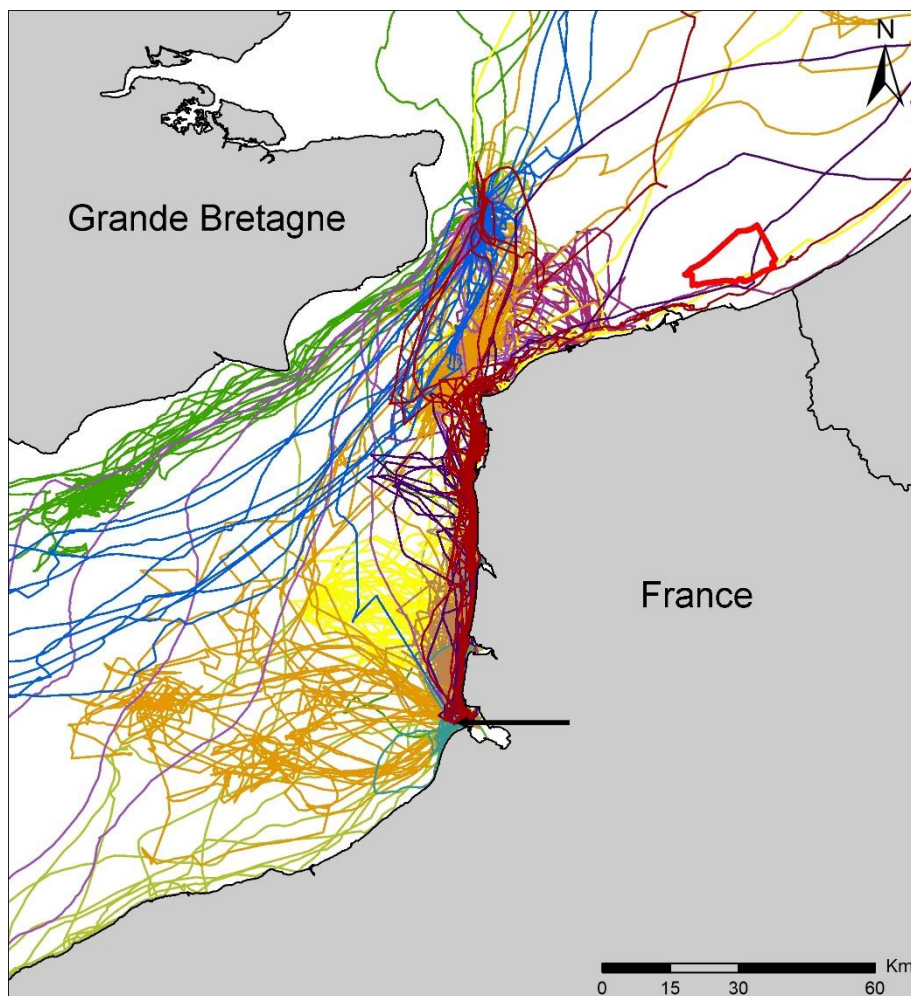


Figure 2.19 : Agrandissement de la Figure 2.18 autour de la zone d'étude. Le périmètre prévisionnel de la zone de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.

Bien que le site d'étude au large de Dunkerque soit situé à grande distance de la baie de Somme où ont été capturés les phoques gris, les Figures 2.18 et 2.19 soulignent que de telles distances sont facilement et régulièrement parcourues par les phoques de cette espèce. Les données disponibles ne soulignent pas une importance particulière de la zone d'étude pour les phoques, mais il est important de rappeler qu'aucun suivi télémétrique n'a été mis en place à ce jour à partir des colonies de phoques gris de *Goodwin Sands* (côté anglais) ou du phare de Walde (côté français), plus proches du périmètre du projet de parc éolien.

Quelques cartes présentant les suivis télémétriques de phoques de dehors des côtes françaises sont également disponibles. Des suivis de phoques veaux-marins en particulier ont été réalisés à partir de l'estuaire de la Tamise, ou des côtes du Kent (Angleterre). Les premiers suivis ont été réalisés en 2006, au cours desquels un phoque veau-marin s'est rendu très brièvement en baie de Somme (Figure 2.20, Sharples *et al.*, 2012). D'autres suivis plus récents ont montré que l'un des 10 phoques veaux marins suivis en 2012 à partir de l'estuaire de la Tamise (Figure 2.21) s'est rendu dans la zone Natura 2000 « Bancs des Flandres » (FR3102002) (Figure 2.22)

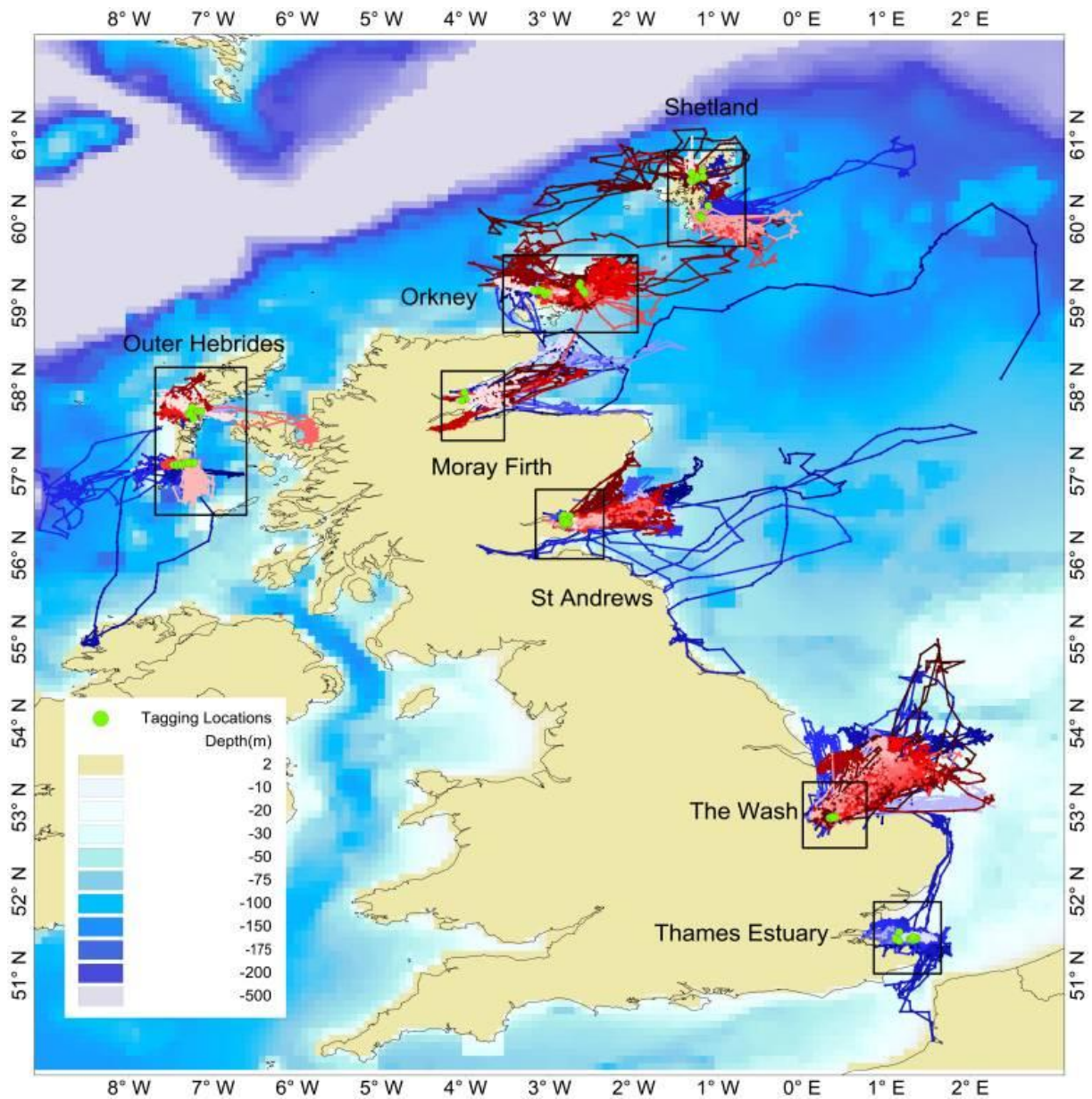


Figure 2.20 : Carte des suivis télémétriques réalisés en Grande Bretagne par le *Sea Mammal Research Unit* sur les phoques veaux marins jusque 2012. Sharples *et al.* (2012)

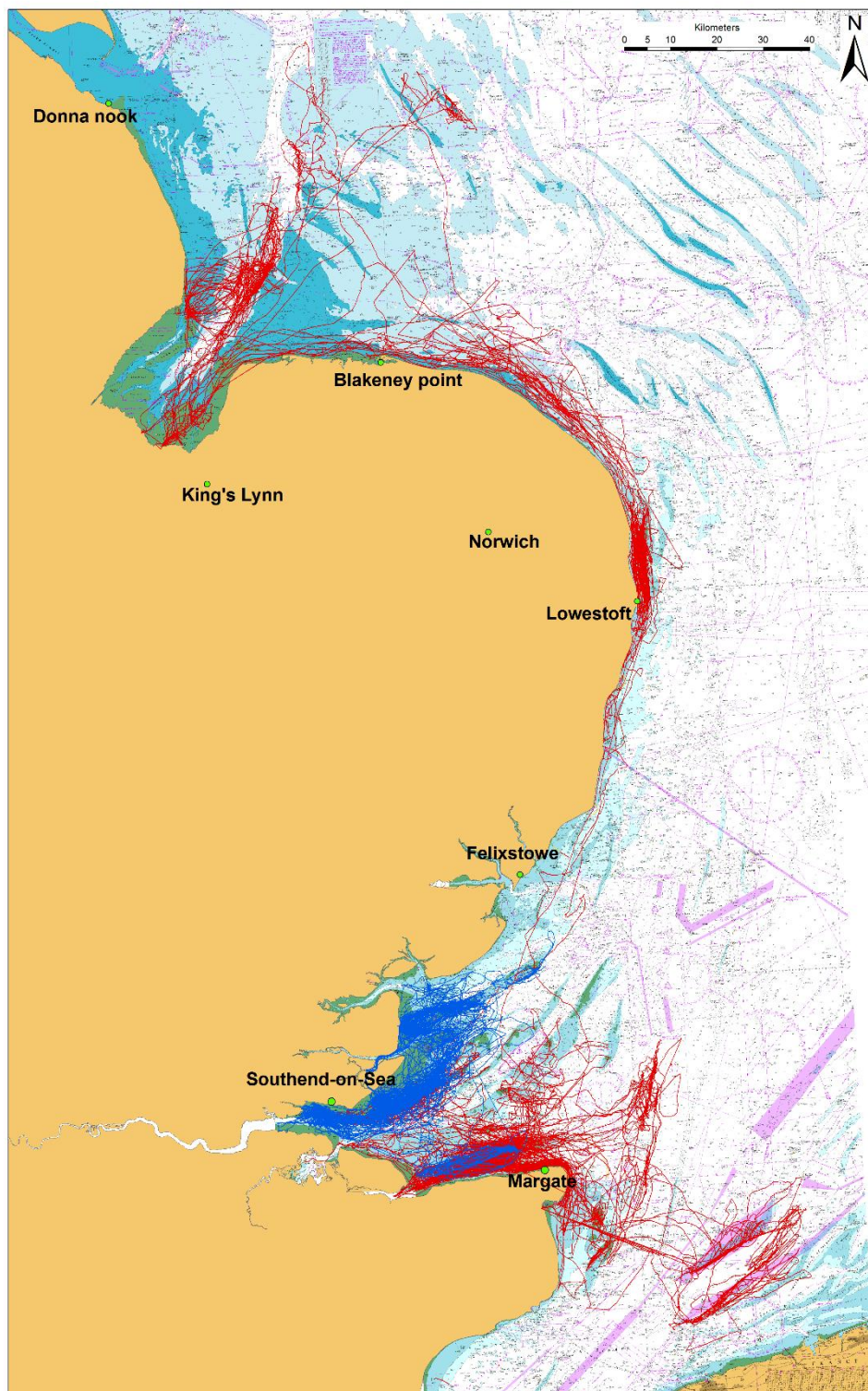


Figure 2.21 : Carte des suivis télémétriques réalisés sur 10 phoques veaux marins de janvier à mai 2012 à partir de l'estuaire de la Tamise, donc 5 individus de *Marsh End Sand* (au sud de *Southen-on-Sea*, en bleu) et 5 autres de *Margate Sands* (au nord de *Margate*, en rouge). Baker et al. (2014).

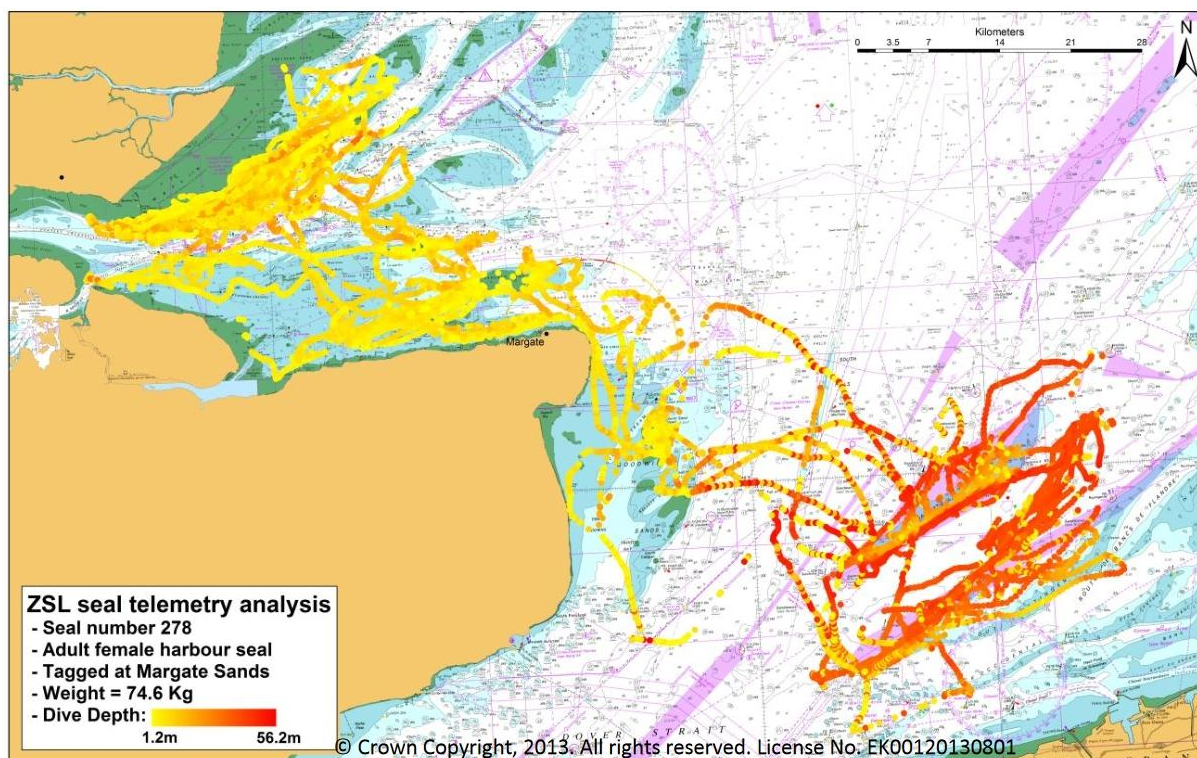


Figure 2.22 : Carte du suivi télémétrique de l'un des phoques veaux marins capturé à Margate en janvier 2012, indiquant les profondeurs des plongées lors de son suivi. Baker *et al.* (2014).

5.4. Utilisation de l'habitat et des ressources

Lorsqu'ils incluent l'enregistrement de données comportementales, les suivis télémétriques précédemment cités permettent d'analyser le comportement de chasse des phoques, et donc de déterminer leurs zones probables de recherche alimentaire. Ces informations ne sont disponibles que pour les données obtenues en France, à partir de la baie de Somme. Les méthodes d'analyse de ces comportements de chasse sont décrites par Planque (2016). Les résultats présentés ici sont ceux issus de l'analyse des plongées (approche « 3D ») des phoques suivis par balises à partir de la baie de Somme en 2008/2009 (phoques veaux-marins) et 2012 (phoques gris). Il est important de souligner que le site de capture de ces individus est situé à environ 130 km du site du projet éolien de Dunkerque : les zones de chasse des phoques fréquentant des zones reposoirs plus proches pourraient donc être tout à fait différentes.

Les zones de chasse probables identifiées pour les phoques gris se trouvent majoritairement le long du littoral (à moins de 10 km des côtes), entre les estuaires de la baie de Somme, baie d'Authie et baie de Canche, mais également en baie de Seine, au large du Cap Gris-Nez, au centre de la Manche ou à proximité des côtes anglaises, notamment autour de *Goodwin Sands* (Figure 2.23). Il existe globalement une forte variabilité interindividuelle (*cf.* Figure 2.18, chaque phoque effectuant des déplacements différents), il est donc probable que le suivi de nouveaux individus permette d'identifier de nouvelles zones de chasse utilisées par cette espèce...

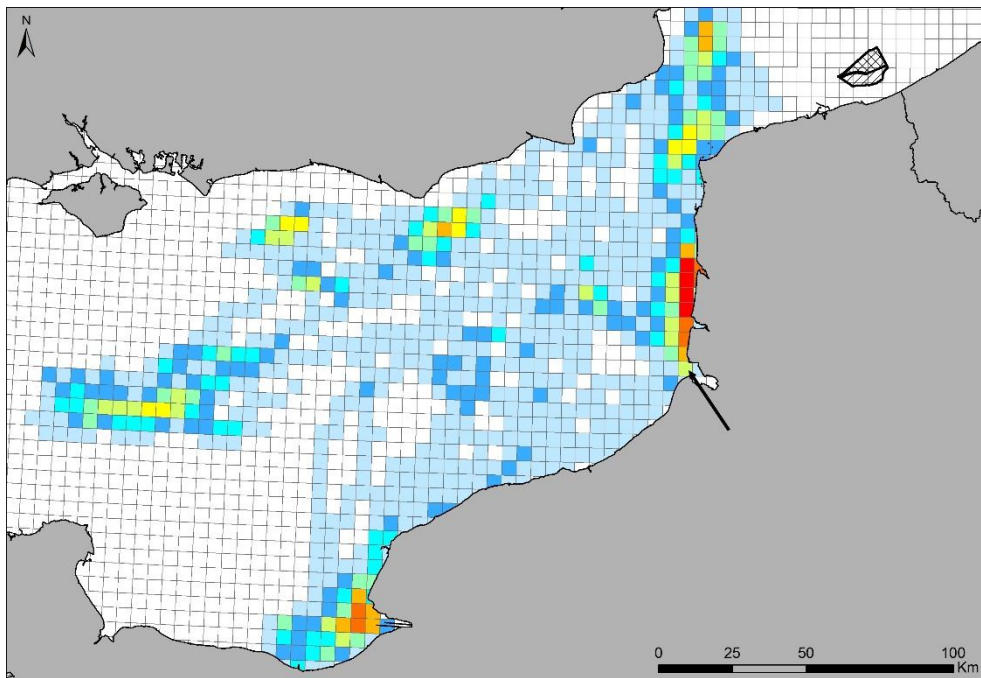


Figure 2.23: Carte de répartition globale des zones probables de chasse des 12 phoques gris suivis par balises GPS/GSM à partir de la baie de Somme en 2012, estimées à partir des paramètres de plongée. La flèche indique le site de capture des animaux. La taille de chaque cellule est de 5 km de côté, les couleurs chaudes indiquent les zones de plus forte densité de localisations probables de chasse. Les zones A et B du projet éolien figurent également.

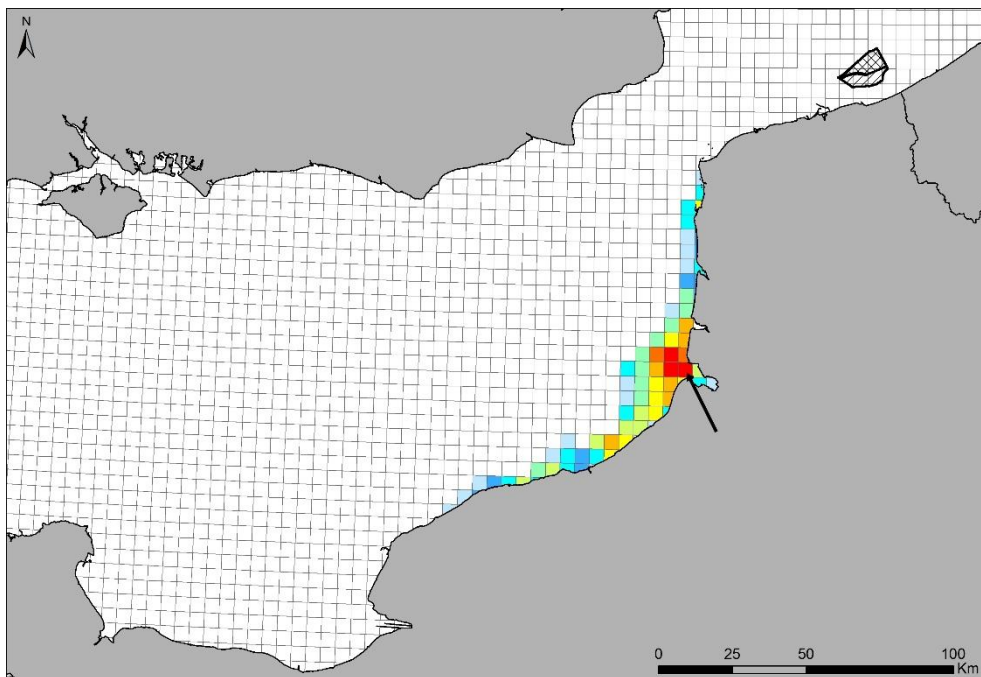


Figure 2.24: Carte de répartition globale des zones probables de chasse des 9 phoques veaux-marins suivis par balises GPS/GSM à partir de la baie de Somme en 2008/2009, estimées à partir des paramètres de plongée. La flèche indique le site de capture des animaux. La taille de chaque cellule

est de 5 km de côté, les couleurs chaudes indiquent les zones de plus forte densité de localisations probables de chasse. Les zones A et B du projet éolien figurent également.

Les zones de chasse probables des phoques veaux-marins sont beaucoup plus proches des côtes, et globalement des reposoirs utilisés par ces phoques, comme pouvaient le suggérer les cartes des déplacements de ces individus (Figure 2.17). Ces phoques chassent en effet majoritairement devant la baie de Somme, à la sortie de l'estuaire, et dans une moindre mesure le long du littoral au nord et au sud de la baie de Somme où ils ont été capturés (Figure 2.24). Là aussi, compte tenu de la plus faible distance de déplacement des phoques veaux-marins, les zones de chasse des individus observés pus au nord, dans le détroit du Pas-de-Calais, sont probablement plus proches de la zone du projet que celles des phoques capturés en baie de Somme.

Ressources alimentaires des phoques

Outre l'identification des zones de chasse des phoques, et donc l'identification des habitats critiques pour leur maintien dans la région, l'identification des espèces proies chassées par les phoques est également primordiale, de façon à pouvoir estimer l'impact à long terme de la construction du parc éolien sur le fonctionnement de l'écosystème. Le régime alimentaire des phoques est peu connu dans le détroit du Pas-de-Calais. Il fait l'objet d'analyses dans le cadre du projet Eco-Phoques, pour les sites sur lesquels des échantillons sont disponibles (fèces récoltés sur les reposoirs des phoques, ou estomacs des animaux échoués morts). Cet échantillonnage se heurte néanmoins à la difficulté d'approche des sites utilisés par les animaux, et le faible nombre de fèces trouvés lors de ces sorties. A ce jour, seules les analyses de fèces de phoques veaux-marins de la baie de Somme sont disponibles : elles ont montré que les phoques de cette espèce se nourrissaient à 85% de sole et de plie, majoritairement des espèces de petite taille ou des juvéniles de poissons plats (Spitz et al. 2015). Cette étude a également montré que le régime alimentaire était relativement similaire chez les mâles et femelles, avec néanmoins une plus grande diversité de proies chez les individus mâles (toujours une grande majorité de poissons plats, mais plusieurs espèces représentées). Le régime alimentaire des phoques gris est très mal connu à ce jour et doit être prochainement documenté.

5.5.Suivi des échouages

Comme pour les cétacés, les échouages de phoques le long des côtes du Nord-Pas de Calais sont répertoriés depuis des décennies dans le cadre du Réseau National d'Echouages (RNE), coordonné par l'observatoire PELAGIS (UMS 3462 CNRS/Université de La Rochelle) et opéré le long des côtes françaises par de nombreux correspondants titulaires de la carte verte.

Dans le cadre de cette étude, nous présentons les statistiques d'échouages de pinnipèdes du cap Gris-Nez à la frontière belge, de 1990 à 2015 (données 2016 en cours de bancarisation). Le choix a été fait de ne présenter que les données obtenues après 1990, de façon à s'affranchir du possible biais de l'augmentation de la pression d'observation pendant cette période d'étude : établi dans les années 1970 et s'étoffant progressivement, le Réseau National d'Echouages a permis une couverture relativement homogène et stable du littoral français à partir de ces années. Les statistiques présentées ici concernent en très grande majorité les phoques gris et les phoques veaux marins, même si certains individus ne sont répertoriés que comme « Phocidés » (sans précision de l'espèce).

Outre les échouages de ces deux espèces largement majoritaires, deux phoques polaires ont été répertoriés dans la zone d'étude depuis la mise en place du RNE : un phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*, échoué en 1987 à Dunkerque) et un phoque annelé (*Pusa hispida*, échoué en 2003 à Gravelines).

Le nombre de phoques gris et de phoques veaux-marins échoués entre le Cap Gris-Nez à la frontière belge de 1990 à 2015 a nettement augmenté (Figure 2.25), malgré une pression d'observation considérée comme constante. L'analyse de l'évolution du nombre d'échouages par espèce montre que ces chiffres augmentent significativement, dans le cas des phoques veaux-marins ($p < 0.0001$, augmentation moyenne de 9.9% par an, Figure 2.26) comme celui des phoques gris ($p = 0.0003$, augmentation moyenne de 9.6% par an, Figure 2.26).

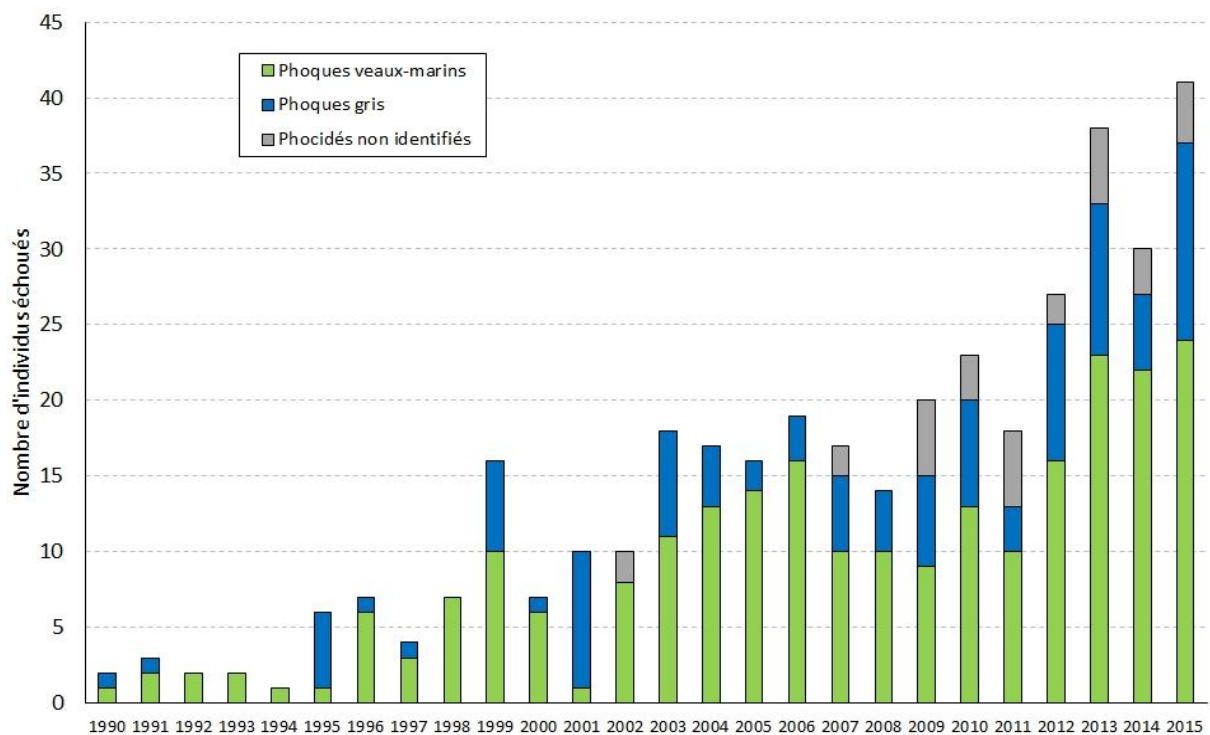


Figure 2.25 : Evolution du nombre total de phoques échoués entre le Cap Gris-Nez et la frontière belge de 1990 à 2015 (hors échouage du phoque annelé).

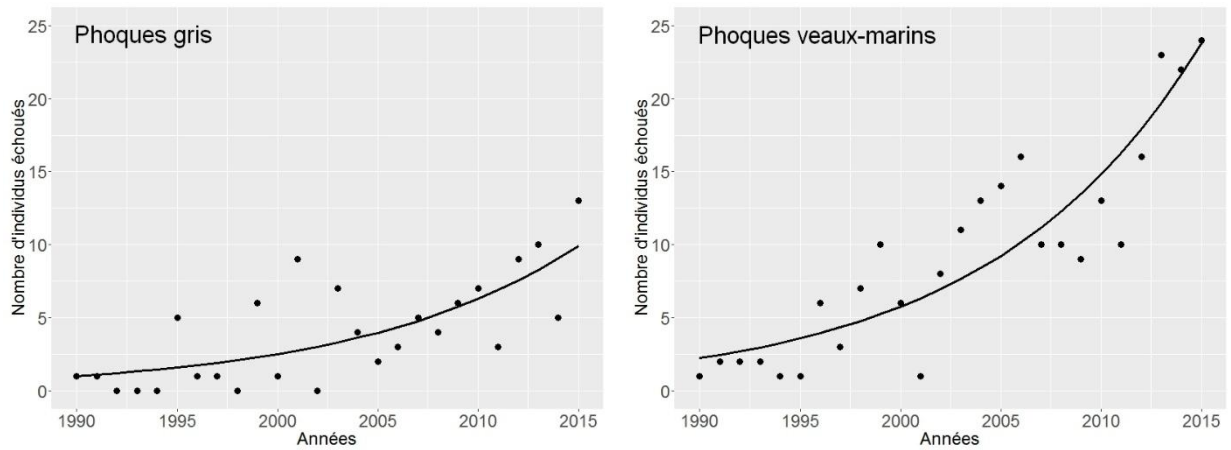


Figure 2.26: Evolution du nombre total d'échouages de phoques gris (à gauche) et de phoques veaux marins (à droite) observés entre le Cap Gris-Nez et la frontière belge de 1990 à 2015, et courbes de tendance associées.

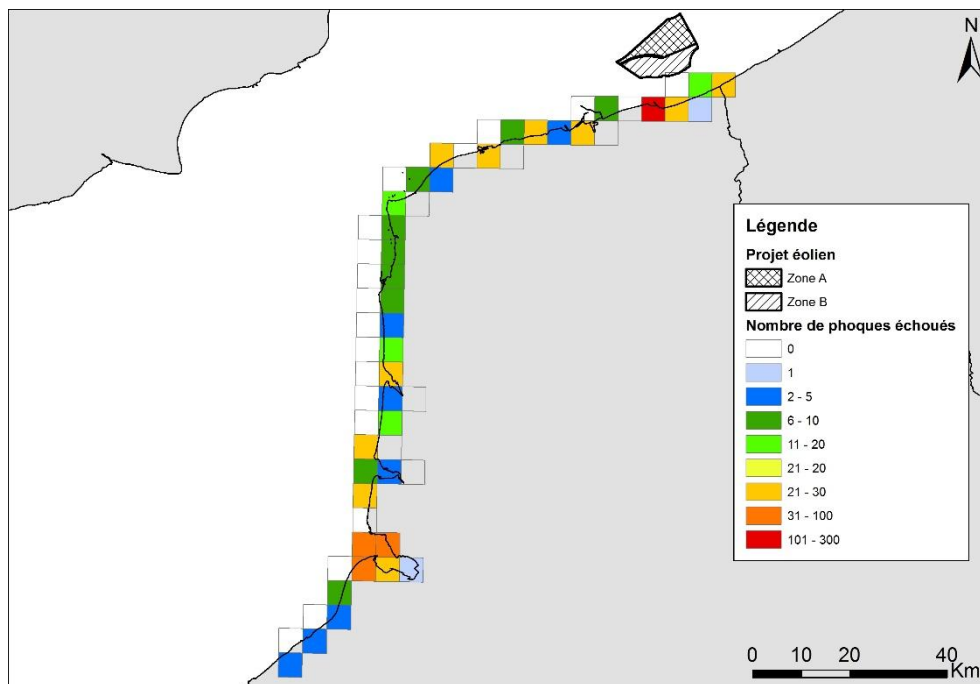


Figure 2.27 : Répartition géographique des échouages de phoques (gris et veaux-marins) recensés entre la baie de Somme et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté.

La répartition géographique des échouages de phoques (gris et veaux-marins confondus) de la baie de Somme à la frontière belge montre deux sites de plus forte concentration de ces échouages : la baie de Somme et le littoral de Dunkerque (Figure 2.27). L'importance du littoral Dunkerquois est soulignée dans la distribution des échouages de phoques gris comme dans ceux de

phoques veaux-marins (Figures 2.28 et 2.29 respectivement). Il est néanmoins important de souligner que le référencement des échouages est organisé par commune : sauf coordonnées GPS disponibles, les coordonnées géographiques rapportées sont donc généralement celles de la commune, et non du lieu exact d'échouage (Van Canneyt, *comm. pers.*⁹). Lorsque les communes sont particulièrement étendues, cela peut entraîner une concentration artificielle des observations dans une seule maille du quadrillage. Plusieurs autres hypothèses, non exclusives, sont également avancées pour expliquer cette concentration d'échouages dans la zone de Dunkerque (Karpouzopoulos, *comm. pers.*¹⁰) :

- les phoques, et particulièrement les phoques veaux-marins, fréquentent assidument les zones portuaires chargées en polluants, ce qui peut fragiliser leur système immunitaire ;
- la pression d'observation est importante (digues de promenades ou zones portuaires largement fréquentées), les échouages éventuels de phoques peuvent donc y être signalés plus facilement que dans des zones moins fréquentées ;
- la courantologie locale peut être fortement influencée par les trois grandes digues perpendiculaires à la cote (Digue de Petit Fort Philippe, Digue du Clipon et Digue de Saint Pol sur mer). Ces digues peuvent être à l'origine d'une modification des courants, ayant pour conséquence une concentration des échouages des carcasses transportées.

A ces hypothèses peuvent s'ajouter celle de la fréquentation importante de phoques dans les eaux environnantes, notamment pour des raisons trophiques : cette hypothèse doit être étayée par des suivis en mer permettant de déterminer exactement l'importance des habitats marins locaux pour les deux espèces de phoques, et donc l'impact de ces habitats sur leur abondance relative en mer.

Des différences géographiques dans les taux de mortalité des phoques peuvent enfin être envisagées, même si la résolution spatiale de ces variations est difficile à étudier (si les phoques meurent en mer, leur cadavre dérive avant de s'échouer ; ces déplacements en mer post-mortem peuvent cependant être estimés dans certaines conditions (Peltier *et al.*, 2012, 2014). Les causes de mortalité des mammifères marins échoués sont l'un des paramètres sur lequel travaille l'équipe de PELAGIS ; celles-ci ne sont néanmoins pas systématiquement connues ni étudiées. Les statistiques actuellement disponibles permettent de signaler les éléments suivants (Van Canneyt *et al.*, 2016, et Peltier¹¹, *comm. pers.*) :

- Sur 841 phoques échoués sur l'ensemble de la série temporelle (dont 147 Hg et 641 Pv), 142 se sont échoués frais (dont 21 Hg et 119 Pv). Ces chiffres sont importants à prendre en considération pour estimer la proportion d'animaux sur lesquels il est éventuellement possible de déceler des traces de capture.

- 11 phoques gris et 37 phoques veaux marins portaient des traces de capture probable ou certaine (voir définition dans Van Canneyt *et al.*, 2016).

- 3 phoques veaux marins ont été enregistrés comme enchevêtrés (dans des filets de pêche).

Il n'existe pas de statistiques sur la contamination chimique des animaux, ce type de mesure n'ayant été fait jusqu'à présent que lors de programmes de recherche ponctuels. Il en est de même

⁹ O. Van Canneyt, Observatoire PELAGIS, olivier.van-canneyt@univ-lr.fr

¹⁰ J. Karpouzopoulos, CMNF, jkarpouzopoulos@nordnet.fr

¹¹ H. Peltier, Observatoire PELAGIS, hpeltier@univ-lr.fr

pour les statistiques de pathologies, les autopsies n'étant réalisées que sur un petit nombre d'individus (cf. disponibilité de vétérinaires et d'espaces dédiés). Enfin, contrairement aux grands cétacés, la mortalité par collision avec des navires est supposée nulle ou très négligeable chez les phoques.

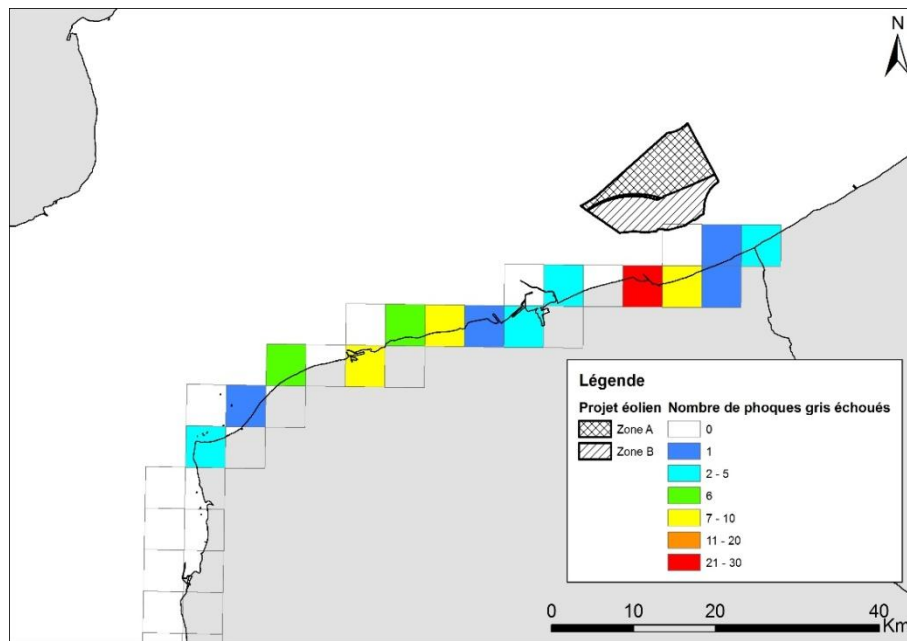


Figure 2.28 : Répartition géographique des échouages de phoques gris recensés entre le cap Gris-Nez et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté.

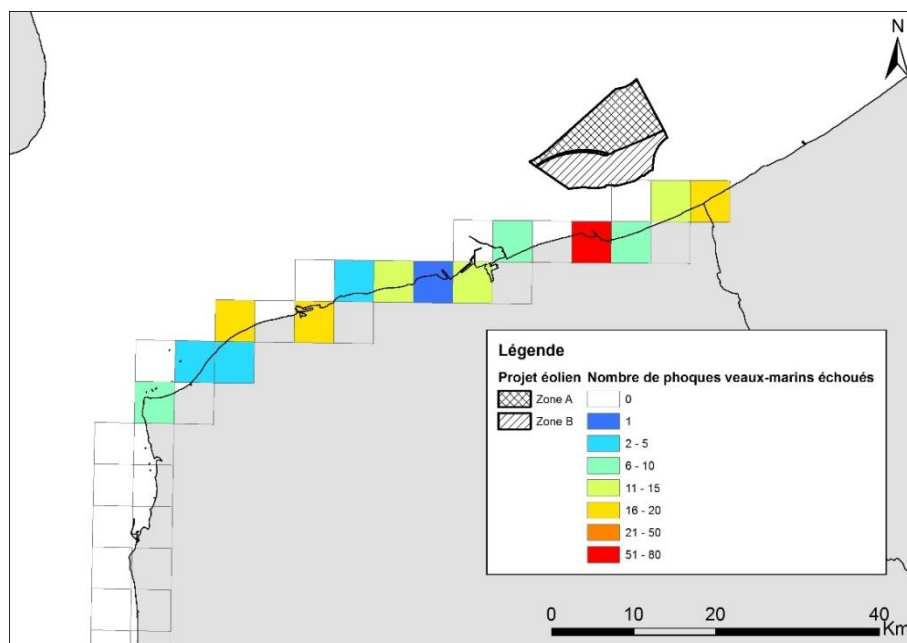


Figure 2.29 : Répartition géographique des échouages de phoques veaux-marins recensés entre le cap Gris-Nez et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté.

6. Pinnipèdes : Propositions (indicateurs et mitigation)

Ce chapitre est organisé en trois sous-parties : après une synthèse bibliographique des études existantes sur l'impact des projets éoliens sur les populations de phoques, une revue des systèmes de mitigation pouvant être mis en œuvre est présentée, principalement à partir de la littérature scientifique. La troisième partie est consacrée aux propositions d'indicateurs de suivi des phoques dans le cadre précis du présent projet, avec les méthodologies associées.

6.1. Revue bibliographique de l'impact des projets éoliens sur les populations de phoques

La majorité des études existantes concernent des projets du nord de l'Europe, et portent généralement sur l'étude de populations de phoques veaux-marins : cela provient à la fois du fait que cette espèce est plus présente dans les régions où ces projets éoliens ont été menés en Europe du Nord, et au fait que cette espèce ait une répartition plus côtière que les phoques gris, les rendant a priori plus sensibles aux impacts des parcs éoliens, souvent situés dans la bande côtière. Notons cependant que les parcs éoliens récents sont implantés plus loin des côtes (distance moyenne de 43 km pour les parcs construits en 2015, contre 30 km en 2013 ; source : European Wind Energy Association), si bien que leurs impacts sur les populations de phoques gris pourraient prochainement augmenter.

6.1.1. Sources de nuisances

Les impacts potentiels des parcs éoliens en mer sur les mammifères marins (communs aux pinnipèdes et aux cétacés) peuvent intervenir au cours de trois phases (BEF, 2009) :

- Au cours de la construction du parc éolien en mer : les risques potentiels concernent le déplacement d'animaux lié au dérangement (émission de bruit et de lumière, trafic maritime), l'émission de polluants et de déchets, le travail sur le fond marin (modification de la morphologie, structure, remise en suspension de sédiments).
- Pendant la phase de fonctionnement du parc, les conditions océanographiques locales peuvent être modifiées, des récifs artificiels peuvent être créés par les matériaux utilisés, le déplacement des animaux peut être causé par le bruit des turbines ou des opérations de maintenance (sous l'eau ou dans l'air) ; les émissions de polluants, champs électriques et magnétiques et émission de chaleur par les câbles sont également cités.
- Au cours de la phase de démantèlement du parc, les impacts sont similaires à ceux de la construction : le trafic maritime peut à nouveau être une source de dérangement pour la faune marine, mais ce sont surtout les opérations de démontage des fondations (par sciage

ou utilisation éventuelle d'explosifs) et des câbles sous-marins qui risquent d'avoir un fort impact sur les animaux marins (Hastie *et al.*, 2015).

Parmi les principaux risques potentiels pour les mammifères marins, les éléments les plus fréquemment cités sont le bruit provenant des bateaux et des travaux de construction et la perte temporaire ou permanente d'habitat préférentiel dans ou à proximité du parc éolien (Dietz *et al.*, 2000 ; Lucke *et al.*, 2006). Les capacités auditives des phoques et de leur sensibilité aux différentes fréquences sont à présent relativement bien décrites (synthèses dans : Dietz *et al.*, 2000 ; Luke *et al.*, 2006 ; Thomsen *et al.*, 2006 ; SMRU Ltd, 2007), de même que les niveaux de nuisances sonores occasionnés par les activités humaines liées aux différentes phases de développement des parcs éoliens (Nedwell *et al.*, 2003 ; Nedwell & Howell, 2004 ; Tougaard *et al.*, 2006b ; Bailey *et al.*, 2010 ; Brandt *et al.*, 2011). Ces nuisances sonores peuvent causer des dommages physiques aux animaux lors de fortes intensités, ou des modifications de leur comportement à des niveaux inférieurs (SMRU Ltd, 2007). On distingue les seuils d'intensités sonores à partir desquelles les risques de dommages permanents (*Permanent Threshold Shift* : PTS) ou temporaires (*Temporary Threshold Shift* : TTS) sont causés aux organes auditifs des animaux (Clark, 1991 ; Madsen *et al.*, 2006). Plusieurs études ont mesuré les effets des pollutions sonores sur l'audition des phoques veaux marins (Kastak *et al.*, 1999, 2005 ; Kastelein *et al.*, 2012) : des dommages temporaires (TTS) ont été observés, et la durée de récupération, fonction de la durée d'exposition, a été estimée (Kastelein *et al.*, 2012, 2013). Southall *et al.* (2007) ont modélisé l'effet de bruit d'origine anthropogénique sur les mammifères marins : ils estiment que les pinnipèdes exposés aux sons sous-marins pulsés risquent des dommages auditifs permanents (PTS) à des niveaux sonores cumulés de 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{-s}$, contre 203 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{-s}$ pour des sons sous-marins non pulsés. Ces niveaux sonores ne sont généralement atteints que pendant la phase de construction des parcs éoliens, en particulier lorsque la méthode de construction fait appel à des battages de pieux : le bruit émis par ces travaux est alors potentiellement dangereux pour les phoques, et ce d'autant plus que ce bruit atteint les plus fortes intensités dans les basses fréquences (100 à 1000 Hz), qui sont précisément celles dans lesquelles les phoques ont les meilleures capacités auditives (Nehls *et al.*, 2007).

Les précédentes études ont préconisé de s'assurer de l'absence de phoques dans une zone allant de 500m à 2 km autour de la zone de travaux au moment de l'émission de bruit liée à la construction des parcs éoliens, de façon à éviter tout risque de dommage permanent sur les phoques (Nedwell *et al.*, 2003 ; Madsen *et al.*, 2006 ; SMRU Ltd, 2007, Nehls *et al.*, 2007). Ces distances dépendent naturellement de la fréquence et de la puissance des sons émis, mais aussi des caractéristiques locales (bathymétrie, sédimentologie, courantologie, hydrologie) impactant la propagation du son, du bruit ambiant indépendant du projet de construction, *etc.* La distance à la source sonore constituant une zone d'inconfort (ou de dérangement potentiel) pour les phoques est beaucoup plus difficile à évaluer, compte tenu de la grande variabilité des facteurs impliqués (facteurs physiques mais aussi biologiques liés à l'état de santé et la vulnérabilité des phoques). D'après Lucke *et al.* (2006), il semble irréaliste de prédire les seuils de changement comportemental chez les mammifères marins, puisque le fait qu'un individu montre une certaine réaction dépend de nombreux facteurs, tels que l'âge, le sexe et particulièrement l'activité en cours. Il est donc important de mettre en place un suivi du dérangement occasionné sur les colonies de phoques situées à proximité des projets de construction éolienne le cas échéant.

Le bruit engendré par l'installation des fondations (battage de pieux, forages, nivellement des fonds) n'est pas la seule source potentielle de dérangement pour les phoques pendant la phase de construction du parc éolien. Sundberg & Söderman (1999) indiquent que les phoques gris situés sur leurs reposoirs terrestres à 1.5 et 2.5 km des turbines les plus proches (mer Baltique) étaient dérangés à court terme par les bateaux et hélicoptères se déplaçant sur le site pendant la phase de construction. En phase d'exploitation, un parc éolien génère aussi un trafic supplémentaire pour les opérations de maintenance, qui peuvent être réalisées par bateau ou par hélicoptère suivant les interventions. La remise en suspension de sédiments meubles, pendant la phase de construction, peut avoir des conséquences directes ou indirectes sur les mammifères marins : elle peut impacter la distribution et l'abondance des ressources halieutiques dépendantes de ce sédiment, qui constituent des proies de ces mammifères (cas des poissons plats largement consommés par les phoques veaux marins en Manche Est, Spitz *et al.*, 2015), ou entraîner la remise en suspension de polluants chimiques. L'augmentation de la turbidité de l'eau enfin peut avoir un impact sur les capacités sensorielles des phoques (Weiffen *et al.*, 2006), même si ceux-ci sont capables de chasser leurs proies dans l'obscurité ou dans des eaux très turbides (Dehnhardt *et al.*, 2001).

Bien que généralement d'un ordre bien inférieur aux nuisances sonores générées pendant la phase de construction, le bruit émis par les turbines en fonctionnement vient s'ajouter au bruit ambiant (vent, vagues, courants, événements climatiques, faune marine... trafic maritime, autres activités humaines, *etc.*). Le système auditif des phoques est adapté pour entendre à peu près aussi bien sous l'eau que dans l'air (Dietz *et al.*, 2000) : l'audition dans l'air leur est particulièrement utile pendant la période de reproduction, période pendant laquelle la mère et le petit communiquent beaucoup par sons (Ralls *et al.*, 1995 ; Dietz *et al.*, 2000). En revanche, contrairement aux petits cétacés, les phoques n'utilisent pas l'acoustique pour leur orientation (ils ne réalisent pas l'écholocation). Il est donc probable qu'ils soient ainsi plus tolérants au dérangement sonore que les dauphins et marsouins, bien que leurs capacités auditives soient meilleures dans les basses fréquences dans lesquelles les niveaux sonores émis par les éoliennes sont plus forts (Nehls *et al.*, 2007).

Tougaard *et al.* (2009) ont mesuré le bruit émis sous l'eau par 3 types de turbines éoliennes offshore dans leur phase de fonctionnement, au Danemark et en Suède : en fonction des taux de perte de transmission dans le milieu ambiant, ils rapportent que la distance d'audibilité du bruit des éoliennes par les phoques veaux marins varie de moins de cent mètres à quelques kilomètres (voir aussi Henriksen 2001, cité dans Tougaard *et al.*, 2006b, ainsi que Marmo *et al.*, 2013). Ils n'excluent pas que cette nuisance sonore puisse induire des changements comportementaux des phoques jusqu'à quelques centaines de mètres des éoliennes. Ils estiment cependant improbable que le niveau sonore atteigne un niveau dangereux pour les animaux à quelque distance que ce soit, ni capable de masquer la communication entre les individus. Dietz *et al.* (2000) estiment que le bruit émis dans l'air par les 72 éoliennes de Rødsand (Danemark) pendant la phase de fonctionnement est sous le seuil d'audibilité par les phoques situés dans la colonie située à environ 3 kilomètres. Ils estiment qu'en fonctionnement routinier, le bruit sous-marin émis par les turbines disparaît dans le bruit ambiant à une distance d'environ 2 km. Cependant, les phoques pourraient ne pas du tout entendre les éoliennes dans l'air, y compris en nageant jusqu'au pied des turbines, et ne les entendre qu'à 20 ou 40m seulement sous l'eau. D'autres auteurs estiment également que les phoques ne perçoivent probablement pas le bruit des turbines à plus de 20 mètres (DONG Energy & Vattenfall, 2005). Dietz *et al.* (2000) concluent ainsi que le bruit émis dans l'air par les turbines n'a probablement pas d'impact sur les phoques, en conditions normales de fonctionnement. En revanche Sundberg & Söderman (1999) et Lucke *et al.* (2006) citent le dérangement des phoques par

le passage des bateaux : ces déplacements des navires sont fréquents pour la maintenance des éoliennes (en général, 2 visites par an pour chaque éolienne) et doivent donc être pris en compte dans l'étude des impacts pendant la phase de fonctionnement du parc éolien.

Plusieurs études ont souligné que la présence de parc éolien en mer pouvait entraîner des modifications de l'habitat considérées comme positives pour certaines catégories d'animaux marins : il s'agit de « l'effet récif », engendré par le nouveau substrat apporté par les fondations des éoliennes qui peuvent constituer un nouveau biotope, accueillant de nouvelles espèces de poissons ou en plus grande abondance (e.g. Lindeboom *et al.* 2011 ; Langhamer, 2012). Cet « effet récif » est généralement accentué par le fait que les activités de pêche sont réduites voire interdites dans la zone même du parc éolien, pour des raisons de sécurité (« effet réserve »). Il a par exemple été démontré que sur le parc éolien de Horns Rev (Danemark), la biomasse totale mesurée sur le site avant puis après la construction avait augmenté de 150% (Leonhard & Petersen, 2006 cité dans Tougaard *et al.*, 2006b). Une telle augmentation des ressources halieutiques peut avoir un effet bénéfique sur les colonies de phoques, mais elle peut entraîner une modification qualitative de leur régime alimentaire (si le nouveau substrat est différent du substrat environnant, ce qui est le cas sur des substrats sableux comme dans la zone d'étude au large de Dunkerque). Russell *et al.* (2014) ont ainsi montré grâce à des suivis télémétriques de phoques veaux marins en mer du Nord que plusieurs individus venaient chasser spécifiquement au pied des éoliennes ou autres constructions en mer liées au parc éolien : cette modification de leur comportement de recherche alimentaire est d'autant plus probable que les phoques sont généralement des prédateurs marins opportunistes, capables d'adapter leur comportement de chasse aux conditions environnementales locales. Cependant, avant de pouvoir conclure à l'existence d'un effet net positif des éoliennes sur les populations locales de phoques, il est nécessaire de prendre en compte au moins deux facteurs : l'effort de pêche peut se reporter sur d'autres zones importantes pour ces animaux ; les proies consommées à proximité des éoliennes peuvent être chargées en contaminants chimiques (diffusés notamment par les revêtements anti-fouling et les anodes anti-corrosion).

Conséquences mesurées sur les populations de phoques

Deux grandes catégories d'études ont été menées sur les colonies de phoques situées à proximité des sites de construction d'éolien en mer, souvent conjointement : le recensement du nombre total de phoques dans la colonie, estimés à partir de recensement des reposoirs (phoques à sec, hors de l'eau), et le suivi des phoques en mer, par suivis télémétriques. Le premier type de suivi a pour principal objectif d'estimer l'impact global des projets éoliens sur le déplacement possible des populations (ce déplacement étant plus probable qu'une augmentation directe de la mortalité), tandis que le second vise généralement à détecter des changements dans les habitats utilisés par les phoques, leurs trajets et leurs comportements.

Les recensements des colonies de phoques (zones reposoirs) ont montré dans certains cas une diminution des effectifs des colonies pendant la période des travaux de construction des parcs éoliens en mer, tout particulièrement lorsque ceux-ci impliquaient du battage de pieux : Edren *et al.* (2004, 2010) ont estimé que la diminution du nombre de phoques veaux marins autour de *Rødsand*, au Danemark, était de 30 à 60% pendant les travaux (le site de construction étant distant de la colonie de 4 km), et ce malgré l'utilisation de répulsifs acoustiques comme méthode de mitigation. Cette diminution des effectifs relatifs de phoques est attribuée à la pollution sonore liée au battage

de pieux, et non au trafic maritime, réglementé autour du sanctuaire utilisé par les phoques (Edren *et al.*, 2004). En dehors de cette période critique de construction, la tendance des effectifs de phoques recensés sur les reposoirs de *Rødsand* n'était pas différente de celle des colonies environnantes, situées plus loin du site de construction (Teilmann *et al.*, 2004). A *Scroby Sands* (côte Est de l'Angleterre), Skeate *et al.* (2012) ont détecté une diminution significative des effectifs de phoques après la construction du parc éolien en mer. Les analyses ont montré que cette diminution n'était pas en lien avec des facteurs environnementaux naturels, ni avec la tendance des populations naturelles environnantes. Bien que le lien de cause à effet ne puisse être établi de façon certaine, les auteurs suggèrent que le fort bruit émis lors du battage de pieux est la cause de ce déplacement de la colonie. L'absence de retour à la situation initiale, après battages de pieux, peut être due au dérangement occasionné par le trafic maritime en lien avec le parc, et/ou à la rapide colonisation par une espèce compétitrice, le phoque gris (Skeate *et al.*, 2012).

Les suivis télémétriques de phoques permettent d'observer les déplacements des animaux, mais également de déterminer leur comportement en mer (déplacement entre deux zones, chasse ou repos) et donc de déterminer les habitats les plus importants, notamment pour la chasse. Les conclusions des différentes études publiées diffèrent largement, en fonction des sites mais également des espèces. Le suivi télémétrique de phoques veaux marins et de phoques gris à *Rødsand* (Danemark) a montré que les premiers limitaient leurs déplacements à une cinquantaine de kilomètres du site de capture (zones reposoirs), tandis que les seconds réalisaient de longs déplacements pouvant atteindre 850 km (Dietz *et al.*, 2003). Les auteurs concluent que, les phoques gris ayant des sites alternatifs pour l'alimentation comme pour le repos une grande partie de l'année, l'impact est jugé potentiellement plus important sur les phoques veaux marins que sur les phoques gris. Les phoques gris sont en effet généralement plus mobiles que les phoques veaux marins, mais la distance parcourue par ces derniers pour se rendre sur leurs zones de chasse dépend des colonies étudiées... En mer de Wadden, Adelung *et al.* (2006) ont suivi des phoques veaux marins par balise, identifiant des zones de chasse à environ 100 km au large de leurs zones de reposoirs : ils concluent à un impact possible du projet éolien en mer, car celui-ci se trouve dans la zone de chasse des phoques... Tougaard *et al.* (2006b) ont également montré qu'avant la phase de construction, les animaux chassaient notamment dans la zone du projet de parc éolien. En Angleterre néanmoins (baie de *Wash*), la comparaison de suivis télémétriques de phoques veaux marins réalisés avant puis pendant la phase de fonctionnement d'éoliennes en mer a montré que l'utilisation de la zone (en mer) par les phoques avait globalement augmenté : cette augmentation est néanmoins attribuée à une tendance régionale de l'ensemble de la population de phoques, et non à un effet local lié aux éoliennes (Russell *et al.*, 2016). Cependant, ces mêmes suivis ont montré que l'utilisation de la zone avait diminué de 19 à 83% dans un rayon de 25 km pendant les opérations de battage de pieux (Russell *et al.*, 2016). En mer de Wadden, le suivi télémétrique de phoques gris a montré que les animaux se rendaient plus vers le champ d'éoliennes une fois en phase opérationnelle, qu'avant la construction (Brasseur *et al.*, 2010b).

Thompson *et al.* (2013) préconisent ainsi de modéliser les préférences d'habitat des phoques à partir de suivis télémétriques, préalablement aux travaux de construction. Ceci a été effectué aux Pays-Bas notamment, pour des phoques veaux marins (Brasseur *et al.*, 2010a) comme des phoques gris (Brasseur *et al.*, 2010b). En modélisant par ailleurs la propagation du son, la comparaison des deux modèles spatiaux (distribution des phoques et du bruit) permet de tenir compte des réponses des phoques à l'intensité de la pollution sonore, et d'évaluer le nombre de phoques potentiellement touchés par ces impacts (dommages physiques ou risques de déplacement ; Thompson *et al.*, 2013).

Enfin, des observations visuelles du comportement des animaux en mer sont parfois effectuées, lorsque la configuration du site le permet. Koschinski *et al.* (2003) ont étudié le comportement des phoques dans l'eau, autour du lieu d'émissions sonores comparables à celles émises sous l'eau par des éoliennes opérationnelles : observant une légère augmentation de la distance moyenne séparant les phoques du dispositif (de l'ordre de quelques dizaines de mètres entre 200 et 300m, soit des distances très faibles dans les deux cas), les auteurs suggèrent donc un impact possible dans les premières centaines de mètres autour des éoliennes. D'autres auteurs ont néanmoins montré que des phoques équipés de balises venaient spécifiquement chasser autour des éoliennes, venant donc à des distances plus faibles, ce qui suggère que, selon les motivations des phoques (présence de proies potentielles notamment), ce bruit généré par les éoliennes en phase opérationnelle n'engendre pas une gêne mettant en péril leur utilisation de la zone (Russell *et al.*, 2014).

6.2. Revue bibliographique des méthodes de mitigation

Comme cela a été souligné par plusieurs auteurs, l'impact des projets éoliens en mer sur les pinnipèdes est largement lié à l'utilisation du battage de pieux (Madsen *et al.*, 2006 ; Skeate *et al.*, 2012). La première recommandation est donc, dans la mesure du possible, d'utiliser un autre type de fondations que les monopieux (fondations gravitaires ou treillis métalliques « jackets ») ou une autre méthode de construction moins invasive. En cas de recours à cette technique de construction néanmoins, ou à une technique induisant des nuisances sonores similaires, il est nécessaire de mettre en place des méthodes de mitigation visant à réduire l'amplitude de ces nuisances sonores. Les méthodes suivantes ont été testées et décrites dans la littérature scientifique :

- l'utilisation de **rideaux de bulles** autour du battage de pieux (Würsig *et al.*, 2000), permettant de réduire (significativement) la transmission des sons émis. Comme mentionné dans le chapitre sur les cétacés, différentes technologies de dispositifs d'amortissement des bruits sous-marins sont commercialisés aujourd'hui : rideaux de bulles libres ou confinées, fourreaux souples ou rigides (Nehls *et al.*, 2014 ; Elmer *et al.*, 2014) ; le choix de la technologie la plus adaptée dépend des caractéristiques physiques (courant, houle, etc.) du site, mais aussi du nombre et de la taille des pieux à implanter ;

- le **démarrage progressif** du battage de pieux (« *ramp-up procedure* »), c'est-à-dire l'augmentation progressive (entrecoupée de pauses) de l'énergie déployée, de façon à ce que les animaux aient le temps de fuir la zone avant que les sons émis n'atteignent une intensité provoquant des dommages physiques (e.g. Tougaard *et al.*, 2003 ; Hastie *et al.*, 2015) ;

- l'utilisation de **répulsifs acoustiques** comme mesure de mitigation pré-exposition (avant le démarrage du battage de pieux), de façon à effaroucher les animaux et les inciter à quitter la zone avant que les travaux ne commencent (même objectif que la méthode précédente). Ces répulsifs acoustiques sont de plus en plus fréquemment utilisés, dans le cadre de travaux de construction d'éoliennes comme dans le cadre de lutte contre la déprédation (Henriksen *et al.* 2003, Tougaard *et al.* 2003, Madsen *et al.*, 2006, Götz & Janik, 2013). Kastelein *et al.* (2015) ont testé trois de ces répulsifs acoustiques (*Acoustic Mitigation Devices, AMDs*) sur des phoques en captivité, entraînant dans certains cas (mais pas tous) des réactions comportementales de la part des phoques, sans

provoquer de dommages (TTS ou PTS). Les auteurs soulignent néanmoins que les niveaux sonores testés étaient bien inférieurs à ceux produits sur le terrain dans la réalité, rendant difficile toute extrapolation. Les récents rapports de Northridge *et al.* (2013) et Coram *et al.* (2014) répertorient et comparent les modèles de répulsifs acoustiques (*Acoustic Deterrent Devices – ADDs*) actuellement utilisés pour repousser des phoques (dans le cadre d'interactions avec les pêcheries ou les projets d'énergies marines).

- Enfin, il est préconisé d'effectuer une **surveillance visuelle** au moment des travaux, afin de s'assurer de l'absence de phoques dans la zone la plus impactée par les nuisances sonores (les travaux ne débutent que si aucun individu n'a été observé pendant au moins 15 à 30 minutes successives). Si on utilise le seuil établi par la NFMS aux USA (190 dB re 1 μ Pa), la zone estimée de danger a un rayon d'environ 700m (Madsen *et al.*, 2006). Plusieurs auteurs préconisent ainsi de **s'assurer de l'absence de phoques** dans une zone allant de 500m à **2 km autour de la zone de travaux** au moment de l'émission de ces bruits importants (Nedwell *et al.*, 2003 ; Madsen *et al.*, 2006 ; SMRU Ltd, 2007, Nehls *et al.*, 2007). Rappelons cependant que les phoques sont des animaux délicats à repérer visuellement en mer et qu'ils passent peu de temps en surface, si bien que la mise en place d'une surveillance ne dispense absolument pas d'appliquer les mesures d'atténuation d'impact présentées ci-dessus.

Ces méthodes n'étant pas mutuellement exclusives, il est naturellement recommandé de **combinaison de plusieurs de ces méthodes**, passives ou actives, afin de limiter les risques d'exposition des phoques à des seuils provoquant des dommages. Il est important de garder à l'esprit que, si ses méthodes permettent de limiter les risques les plus critiques, ils ne peuvent rien changer au fait que les phoques situés dans une large zone autour du chantier sont susceptibles d'être affectés dans leur comportement (Madsen *et al.*, 2006).

Outre les suggestions de mitigation des nuisances sonores induites par les travaux de construction (mais également de démantèlement) des éoliennes, il est rappelé que les mesures de prévention doivent également concerner **la limitation du dérangement des phoques sur leurs zones de repos à sec**, potentiellement proches des voies de trafic maritime liées aux travaux. Les voies suivies devront, dans la mesure du possible, rester distantes de ces zones de repos.

Dans tous les cas, les mesures d'évitement d'impact resteront les plus efficaces : il convient donc de ne pas implanter les éoliennes dans les zones les plus fonctionnelles, de contourner largement les reposoirs des phoques dans le tracé des câbles électriques et de planifier les opérations perturbatrices en-dehors des périodes de forte sensibilité au dérangement (en particulier, mise-bas et élevage des juvéniles).

6.3. Propositions d'indicateurs de suivi des phoques dans le cadre du présent projet

Compte-tenu des connaissances actuelles sur l'impact potentiel des projets éoliens en mer sur les populations de phoques, et de l'état actuel des populations de phoques gris et phoques veaux-marins dans le détroit du pas de Calais, les indicateurs et méthodes de suivi préconisés sont les suivants :

- il est impératif de poursuivre (voire intensifier, particulièrement sur les reposoirs situés à proximité immédiate du site du projet éolien : phare de Walde, port ouest de Dunkerque et banc de Hills à l'est de Dunkerque) les **recensements réguliers** de phoques sur leurs reposoirs à sec. Les effectifs relatifs recensés pendant la phase de construction puis la phase opérationnelle seront comparés aux effectifs relatifs antérieurs au projet. Il est néanmoins primordial ne de pas limiter ces comptages aux seuls sites situés à proximité immédiate du projet : Teilmann *et al.* (2006), Edren *et al.* (2010) ou Russell *et al.* (2016) notamment, ont en effet souligné combien il était important de connaître la **dynamique des populations à l'échelle régionale**, de façon à ne pas interpréter de façon erronée les tendances observées dans la zone du projet éolien. Dans le cas présent, il est recommandé de suivre l'évolution des effectifs des deux espèces, le phoque gris et le phoque veau marin, à l'échelle de tout le pas de Calais (banc de sable de *Goodwin Sands* inclus, côté anglais). Le recensement en mer par campagnes bateau ou survols aériens n'est pas approprié pour les phoques : seul le recensement des phoques à sec permet de suivre correctement l'évolution temporelle des effectifs relatifs. Une description détaillée du protocole employé par les associations locales est présentée par Vincent *et al.* (2016) : il est recommandé de conserver le même protocole afin de pouvoir comparer les résultats des recensements mis en œuvre dans le cadre du suivi à ceux précédemment réalisés (souvent depuis de nombreuses années).

- Des observations du comportement des phoques sur leurs reposoirs doivent être mises en place de façon à mesurer l'impact du dérangement par les travaux et le trafic maritime sur les rythmes d'activités des phoques, outre leur abondance relative.

- Le suivi des phoques en mer par **télémétrie** est également indispensable, de façon à identifier les **habitats préférentiels** des phoques fréquentant la zone, et à pouvoir détecter d'éventuels changements suite à la construction du parc éolien (diminution ou intensification de la fréquentation de la zone, notamment pour la chasse). Les données comportementales enregistrées puis transmises permettent, outre la détermination du comportement de chasse, de quantifier les **rythmes d'activité** des phoques avant, pendant ou après les travaux de construction. Des dérangements accrus peuvent en effet altérer ces rythmes d'activité, avec des conséquences sur l'état de santé des animaux, leur succès reproducteur voire leurs chances de survie à long terme. Les seuls suivis télémétriques organisés dans la région (côté anglais comme côté français) ayant eu lieu à trop grande distance du site d'étude, il est recommandé d'effectuer trois séries de suivis télémétriques, avant, pendant et après les travaux de construction. Ces suivis peuvent être réalisés à partir des reposoirs du phare de Walde, et/ou à partir de ceux fréquentés par les phoques à Dunkerque. Pour obtenir des données statistiquement significatives, un minimum de 10 individus de chaque espèce doivent être équipés sur chaque site.

- En complément de l'identification des zones de chasse (et habitat préférentiels) des phoques, il est nécessaire de documenter leur **régime alimentaire**, avant et pendant les travaux puis en phase d'exploitation. Ceci peut être réalisé par analyse des fèces, récoltés à marée basse sur les reposoirs fréquentés par les phoques, et/ou par analyse des contenus stomacaux des phoques échoués mort le long du littoral (Ridoux *et al.*, 2007 ; Spitz *et al.*, 2015). Compte tenu des lacunes actuelles sur la connaissance du régime alimentaire des deux espèces de phoques dans la zone, il est fortement recommandé de combiner les deux approches. Un nombre important d'échantillons est par ailleurs nécessaire pour détecter d'éventuels changements, qualitatifs et quantitatifs, liés au projet éolien (par modification de la distribution et/ou de l'abondance de certaines ressources halieutiques, notamment en cas d' « effet récif »).

- le **niveau de stress** des animaux peut être étudié, de façon non invasive, par analyse des hormones de stress retrouvées dans les fèces des phoques (Keay *et al.*, 2006 ; Gobush *et al.*, 2014). Une telle série d'analyse est fortement recommandée, de façon à comparer les niveaux de stress avant, pendant puis après les travaux. Le dérangement potentiellement impliqué par les travaux de construction du parc éolien s'ajoute à d'autres sources potentielles de dérangement, liées aux autres activités humaines mais également aux interactions entre phoques : il est donc particulièrement pertinent de comparer les niveaux de stress des individus tout au long du projet, de façon à détecter d'éventuelles modifications de ce niveau de stress, par exemple au moment des travaux de construction.- Enfin, il est recommandé de mettre en place une étude plus approfondie que celle menée actuellement sur les **causes de mortalité**, à partir de l'examen des animaux échoués. Ce travail, à établir avec l'observatoire PELAGIS, permettrait de mieux comprendre l'impact éventuel des activités humaines, incluant mais ne se limitant pas à la construction et l'opération du parc éolien, ainsi que des autres interactions biotiques (prédation, compétition) sur les populations sauvages de phoques. Cette étude pourrait être réalisée en finançant l'analyse systématique des tissus prélevés par les correspondants du Réseau National Echouages sur les mammifères marins retrouvés morts dans la zone d'étude. A l'heure actuelle, seule une faible proportion de ces prélèvements sont analysés, par manque de moyens financiers et humains.

7. Chiroptères : Généralités

7.1. Statut de protection et état de conservation

Les chauves-souris appartiennent à l'ordre des Chiroptères, lui-même inclus dans la classe des Mammifères. L'ordre des Chiroptères est divisé en 4 familles : les Rhinolophidés, les Molossidés, les Vespertilionidés et les Minioptéridés. Dans la région des Hauts-de-France, 22 espèces appartenant à 2 familles différentes sont présentes : les Vespertilionidés (20 espèces) et les Rhinolophidés (2 représentants).

Toutes les espèces de Chiroptères sont protégées par la loi en France métropolitaine (arrêté ministériel du 23 avril 2007) et sont toutes inscrites en annexe IV de la Directive Habitats 92/43/CEE, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que des espèces de la faune sauvage (Tableau i.1). De plus, 12 de ces espèces sont aussi désignées à l'annexe 2, et peuvent par conséquent justifier la désignation d'une Zone Spéciale de Conservation. Au niveau international, ces espèces sont protégées par la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS - Convention de Bonn, Annexe II, et accord EUROBATS, Annexe I) et par la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne, Annexe II).

19 espèces sont classées dans la liste rouge de la faune menacée de France et 13 espèces sont présentes sur la liste rouge de l'UICN. Ces statuts sont résumés dans le tableau i.2.

7.2. Rappels sur le cycle biologique des chiroptères

Les chiroptères sont les principaux insectivores nocturnes qui existent. En occupant cette niche écologique, ils contribuent de manière significative à la régulation des populations d'insectes. Ils connaissent peu de prédateurs (principalement des rapaces nocturnes et quelques mammifères tels que le Renard roux, *Vulpes vulpes* et la Fouine, *Martes foina*) et constituent un des derniers maillons de la chaîne alimentaire. De ce fait, ils intègrent toutes les modifications de leur environnement, et représentent alors un bon indicateur écologique.

Pour se diriger dans l'espace la nuit, repérer leurs proies et communiquer avec les membres de leur colonie, les chiroptères utilisent « l'écholocation » : elles émettent des séries d'ultrasons inaudibles ou quasi-inaudibles pour l'Homme (Barataud, 2012). Selon le type de cris, la fréquence varie ; ainsi les cris sonars utilisés pour repérer les obstacles et les proies sont compris entre 8 et 150 kHz, alors que les cris sociaux sont compris entre 5 et 50 kHz. Après rencontre d'un obstacle ou d'une proie, l'écho créé est reçu par les oreilles des chiroptères. L'émission d'une série d'ultrasons leur permet alors de déterminer très précisément la taille et les mouvements des obstacles et proies. Le rythme, les gammes et variations des fréquences sont spécifiques à chaque espèce. La superficie des terrains de chasse d'une colonie et leur éloignement du gîte dépendent de la disponibilité de milieux favorables autour de la colonie, mais aussi des espèces.

Les chiroptères sont des animaux qui ont un cycle de vie particulier. En effet, ils sont actifs au printemps et en été, puis, en hiver, ils entrent dans une phase de léthargie appelée « hibernation ».

Au cours de l'été, c'est la période des mises-bas, les femelles se regroupent en colonies dans des endroits chauds et calmes, tels que les combles de bâtiments, les habitations abandonnées, les dessous de toitures, les arbres creux, etc. Ce sont les endroits chauds qui sont favorables, afin de garantir la survie des nouveau-nés. La femelle donne naissance à un seul petit par an, rarement des jumeaux. Le jeune reste accroché à sa mère pendant quelques jours puis, lors des prospections nocturnes de la mère, le petit reste au sein de la colonie appelée de ce fait la « crèche ». L'émancipation et le sevrage des jeunes s'effectuent à la fin de l'été. Ils suivront leur mère afin de poursuivre leur apprentissage, de découvrir les habitats de chasse favorables, ainsi que les différents gîtes d'hibernation ou de repos diurne.

Suite à l'accouplement, en septembre-octobre, la femelle conservera le sperme d'un ou plusieurs mâles durant tout l'hiver, et ce n'est qu'à sa sortie d'hibernation, le printemps suivant, que se déclenchera la fécondation, puis la gestation, pour donner naissance quelques temps plus tard à son unique petit de l'année. La naissance a généralement lieu entre 55 et 75 jours après la fécondation.

Au cours de l'hibernation, de novembre à avril-mai, le métabolisme de l'animal ralentit, de manière à consommer le moins d'énergie possible. Cette étape est nécessaire à la survie des individus, notamment dans le but de palier à la raréfaction des insectes, principale ressource alimentaire des chiroptères.

Ce comportement hivernal concerne la majeure partie des espèces européennes. Quelques espèces, quant à elles, préfèrent quitter leurs quartiers estivaux pour rejoindre des latitudes plus clémentes au sud de leur aire de répartition. Elles entament alors une réelle migration (Hutterer *et al.* 2005; Krapp & Niethammer 2011).

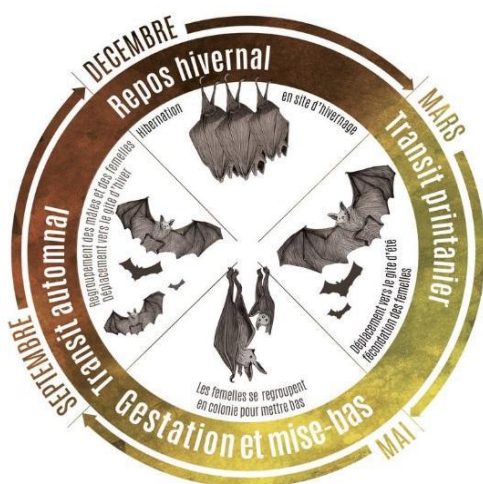


Figure 3.1 : Cycle biologique des Chiroptères (source : CEN Aquitaine¹²).

¹²<http://cen-aquitaine.org/d%C3%A9couvrir-les-chauves-souris>

7.3. Origine et destination des individus en migration : cas d'étude au Royaume-Uni

Par proximité avec le secteur d'étude, nous avons choisi de présenter les résultats d'une étude des chiroptères sur les sites de Dungeness, Douvres, et de la baie Sandwich en Angleterre (BSG Ecology, 2013a). Des échantillons de poils de Pipistrelles de Nathusius ont été récoltés pour mettre en évidence l'origine géographique différente ou non du site de capture des individus testés. Pour cela, 25 échantillons de poils de chiroptères du Kent, du Hertfordshire et Middlesex, du North Buckinghamshire et de Cardiff ont été prélevés, et envoyés pour analyse à l'Institut Leibniz de recherche sur les animaux sauvages et de zoo à Berlin (BSG Ecology, 2013a). Les analyses se basent sur la méthode isotopique : le ratio des isotopes stables (par exemple le deutérium δ ou $\delta^2\text{H}$) de l'hydrogène dans l'eau des précipitations varie selon les zones géographiques en fonction de la latitude (voir carte de variation du $\delta^2\text{H}$). Les signatures isotopiques de l'eau que l'on retrouve ensuite dans les tissus de l'année des animaux suite au processus de la chaîne alimentaire ou à l'eau de pluie ingérée permet alors de retracer l'origine géographique des animaux migrateurs (Voigt *et al.*, 2012).

Les cartes de distribution basales des isotopes de l'eau montrent un fort gradient en Europe avec une baisse de $\delta^2\text{H}$ en allant vers le Nord-Est. Les valeurs de $\delta^2\text{H}$ des animaux correspondent typiquement à ces mêmes valeurs d'isotopes dans les précipitations locales (Voigt *et al.*, 2012).

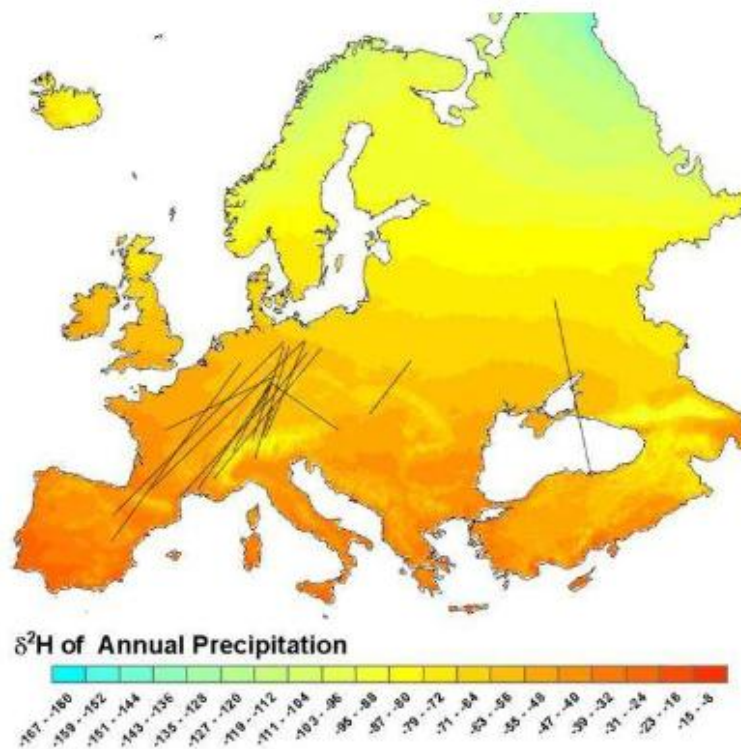


Figure 3.2 : Carte de variation du $\delta^2\text{H}$ en Europe (précipitations moyennes annuelles), à partir du site www.waterisotopes.org. Les lignes noires représentent les voies migratoires de Noctules de Leisler baguées recapturées (Hutterer *et al.*, 2005).

Le ratio d'isotopes stables de l'hydrogène de la kératine des poils correspond à celui des précipitations des zones où les chiroptères se sont alimentés en été, en prenant comme hypothèse

de départ que les chiroptères des zones tempérées renouvèlent leurs poils une fois par an, en général à la fin de la saison de reproduction et que pour les espèces migratrices, la mue a lieu avant la migration et toujours dans le gîte de reproduction (Cryan *et al.* 2004). Un poil provenant d'une chauve-souris migratrice capturée à l'automne ou en hiver dans ou site autour du gîte d'hibernation ou le long des voies de migration devrait ainsi pouvoir fournir des indications relatives aux gîtes de reproduction (Voigt *et al.*, 2012). Sur les 25 individus testés, 40 % ont été identifiés comme originaires de zones d'Europe du Nord ou de l'Est (Danemark, Pays baltes), indiquant que la majorité de ces individus avait parcouru des distances importantes. 36 % des individus provenaient de zones plus au Nord ou à l'Est, mais à des distances moins importantes (Allemagne). Un individu semblait provenir de France (BSG Ecology, 2014c).

Au niveau de la zone d'étude, cette méthode peut être utilisée pour réaliser des études de l'impact des parcs éoliens à long terme, pour étudier l'effet cumulatif de ces parcs et déterminer le caractère local ou migrateur des chiroptères contactés au niveau de la zone d'étude.

Le Bat Conservation Trust a également mené un programme d'étude sur la Pipistrelle de Nathusius en Angleterre, avec depuis au moins 3 ans récupération de poils à l'aide d'appâts et de dispositifs de captures sur de grands secteurs marins, surtout le long des côtes du Sud et du Nord-Est. En 2015, une chauve-souris baguée en Lettonie a été recapturée, et en 2016, deux chiroptères bagués en Lituanie. D'autres venaient du sud-ouest de l'Angleterre, une autre des Pays-Bas. Celle-ci a été baguée dans le Somerset le 14/10/2012 et trouvée en décembre 2013 en Frise (John Puckett, Hazel Ryan, Lisa Worledge, *comm.pers.*¹³). A l'heure actuelle, les captures ont eu lieu sur 63 sites, pour 1203 chiroptères de 11 espèces différentes : les Pipistrelles de Nathusius, commune et pygmée, la Noctule commune, la Sérotine commune, l'Oreillard roux, les Murins de Daubenton, de Natterer, de Brandt, d'Alcathoe, et à moustaches. La Pipistrelle pygmée était l'espèce la plus abondante avec 55 % de tous les animaux capturés, alors que la Pipistrelle de Nathusius ne représentait que 5 % des captures. Une analyse des isotopes stables de l'hydrogène a été réalisée sur 43 paires de pipistrelles de Nathusius et pygmée pour mettre en évidence une éventuelle différence dans les ratios d'isotopes de l'hydrogène. Les valeurs de $\delta^2\text{H}$ étaient moindres chez la Pipistrelle de Nathusius par rapport à la Pipistrelle pygmée, indiquant ainsi une origine des individus à des latitudes plus au nord (Barlow *et al.*, 2015a)(Figure 3.3).

Ces résultats illustrent les échanges entre les populations anglaises et nordistes de chiroptères, particulièrement la Pipistrelle de Nathusius, espèce qui migre en mer et donc susceptible de passer au niveau de la zone d'étude.

¹³Lisa Worledge (Bat Conservation Trust)

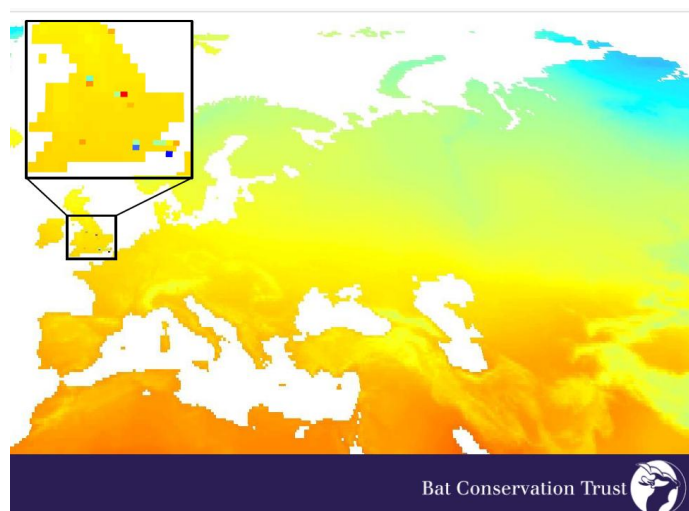


Figure 3.3 : Carte de variation du $\delta^2\text{H}$ en Europe et origine des pipistrelles capturées. Les petits carrés représentent les sites sur lesquels des chiroptères ont été capturés, des poils collectés et une analyse isotopique réalisée, la couleur des carrés correspondant à une zone latitudinale d'origine des individus (Barlow *et al.*, 2015b).

7.4. Migration des chiroptères : distances et axes de migration

La migration des chiroptères en Europe est connue grâce à différents marquages d'individus. Hutterer *et al.*, 2005 en ont fait une synthèse, et séparent les espèces en plusieurs catégories :

- Les migrateurs à longue distance, réalisant des migrations saisonnières de plus de 1000 km, souvent vers le Nord-Est au printemps et vers le Sud-Ouest en automne. Ce sont souvent des insectivores de la famille des Vespertilionidés. Les espèces concernées comptent par exemple la Sérotine bicolore, les Noctules commune et de Leisler, la Pipistrelle de Nathusius. Les distances maximales de vol sont de 1905 km pour cette dernière (Petersons, 1990), de 1787 km pour la Sérotine bicolore (Markovets *et al.*, 2004), 1600 km pour la Noctule commune (Gebhardt, 1999) et 1567 km pour la Noctule de Leisler (Ohlendorf *et al.*, 2000).
- Les migrateurs régionaux, réalisant des migrations saisonnières de moins de 1000 km. La migration est souvent déterminée par l'emplacement de gîtes d'hivernation favorables, souvent sous terre. Les espèces concernées comptent par exemple la Barbastelle d'Europe, la Sérotine commune, le Grand murin, les Murins de Brandt, de Daubenton et à moustaches, et la Pipistrelle commune.
- Les espèces sédentaires réalisant de courts déplacements entre les sites de reproduction et d'hivernation (moins de 100 km) : les Murins de Natterer et de Bechstein, les oreillards et les rhinolophes. Ces espèces peuvent migrer en mer si elles la rencontrent lors de leurs déplacements, et prospecter le milieu marin pour trouver des insectes (BSG Ecology, 2014b).

Certaines espèces migratrices empruntent des couloirs de migrations côtiers. Par exemple, entre le 19 août 2016 et le 7 septembre 2016, plus de 3500 pipistrelles de Nathusius ont été baguées et relâchées depuis le début de la migration le long de la côte baltique de la Lettonie (station

ornithologique de Pape), ainsi que des pipistrelles pygmées, sérotines bicolores et noctules communes. Les individus migrent le long des côtes allemandes, néerlandaises, belges, françaises...

En Allemagne, en Saxe-Anhalt, au moment de la migration d'automne, environ 4000 pipistrelles de Nathusius, sérotines bicolores et noctules de Leisler ont été baguées en août et septembre 2014 et 2015 (source : Chiroblog¹⁴).

La Pipistrelle de Nathusius migre depuis les pays scandinaves ou de l'est de l'Europe vers l'Angleterre et le sud-ouest de l'Europe. Le littoral du Nord et du Pas-de-Calais est bien exploité durant ce voyage. Le suivi de gîtes en bois dans les dunes boisées de Berck-sur-Mer et Groffliers (62) ont révélé la présence de cette espèce essentiellement lors des périodes de migrations printanière et automnale. Quelques données de baguage recueillies en région ont par ailleurs documenté la provenance d'individus depuis l'Allemagne ou la Lituanie.

Hormis ces quelques observations, la migration des chauves-souris a très peu été étudiée dans le Nord-Pas-de-Calais. Par la pose d'enregistreurs ultrasonores automatiques, nous nous rendons compte que des mouvements de pipistrelles de Nathusius et pygmée, de sérotines et de noctules se produisent lors des périodes de migration. Des échanges avec le Royaume-Uni sont par ailleurs suspectés pour au moins deux espèces : la Pipistrelle pygmée et le Murin à oreilles échancrées.

Espèce largement présente Outre-manche, la Pipistrelle pygmée s'observe en majorité le long de notre littoral où elle établit ses colonies de mise-bas.

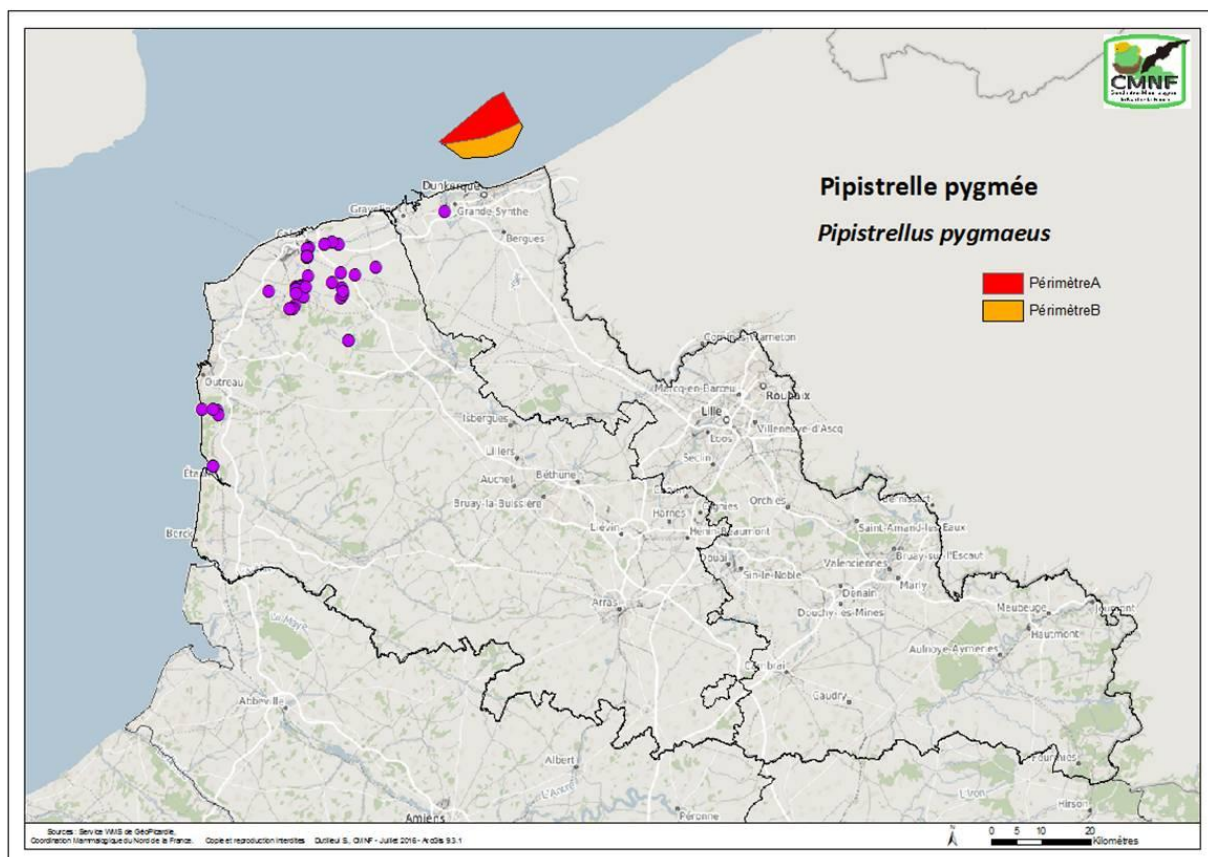


Figure 3.4 : Répartition de la Pipistrelle pygmée dans le Nord-Pas-de-Calais en 2015 (Source : CMNF, Groupe Chiroptères)

¹⁴<http://chiroptera.fr/communaute/chiroblog/2512/migration-des-chauves-souris-en-europe/>

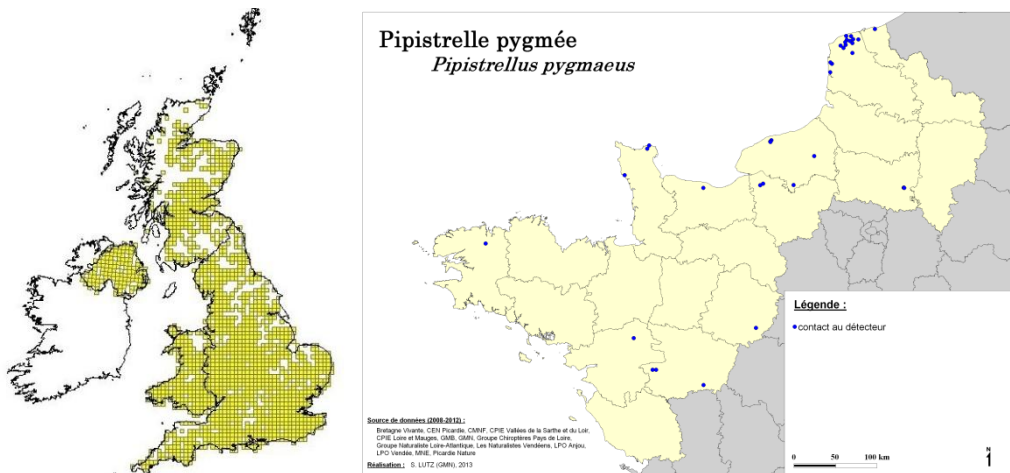


Figure 3.5 : Répartition de la Pipistrelle pygmée au Royaume-Uni (source : BCT, 2016) et le long du littoral du quart nord-ouest de la France (source : Groupe Chiroptères régionaux, 2015)

Vue la répartition actuelle de cette espèce le long des côtes françaises et particulièrement sur le littoral de Nord et du Pas-de-Calais, nous suspectons qu'un lien génétique puisse exister entre les individus anglais et français. Ceci suppose donc que des échanges puissent s'opérer dans le détroit du Pas-de-Calais.

Le Murin à oreilles échanrées présente une distribution inverse de celle de la Pipistrelle pygmée. Seulement quelques mentions font état de sa présence au Royaume-Uni, tandis que cette espèce est largement répartie sur le continent et assez bien présente dans le Pas-de-Calais.

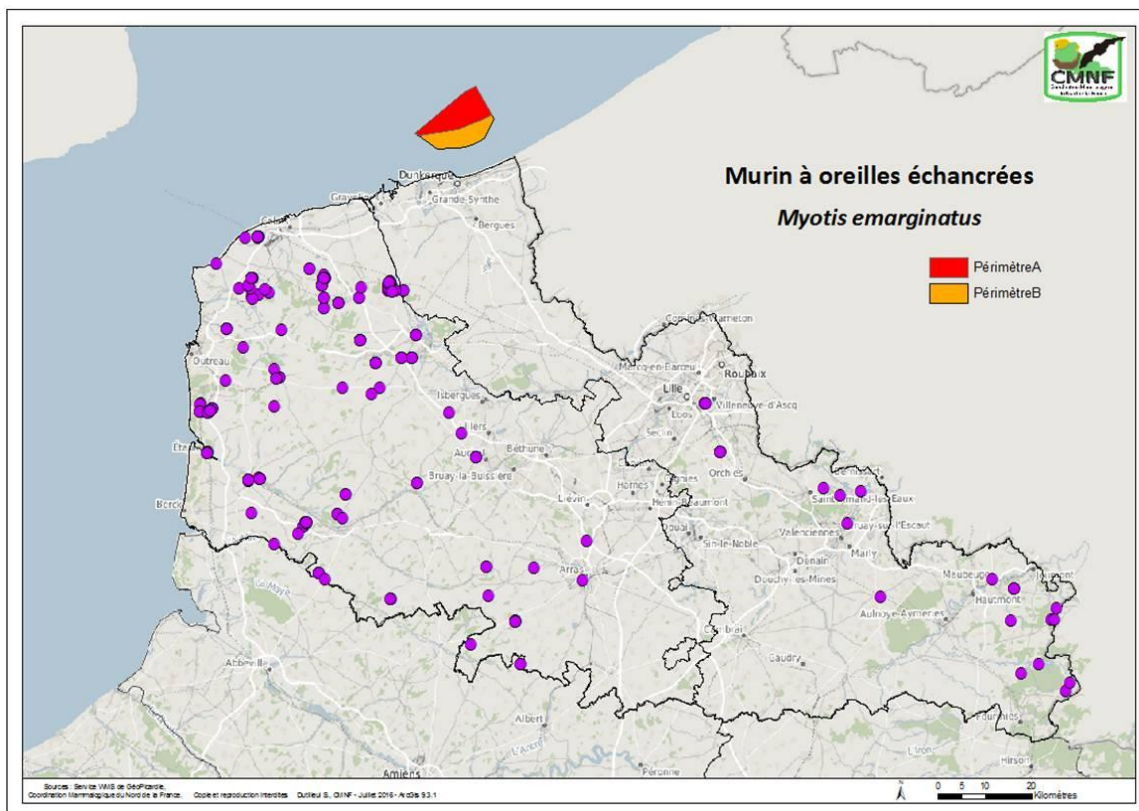


Figure 3.6 : Répartition du Murin à oreilles échanrées en Nord – Pas-de-Calais en 2015 (source : CMNF, Groupe Chiroptères)

La figure 3.7 illustre les axes de déplacement connus et potentiels depuis ou vers le Nord – Pas-de-Calais.

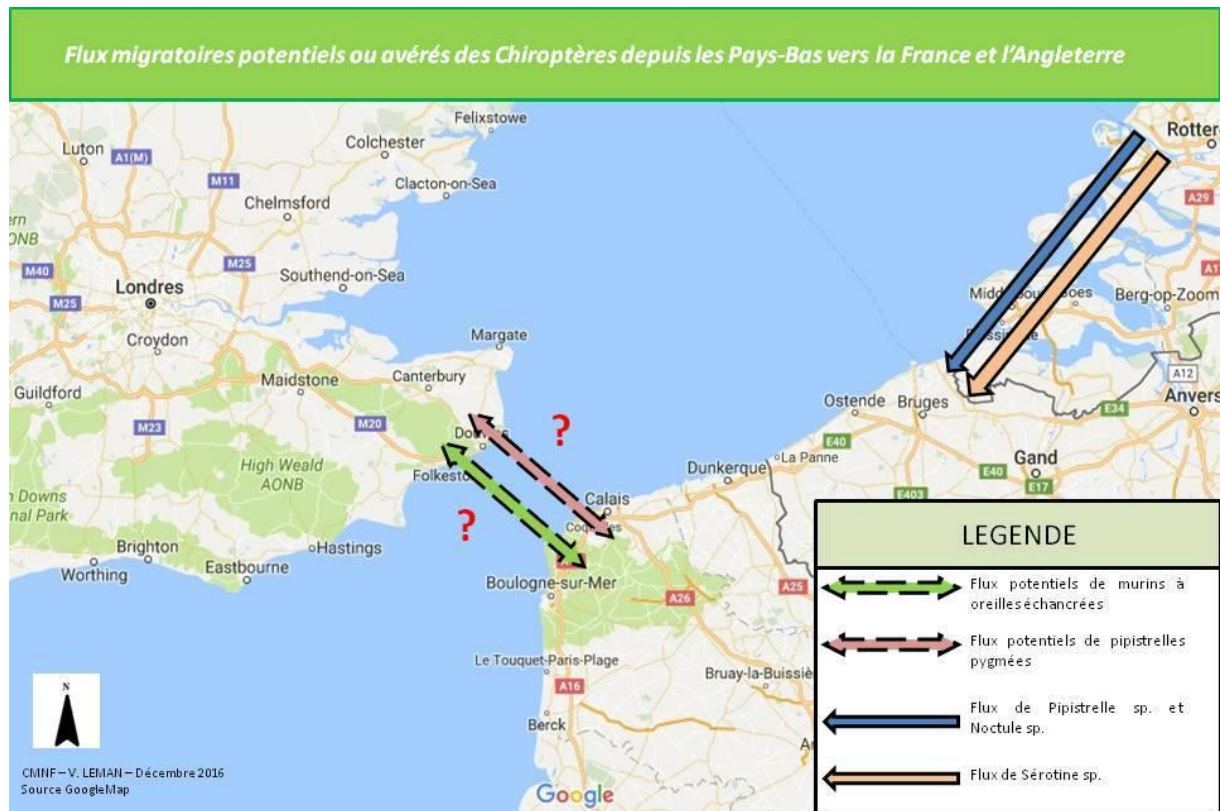


Figure 3.7 : Flux migratoires potentiels ou avérés des Chiroptères depuis les Pays-Bas vers la France et l'Angleterre (source : CMNF, Groupe Chiroptères).

7.5. Facteurs d'influence de la migration

Les facteurs influençant la migration des chiroptères, petites et grandes espèces, ont été étudiés récemment, ce qui permet de tirer quelques observations :

- En période d'activité, les chiroptères évitent les températures trop extrêmes, inférieures à 10°C (Dumas, 2010)
- Les vents forts découragent la sortie des chiroptères. Ainsi, l'activité des pipistrelles ralentit à partir d'une vitesse de vent de 4 à 6 mètres par seconde, et s'arrête au-delà de 8 m/s (Dumas, 2010)
- Certaines espèces s'aventurent très peu en altitude, comme le Petit rhinolophe ou le Minioptère de Schreibers (Dumas, 2010). La plupart des espèces volent en effet entre 0 et 10 mètres au-dessus de la mer mais certaines volent plus haut. A l'approche de grands objets (phares, éoliennes...), les chiroptères changent d'altitude notamment lors de la recherche d'insectes.
- L'éclairage lunaire est un facteur important. L'activité des chiroptères est globalement négativement corrélée à l'intensité de l'éclairage lunaire (phobie lunaire), mais les études

existantes sont parfois contradictoires. Pour des insectivores chassant au ras de l'eau (Murin de Daubenton), l'activité est réduite les nuits de pleine lune car l'espèce est plus exposée à la prédation ou à la détection par les proies (Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas, 2012). C'est le cas pour d'autres espèces de chiroptères notamment américaines (Lang *et al.*, 2006). Par contre, d'autres études sur des chiroptères américains suggèrent qu'en migration sur des îles californiennes, les chiroptères arrivent et repartent de manière plus importante les nuits de fort éclairage lunaire (Cryan & Brown, 2007), et d'autres études suggèrent une présence accrue des chiroptères autour d'éoliennes les nuits de pleine lune, indiquant un rôle certain de la vision des chiroptères dans la perception et l'approche de l'éolienne (Cryan *et al.*, 2014).

Une faible pression barométrique et une forte couverture nuageuse, souvent associées aux vents d'Ouest aux Etats-Unis favorisent la migration des chiroptères (Cryan & Brown, 2007). La couverture nuageuse semble favoriser la migration des chiroptères également en mer du Nord.

8. Chiroptères en mer : Analyse des données disponibles (synthèse bibliographique)

En comparaison au domaine terrestre, les études sur les chiroptères sur le domaine maritime sont peu développées. Toutefois, celles-ci se font de plus en plus nombreuses depuis le début des années 2000, notamment suite au développement de l'éolien en mer.

D'après l'ensemble des études réalisées en Europe mais aussi aux États-Unis, tout le monde s'accorde sur le fait que le domaine marin est surtout utilisé par les chiroptères en période de migration. Quelques études font tout de même mention d'une activité de chasse pour certaines espèces le long des côtes ou d'une activité de transit pour rejoindre des îles situées à proximité (Ahlén, 2009 ; BSG Ecology, 2014b).

Cette partie fait le point sur les dernières connaissances chiroptérologiques acquises sur le domaine maritime. Nous avons fait le choix d'organiser la synthèse par grande zone géographique ou par domaine maritime (Mer Baltique, Mer du Nord, ...)

8.1. Migration dans les eaux américaines

Bien que les espèces concernées ne soient pas les mêmes qu'en Europe, certains faits méritent d'être mentionnés. Par exemple, une observation particulière de murins en mer en 2003. En l'absence de tempête récente qui pourrait avoir dérouté les animaux et sans que personne d'autre ne les ait observés, des douzaines de chiroptères du genre *Myotis* (probablement identifiées comme *M. lucifugus*, la petite chauve-souris brune, une espèce américaine) ont été observées en mer par des pêcheurs sur un bateau, à plus de 110 km de la terre la plus proche, ce qui est bien supérieur aux distances de prospection alimentaire connues pour ces espèces, de l'ordre de 10 km. Pendant deux jours, les animaux ont gîté sur le navire, partant chasser des insectes le soir, se pendant même au bras tendu d'un des observateurs. Ces espèces qui volent haut étant couramment observées pendant la saison de pêche estivale, il est possible que l'utilisation de bateaux comme gîtes diurnes soit plus commune que l'on ne le pense. Vu les distances parcourues et la prospection

des chiroptères en site éolien, ce type d'observation pourrait avoir des implications importantes pour la conservation des chiroptères en contexte de projet éolien offshore (Thomson *et al.*, 2015).

8.2. Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la mer Noire

La migration des chiroptères a été étudiée dans la zone ouest de la mer Noire, sur la base de données de cadavres collectés sur une ferme éolienne terrestre en Roumanie (Dobrogea), d'individus vivants sur deux autres secteurs roumains, de données d'un suivi ultrasonique de 4 ans sur une autre ferme éolienne roumaine (Babadag), de données de baguage, et de suivis sur le Danube et la mer Noire par bateau, en automne. La méthode des isotopes de l'hydrogène a été utilisée pour identifier l'origine des chiroptères morts de Dobrogea et les individus vivants sur les 2 autres sites roumains : 80 % des animaux étaient originaires de sites de reproduction de la partie européenne de la Russie, d'Ukraine et de Biélorussie. De plus, lors de la migration, les chiroptères traversent le périmètre du parc éolien de Dobrogea, mais les espèces comme la Noctule commune, la Noctule de Leisler et la Pipistrelle de Kühl passent également en mer (Mantoiu *et al.*, 2016).

Tableau 3.1 : Récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer Noire

Espèce	Référence
Noctule commune <i>Nyctalus noctula</i>	Mantoiu <i>et al.</i> , 2016
Noctule de Leisler <i>Nyctalus leisleri</i>	Mantoiu <i>et al.</i> , 2016
Pipistrelle de Kühl <i>Pipistrellus kuhlii</i>	Mantoiu <i>et al.</i> , 2016

8.3. Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la Mer Baltique

Située à l'extrémité sud de la Suède, la péninsule de Falsterbo, de par sa position géographique, constitue un entonnoir pour des centaines de milliers d'oiseaux qui traversent la Baltique au printemps et en automne : en provenance de Scandinavie et de l'ouest de la Russie, ils se dirigent vers le Sud-Ouest et survolent ce détroit de 24 kilomètres de large. La presqu'île de Måkläppen est la plus ancienne réserve naturelle de Suède (créée en 1899). Suivant l'idée que les chiroptères suivent souvent les mêmes routes de migration que les oiseaux en région Baltique, une étude de la migration des chiroptères a été menée à Måkläppen au printemps et automne 2010, et du printemps jusqu'à l'automne en 2012, 2013 et 2014. Au moins 9 espèces ont été contactées, les plus abondantes étant la Sérotine de Nilsson (3336 contacts), la Pipistrelle de Nathusius (2231 contacts), la Pipistrelle pygmée (1135 contacts). La Noctule commune, espèce typiquement migratrice leur a semblé peu abondante avec 147 contacts. Les autres espèces sont la Noctule de Leisler, la Pipistrelle commune, la Sérotine bicolore (28 contacts), la Sérotine commune, le Murin des marais (1 contact) et des chiroptères non déterminés précisément, parmi lesquelles des murins ou encore des oreillard. L'activité de la Pipistrelle de Nathusius en mai, août et septembre correspond encore bien aux périodes de migration observées, tandis que pour d'autres, il est plus difficile de tirer des conclusions, comme pour la Sérotine bicolore : les contacts ne sont pas assez nombreux pour pouvoir conclure avec certitude que les individus étaient des migrants, même si c'est fort probable (Bach *et al.*, 2014).

Près de l'île de Gotland, l'activité des chiroptères a été observée sur un vieux parc éolien offshore à 4 km des terres, pendant 50 nuits d'août à octobre 2013. A 5 reprises, des noctules communes ont été observées, par temps calme. L'absence de pipistrelles de Nathusius, présentes à Gotland était surprenante. Pourtant, ces observations suggèrent que les chiroptères observés recherchaient de la nourriture mais ne migraient pas. Le regroupement des insectes attirés par les lumières est considéré comme le facteur ayant attiré les chiroptères, toutefois, ces dernières ne restaient pas plus d'une minute (Rydell et Wickman, 2015).

Une compilation de données d'activité et de migration de chiroptères a été réalisée pour la période 2007-2009 sur 16 sites côtiers de la mer Baltique, ainsi que sur 3 sites en mer du Nord (Rydell *et al.*, 2014). L'étude s'est concentrée sur 3 des 5 espèces supposées migratrices dans la région : les Pipistrelles de Nathusius et pygmée, et la Noctule commune. Les autres, la Noctule de Leisler et la Sérotine bicolore ont été exclues car leurs enregistrements étaient peu nombreux et pas clairement différenciés des cris similaires de la Sérotine commune. Pendant la période de la migration de printemps, seule la Pipistrelle de Nathusius est contactée, (peu en période de reproduction) : il s'agit probablement de migrants, et en mer Baltique, les pipistrelles de Nathusius migrent selon la stratégie du « fly and forage » (vol et alimentation, Šuba *et al.*, 2012), où l'animal interrompt fréquemment sa migration pour se nourrir. Ainsi, le temps chaud est un élément déclencheur de la migration car il permet à l'espèce de migrer et de se nourrir après la sortie de l'hibernation, quand les réserves de graisses sont épuisées. La disponibilité en insectes est assez mal estimée, mais il est connu que certains insectes sont associés au milieu marin, et présents en mer, même à des milliers de kilomètres des côtes. Ils sont soit nés en mer, soit poussés par les vents même faibles, de moins de 5km/h (Cheng, 1976). Lors des migrations, les chiroptères peuvent migrer, quitter la mer et se nourrir, ou se nourrir en mer des insectes poussés par les vents d'Est ou du Sud : elles suivent aussi les migrations d'insectes sur les côtes et en mer (L. Bach, *comm.pers.*¹⁵). L'activité de migration réduite et dictée par la disponibilité en nourriture est différente de celle en d'automne : la contrainte des ressources est moindre grâce aux insectes abondants en mer dès la fin de l'été. L'activité migratoire est donc mélangée avec l'activité de recherche de nourriture, voire la reproduction en septembre et octobre (Rydell *et al.*, 2014).

Basée sur 2 pics d'activité des pipistrelles de Nathusius au printemps (en Allemagne et Finlande), indiquant un mouvement migratoire vers le Nord, la vitesse de migration de l'espèce est évaluée à 55 km/h, ce qui correspond à d'autres estimations faites à partir de données de baguage et indiquant une vitesse de 48 km/h en automne cette fois (Rydell *et al.*, 2014).

Au nord de la mer Baltique, entre la Suède et la Finlande se trouve le golfe de Botnie. En avril 2011, la Finlande comptait 130 éoliennes pour une capacité totale de 200 MW, et prévoit d'en installer de nouvelles pour une capacité totale de 6000 MW, la moitié en parc éolien offshore. La BatHouse a mené des suivis chiroptérologiques pré-implantatoires sur 10 éoliennes (5 zones) en 2009-2010 sur les côtes ouest de la Finlande, et la société chiroptérologique de Finlande a démarré un suivi de la migration des chiroptères en 2008. Les résultats disponibles ont été synthétisés par Hagner-Wahlsten en 2011. Les suivis ont été menés à l'aide de détecteurs d'ultrasons passifs et manuels, enfermés dans des boîtes pour les protéger des conditions extérieures, avec en dessous un petit panneau réflecteur de sons. Les dispositifs fonctionnaient d'avril-mai à octobre-novembre. Les espèces migratrices observées le long des côtes sud et ouest de la Finlande étaient la Pipistrelle de Nathusius, la plus abondante, la Pipistrelle commune, la Noctule commune, la Sérotine bicolore, et une observation possible de Pipistrelle pygmée., En 2010, 115 pipistrelles de Nathusius, 9 pipistrelles communes, 2 noctules communes et 2 sérotines bicolores ont été observées sur un des sites côtiers suivis, à Malax, bien plus loin au Nord de leur aire de distribution précédemment connue. Sur ce site ont également été observés 1872 murins, ainsi que 1287 sérotines de Nilsson, espèce considérée comme non migratrice mais présentant des tendances migratoires typiques sur tous les sites

¹⁵Lothar Bach (Bach Freilandforschung)

d'étude. Sur les îles Aland, au sud de la Finlande, la migration a lieu fin août pour la Sérotine bicolore, de mi-juin à mi-juillet et de mi-août à début octobre pour la Pipistrelle de Nathusius par exemple.

Toutes ces études ne permettent pas d'affirmer que la migration se passe exactement de la même manière au niveau de la zone d'étude : pour le savoir, il faut réaliser les mêmes études au large de Dunkerque. Toutefois, ces études apportent des indications sur le comportement et la phénologie migratoires des chiroptères susceptibles d'être observés également au large de Dunkerque. De plus, étant donné la position et la morphologie des secteurs en mer Baltique (presqu'île de Måklappen par exemple), il est possible que de telles zones (détroits de faible largeur) drainent des effectifs importants de chiroptères migrants qui peuvent ensuite traverser la mer du Nord et la Manche, notamment au niveau de la zone d'étude du projet éolien.

Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer Baltique

Espèce	Référence
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Šuba <i>et al.</i> , 2012 ; Bach <i>et al.</i> , 2014 ; Rydell <i>et al.</i> , 2014
Pipistrelle commune <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bach <i>et al.</i> , 2014
Pipistrelle pygmée <i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bach <i>et al.</i> , 2014 ; Rydell <i>et al.</i> , 2014
Noctule commune <i>Nyctalus noctula</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bachet <i>et al.</i> , 2014 ; Rydell <i>et al.</i> , 2014 ; Rydell et Wickman, 2015
Noctule de Leisler <i>Nyctalus leisleri</i>	Bach <i>et al.</i> , 2014
Sérotine commune <i>Eptesicus serotinus</i>	Bach <i>et al.</i> , 2014
Sérotine de Nilsson <i>Eptesicus nilssonii</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bach <i>et al.</i> , 2014
Sérotine bicolore <i>Vespertilio murinus</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bach <i>et al.</i> , 2014
Murin des marais <i>Myotis dasycneme</i>	Bach <i>et al.</i> , 2014
Oreillards sp Plecotus sp.	Bach <i>et al.</i> , 2014
Murins sp. <i>Myotis sp</i>	Hagner-Wahlsten, 2011 ; Bach <i>et al.</i> , 2014

8.4. Migration dans les eaux et secteurs côtiers du Royaume-Uni

Sur les côtes anglaises, divers suivis sur la migration des chiroptères ont lieu. En 2012, BSG Ecology a réalisé une étude pilote sur la migration des chiroptères entre avril et novembre dans le Kent, en installant des détecteurs d'ultrasons à l'observatoire ornithologique de Dungeness. Des pics de passage de pipistrelles de Nathusius ont été enregistrés aux périodes de migration, en mai pour le printemps, et en septembre pour l'automne (BSG Ecology, 2013a). L'étude a été reconduite sur le

site et étendue à 2 autres en 2013 : à Douvres, et à l'observatoire ornithologique de la baie Sandwich (voir carte des sites étudiés page suivante).

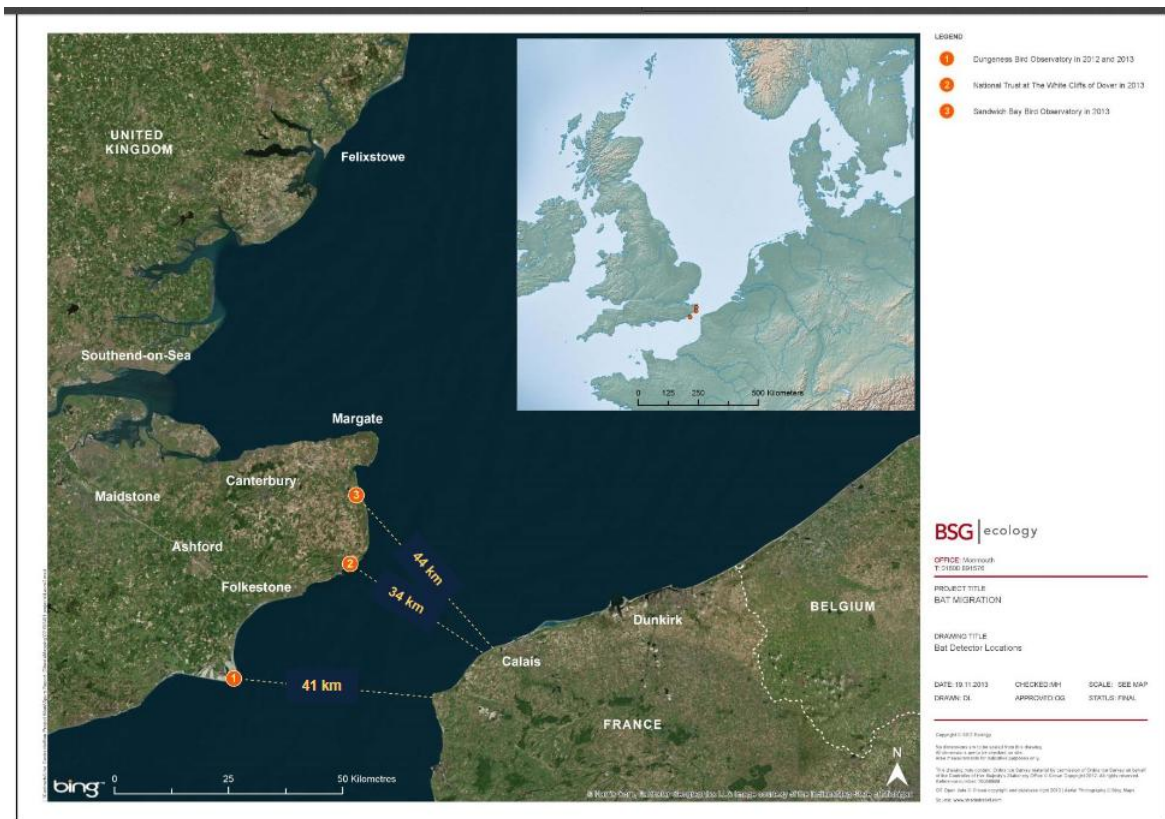


Figure 3.8 : Localisation des détecteurs : n°1 à Dungeness, n°2 à Douvres, n°3 à la baie Sandwich (BSG Ecology, 2013a)

Huit espèces ont été contactées entre avril et octobre 2013 sur chacun des sites : les Pipistrelles commune, de Nathusius et pygmée, la Noctule de Leisler, la Sérotine commune, la Noctule commune, un oreillard et des chiroptères du genre *Myotis*. Les résultats confirment le pic de passage de la Pipistrelle de Nathusius en mai-juin et septembre-octobre, alors que le passage des autres espèces reste faible au printemps, pour augmenter continuellement entre juillet et septembre, puis diminuer rapidement en octobre.

L'activité enregistrée pour la Pipistrelle de Nathusius correspond aux périodes de migration ailleurs en Europe. Il existe 2 théories : ou les chiroptères qui hibernent dans le sud-ouest de l'Europe viennent se reproduire au Royaume-Uni et repartent en automne dans leurs zones d'hibernation, ou les animaux qui se reproduisent au nord-est de l'Europe viennent hiberner au Royaume-Uni sous un climat moins rude pour repartir au printemps dans leurs zones de reproduction. Pour une chauve-souris qui vole à 18-29 km/h, il faut environ 1,2-1,9 h pour traverser les 34 km qui séparent Douvres et la France : les passages importants enregistrés entre 3h après le coucher du soleil et 3h avant le lever du soleil relèveraient bien de la migration plus que de la recherche alimentaire. La Pipistrelle commune étant considérée comme sédentaire au Royaume-Uni, il semble que les mouvements d'individus enregistrés concernent plus des intenses périodes de prospection de nourriture plutôt qu'une migration. Mais les pipistrelles communes sont capables de se déplacer à 34 km de leur dortoir, pour un record de 69 km en Angleterre. Le faible nombre de passages enregistrés pour les

murins et les oreillards pourrait résulter de l'habitat peu favorable à ces espèces aux alentours de l'emplacement des détecteurs (BSG Ecology, 2013a). D'autres dispositifs ont été installés dans le Yorkshire et le Dorset, pour des passages assez similaires en termes de périodes et d'espèces (BSG Ecology, 2013 b et c).

Au Pays de Galles, sur la côte ouest du Pembrokeshire, l'activité des chiroptères a été mesurée du printemps à l'automne 2014 sur 3 îles situées entre 0,8 et 3 km du continent. Au moins 9 espèces ont été détectées : les Pipistrelles commune, pygmée et de Nathusius, les Noctules commune et de Leisler, des oreillards, des murins indéterminés, des noctules et sérotines indéterminées, et plus surprenant, la Barbastelle d'Europe et le Grand rhinolophe. L'activité des Pipistrelles communes proche des levers et couchers du soleil suggère une activité liée à la présence de gîtes et donc de recherche de nourriture plus que de la migration. Le faible nombre de contacts de pipistrelles de Nathusius (5) ne permet pas d'affirmer clairement qu'il s'agit de migration, même si les contacts ont eu lieu à la mi-septembre et en octobre, période de migration de l'espèce attestée ailleurs en Europe. Les grands rhinolophes sont capables de parcourir de grandes distances entre les gîtes de reproduction et d'hibernation, mais éviteraient les grands espaces ouverts. Il existe très peu de données de ce type, hormis un grand rhinolophe sur l'île de Wight qui aurait traversé la mer depuis la côte Sud de l'Angleterre (1,3 km), mais la présence de l'espèce sur les îles suppose que les rhinolophes ont effectivement traversé la mer pour les rejoindre. Les observations sur 2 de ces îles montrent que les rhinolophes ont traversé environ 3 km dans un des cas, auraient survolé les îles en automne, et probablement hiberné dans des grottes marines. Sur l'île Ramsay où 58 contacts de grands rhinolophes ont été enregistrés, l'espèce a été détectée chaque mois, sauf en novembre, ce qui suggère qu'ils peuvent être résidents sur l'île, ou effectuer des allers retours réguliers entre l'île et le continent. En ce qui concerne la Barbastelle d'Europe, une colonie est présente sur la côte du Pembrokeshire, dans la forêt Pengelli. Dans la mesure où les colonies de reproduction de l'espèce sont très attachées à l'habitat forestier, et que celui-ci est absent des 3 îles, la présence de la barbastelle y est surprenante. Par contre, même si elles peuvent résider sur des îles, comme celle de Wight, elles sont connues pour traverser régulièrement des grands espaces ouverts tels que la mer. Sur les 3 barbastelles détectées, une est passée en juillet, les autres en septembre (BSG Ecology, 2014b).

Ces études montrent que certaines espèces qui n'ont a priori pas beaucoup d'affinités avec le milieu marin l'utilisent tout de même, pour de la prospection alimentaire, ou des déplacements plus ou moins à grande distance. Pour déterminer quelles espèces sont susceptibles de migrer, traverser le détroit du Pas-de-Calais ou prospecter en mer au niveau de la zone d'étude, il est nécessaire de réaliser des suivis acoustiques sur le secteur.

Tableau 3.3 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études du Royaume-Uni

Espèce	Référence
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; 2014c ; Voigt <i>et al.</i> , 2012 ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Pipistrelle commune <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Pipistrelle pygmée <i>Pipistrellus pygmaeus</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Sérotine commune <i>Eptesicus serotinus</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Noctule commune <i>Nyctula noctula</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Noctule de Leisler <i>Nyctula leisleri</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Oreillard <i>sp</i> <i>Plecotus sp.</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b ; Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Murin <i>sp.</i> <i>Myotis sp</i>	BSG Ecology, 2013a ; 2014b
Murin de Brandt <i>Myotis brandtii</i>	Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Murin à moustaches <i>Myotis mystacinus</i>	Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Murin d'Alcathoe <i>Myotis alcathoe</i>	Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Murin de Daubenton <i>Myotis daubentoni</i>	Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Murin de Natterer <i>Myotis nattererii</i>	Barlow <i>et al.</i> , 2015a
Barbastelle d'Europe <i>Barbastella barbastellus</i>	(BSG Ecology, 2014b).
Grand rhinolophe <i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	(BSG Ecology, 2014b).

8.5. Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la mer du Nord

8.5.1. Migration

En mer du Nord, plusieurs études sur la migration des chiroptères ont été menées ou sont en cours. Une première étude préliminaire a été menée sur la partie belge de la mer du Nord, car jusqu'alors, aucune étude sur la dispersion et la fréquentation des chiroptères en mer du Nord n'avait été menée en Belgique. Un navire de recherche mis à disposition des scientifiques belges, le Belgica, a permis de mener des campagnes de recherche en mer en 2014 et 2015 : les cris des chiroptères ont été enregistrés avec SM3BAT développé par Wildlife Acoustics (enregistreur placé dans la cabine de pilotage, micro sur un mât du pont supérieur) et analysés par SonoChiro®, développé par la firme Biotope. Chaque espèce de chiroptère possède une intensité d'émission qui lui est propre et la rend ainsi plus ou moins détectable : les Noctules sont par exemple détectables à plus d'une centaine de mètres alors que les Rhinolophes sont détectables à une dizaine de mètres de l'enregistreur.

Sur 93 nuits, 117 séquences ont été enregistrées, pour 4 espèces différentes : les Pipistrelles communes et de Nathusius, le Murin de Daubenton et la Sérotine bicolore. Les enregistrements de pipistrelle de Nathusius ont été réalisés à 5, 12 et 25 km des côtes, ce qui correspond aux observations de migrations à longue distance de l'espèce. Le Murin de Daubenton est l'autre espèce qui a été contactée à plus de 5 km des côtes. En ce qui concerne les nombreuses observations de pipistrelles communes, il semble que le navire ait un effet attractif sur les animaux, en raison des lumières, des zones de repos disponibles... Toutefois, le bruit généré par le vaisseau étant susceptible de masquer certains cris, comme ceux de la Sérotine bicolore, les auteurs espèrent renouveler les études en modifiant l'emplacement des micros (Brabant *et al.*, 2016a ; Laurent *et al.*, 2016). Cet enregistrement de Sérotine bicolore constitue la première observation de l'espèce dans les eaux belges de la mer du Nord. La première observation belge date de 1989, et les mentions se multiplient depuis 2006 (Brabant *et al.*, 2016b).

A la suite de cette étude préliminaire, ces mêmes chercheurs associés à l'Institut marin de recherche de Wageningen (IMARES) aux Pays-Bas et l'Institut marin des Flandres (VLIZ) ont démarré une étude sur l'impact des parcs éoliens offshore sur les chiroptères : 11 enregistreurs Batcorder® ont été installés sur des plateformes éoliennes offshore et le long des côtes dans les eaux territoriales néerlandaises et belges de la mer du Nord, et le long de ces côtes, en 2015 et 2016 (voir carte du réseau des enregistreurs).



Figure 3.9 : Réseau d'enregistreurs dans les eaux belges et néerlandaises de la mer du Nord.

Parallèlement, la recherche aléatoire de chiroptères se poursuit au fil des missions du Belgica. L'hypothèse retenue est que ces nouveaux milieux artificiels créent des « ponts » entre le continent et l'Angleterre. Malheureusement, l'analyse est en cours et les premiers résultats ne seront pas disponibles avant courant 2017. De même, pour tenter de comprendre le comportement des chiroptères à proximité des éoliennes offshore, l'étude prévoit l'installation de 2 enregistreurs par éolienne (pour déterminer à quelle hauteur l'animal volait, au niveau des pales ou en bas) afin d'obtenir des informations sur les comportements (de chasse ou autre) et le risque de collision associé. La possibilité d'utiliser également des caméras infrarouges haute résolution ou encore la télémétrie est envisagée (Laurent *et al.*, 2016 ; Brabant R, *comm.pers.*¹⁶).

D'autres études ont été menées en mer du Nord, par exemple par BSG Ecology. Des détecteurs de chiroptères ont été installés sur 2 navires croisant de nuit sur la mer du Nord. Le Flandria Seaways relie Felixstowe (UK) à Vlaardingen (Pays-Bas) et le Pride of York relie Hull (UK) à Zeebrugge (Belgique). Les détecteurs ont fonctionné 177 nuits d'avril à novembre 2014 pour le Pride of York, et enregistré la Pipistrelle de Nathusius, parfois loin des côtes (17 à 25 miles, soit 30 à 40 km), ainsi que la Pipistrelle pygmée, plus près des côtes. Les détecteurs ont fonctionné 171 nuits de mai à octobre 2014 pour le Flandria Seaways, et enregistré la Pipistrelle de Nathusius parfois loin des côtes (jusqu'à 66 miles soit 106 km), la Noctule de Leisler près des côtes, ainsi que des pipistrelles et noctules non déterminées. Il est difficile de conclure à une réelle migration, mais les dates d'enregistrement de pipistrelles de Nathusius correspondent aux périodes de migration observées ailleurs en Europe. Certains individus ont été enregistrés au moment du lever de soleil : il est possible qu'ils aient inspecté le navire à la recherche de gîtes potentiels pour passer la journée (BSG Ecology, 2014a).

Ahlen *et al.*, ont étudié le comportement des chiroptères lors de la migration et de la recherche de nourriture en 2009. Pour cela, ils ont identifié les espèces avec des caméras

¹⁶Robin Brabant (Institut royal des Sciences naturelles de Belgique)

thermiques, par observation directe et au moyen de détecteurs ultrasoniques, de juillet à octobre 2005, 2006 et 2008 sur différents secteurs : au sud de la mer Baltique, sur les côtes et les îles de la péninsule scandinave et près d'îles du sud de la Suède. Les suivis incluent également des enregistrements à bord de navires, et l'utilisation de détecteurs placés sur 2 groupes d'éoliennes en mer. Au total, 4051 contacts ont été enregistrés, pour 11 espèces sur les 18 connues dans cette région. Les espèces les plus fréquemment notées sont la Noctule commune (277 observations), la Pipistrelle pygmée (179), le Murin des marais (118), la Sérotine commune (113), la Sérotine de Nilsson (112, non migratrice sur le site) et la Pipistrelle de Nathusius (112). Les autres espèces sont le Murin de Daubenton (non migrateur sur le site), la Pipistrelle commune, la Noctule de Leisler, la Sérotine bicolore (40 observations), l'Oreillard roux (1 observation, non migrateur sur le site). Les auteurs mentionnent également des observations non chiffrées de murins, du Murin de Natterer et de la Barbastelle d'Europe entre 1993 et 2008. Sur un total de 18 espèces, 11 ont donc été enregistrées en mer. Les chiroptères volaient très bas, moins de 10 mètres au-dessus de la surface, et les Murins des marais et de Daubenton se nourrissaient de crustacés à la surface. Mais cette ressource est aussi exploitée par les autres migrants, et par diverses espèces de chiroptères, avant la migration, dès l'été. Les noctules de Leisler partent se nourrir en mer et retournent de façon répétée sur les sites terrestres au lever du jour. De même, toutes les espèces ne volent pas de la même manière : la plupart volent bas en transit, certaines en hauteur. En chasse, certaines ratissent la surface de l'eau, d'autres changent d'altitude, et une grande partie des espèces prospecte les objets rencontrés en mer (notamment les éoliennes qui concentrent de grandes quantités d'insectes).

Sur des sites de départ de migration, la Pipistrelle pygmée était l'espèce la plus abondante, ce qui étonne les auteurs car l'espèce n'est pas considérée comme migratrice en Scandinavie, et elle n'avait pas été détectée dans d'autres études au milieu de la partie sud de la mer Baltique.

Dans cette étude, il semble que les espèces qui volent d'habitude haut (Noctule commune et Sérotine bicolore), et qui, comme les autres espèces, volent ici très bas pour repérer la surface de l'eau par écholocation et garder leur orientation.

Lors de la migration d'automne, les chiroptères traversent les eaux intérieures du Danemark, depuis la péninsule scandinave, l'Allemagne et la Pologne. Une augmentation de l'activité de la Pipistrelle de Nathusius est enregistrée à travers tout le Danemark, y compris dans certaines petites îles où elle n'est pas présente en été. Il n'existe malheureusement pas encore d'étude pour déterminer s'il existe une migration significative des chiroptères de l'ouest vers le sud-ouest de la mer du Nord sur la côte ouest du Danemark (Morten Elmeros, *comm.pers.*¹⁷).

8.5.2. Sites marins (plateformes, parc éoliens, ...)

En ce qui concerne la fréquentation des chiroptères sur les sites marins, leur présence a été examinée sur les plateformes pétrolières offshore en mer du Nord. Sur 65 sites et entre 1988 et 2007, 34 chiroptères ont été récupérés (et soignés) : 26 pipistrelles de Nathusius, 2 noctules communes, 2 sérotines de Nilsson, 1 sérotine commune et 3 sérotines bicolores. Pour la Pipistrelle de Nathusius, la moitié des mâles étaient des juvéniles, alors que 87 % des femelles étaient adultes ; et lors de la migration de printemps, la plupart des individus étaient des femelles alors qu'en automne c'étaient des mâles (Boshamer & Bekker, 2008). Ces chiffres semblent peu importants mais il convient de se souvenir qu'ils ne représentent pas la mortalité réelle : la majeure partie des

¹⁷Morten Elmeros (Université d'Aarhus)

cadavres ne sont pas retrouvés, quand ils sont découverts sur le site même, il faut qu'un employé le découvre, et qu'il le collecte... la mortalité réelle est sous-estimée.

Ces données et l'étude de Brabant *et al.*, 2016 montrent une augmentation des observations de sérotines bicolores en zone offshore, ce qui pourrait indiquer une extension vers l'ouest de l'aire de répartition de l'espèce, la plupart des observations se faisant le long des côtes ou de grandes rivières. L'espèce avait déjà été détectée dans les mers du Nord et Baltique : 3 spécimens ont été trouvés sur des plateformes de forage des eaux néerlandaises de la mer du nord, de 48 à 124 km des côtes. Depuis 1977, l'espèce est observée régulièrement à plus de 60 km des côtes aux Pays-Bas. Dans cette étude, la distance moyenne entre les plateformes et les côtes néerlandaises est de 83 km (Boshamer & Bekker, 2008).

En site éolien marin, des études pilotes ont été réalisées en 2005 et 2006 par Ahlen *et al.*, en 2007 sur un site en mer Baltique et un en mer du Nord, à Öresund, entre l'Allemagne et la Suède. Les espèces observées en plus grands nombres étaient la Pipistrelle pygmée (6068 au total), la Noctule commune (4617) et la Pipistrelle de Nathusius (858). Le nombre de chiroptères enregistrés en mer était plus important que les auteurs ne l'auraient pensé. De même, ils ont été surpris par la présence régulière de la Sérotine commune, la Noctule de Leisler et la Pipistrelle commune malgré leur rareté en Suède, et par la présence en grand nombre des Murins des marais (69) et de Daubenton (179) à plus de 10 km des côtes. Les autres espèces détectées étaient le Murin de Brandt/à moustaches, le Murin de Natterer, la Sérotine de Nilsson, la Sérotine bicolore (103) et l'Oreillard roux. L'étude a également confirmé l'attraction des chiroptères pour les éoliennes, certaines chassant autour des éoliennes voire des pales, comme la Noctule commune, à la recherche d'insectes, eux-mêmes regroupés autour des éoliennes, attirés par la surface blanche du pied (Long *et al.*, 2010). La période d'activité la plus importante s'étale d'août à octobre, en considérant également les chiroptères non-migrateurs qui viennent chercher des insectes sur les sites (Ahlen *et al.*, 2007).

Ahlen *et al.* (2007) ont également constaté dans leur étude de 2009 sur 2 groupes d'éoliennes marines prospectées que les chiroptères utilisent les éoliennes comme gîte. Les gîtes tels que les éoliennes, bateaux, ponts et autres phares sont utilisés lors des étapes de migration. 3 espèces ont été observées dans ce cas, dans les nacelles : les Pipistrelles pygmée et de Nathusius, et probablement la Noctule de Leisler.

Dans la partie néerlandaise de la mer du Nord, une étude pilote sur l'activité des chiroptères a été menée sur 2 parcs éoliens marins : offshore wind farm Egmond aan Zee ou OWEZ à 15 km des côtes, et Prinses Amalia wind park ou PAWP à 23 km des côtes (Poerink *et al.*, 2013 ; Lagerveld *et al.*, 2014). Des détecteurs ultrasoniques ont enregistré l'activité des chiroptères entre août et octobre 2012. Deux espèces ont été détectées, la Pipistrelle de Nathusius (98 % des enregistrements) et la Noctule commune (2 %) sur OWEZ et uniquement la Pipistrelle de Nathusius sur PAWP. Le pic de fréquence des cris de migration/transit étant plus faible que celui des cris de recherche alimentaire, les auteurs en ont déduit que 55 % des cris de pipistrelles de Nathusius à OWEZ étaient des cris de migration/transit, contre 75 % sur PAWP. Mais même s'il est difficile de conclure sur les raisons de la présence des animaux en milieu offshore, plusieurs scénarios sont envisageables, non exclusifs, parmi lesquels, une migration en mer du Nord vers le Royaume-Uni (Poerink *et al.*, 2013). Il est aussi difficile d'estimer le nombre de chiroptères présents, car un animal en recherche de nourriture pourra déclencher plusieurs fois le détecteur, d'autant plus que Ahlen *et al.*, 2009 avaient déjà observé que les chiroptères interrompent parfois leur migration pour se nourrir sur les parcs éoliens marins, du fait de l'accumulation d'insectes (Lagerveld *et al.*, 2014).

Au vu de ces observations, l'étude a été répétée d'avril à octobre 2013 sur OWEZ, et en juin et d'août à octobre sur PAWP. 94 % des enregistrements ont été attribués à la Pipistrelle de Nathusius, 3 % à la Noctule commune à OWEZ, 2 % à la Sérotine bicolore à PAWP, le reste étant attribué à la Pipistrelle commune (OWEZ). L'absence d'observations de chiroptères en juin et juillet

et les observations dans d'autres pays suggèrent que les individus observés étaient des migrateurs (Poerink *et al.*, 2013). La grande majorité des observations se fait pour des vents d'une vitesse de moins de 8 m/s (Lagerveld *et al.*, 2014 ; Poerink *et al.*, 2013).

En 2015, la même étude a été refaite sur PAWP de mars à octobre, et sur un autre parc éolien marin des eaux néerlandaises, à 24 km des terres, Luchterduinen ou LUD, de mars à octobre 2015 (Lagerveld *et al.*, 2015). De nouveau, la Pipistrelle de Nathusius a été détectée (80 % des enregistrements), le reste des enregistrements n'a pas pu être clairement défini, et les animaux sont donc regroupés sous le terme nyctaloïdes (genres : *Nyctalus*, *Vespertilio*, *Eptesicus*). 2 observations de pipistrelles de Nathusius ont été faites en juin à PAWP mais pas à LUD. Ces observations, proches du coucher et du lever de soleil sont probablement le fait d'un individu qui gîte à proximité du site PAWP. De nouveau, l'activité des chiroptères est liée à des vents autour de 5 m/s (jusqu'à 10 m/s). Toutefois, l'activité à PAWP a chuté de 88 % par rapport aux précédents suivis de 2012 et 2013 : cette différence peut être due à la localisation précise de l'enregistreur qui a varié, et à la période d'enregistrement différente.

En Allemagne, une étude a été menée sur l'activité et les collisions des pipistrelles de Nathusius sur différents sites éoliens terrestres. Au total, pour 2008-2014, 3649 contacts de Pipistrelles de Nathusius ont été enregistrés (23844 toutes espèces confondues) pour 73 éoliennes, et 76 cadavres ont été récoltés sur cette période pour 79 éoliennes, ce qui fait 0,3 contact par éolienne et par nuit, et 1 cadavre par éolienne et par an. Il s'agit à nouveau de la mortalité détectée, ce qui ne reflète pas obligatoirement la mortalité réelle : le nombre de cadavres est d'ailleurs estimé à 163. Les données ont par ailleurs permis d'estimer à 4600 le nombre de pipistrelles de Nathusius tuées par an sur ce secteur du nord-ouest de l'Allemagne (Bach *et al.*, 2015). La taille de population de la plupart des espèces de chiroptères au niveau européen n'est pas bien connue, les impacts de la mortalité causées par les éoliennes sur leurs populations ne sont pas connus non plus (Rodrigues *et al.*, 2015). Des modèles linéaires multi-variables ont été construits pour identifier les paramètres déterminants de l'activité et des collisions des pipistrelles de Nathusius. La période de l'année (mois) et les spécificités du site sont les facteurs influençant le plus l'activité et les collisions. Par contre, la météorologie n'est déterminante et significative que pour l'activité des individus, en particulier le modèle qui conjugue la vitesse du vent et les températures : 95 % de l'activité a lieu pour des températures d'au moins 11°C et une vitesse de vent de moins de 7,1 m/s. En tout cas, la taille de rotor ne semble pas un paramètre déterminant, et il n'existe pas de corrélation statistique claire entre l'activité et les collisions, la relation varie d'une espèce à l'autre (Bach *et al.*, 2015).

En décembre 2016 est parue une publication de synthèse de plus de 10 ans de suivi de données d'écholocation de chiroptères sur une plateforme de recherche offshore inhabitée à 45 km au nord de l'île de Borkum, en mer du Nord (Hüppop et Hill, 2016). La plateforme n'étant accessible que par des vols en hélicoptère irréguliers, il a été décidé d'installer un système d'enregistrement avec possibilité de contrôle à distance via le réseau informatique de la plateforme. Les enregistrements ont été réalisés en période migratoire d'août 2004 à décembre 2015, pendant environ 3530 nuits. Au total, 317 séquences ont été analysées et assignées à au moins 23 pipistrelles de Nathusius, 3 sérotines de Nilsson et 2 noctules de Leisler. Ce nombre de séquences paraît faible comparé aux 189 séquences enregistrées par Lagerveld *et al.* (2014) d'août à octobre 2012, mais dans cette dernière étude, les parcs éoliens offshore se situaient entre 15 et 23 km des côtes, alors que dans la présente synthèse de Hüppop et Hill en 2016, la plateforme se situe à 45 km des côtes. Ces observations tendraient à confirmer une migration plus côtière que marine, comme suggéré précédemment par Rydell *et al.* (2014). Les conditions météorologiques ont été également notées. Un nombre de chiroptères significativement plus important que prévu a été observé en automne, lorsque le vent est faible, et en automne et au printemps, lorsque le vent était au Sud. Ainsi, au printemps et en automne, la plupart des chiroptères ont été observés par vent de Sud, c'est-à-dire par vent de travers dans ce cas, donc emportées par le vent en mer. La direction du vent selon la

saison et le moment de la nuit sont importants. Dans la première moitié de la nuit, au printemps et en automne, les cris des chiroptères ont été enregistrés seulement par vent du Sud à vent d'Ouest : au printemps, cela signifie un vent arrière qui aide les animaux migrants de la Saxe ou des Pays-Bas jusqu'en Scandinavie, et en automne, un vent contraire pour les chiroptères venant de Scandinavie. Ainsi, les chiroptères venant de Scandinavie avec vent de face n'ont pas pu atteindre la plateforme dès la tombée du jour : les animaux observés sur la plateforme dès la tombée du jour ont probablement dérivé des îles côtières ou du continent, ou passé la nuit sur la plateforme sans avoir été détectés à leur arrivée. Dans la seconde moitié de la nuit, au printemps et en automne, les cris ont été enregistrés uniquement par vent d'Est ou de Sud : au printemps, ce sont probablement des animaux emportés par le vent qui sont détectés après minuit, alors qu'en automne, ce sont probablement des animaux arrivant du sud de la Scandinavie avec le vent de face ou de travers. La plupart des enregistrements coïncidaient également avec un temps couvert et des nuages bas ou du brouillard, voire un peu de pluie. En ce qui concerne les espèces présentes, la distance de la plateforme au continent dépasse les distances moyennes de recherche de nourriture de la plupart des espèces. Alors que la Pipistrelle de Nathusius et la Noctule de Leisler sont connues pour être des migratrices à longue distance, la Sérotine de Nilsson est plutôt considérée comme sédentaire. Toutefois, cette étude, la bibliographie disponible et des données non publiées suggèrent que la migration chez cette espèce est plus répandue que les données de baguage ne le laissent penser. La Sérotine commune et la Sérotine de Leisler sont également connues pour modifier la structure de leurs cris d'écholocation, en réduisant la longueur et en augmentant la fréquence des cris à l'approche par exemple d'obstacles ou de végétation dense. Sachant que les éoliennes, par leur lumière, attirent les chiroptères qui migrent en se servant également de leur vue (Ahlen *et al.*, 2009 ; Cryan, 2014 ; Rydell & Wickman, 2015 ; Hüppop et Hill, 2016), Hüppop et Hill suggèrent que la plupart des chiroptères observés dans leur synthèse de 2016 étaient en migration, et attirés par les lumières blanches des plateformes, prenaient le temps de prendre un rapide « snack » dans la concentration d'insectes présents, ou encore recherchaient un abri pour faire une halte migratoire. Les auteurs concluent en signalant que le comportement des chiroptères en migration reste encore peu connu, et qu'il n'y a encore eu d'étude sur la mortalité des chiroptères due aux collisions offshores en mer du Nord et mer Baltique.

La société mammalogique néerlandaise compile actuellement des données de migration de chiroptères, et plus particulièrement de Pipistrelle de Nathusius, de concert avec d'autres spécialistes européens afin d'obtenir une estimation des populations migratrices, surtout celles qui transitent par le sud de la mer du Nord. La synthèse est en cours.

Un suivi de grande ampleur a également été mené le long des côtes sud de la mer du Nord, aux Pays-Bas et en Belgique, malheureusement les résultats ne seront pas disponibles avant la seconde moitié de 2017 (B.J. Poerink, *comm.pers.*¹⁸).

Actuellement, le projet Batmove est en cours. D'une durée de 3 ans, il vise à mieux connaître la migration des chiroptères en mers du Nord et Baltique. Des détecteurs de chiroptères seront placés sur différentes plateformes offshore dans le Heligoland, un archipel d'Allemagne situé dans le Sud-Est de la mer du Nord (Lothar Bach., *comm.pers.*¹⁹).

¹⁸B.J. Poerink (The Fieldwork Company)

¹⁹Lothar Bach (Bach Freilandforschung)

Tableau 3.4 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer du Nord

Espèce	Référence
Pipistrelle de Nathusius <i>Pipistrellus nathusii</i>	Brabant <i>et al.</i> , 2016a ; Laurent <i>et al.</i> , 2016 ; BSG Ecology, 2014a ; Boshamer & Bekker, 2008 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Lagerveld <i>et al.</i> , 2014 ; Bach <i>et al.</i> , 2015 ; Ciechanowski <i>et al.</i> , 2015 ; Hüppop et Hill, 2016
Pipistrelle commune <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Brabant <i>et al.</i> , 2016a ; Laurent <i>et al.</i> , 2016 ; BSG Ecology, 2014a ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Lagerveld <i>et al.</i> , 2014a et b ; Ciechanowski <i>et al.</i> , 2015
Pipistrelle pygmée <i>Pipistrellus pygmaeus</i>	BSG Ecology, 2014a ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Ciechanowski <i>et al.</i> , 2015
Sérotine commune <i>Eptesicus serotinus</i>	Boshamer & Bekker, 2008 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Ciechanowski <i>et al.</i> , 2015 ; Hüppop et Hill, 2016
Sérotine de Nilsson <i>Eptesicus nilssonii</i>	Boshamer & Bekker, 2008 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Hüppop et Hill, 2016
Sérotine bicolore <i>Vespertilio murinus</i>	Brabant <i>et al.</i> , 2016a ; Laurent <i>et al.</i> , 2016 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Poerink <i>et al.</i> , 2013
Murin de Daubenton <i>Myotis daubentonii</i>	Brabant <i>et al.</i> , 2016a ; Laurent <i>et al.</i> , 2016 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009
Murin des marais <i>Myotis dasycneme</i>	Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ;
Murin de Natterer <i>Myotis nattereri</i>	Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009
Noctule commune <i>Nyctalus noctula</i>	Boshamer & Bekker, 2008 ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Ciechanowski <i>et al.</i> , 2015
Noctule de Leisler <i>Nyctalus leisleri</i>	BSG Ecology, 2014a ; Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009 ; Hüppop et Hill, 2016
Oreillard roux <i>Plecotus auritus</i>	Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009
Murin sp. <i>Myotis sp</i>	Ahlen <i>et al.</i> , en 2007 et 2009
Barbastelle d'Europe <i>Barbastella barbastellus</i>	Ahlen <i>et al.</i> , 2009

8.6. Migration dans les eaux et secteurs côtiers de la France

Ce phénomène est encore peu étudié en France à ce jour. Seulement quelques études d'inventaire sur les îles de la façade atlantique ont été mises en place dans le cadre d'inventaire pour la publication d'atlas (îles bretonnes, GMB *comm. pers.*²⁰) ou pour l'étude d'impact de projets éoliens (île de Hoëdic et île du Pilier Morin G. *comm. pers.*²¹). Nous n'avons pu récolter qu'une seule vraie étude sur les chauves-souris en mer, réalisée au large de Fécamp dans le cadre du projet de parc éolien en mer de Fécamp (Morin G. *comm. pers.*²⁰, 2016).

²⁰GMB (groupe mammalogique breton)

²¹Gaetan Morin (EDF)

La Noctule commune, la Noctule de Leisler et les 4 espèces françaises de pipistrelles sont les espèces qui ont pu être contactées lors de ces études. Le nombre de contacts sur les îles en mer était moins important que sur les sites du littoral en front de mer.

8.6.1. Migration dans les eaux et secteurs côtiers du nord la France

Aucune étude n'a été menée à ce jour dans le détroit du Pas-de-Calais sur sa fréquentation par les chauves-souris. Sur la frange littorale de Bray-Dunes et la baie d'Authie, des inventaires ponctuels opportunistes ont été réalisés par la CMNF depuis 2013. Plusieurs enregistreurs automatiques d'ultrasons, de type Batcorders, ont été installés à plusieurs reprises le long du littoral : Merlimont, Groffliers, Cap d'Alprech au Portel, Dunes de la Slack à Ambleteuse, Dunes du Fort Vert à Marck, Oye-Plage, Sangatte (Figure 3.10).

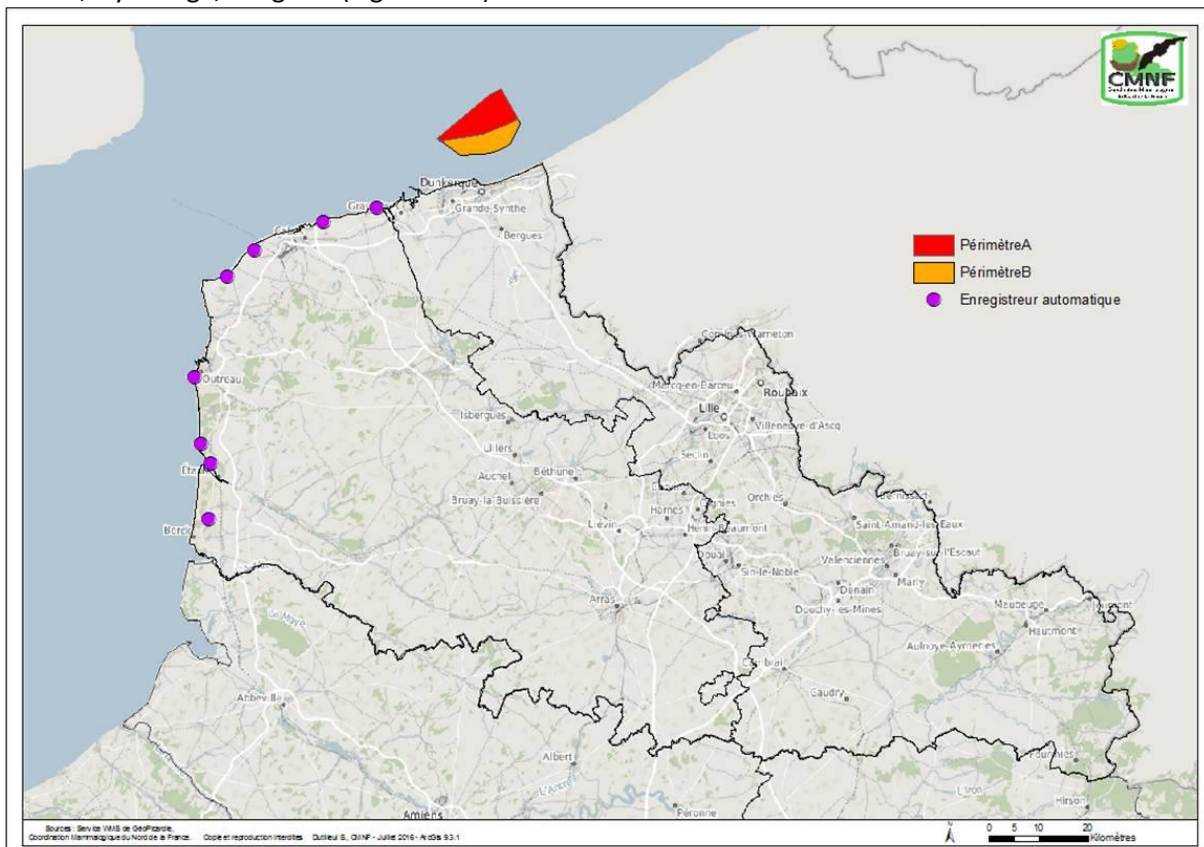


Figure 3.10 : Position des enregistreurs automatiques d'ultrasons le long du littoral du Pas-de-Calais (source : CMNF 2016)

L'analyse de ces données a révélé la présence des 4 espèces de pipistrelles (dont majoritairement la Pipistrelle commune suivie par la Pipistrelle de Nathusius), des deux espèces locales de noctules et de la Sérotine commune. Pour les enregistreurs ayant fonctionné en période automnale, un plus grand nombre de contacts est noté pour la Pipistrelle de Nathusius, alors que celle-ci est présente en région sur toute la période d'activité. Cela laisse présumer un passage migratoire de l'espèce le long de ces côtes. Ce phénomène n'a pas été détecté à ce jour chez les noctules communes et de Leisler. Aucune donnée de Sérotine bicolore ou de Nilsson n'a été recueillie pour le moment le long du littoral.

8.7. Résumé des espèces contactées en mer

A partir des informations recueillies, les données récoltées en domaine maritime concernent 11 espèces différentes dont 10 présentes dans le nord de la France.

L'espèce la plus couramment observée ou enregistrée au détecteur d'ultrasons est la Pipistrelle de Nathusius. La Noctule commune et la Sérotine bicolore sont aussi régulièrement notées en mer loin des côtes. La Pipistrelle de Nathusius et la Sérotine bicolore sont les espèces rencontrées le plus au large des côtes (jusqu'à 100 km), jusqu'en pleine Mer du Nord. Elles sont régulièrement retrouvées sur les plateformes pétrolières.

Leur période de présence coïncide clairement avec la saison de migration. Le Murin des marais n'a pas été enregistré en domaine maritime mais peut utiliser le secteur maritime côtier comme habitat de chasse. La Pipistrelle commune, la Sérotine de Nilsson et la Noctule de Leisler ont toutes été observées dans la partie sud de la Mer du Nord mais sont davantage considérées comme étant des visiteurs occasionnels.

Tableau 3.5 : Synthèse des données en mer ou sur des îles côtières pour les 22 espèces des Hauts-de-France (source : IMARES, 2015, données d'études en Mer des Wadden, Mer Baltique, nord de la Mer du Nord et Mer d'Irlande)

Familie	Nom français	Nom latin	Présence avérée		Commentaire(s)
			Mer du Nord	Autres mers	
Rhinolophidés	Grand rhinolophe	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	non	oui	
Rhinolophidés	Petit rhinolophe	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	non	non	
Vespertilionidés	Barbastelle d'Europe	<i>Barbastella barbastellus</i>	non	oui	
Vespertilionidés	Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Sérotine de Nilsson	<i>Eptesicus nilssonii</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Murin d'Alcathoe	<i>Myotis alcathoe</i>	non	non	
Vespertilionidés	Murin de Bechstein	<i>Myotis bechsteinii</i>	non	non	
Vespertilionidés	Murin de Brandt	<i>Myotis brandtii</i>	non	non	
Vespertilionidés	Murin des marais	<i>Myotis dasycneme</i>	non	oui	
Vespertilionidés	Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	non	oui	
Vespertilionidés	Murin à oreilles échanquées	<i>Myotis emarginatus</i>	non	non	
Vespertilionidés	Grand murin	<i>Myotis myotis</i>	non	non	
Vespertilionidés	Murin à moustaches	<i>Myotis mystacinus</i>	non	non	
Vespertilionidés	Murin de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	non	non	
Vespertilionidés	Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Pipistrelle de Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	?	non	Donnée sur les quais de Felixtswoe
Vespertilionidés	Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	oui	oui	
Vespertilionidés	Pipistrelle pygmée	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	non	oui	
Vespertilionidés	Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	non	oui	
Vespertilionidés	Oreillard gris	<i>Plecotus austriacus</i>	non	non	
Vespertilionidés	Sérotine bicolore	<i>Vespertilio murinus</i>	oui	oui	

A partir des cartographies obtenues en Mer du Nord et des données des différentes études en mer, les distances d'observation par rapport au trait de côte ont été reportées dans tableau 3.6 ci-après pour chaque espèce connue.

Tableau 3.6 : Synthèse des distances croissantes où les espèces ont été contactées en mer, ou distance parcourue pour rejoindre une île côtière

Distance des côtes (km)	Espèce rencontrée	Pays	Précision lieu	Domaine maritime	Commentaires
0,8	Grand Rhinolophe	Pays de Galles	île de Ramsey	Mer d'Irlande	
0,8	Grand Rhinolophe	Pays de Galles	île de Skomer	Mer d'Irlande	
> 1	Murin de Daubenton	Suède	Falsterbo	Mer Baltique	
> 1	Murin des marais	Suède	Falsterbo	Mer Baltique	
0-3	Noctule de Leisler	Angleterre	Felixstwoe	Mer du Nord	
2,6	Barbastelle d'Europe	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Murin sp.	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Noctule commune	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Noctule de Leisler	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Oreillards sp.	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Pipistrelle commune	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Pipistrelle de Nathusius	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
2,6	Pipistrelle pygmée	Pays de Galles	île proche du Pays de Galles (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
3	Grand Rhinolophe	Pays de Galles	île de Skokholm (Pembrokeshire)	Mer d'Irlande	
4	Noctule commune	Suède	Gotland	Mer Baltique	
5	Pipistrelle de Nathusius	Belgique		Mer du Nord	
10	Murin de Daubenton	Suède	Orèsund	Mer Baltique	île entre Danemark et Suède reliée par le pont
10	Murin des marais	Suède	Orèsund	Mer Baltique	île entre Danemark et Suède reliée par le pont
10	Pipistrelle commune	Suède	Orèsund	Mer Baltique	île entre Danemark et Suède reliée par le pont
10	Pipistrelle de Nathusius	Suède	Orèsund	Mer Baltique	île entre Danemark et Suède reliée par le pont
10	Pipistrelle pygmée	Suède	Orèsund	Mer Baltique	île entre Danemark et Suède reliée par le pont
12	Pipistrelle de Nathusius	Belgique		Mer du Nord	
16	Pipistrelle de Nathusius	France	Fécamp	Manche	
20	Pipistrelle commune	France	île d'Ouessant	Océan Atlantique	
20	Pipistrelle de Nathusius	France	île d'Ouessant	Océan Atlantique	
25	Pipistrelle de Nathusius	Belgique		Mer du Nord	
27,4	Pipistrelle de Nathusius	Angleterre	Felixstwoe	Mer du Nord	
33,5	Pipistrelle de Nathusius	Angleterre	Felixstwoe	Mer du Nord	
40	Pipistrelle de Nathusius	Angleterre	Felixstwoe	Mer du Nord	
48	Sérotine bicolore	Pays-Bas		Mer des Wadden	

60	Pipistrelle de Nathusius	Finland	îles Aland	Mer Baltique	Pas vraiment isolé du continent
60	Sérotine bicolore	Finland	îles Aland	Mer Baltique	Pas vraiment isolé du continent
83	Sérotine bicolore	Pays-Bas		Mer des Wadden	
106	Pipistrelle de Nathusius	Pays-Bas		Mer du Nord	
124	Sérotine bicolore	Pays-Bas		Mer des Wadden	

D'après ces informations, force est de constater que les chauves-souris peuvent être rencontrées en pleine mer, même si le nombre d'observations directes ou de contacts au détecteur d'ultrasons est plus faible que sur le domaine terrestre. La figure 3.11 ci-dessous illustre ces propos en représentant les localisations géographiques des chauves-souris, dans le sud de la Mer du Nord.

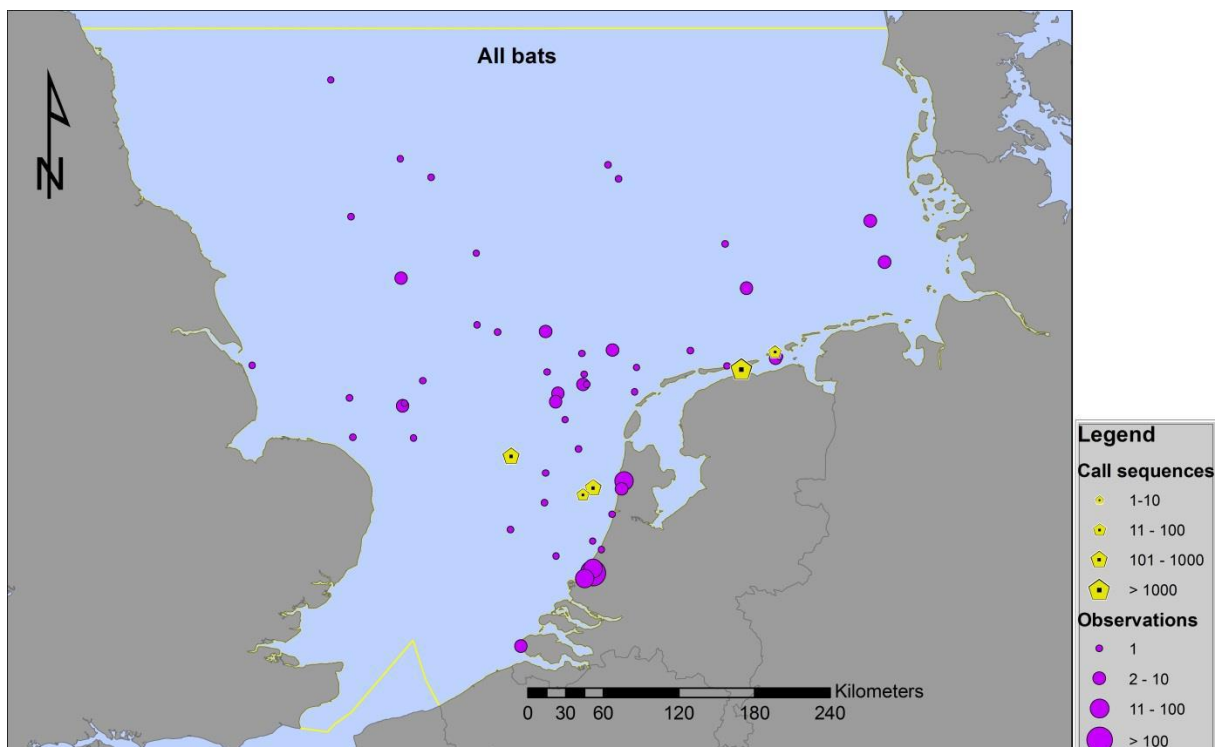


Figure 3.11 : Localisation géographique des tous les contacts acoustiques ou observations directes de Chiroptères dans le sud de la Mer du Nord. De nombreuses observations ont été récoltées sur les plateformes pétrolières (IMARES 2015).

Même si aucune donnée n'a été recueillie à ce jour au large de Dunkerque et dans le détroit du Pas-de-Calais sur ce sujet, l'état actuel des connaissances sur les zones côtières des pays voisins indique qu'il existe une forte probabilité pour que les chauves-souris utilisent cet espace maritime. A cela s'ajoute des échanges potentiels entre populations d'espèces identiques entre le Royaume-Uni et le nord de la France.

L'annexe 2 reprend les cartes de localisations pour chacune des espèces identifiées dans le sud de la Mer du Nord.

Les espèces contactées en mer le sont essentiellement en période de migration printanière et automnale, avec un passage plus marqué durant l'automne, entre les mois d'août à octobre (nombre d'individus plus important avec les juvéniles de l'année). Cette phénologie déduite des

données d'observations directes sur les plateformes pétrolières, ainsi que des données acoustiques. La figure 3.12 page suivante reprend ces observations.

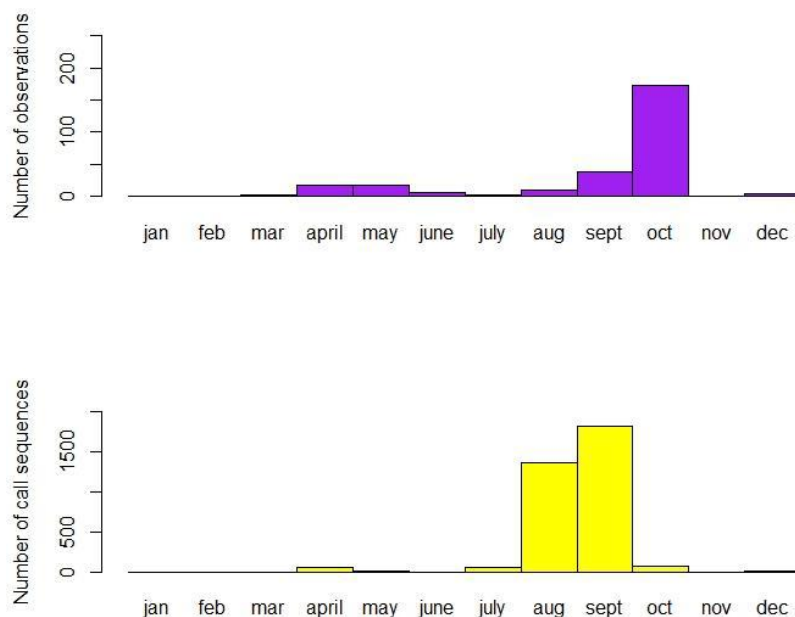


Figure 3.12 : Occurrence temporelle de toutes les observations directes (en haut) ou acoustiques (en bas) pour l'ensemble des chauves-souris rencontrées dans le sud de la Mer du Nord (IMARES, 2015).

9. Chiroptères : Propositions (indicateurs et mitigation)

9.1. Effet des éoliennes sur les chiroptères

L'impact des éoliennes sur les chiroptères n'est plus à démontrer. Outre les chocs directs avec les pales, l'autre cause de mortalité constatée est le barotraumatisme (hémorragie interne) : les fragiles capillaires de leurs poumons éclatent lors de la brutale dépression de l'air au voisinage des pales (Baerwald *et al.*, 2008), dont la vitesse peut dépasser les 300 km/h à l'extrémité pour les éoliennes de grande taille utilisées actuellement en mer (jusqu'à 90m de longueur de pale). Le sonar des chiroptères, qui leur permet de bien détecter les obstacles, reste aveugle aux chutes de pression.

Le risque de collision ou barotraumatisme est aggravé lorsque les chiroptères sont attirés par la présence des éoliennes, du fait de leur éclairage, de la couleur blanche ou de la surface lisse des pilonnnes, de la concentration d'insectes ou de la recherche de gîtes pour se reposer lors de longs trajets en mer.

Un deuxième effet potentiel est à signaler : le brouillage du système de guidage des chiroptères en raison de l'émission d'ultrasons par les pales (Linot *et al.*, 2016).

9.2. Évaluations de l'impact écologique

Dans certains pays européens, malgré l'investissement et la qualité du travail des experts sur les chiroptères, les études d'impact des parcs éoliens marins telles que décidées par les constructeurs et acceptées par les autorités ne sont pas jugées satisfaisantes par la communauté scientifique. Il faut dire qu'il est bien plus difficile de recueillir des données de mortalités (des cadavres) sur les sites marins que sur des sites terrestres.

Parfois, l'impact réel des éoliennes sur les chiroptères est sous-estimé : une étude portant sur des fermes éoliennes britanniques terrestres a montré que 18 études d'impact sur les 29 disponibles n'avaient pas évalué la présence de chiroptères, évaluation jugée non nécessaire car le développement d'éoliennes ne devrait pas, *a priori*, impacter de structure utilisée par les chiroptères. Pourtant, lors de suivis post-implantation, plus de la moitié de ces sites était touchée par des mortalités (1 à 64 cas par mois), et 97 % des sites présentaient des signes d'activité de chiroptères. Les auteurs précisent que l'activité des chiroptères avant implantation peut ne pas être représentative de l'activité après implantation. Ce changement de comportement pourrait être dû à une attractivité accrue des éoliennes pour les chiroptères, par augmentation de la disponibilité en proies (insectes attirés par les lumières par exemple) ou par le brouillage du système de guidage des chiroptères en raison de l'émission d'ultrasons par les pales (Linot *et al.*, 2016).

Certains organismes tiennent des décomptes de la mortalité des chiroptères liée aux éoliennes. Il existe un tableau synthétique, mais qui ne concerne malheureusement que les parcs éoliens terrestres. Par contre, les cas recensés concernent la migration des chiroptères (découvertes pendant les périodes migratoires) et ne représentent pas la mortalité réelle mais les découvertes fortuites de cadavres. C'est pourquoi le tableau figure de manière indicative en annexe 1. Il indique le nombre total de cadavres retrouvés sous les éoliennes terrestres, par pays, de 2003 à 2015.

Les études de migration semblent montrer que la Pipistrelle de Nathusius est l'espèce la plus fréquemment victime des éoliennes en milieu terrestre (Bach *et al.*, 2011 ; Boshamer & Bekker, 2008), 961 individus en Europe d'après la synthèse en annexe 1. On remarquera tout de même que d'après cette synthèse, 2 espèces sont plus fréquemment retrouvées mortes : la Pipistrelle commune (1469 cadavres) et la Noctule commune (950 cadavres) en Europe. En France, ce sont les Pipistrelles commune (622 cadavres), de Nathusius (178 cadavres), de Kuhl (130) et pygmée (125 cadavres) qui sont le plus impactées.

Les pics de mortalité se situent à la mi-août pour les études des parcs éoliens en milieu terrestre, et plutôt en septembre pour les Noctules (Cornut & Vincent, 2010). Selon les études, jusqu'à 90 % de la mortalité des chauves-souris a lieu entre juillet et octobre (Rydell *et al.*, 2010). En effet, la migration printanière est plus étalée dans le temps en raison de la variabilité dans les dates de sortie d'hibernation. En automne, les adultes et également les jeunes de l'année migrent, ce qui fait plus d'individus, plus concentrés sur la période. L'automne est également la période de « swarming », terme anglais consacré (« essaimage »), qui désigne le regroupement automnal des chiroptères, juste avant la reproduction.

Lors d'études d'impact préalable, il est demandé pour le domaine terrestre de considérer les effets cumulés des parcs éoliens. Cette notion doit également être prise en compte pour le domaine maritime en prenant en compte les parcs offshore existants ou en projet dans la région vitale des différentes espèces de chiroptères. Une synthèse de ces éléments en parcs éoliens maritimes a été

constituée par le bureau d'étude néerlandais, IMARES en 2015. Elle est reprise figure 3.13 page suivante.

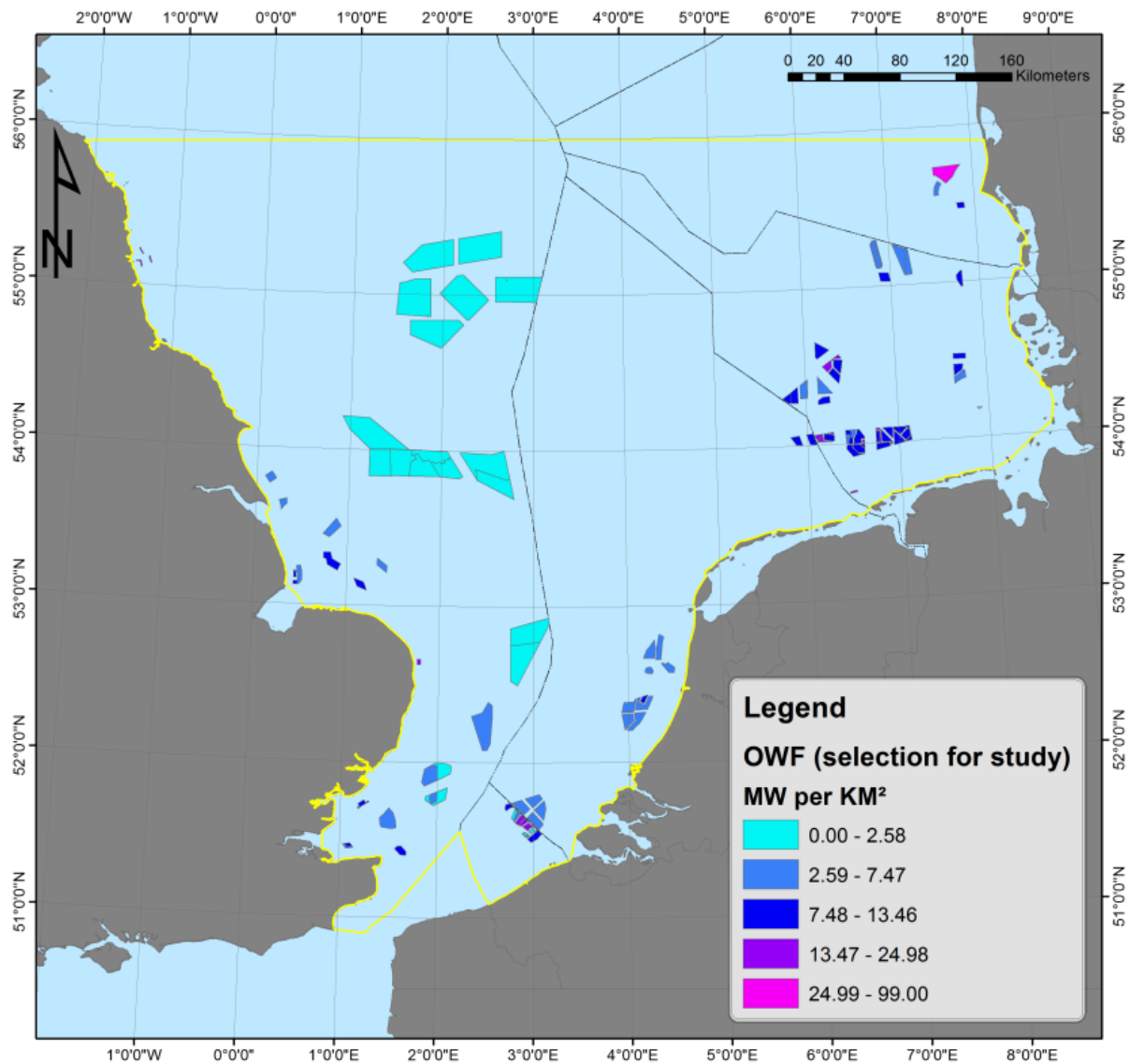


Figure 3.13 : Localisation des parcs éoliens offshores présents dans le sud de la Mer du Nord et indication de leur puissance électrique par unité de surface (IMARES, 2015).

9.3. Pistes et mesures d'atténuation

Les développeurs de projets éoliens sont particulièrement conscients de l'intérêt à trouver des solutions techniques permettant de réduire l'impact des éoliennes sur les chiroptères.

Les périodes de vents faibles (inférieurs à 10 kilomètres par heure) sont donc critiques pour les collisions. Lorsque le vent est faible, la productivité des éoliennes est moindre, il est donc pertinent de réaliser des arrêts circonstanciels des éoliennes pour préserver les chiroptères.

Pour étudier la migration des chiroptères, les observations à l'aide de détecteurs embarqués sur des bateaux fournissent des informations intéressantes (Ahlen *et al.*, 2007 ; Brabant *et al.*, 2016a). La méthode pourrait être employée dans un premier aperçu des passages de chiroptères à l'emplacement potentiel d'un futur parc éolien marin.

Lors de l'étude de Brabant *et al.* en 2016(a) à bord du Belgica sur l'activité des chiroptères dans la partie belge de la Mer du Nord, la vitesse moyenne du vent lors des nuits d'enregistrements était basse, entre 1,6 et 5,3 m/s, ce qui correspond aux résultats d'autres études comme celle de Lagerveld *et al.*, en 2014a. Ces données résultèrent en une mesure d'atténuation pour les exploitants de fermes éoliennes offshore en mer de Borssele (partie néerlandaise des eaux de la mer du Nord, près de la frontière belge) : la vitesse minimale à laquelle la turbine produira de l'électricité utilisable (soit la vitesse dite de démarrage de l'éolienne) doit être fixée à 5 m/s du 15 août au 30 septembre, soit pendant la période principale de migration des chiroptères. D'après Eurobat (2014), augmenter la vitesse de démarrage, arrêter les éoliennes et ajuster l'angle de la pale de rotor parallèlement au vent pour ralentir, voire stopper la rotation des pales, constituent jusqu'alors les seules mesures d'atténuation à s'être révélées efficaces pour réduire la mortalité des chiroptères induite par les éoliennes.

Cette augmentation du seuil de vitesse de vent pour démarrer l'éolienne a permis de réduire significativement la mortalité des chiroptères sur un site éolien terrestre en Roumanie (Babadag) après 2 ans de mise en place de cette mesure (Mantoiu *et al.*, 2016).

Des systèmes plus évolués ont été développés par exemple, conjointement par Biotope et Nordex : dispositif baptisé Chirotech et primé au salon Pollutec, dans le cadre du palmarès Entreprises et Environnement, dans la catégorie «Idée pour la biodiversité» (Annexe n°3 : Plaquettes de présentation). Pendant un an, le comportement des chiroptères a été enregistré à l'aide de détecteurs sur 25 sites éoliens. Les résultats ont permis de connaître les espèces présentes et les paramètres influant sur l'activité des chiroptères. (Dumas, 2010) Les données récoltées ont permis de construire des modèles, et ensuite, un système informatique permet une régulation à distance (outil de commande-contrôle Nordex) de l'activité des éoliennes lorsque le seuil de risque est atteint (Biotope et Nordex, 2010 ; Dumas, 2010) (voir graphique du nombre de contacts).

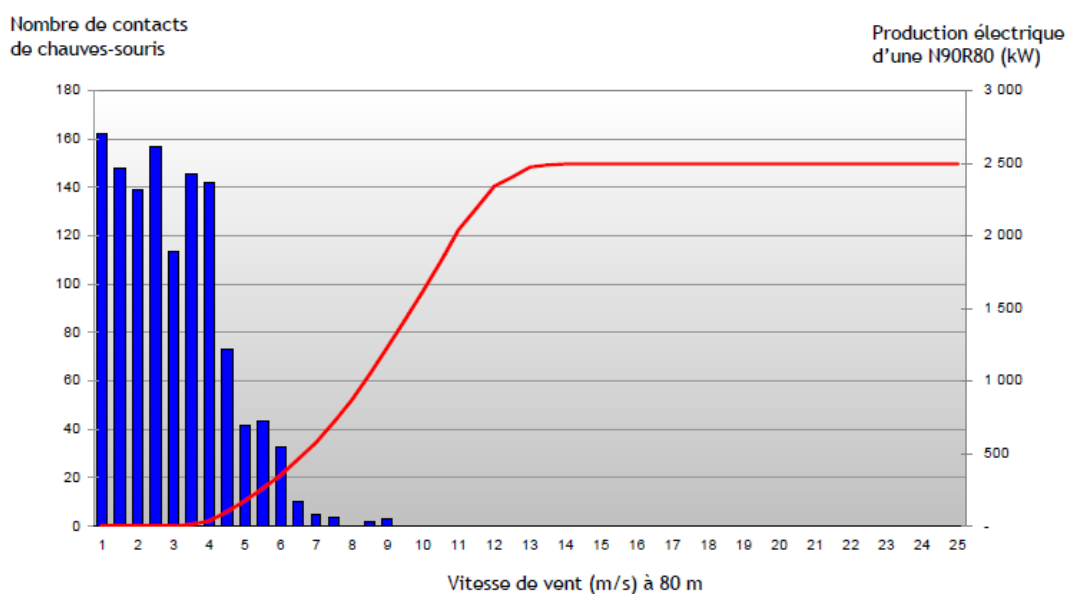


Figure 3.14 : Nombre de contacts de chauves-souris et production électrique en fonction de la vitesse du vent

Les contacts les plus nombreux se produisent pour une vitesse du vent de 1 à 5 m/s, vitesse pour laquelle la production électrique est minimale (Fonio, 2008)

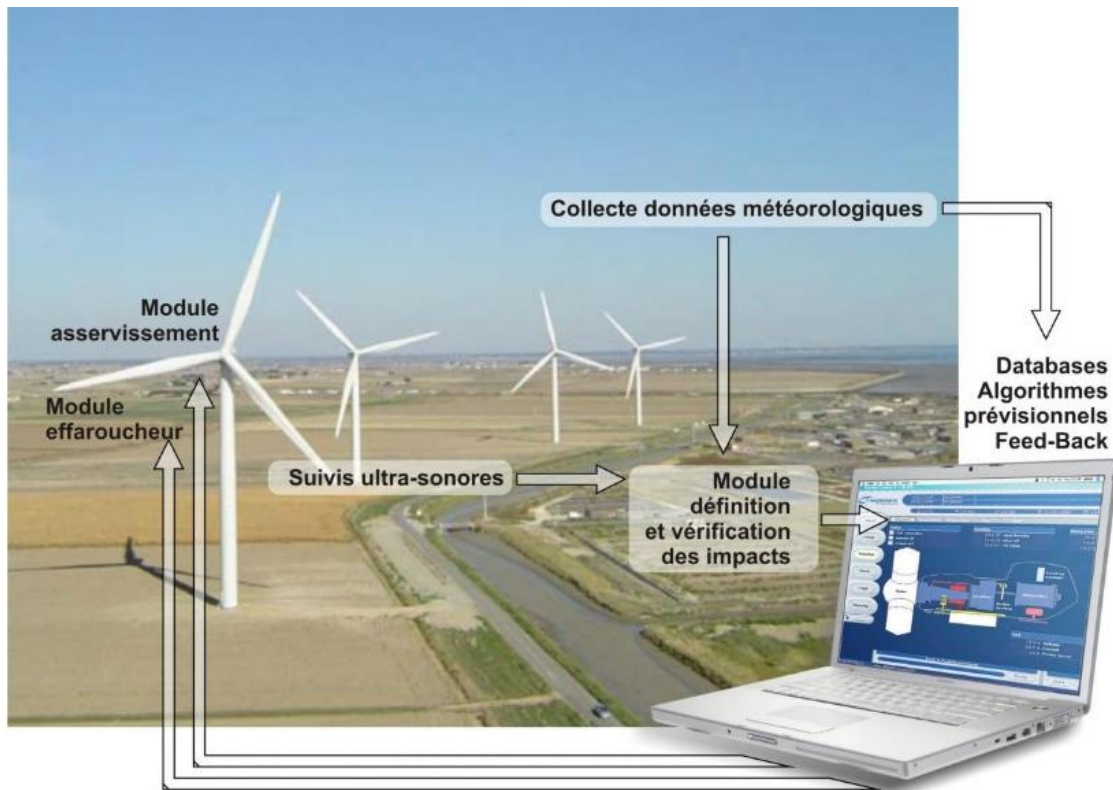


Figure 3.15 : Schéma de fonctionnement du dispositif Chirotech ©. Site internet BIOTOPE : <http://www.biotope.fr/fr/innovation/chirotech>

D'après la société Biotope, pour un parc de 10 machines, le coût est d'environ 50 000 euros, pour un budget global de 20 à 30 millions d'euros. Les pertes de production ne représentent typiquement que 1 à 3 %, 0,5 % sur un des parcs terrestres Nordex équipé en Vendée, pour une baisse de mortalité de chiroptères de près de 70 %. Le dispositif peut être installé partout dans le monde (Dumas, 2010 ; Biotope et Nordex, 2010).

Actuellement, d'autres systèmes sont en cours de développement, notamment le dispositif DECAN (Détection de collision d'Animaux), porté par Biotope. Il vise à suivre l'activité d'animaux tels que les oiseaux, les chiroptères et certains insectes. Ce système permet de décrire finement le comportement des animaux à proximité immédiate des pales et de comptabiliser d'éventuelles mortalités.

En couplant ce dispositif à un système de collecte des données météorologiques, il est possible de modéliser le comportement des animaux en fonction des cycles journaliers, saisonniers et des conditions météorologiques, comme avec le système Chirotech.

Coupler les systèmes Chirotech et Decan permettrait de mesurer l'efficacité du bridage des dispositifs éoliens. La perte d'énergie d'un tel système de bridage est moindre. En effet, une étude

menée en Pennsylvanie révèle qu'élever le seuil de démarrage des éoliennes de 3,5 m/s à 5,5 m/s permettait de réduire considérablement la mortalité des chiroptères, jusqu'à 92 % par rapport à la mortalité initiale, et pour des pertes de productions annuelles comprises entre 0,3 et 1 % (Rico & Lagrange, 2011).

Par ailleurs, les bilans des tests d'asservissement révèlent les résultats suivant pour les parcs éoliens de Bouin, Mas-de-Leuze, Front Line et Bisnett :

Tableau 3.7 : Récapitulatif des résultats des tests d'asservissement sur les parcs testés dans le cadre du dispositif Chirotech(c) (Bas, 2012)

Période des tests	Localisation	Diminution de mortalité entre les éoliennes non régulées et les éoliennes régulées	Perte de productivité
2009-2010	Bouin	64%	0.1%
2011-2012	Mas-de-Leuze	90%	0.4%
2012	Front Line	78%	1.0%
2012	Bisnett	97%	0.7%

En Allemagne, un dispositif assez proche a été développé. Dans l'étude RENEBAT 1, une méthode a été développée pour quantifier et réduire le risque de collisions des chiroptères avec des éoliennes, en utilisant un algorithme adapté à l'éolienne ou au parc spécifique. L'algorithme est basé sur des enregistrements acoustiques de l'activité des chiroptères dans la zone balayée par les pales (niveau de la nacelle), selon le moment de la nuit, et sur des mesures de la vitesse du vent. Un algorithme « respectueux » des chiroptères définit alors les périodes de faible rendement énergétique et les périodes prédites de forts nombres de collisions : durant ces périodes, les pales s'ajustent parallèlement au vent et tournent moins vite (Behr *et al.*, 2012). Toutefois, il y a trop peu d'enregistrements de pipistrelles de Nathusius pour pouvoir calculer un risque de collision pour l'espèce avec des données acoustiques (L. Bach *comm.pers.*). L'expérimentation a été continue sur 16 éoliennes de 8 sites (2 éoliennes par site), pendant 14 semaines de juillet à octobre 2012. Le taux de collisions maximal acceptable a été fixé par un groupe d'experts à 0,012 cadavre par éolienne et par nuit (2 cadavres par éolienne et par an). 21 cadavres au total ont été trouvés les nuits de fonctionnement normal, contre 3 en période où le dispositif fonctionnait. Ce système permet donc de réduire le taux de collision de près de six fois. Le taux de collision moyen calculé sur la base des découvertes de cadavres est de 0,064 cadavre par éolienne et par nuit lors du fonctionnement normal, contre 0,010 pour les nuits où le dispositif fonctionnait, ce qui est proche du taux de collision de 0,012 recommandé par les experts des chiroptères. La perte de rendement énergétique associée au fonctionnement des éoliennes avec l'algorithme a été estimé entre 1,4 et 2,1 % du rendement énergétique annuel de ces éoliennes en 2012 (Behr *et al.*, 2012).

Dans l'étude de l'activité des chiroptères en site offshore de Rydell & Wickman (2015), l'attraction des noctules communes semblait due aux regroupements d'insectes attirés par la lumière blanche ou jaunâtre émise par les éoliennes. Les auteurs mentionnent le remplacement prochain par des lumières blanches ou rouges clignotantes, supposées attirer beaucoup moins les insectes, et donc les chiroptères.

Les éoliennes attirent les chiroptères qui les perçoivent comme des sites de recherche de nourriture, et comme une ressource en eau. En effet, les chiroptères confondent les surfaces des tours des éoliennes avec une surface aquatique, et présentent un comportement répétitif de tentative de prise d'eau sur des surfaces lisses car elles ne peuvent pas réellement distinguer l'eau de ces dernières : elles tentent de boire les gouttes d'eau douces issues de la condensation ou des pluies sur la partie basse des mâts, ou tentent de boire comme elles le feraient à la surface d'un plan d'eau (Greif & Siemers, 2010). Aux Etats-Unis, un projet de modification du revêtement du mât des éoliennes est en cours afin de tenter de réduire la mortalité des chiroptères. Le but est de trouver un revêtement qui ne présente pas d'intérêt pour les chiroptères : le retour d'ultrason ne doit plus paraître celui d'une surface lisse comme l'eau (Halle & Bennett, 2015). Après avoir réalisé des essais contrôlés avec des chiroptères dont le comportement par rapport à différents types de revêtement est filmé, le nombre de tentatives de prise d'eau a été mesuré pour chaque revêtement.

Dans une synthèse sur la politique de l'Allemagne concernant les éoliennes, Voigt *et al.*, 2015 rappellent que les études pré-implantatoires souffrent souvent d'un manque de financement, et que comme l'a signalé Cryan *et al.*, 2014, les éoliennes attirent souvent les chiroptères, ce qui limite l'intérêt des études en phase de pré-construction pour prédire la mortalité. Peu de mesures visant à éloigner les chiroptères des éoliennes sont connues et efficaces. Les chiroptères les évitent quand elles sont exposées à des champs électromagnétiques forts (plus de 2 V/m), mais cette mesure présente des risques éthiques et de santé pour les animaux et les humains (Voigt *et al.*, 2015).

9.4. Suivis pré et post-implantatoire des espèces sur un site éolien offshore

En Allemagne, des dispositions légales existent pour réaliser une étude d'impact environnemental pour les futurs projets éoliens offshore. Différents états fédéraux ont déjà émis des recommandations environnementales et des cadres pour le développement de l'énergie éolienne, mais la prise en compte des chiroptères dans les projets éoliens (et la manière dont elle se fait) est très variable selon les états. Parfois, les documents de prise en compte sont inexistantes et l'Institut pour la planification environnementale de l'université de Leibniz souhaite une harmonisation de tous les états fédéraux allemands dans ce domaine (Behr *et al.*, 2015). L'Agence fédérale maritime et hydrographique allemande (BSH), un organisme dépendant du ministère fédéral des transports et de l'infrastructure logistique (BMVI) a réalisé une liste de normes pour les études d'impact environnemental, un document qui constitue un cadre d'exigences minimales pour les suivis marins (BSH, 2013). Plusieurs éléments d'intérêt y ont été identifiés, parmi lesquels les chiroptères. Les considérations techniques recommandent l'étude de la migration des chiroptères en notant la liste des espèces observées, la distribution saisonnière de l'activité pour chaque espèce, l'activité acoustique (cris) sur une nuit, et la combinaison des données d'activité avec les données météorologiques collectées. Au moins deux cycles saisonniers complets consécutifs devront être suivis, les nuits de faible vitesse du vent. Dans l'exemple de la mer Baltique, la migration est attendue pour mi-avril à mi-juin, et mi-août à fin octobre (Ahlen, 1997). Le suivi devra être réalisé sur des bateaux, à l'aide de détecteurs acoustiques et les enregistrements devront avoir lieu du coucher du soleil jusqu'à 2h après le lever de soleil. Des préconisations techniques très précises sont indiquées :

par exemple, il est recommandé d'utiliser 3 microphones à une hauteur maximale de 5 m au-dessus du niveau de l'eau (BSH, 2013).

En matière de suivi post-implantatoire, il est très difficile d'évaluer la mortalité des chiroptères en mer car il est très rare de retrouver des cadavres (Rodrigues *et al.*, 2015).

En France, les études préliminaires et les états initiaux chiroptérologiques pour les premiers projets de parcs éoliens offshore (du nord au sud : Le Tréport, Fécamp, Courseulles-sur-Mer, Saint-Brieuc, Saint-Nazaire et Yeu-Noirmoutier) sont désormais achevés.

Ces études révèlent la présence de chiroptères sur le littoral proche des projets. Toutefois, au moins pour les projets les plus avancés, les zones d'implantation des futurs parcs éoliens n'ont pas été analysées comme étant des voies privilégiées de passages pour les chiroptères. Aucun système de bridage ne sera donc mis en place pour le moment.

Cependant, les porteurs des projets auront la charge de réaliser des suivis chiroptérologiques et avifaunistiques, 1 an avant la construction du parc et 2 ans pendant le début de l'exploitation. En fonction des résultats obtenus à la suite de ces 3 années de suivi, un système de bridage pourra être mis en place si nécessaire (Gaétan MORIN, EDF énergies renouvelables, chef de projets environnement maritime, communication personnelle).

9.5. Préconisations pour le projet éolien de Dunkerque

Dans le cas du projet éolien offshore de Dunkerque, l'avis de Lothar Bach, membre de Eurobats, spécialiste des chiroptères en milieu marin, et qui a pris part à la réalisation du document du BSH (2013) a été sollicité. Merci à lui pour ses suggestions concernant ce projet en particulier.

Sur la base des données issues de la bibliographie, en particulier Boshamer & Bekker, 2008 ; Rydell *et al.*, 2010a ; Poerink *et al.*, 2013 ; BSG Ecology, 2013a ; BSG Ecology, 2014a et b ; Lagerveld *et al.*, 2014a et b ; Petersen *et al.*, 2014 ; Bach *et al.*, 2015 ; Barlow *et al.*, 2015a :

- Entre le Royaume-Uni et la France, on peut s'attendre à des échanges réguliers (migration) au moins pour la Pipistrelle de Nathusius. Les données recueillies dans le nord de la France supposent que la Sérotine bicolore et les deux noctules (commune et Leisler) puissent également être rencontrées en période de migration.
- Des mouvements de recherches alimentaires en provenance des côtes pourraient également être notés, chez les chiroptères telles que le Murin des marais, le Murin de Daubenton, la Pipistrelle commune, la Pipistrelle de Nathusius, La Pipistrelle pygmée, la Pipistrelle de Kuhl et la Sérotine commune. La présence outre-Manche du Murin à oreilles échancrées en période de *swarming* (essaimage) automnal les interpellent particulièrement, tant sa présence est rarissime (Puckett J. *comm pers.*²²). L'hypothèse de provenance depuis les côtes du calaisis est avancée.

Néanmoins, toutes ces espèces ne sont pas aussi sensibles aux pales des éoliennes en raison de leur hauteur de vol. Rodrigues *et al.*, 2015 dresse un tableau des espèces de chiroptères classés selon

²²J. Puckett (Kent Bat Group)

le risque de collision avec les éoliennes (quelle que soit leur hauteur dans la mesure où les chiroptères prospectent toute la hauteur d'une éolienne). Un tableau adapté au site de Dunkerque a été réalisé sur la base de ce classement, selon les espèces potentiellement rencontrées sur le site éolien (consultation pour avis de Lothar Bach).

Tableau 3.8 : Niveau de risque de collision des chiroptères avec les éoliennes, par espèce ou groupe d'espèces, d'après Rodrigues et al.(2015) et L. Bach (comm. pers. 2016)

Risque élevé	Risque moyen	Risque faible
Pipistrelle de Nathusius <i>P. nathusii</i>	Sérotine sp. <i>Eptesicus sp</i>	Murin des marais <i>M. dasycneme</i>
Pipistrelle commune <i>P. pipistrellus</i>		Murin de Daubenton <i>M. daubentoni</i>
Pipistrelle pygmée <i>P. pygmaeus</i>		Murin sp. <i>Myotis sp</i>
Pipistrelle sp. <i>Pipistrellus sp</i>		Oreillard sp. Plecotus sp
Noctule commune <i>N. noctula</i>		Murin à oreilles échancrées <i>Myotis emarginatus</i>
Noctule de Leisler <i>N. leisleri</i>		
Sérotine bicolore <i>V. murinus</i>		

Ce tableau peut être comparé avec d'autres paramètres, par exemple, le degré d'affinité marine : ce degré a été établi pour les différentes espèces de chiroptères de France par Le Campion et al., 2013, sur la base de données bibliographiques. Les indices tiennent compte du caractère migrateur ou non de l'espèce, des déplacements en milieu offshore ou côtiers, de la présence en pleine mer et de la chasse en mer. Les indices variant entre 1 et 11, nous avons choisi de conserver les espèces d'affinité maritime d'au moins indice 6 (affinités moyenne à forte, indiquées respectivement en orange et rouge dans le tableau).

Les statuts européens et français sont ceux des listes rouges européenne et française, pour l'évaluation de l'état de conservation selon les critères de la Directive Habitats Faune Flore (DHFF), n'ont été notés que les critères moyens, mauvais ou inconnus pour chaque espèce, dans le secteur atlantique, et la dernière colonne liste les dires d'experts sur les tendances de populations, et des remarques sur les menaces (tous ces éléments sont tirés de Tapiero et al., 2015). Ces éléments de tendance générale fournissent des indications pour le cas du parc éolien de Dunkerque, mais ne proviennent pas d'une étude spécifique sur ce site.

Tableau 3.9 : Statuts des espèces à risque de collisions élevés et degré d'affinité marine (d'après Le Campion et al., 2013 ; Tapiero et al., 2015)

Espèce	Indice d'affinité maritime potentielle	Statut liste rouge Europe	Statut liste rouge France	Statut selon la DHFF, secteur atlantique	Dires d'experts, menaces et remarques
Pipistrelle de Nathusius	11	LC	NT	Presque tous les paramètres inconnus	Menacée par les parcs éoliens
Pipistrelle commune	8	LC	LC	Etat des populations défavorable et inadéquat, perspectives futures défavorables et mauvaises	Tendance des populations décroissante (-33% en 8 ans), impact des éoliennes important
Pipistrelle pygmée	7	LC	LC	Paramètres inconnus	Impact des parcs éoliens non négligeable
Noctule commune	10	LC	NT	Habitat défavorable inadéquat	Espèce de haut vol, impact des éoliennes non négligeable
Noctule de Leisler	10	LC	NT	Perspectives futures inconnues	Espèce de haut vol, impact des éoliennes important, tendance d'évolution des populations décroissante (-42% notée en 8 ans)
Sérotine bicolore	?	LC	DD	Paramètres inconnus	Espèce de haut vol, impact important des parcs éoliens
Sérotine commune	8	LC	LC	Habitat et perspectives futures défavorables et inadéquats	Menacée par les éoliennes, tendance des populations à la baisse (-39 % en 8 ans)

Signification des statuts des listes rouges UICN :

LC	Least concerned / préoccupation mineure
NT	Nearly threatened / quasi-menacé
VU	Vulnerable / vulnérable
CR	Critical / danger critique d'extinction
DD	Data defficiency / données insuffisantes

Des cartes de répartition Nord - Pas de Calais sont présentées en annexe 4 pour chacune de ces espèces.

Globalement, les espèces à fort risque de collision semblent menacées ou avoir un statut de conservation partiellement défavorable (Noctules *sp.* et Pipistrelle de Nathusius). Pour affiner l'analyse, il faudra mener des inventaires chiroptérologiques sur le site de la zone d'étude afin d'établir par exemple des classes de fréquentation des chiroptères et donc de définir les enjeux sur la zone d'étude (comme ce qui a été fait par Ouvrard et Fortin en 2014, dans le cadre de l'étude d'impact du parc éolien a large de Saint-Nazaire).

En ce qui concerne le design du parc éolien, il n'existe pas à notre connaissance de préconisations particulières connues pour les chiroptères. Il peut se révéler utile d'implanter les éoliennes parallèlement au couloir de migration s'il est identifié (et au trait de côte). C'est en tout cas ce qui est recommandé pour les oiseaux, mais il faut se souvenir que l'effet barrière n'est pas observé chez les chiroptères qui ont plutôt tendance à être attirés par les éoliennes, et il faudra également prendre en compte les autres taxons pour définir l'orientation du parc (distance à une colonie d'oiseaux, effet barrière sur cette colonie, effet barrière aux couloirs de migration des oiseaux...)

9.5.1. Suivi pré-implantatoire

L. Bach et les lignes directrices éditées par Eurobats (Rodrigues *et al.*, 2015) suggèrent de combiner des études en mer et sur terre. Parmi les suivis préconisés sur les côtes, un suivi à long terme de l'activité des chiroptères est également conseillé en installant des détecteurs sur des structures telles que des phares.

- Il est souhaitable d'utiliser des enregistreurs d'ultrasons autonomes (type SM2 Bat ou autre modèle équivalent) sur les bateaux reliant Douvres à Calais, ou Dunkerque à Douvres lors de leur liaison nocturne (voir aussi BSG Ecology, 2014a)
- Il est souhaitable d'utiliser des enregistreurs d'ultrasons autonomes sur des bateaux lors de transects ou sur des points d'ancrage statique, lors de suivis d'oiseaux migrateurs par exemple (réalisés jours et nuits dans le cas de l'Allemagne). Les détecteurs ne devront pas être placés trop près du radar du bateau pour éviter toutes interférences au niveau des ondes et optimiser la qualité des enregistrements.
- Si possible, il faudra réaliser des suivis spécifiques (transects en bateaux ou points d'ancrage statique, tels qu'une plateforme instrumentée ou une balise de signalisation maritime) pour faire des détections automatiques et manuelles, et observer le comportement des chiroptères par exemple (voir aussi Ahlén *et al.*, 2009). La détection automatique permet des enregistrements sur une longue période, et la détection manuelle, d'observer le comportement des animaux.
- Puisqu'il existe des nombreuses balises de signalisation maritimes dans la zone du projet, il serait intéressant d'essayer d'installer un détecteur d'ultrasons autonomes sur ces structures.
- Il faudra rechercher des points de départs terrestres des chiroptères entre la France et le Royaume-Uni, par exemple le cloisonnement de quai de l'avant-port Ouest de Dunkerque ou les digues telles que celle du Clipon par exemple. Si de telles zones sont identifiées, l'utilisation de détecteurs automatiques, et si possible manuels est recommandée : la détection manuelle est importante au moins pendant le pic de la migration pour pouvoir

déterminer si les chiroptères qui ont été enregistrés au détecteur suivent le tracé des côtes ou passent en mer, ainsi qu'une estimation des effectifs sur les côtes et/ou en mer.

- Le suivi devra couvrir toute la période de migration printanière (avril-mai) et automnale (août-septembre-octobre), mais également ponctuellement en juin/juillet, pour déterminer si les chiroptères prospectent en mer durant l'été (recherche de nourriture). Un passage par semaine semble suffisant afin de lisser les biais météorologiques.

Rodrigues *et al.* (2015) suggèrent également l'utilisation de caméras thermiques, si possible. De même, Bruderer et Popa-Lisseanu (2005) utilisent le « Superfledermaus », un ancien radar militaire pour différencier les oiseaux migrateurs nocturnes et les chiroptères, et les espèces de chiroptères entre elles, sur la base des fréquences et de la structure des battements d'ailes. Toutefois, cette méthode demande des analyses complémentaires pour pouvoir être utilisée de manière systématique : par exemple, la différenciation de la Noctule commune et de la Sérotine commune n'est pas possible sans l'ajout de données écologiques, et le radar ne peut pas détecter les animaux volant trop bas, confondus avec les échos du sol.

9.5.2. Suivi post-implantatoire

Étant donné que la recherche de cadavres est très difficile en parc offshore, une des seules possibilités est l'utilisation de détecteurs d'ultrasons, sur la base de ce qui est fait en parc terrestre (Rodrigues *et al.*, 2015).

- Un suivi acoustique automatique, utilisant des détecteurs sur des points fixes (balise, mât de mesures, puis les éoliennes elles-mêmes), devra être mené pendant et après la construction pour estimer si celle-ci impacte significativement les chiroptères. Le suivi devra durer au moins 3 années consécutives et couvrir le cycle annuel des chiroptères en se concentrant sur les périodes de migration du printemps et de l'automne.
- Les routes de migration supposées devront faire l'objet de suivis par navire, sur la base des routes de migrations connues des oiseaux dans le secteur, puisque les espèces empruntent souvent des couloirs de migration similaires.
- Il est important de poser des microphones à hauteur de la nacelle pour enregistrer l'activité des chiroptères dans la zone d'impact potentiel le plus important, celle qui est balayée par les pales.



Figure 3.16 : Microphone d'enregistrement à distance placé sur le dessous de la nacelle. Il est relié à un détecteur automatique installé à l'intérieur de la nacelle. Photo : L. Bach ©

- L. Bach préconise de poser également un microphone au bas de l'éolienne. En effet, il est possible que la plupart des chiroptères arrivent très bas au niveau de l'éolienne et seront d'abord enregistrées à ce niveau, ce qui donne un meilleur aperçu du nombre de chiroptères qui volent à proximité de l'éolienne. Également, puisque les pales sont souvent plus longues que le champ de détection des pipistrelles de Nathusius (50 mètres avec un bon microphone, d'après Barataud, 2012), la probabilité de les détecter au niveau de la nacelle est inférieure par rapport à la probabilité de détection en bas de l'éolienne, même lorsqu'elles chassent dans le champ des pales. Les études en parc éolien terrestre montrent en effet qu'il y a plus de contacts en bas de l'éolienne qu'au niveau de la nacelle.
- La détection directe des événements de collisions ou de barotraumatisme constitue encore un défi technologique, même si l'amélioration du traitement des images radar et l'exploitation d'enregistrement en vidéo infra-rouge pourrait théoriquement permettre d'y parvenir.
- L'analyse des résultats sera délicate, car jusqu'alors il n'existe aucune donnée permettant d'estimer à partir de combien de contacts de chiroptères enregistrés on peut s'attendre à une collision en milieu offshore. En parc éolien terrestre, on peut s'attendre à un cadavre tous les 22 contacts de Pipistrelles de Nathusius, au niveau de la nacelle (Bach & Bach 2015).
- Par contre, il est possible de s'appuyer sur les résultats en parc éolien terrestre, la probabilité que les chiroptères explorent l'éolienne étant probablement plus importante qu'en parc terrestre, ceci pour deux raisons. D'abord, la disponibilité en insectes est importante sur les installations offshore (Ahlén *et al.* 2009), ce qui attire les chiroptères. Ensuite, étant donné que les éoliennes font partie des rares structures en milieu marin, on peut s'attendre à une plus grande probabilité d'exploration des éoliennes, par exemple pour chercher un gîte.

9.5.3. Résumé des mesures d'atténuation disponibles

- Le bridage des machines lorsque les conditions favorables à la migration sont réunies
- La conception du pied de l'éolienne, qui sera plutôt rugueux pour éviter les tentatives de prise d'eau des chiroptères et diminuer ainsi l'attrait du pied
- L'élimination ou l'engrillagement des interstices au niveau de la nacelle et de la base du mât pour éviter la création de gîtes pour les chiroptères
- La réduction des sources lumineuses (hormis balisage de sécurité), le remplacement de lampes continues par des lumières clignotantes par exemple pour éviter l'attraction des insectes et donc des chauves-souris (les lumières clignotantes semblent également moins attirer les oiseaux). L'utilisation de cônes lumineux directionnels pour le balisage réglementaire peut aussi réduire le phénomène d'attraction.

Pour conclure, rappelons que diverses études sont en cours et qu'en 2017 et dans les années à venir, de nouvelles études seront disponibles. Par exemple le projet Batmove, d'une durée de 3 ans, étudie la migration des chiroptères au voisinage des parcs éoliens offshore en mer du Nord et mer Baltique ; la synthèse des données de migration en mer du Nord de la Pipistrelle de Nathusius devrait bientôt permettre une estimation des populations migratrices ; les résultats des campagnes de prospection des chiroptères en mer du Nord, à l'aide du navire de recherche Belgica, sont également attendus prochainement.

Eurobats rappelle qu'étant donné qu'il n'existe pas encore de données fiables sur la taille de population de la plupart des espèces de chiroptères, les impacts de la mortalité causée par les

éoliennes ne sont pas connus. Mais au vu du faible taux de reproduction des chiroptères, une augmentation des parcs éoliens marins pourrait avoir un impact majeur sur les populations de chiroptères, en plus des impacts des parcs éoliens terrestres déjà mis en évidence. Quand les espèces impactées sont des migrateurs de long court, les éoliennes affectent les chiroptères sur des distances importantes : la population impactée peut être située très loin du parc éolien (par exemple pays Baltes ou Nordiques).

La définition de seuils généraux de mortalité des chiroptères associés à la présence de parcs éoliens est considérée comme « inefficace, inadéquat et non durable ». Les auteurs préconisent que des mesures efficaces d'évitement et d'atténuation soient conçues pour chaque parc éolien au cas par cas. Dans la séquence ERC, il convient d'abord d'éviter la mortalité, puis de la réduire, la compensation de mortalité étant très difficile pour les chiroptères : le développement d'une compensation adéquate et mesurable n'est pas possible au niveau d'une population. Pour les espèces migratrices au long cours, il faudrait par exemple réussir à améliorer les taux de natalité et de survie des individus à des centaines de kilomètres du site de développement du projet, à large échelle et avant la phase opérationnelle d'un parc éolien (Voigt *et al.* 2012).

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier les relecteurs pour leur lecture attentive de la version intermédiaire de ce travail.

Pour les cétacés et les pinnipèdes, ils remercient en particulier Morgane Renaud pour ses conseils pour la partie « propositions » du chapitre des cétacés. Les données gérées par PELAGIS ont été fournies rapidement et sous des formats facilement exploitables par Olivier Van Canneyt et surtout Hélène Peltier, particulièrement remerciée pour ses explications et réponses à court terme à chaque sollicitation ! Sont également chaleureusement remerciés Willy Dabin et Thierry Jauniaux pour leur expertise et Jan Haelters pour ses réponses rapides sur les données disponibles dans les eaux belges.

Une grande partie des informations n'aurait pas pu être récupérée sans l'aide précieuse de spécialistes des questions liées aux chiroptères et parcs éoliens en Europe. Nous leur adressons tous nos remerciements :

Lothar et Petra Bach (Bach Freilandforschung), Kate Barlow (Bat Conservation Trust), Robin Brabant (Institut royal des Sciences naturelles de Belgique), Jan Collins (Bat Conservation Trust), Jasja Dekker, Tobias Dürr (Station ornithologique de l'Etat du Brandenburg), Morten Elmeros (Université d'Aarhus), Hugo Fourdin (Coordination mammalogique du Nord de la France), Suren Gazaryan (Eurobats), Sander Lagerveld (Institut marin de recherche de Wageningen), Yves Laurent (Institut royal des Sciences naturelles de Belgique), Herman Limpens (Zoogdiervereniging), Peter Lina (Eurobats), Bob Jonge Poerink (The Fieldwork Company), John Puckett (Kent Bat Group), Hazel Ryan (Kent Bat Group), Lisa Worledge (Bat Conservation Trust).

Merci également à toutes les personnes contactées dans les pays francophones : Diane Anxionnat (LPO Vendée), Philippe Cannesson (Ecothèmes), Sophie Declercq (Picardie nature), Marie-Jo Dubourg-Savage (Société française d'étude et de protection des mammifères), Arnaud Govaere (Biotope), Thomas Le Campion (Groupe mammalogique breton), Maxime Leuchtman (Groupe Chiroptères de Poitou-Charentes), Gaétan Morin (Electricité de France), Etienne Ouvrard (LPO Vendée), Clémence Soret (Electricité de France), Julien Sudraud (Groupe Chiroptères Pays de la Loire).

Références bibliographiques

- ACCOBAMS, 2015. Lignes directrices pour traiter l'impact du bruit d'origine anthropique sur les cétacés dans la zone de l'ACCOBAMS. 10 PP.
https://accobams.org/images/stories/Guidelines/French/lignes%20directrices_impact%20du%20bruit%20d%20origine%20anthropique.pdf
- Adelung, D., Kierspel, M.A.M., Liebsch, N., Müller, G. & Wilson, R.P. 2006. Distribution of Harbour Seals in the German Bight in Relation to Offshore Wind Power Plants. *In: Offshore Wind Energy – Research on Environmental Impacts* (eds.: Köller, J., Köppel, J. & Peters, W.) Springer Berlin Heidelberg: 65-75.
- Ahlén I. Bach L., Baagøe J., Pettersson J. 2007. Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, Report 5571:1–35.
- Ahlén, I., Baagøe, H.J. & Bach L. 2009. Behaviour of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy* 90 (6): 1318-1323.
- Bach L., Bach P. & Frey K. 2011. Bat migration along the east-frisian islands (German north sea coast). XII European Bat Research Symposium. Vilnius, Lithuania. 22-26 August 2011.
- Bach L., Bach P., Ehnbohm S., Karlsson M. 2014. Bat migration at Måkläppen (Falsterbo) 2010 – 2014.
- Bach P., Bach L., Ekschmitt K. 2015. Activities and fatalities of Nathusius' pipistrelles at different wind farms in Northwest Germany. Communication at CWW2015, Berlin, March 10-12, 2015.
- Baerwald E.F., D'Amours G.H., Klug B.J. & Barclay R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* Vol 18 N°16 : p. 695-696.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P.M. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 888 – 897.
- Baltic Environment Forum (BEF). 2009. Guidelines for the investigation of the impacts of offshore wind farms on the marine environment in the Baltic States. Guidelines established within the project "Concept development for an environmental impact assessment for off-shore wind parks in the Baltic States", co-funded by the German Environmental Agency. Project N° 380 01 173. 27PP.
- Barker, J., Seymour, A., Mowat, S., Debney, A. 2014. Thames harbour seal conservation project. UK & Europe Conservation Programme – Zoological Society of London. 48 PP.
<https://www.zsl.org/sites/default/files/media/2014-12/Thames%20Harbour%20Seal%20Conservation%20Project%20Report.pdf>
- Barker, J. 2015. Greater Thames Estuary Seal Surveys Report.
https://www.zsl.org/sites/default/files/media/2015-07/2015_July_Greater%20Thames%20Estuary%20Seal%20Survey%20Report.pdf

- Barataud M. 2012. Écologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope Editions.
- Barlow K., Hargreaves D., Mathews F. 2015a. Understanding the ecology, current status and conservation threats for *Nathusius' pipistrelle* in Great Britain – a pilot study. Final report to PTES. 21 p.
- Barlow K., Hargreaves D., Mathews F. 2015b. The National *Nathusius' pipistrelle* Project. UK National Bat Conference 2015.
- Behr O., Brinkmann R., Korner-Nievergelt F., Nagy M., Niermann I., Reich M., Simon R. (Hrsg.) 2015. Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen (RENEBAT II). - Umwelt und Raum Bd. 7, 368 S., Institut für Umweltplanung, Hannover.
- Biotope. Schéma de Chirotech©. Site internet, consulté le 17/01/2017.
<http://www.biotope.fr/fr/innovation/chirotech>
- Biotope et Nordex, 2010. Chirotech. Plaquette promotionnelle. 2p.
http://www.biotope.fr/sites/biotope.fr/files/documents/biotope_chirotech_fr.pdf
- Boshamer JPC. & Bekker JP. 2008. *Nathusius' pipistrelles* (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra*, 51 (1): 17- 36
- Bowen, W., A. Oftedal and D. Boness. 1993. Mass and energy transfer during lactation in a small phocid, the harbor seal (*Phoca vitulina*). *Physiological Zoology* 65: 844-866.
- Bowen W., S. Ellis, S.L. Iverson, D.J. Boness. 2003. Maternal and newborn life-history traits during periods of contrasting population trends: implications for explaining the decline of harbor seals (*Phoca vitulina*), on Sable Island. *Journal of Zoology, London* 261: 155-163
- Brabant R., Laurent Y., Vigin L., Lafontaine R.-M. & Degraer S. 2016a. Bats in the Belgian part of the North Sea and possible impacts of offshore wind farms.
- Brabant R., Laurent Y., Lafontaine R.-M., Vandendriessche B., Degraer S. 2016b. First offshore observation of parti-coloured bat *Vespertilio murinus* in the Belgian part of the North Sea. *Belgian Journal of Zoology*, 146(1): 62-65.
- Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K., & Nehls, G. 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 205-216.
- Brasseur, S., Aarts, G., Meesters, E., van Polanen Petel, T., Dijkman, E., Cremer, J. & Reijnders, P. 2010(a). Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms. Rapport IMARES n° OWEZ R 252 T1 20120130 C043-10. 58 PP.
- Brasseur, S., van Polanen Petel, T., Aarts, G., Meesters, E., Dijkman, E. & Reijnders, P. 2010(b). Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North sea: population ecology and effects of wind farms. Rapport IMARES n° C137/10. 72 PP.
- Brasseur, S.M.J.M., van Polanen Petel, T.D., Gerrodette, T., Meesters, E.H.W.G., Reijnders, P.J.H., Aarts, G. 2015 Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31:405-426.

- Brasseur, S., Czeck, R., Galatius, A., Jensen, L.F., Jeß, A., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S. 2016. Trilateral Seal Expert Group (TSEG) grey seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2015-2016. First year of almost complete monitoring by aerial surveys. CWSS, Willemshaven. 3PP. http://www.waddensea-secretariat.org/sites/default/files/downloads/tmap/MarineMammals/GreySeals/grey_seal_report_2016.pdf
- Bruderer B. & Popa-Lisseanu A. 2005. Radar data on wind-beat frequencies and flight speeds of two bat species. *Acta Chiropterologica* 7 (1), 73-82.
- BSG Ecology, 2013a. Kent Bat Migration Research; Baseline Report. Published by BSG Ecology: <http://www.bsg-ecology.com/index.php/kent-bat-migration-research-report-2013>
- BSG Ecology 2013b. Spurn Bat Migration Study. Published by BSG Ecology: <http://www.bsg-ecology.com/index.php/spurn-bat-migration-study/>
- BSG Ecology 2013c. Portland Bat Migration Study. Published by BSG Ecology: <http://www.bsg-ecology.com/index.php/portland-bat-migration-study/>
- BSG Ecology (2014a). North Sea Ferries Bat Report. Published by BSG Ecology : <http://www.bsg-ecology.com/north-sea-ferries-bat-migration-research-2014-2/>
- BSG Ecology (2014b). Pembrok Islands Bat Report. Published by BSG Ecology : <http://www.bsg-ecology.com/pembrokeshire-islands-bat-research-2014-2/>
- BSG Ecology (2014c). Bat migration Research Report; Stable Isotope Analysis. Published by BSG Ecology : <http://www.bsg-ecology.com/index.php/stable-isotope-analysis-evidence-nathusius-pipistrelle-migration/>
- BSH. 2013. Standard Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment (StUK4). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). 86p.
- Carreta, J.V., Taylor, B.L. et Chivers, S.J. 2001. Abundance and depth distribution of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in norther California determined from a 1995 ship survey. *Fishery Bulletin*, 2001: 29-39.
- Cheng, L. 1976. Marine Insects. North- Holland Publ. Co., Amsterdam and New York. xii + 581 p.
- Clark, W.W. 1991. Recent studies of temporary threshold shift (TTS) and permanent threshold shift (PTS) in animals. *Journal of the Acoustical Society of America* 90:155 – 163.
- Coram, A., Gordon, J., Thompson, D., Northridge, S. 2014. Evaluating and assessing the relative effectiveness of non-lethal measures, including Acoustic Deterrent Devices, on marine mammals. Scottish Government. 145 PP. <http://www.gov.scot/Resource/0046/00461726.pdf>
- Cornut, J. & Vincent S. 2010. Suivi de la mortalité des chiroptères sur deux parcs éoliens du sud de la région Rhône-Alpes. Le Bièvre – Tome 24 – Année 2010.
- Cryan P.M., Bogan M.A., Rye R.O., Landis G.P., Kester C.L. 2004. Stable hydrogen isotope analysis of bat hair as evidence for seasonal molt and long-distance migration. *Journal of Mammalogy* 85, 995–1001.

- Cryan, P.M., Brown, A.C. 2007. Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines, *Biological Conservation* 139(1-2): 1-11. doi:10.1016/j.biocon.2007.05.019
- Cryan, P.M., Gorresen P.M., Hein C.D., Schirmacher M.R., Diehl R.D., Huso M.M., Hayman D.T.S., Fricker P.D., Bonaccorso F.J., Johnson D.H., Heist K., Dalton D.C. 2014. Behavior of bats at wind turbines. PNAS. <http://www.pnas.org/content/111/42/15126>
- Cunningham, L., J. Baxter and I. Boyd. 2010. Variation in harbour seal counts obtained using aerial surveys. *Journal of Marine Biology Association, U.K.* 90: 1659-1666.
- Dabin, W. 2016. Observatoire Pelagis - Réseau National Echouages (French stranding network) strandings 1934-2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1406>) on 2016-15-12.
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., Bleckmann, H. 2001. Hydrodynamic trail-following in harbor seals (*Phoca vitulina*). *Science* 293:102-104.
- Desportes G., Bjørge A., Rosing-Asvid A., Waring G.T. 2010. Harbour seals in the North Atlantic and the Baltic. *Nammco Scientific Publications* 8. 277 PP.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D. 2000. EIA study of offshore wind farm at Rødsand – Technical report about seals. Report for Ministry of the Environment and Energy. National Environmental Research Institute, June 2000. 67PP.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D. & Laidre, K. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute, Denmark pp 44 – NERI technical Report No 429. <http://faglige.rapporter.dmu.dk>
- DONG Energy & Vattenfall, 2005. The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farm Environmental impact assessment and monitoring. Review report 2005 to the Environmental Group of the Danish Offshore Wind Farm Demonstration Projects. 150PP.
- Doremus, G. 2016. Observatoire Pelagis boat surveys 2003-2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1403>) on 2016-15-12.
- DREAL Nord-Pas-de-Calais, 2011, Observatoire pour la Conservation et l'Étude des Animaux et Milieux Marins, Biotope faune, flore et environnement, Picardie Nature, Inventaire et étude écologique des mammifères marins de la façade maritime Nord-Pas-de-Calais / Picardie / territoire d'étude du projet de Parc Naturel Marin des 3 estuaires en vue de produire l'état initial Natura 2000 en mer et du PNM et de délimiter les ZNIEFF mer, Rapport de phase 1, 134 p.
- Dumas C. 2010. Contrôler les éoliennes pour sauver les chiroptères. Sciences et avenir. http://www.sciencesetavenir.fr/nature-environnement/controler-les-eoliennes-pour-sauver-les-chiropteres_6427
- Dupuis, L. & Vincent, C. 2013. Evolution de la colonie de phoques de la baie de Somme (France): Phoque veau-marin *Phoca vitulina* et phoque gris *Halichoerus grypus* de 1986 à 2012. *Avocette* 37(2): 363-376.

- Edrén, S.M.C., Teilmann, J., Dietz, R., Carstensen, J. 2004. Effect from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on seals in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring. Technical report to Energi E2 A/S. 33 PP.
- Edrén, S., S. Andersen, J. Teilmann, J. Carstensen, P. Harders, R. Dietz and L. Miller. 2010. The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science* 26(3): 614-634.
- Elmer, K. H., Gerasch, W. J., Neumann, T., Gabriel, J., Betke, K., Schultz, V., Glahn, M. 2006. Measurement and Reduction of Offshore Wind Turbine Construction Noise. DEWEK 2006 ou DewiMagazin Nr.30, Februar 2007, 38 PP.
- Eurobats, 2014. EUROBATS.MoP7.Record.Annex8, 7th Session of the Meeting of the Parties, Brussels, Belgium, 15 – 17 September 2014. Resolution 7.5: Wind Turbines and Bat Populations. http://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Meeting_of_Parties/MoP7.Record.Annex8-Res7.5-WindturbinesandBatPopulations_adopted.pdf
- Fisseau. 2015. Les causes d'échouages du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) sur les côtes de la région Nord-Pas-de-Calais des années 2014 – 2015. Rapport CMNF, 27 PP.
- Fleming T.H. 2010. Bat migration. *Encyclopedia of Animal Behavior* (2010), vol.1, pp. 145-149.
- Fonio J. 2008. Projet Chirotech. Communication à la conférence du Bureau de coordination énergie éolienne « Impacts des éoliennes sur les oiseaux et chiroptères ». Berlin, 18 avril 2008.
- Galatius, A., Brasseur, S., Czeck, R., Jensen, L.F., Jeß, A., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S. 2015. Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2015. Moderate impact of the 2014 influenza epidemic. CWSS, Willemshaven. 4PP. http://www.waddensea-secretariat.org/sites/default/files/downloads/tmap/MarineMammals/harbour_seal_report_2015.pdf
- Galatius, A., Brasseur, S., Czeck, R., Jensen, L.F., Jeß, A., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S. 2016. Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2016. Population still in stagnation. CWSS, Willemshaven. 4PP. http://www.waddensea-secretariat.org/sites/default/files/downloads/TMAP_downloads/Seals/aerial_surveys_of_harbour_seals_in_the_wadden_sea_in_2016.pdf
- Gebhard J, 1999. – Falsch gemessen: Flugre-kord eines Grossen Abendseglers (*Nyctalus noctula*). *pro Chiroptera aktuell*, 16: 20-21
- Gervaise, C., Chauvaud, L., Jolivet, A., Kinda, B., Mathias, D. 2015. Synthèse des connaissances de la communauté scientifique sur l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine. Bureau d'Etude SOMME. 76 PP. https://eolienmer-pdl.debatpublic.fr/sites/debat.eolienmer_pdl/files/expertise_complementaire-impact_acoustique_eolien.pdf
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E., Forney, K., Geelhoed, S., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F., van Bemmelen, R. & Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7(6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367

- Gobush, K.S., Booth, R.K., Wasser, S.K. 2014. Validation and application of non invasive glucocorticoid and thyroid hormone measures in free-ranging Hawaiian monk seals. *General and Comparative Endocrinology* 195(1): 174-182.
- Götz, T. and V. Janik. 2013. Acoustic deterrent devices to prevent pinniped depredation: efficiency, conservation concerns and possible solutions. *Marine Ecological Progress Series* 492: 285-302.
- Greif S. & Siemers B.M. 2010 Innate recognition of water bodies in echolocating bats. *Nature Communications* 1:107 doi:10.1038/ncomms1110
- Haelters, J. et Camphuysen, C.J. 2009. The Harbour porpoise in the southern North Sea ; abundance, threats an research - & managements proposals.
- Hagner-Wahlsten N. 2011. *Bats and wind farms in Finland -the very first steps.*
- Hall, A., P. Jepson, S. Goodman and T. Härkönen. 2006. Phocine distemper virus in the North and European Seas - Data and models, nature and nurture. *Biological Conservation* 131: 221-229.
- Halle A., Bennett V.T. 2015. *Texturizing Wind Turbine Towers to Reduce Bat Mortality.* Communication at the NWCC Research, Webinar 02 December 2015.
- Halpin, P.N., A.J. Read, E. Fujioka, B.D. Best, B. Donnelly, L.J. Hazen, C. Kot, K. Urian, E. LaBrecque, A. Dimatteo, J. Cleary, C. Good, L.B. Crowder, and K.D. Hyrenbach. 2009. OBIS-SEAMAP: The world data center for marine mammal, sea bird, and sea turtle distributions. *Oceanography* 22(2):104-115.
- Hammond, P. 1995. Estimating the abundance of marine mammals: a North Atlantic perspective. Whales, seals, fish and man. A. Blix, L. Walloe and O. Ulltang. Amsterdam, Elsevier: 3-12.
- Hammond, PS. et MacLeod, K. 2006. Progress report on the SCANS-II project, Paper prepared for ASCOBAMS Advisory Comittee, Finland, PP 6
- Hanson, N., D. Thompson, C. Duck, S. Moss and M. Lonergan. 2013. Pup mortality in a rapidly declining harbour seal (*Phoca vitulina*) population. *Plos One* 8(11): e80727.
- Harding, K.C. & Härkönen, T.J. 1999. Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28:619-627.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P. 2007. Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications* 6:57-68.
- Hassani, S., Dupuis, L., Elder, J.F., Caillot, E., Gautier, G., Hemon, A, Lair, J.-M. & Haelters, J., 2010. A note on harbour seal (*Phoca vitulina*) distribution and abundance in France and Belgium. In: G. Desportes, A. Bjørge, A. Rosing-Asvid & T. Waring (Eds.). Harbour seals in the North Atlantic and the Baltic. *NAMMCO Scientific Publications* 8: 107-116.
- Hastie, G., D. Russell, B. McConnell, S. Moss, D. Thompson and V. Janik. 2015. Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology* 52: 631-640.
- Haug, T., Hammill, M., Ólafsdóttir, D. 2007. Grey seals in the North Atlantic and the Baltic. *Nammco Scientific Publications* 6. 227 PP.

- Henriksen, O.D. 2001. Noise from offshore wind turbines – effects on porpoises and seals. Master of Science, University of Southern Denmark (*cité dans: Tougaard et al., 2006b*)
- Herr, H., M. Scheidat, K. Lehnert and U. Siebert. 2009. Seals at sea: modelling seal distribution in the German bight based on aerial survey data. *Marine Biology* 156: 811-820.
- Hüppop O & Hill R. 2016. Migration phenology and behaviour of bats at a research platform in the south-eastern North Sea. *Lutra* 59 (1-2): 5-22.
- Hutterer R., Ivanova I., Meyer-Cords C. & Rodrigues L. 2005. *Bat migrations in Europe. A review of Banding data and Literature*. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn.
- ICES. 2016. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 8-11 February 2016, Madrid, Spain. ICES CM 2016/ACOM:26. 117 pp.
- Jones, E., McConnell, B.J., Sparling, C., Matthiopoulos, J. 2013. Grey and harbour seal density maps. Marine Mammal Scientific Support Research Programme MMSS/001/11. 35 PP.
<http://www.gov.scot/resource/0041/00416981.pdf>
- Jones, E., B. McConnell, S. Smout, P. Hammond, C. Duck, C. Morris, D. Thompson, D. Russell, C. Vincent, M. Cronin, R. Sharples and J. Matthiopoulos. 2015. Patterns of space use in sympatric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning. *Marine Ecological Progress Series* 534: 235-249.
- Kastak, D., Schusterman, R.J., Southall, B.L. & Reichmuth, C.J. 1999. Underwater temporary threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped. *Journal of the Acoustical Society of America* 106:1142 – 1148.
- Kastak, D., Southall, B.L., Schusterman, R.J. & Reichmuth, C.J. 2005. Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: effects of noise level and duration. *Journal of the Acoustical Society of America* 118:3154 – 3163.
- Kastelein, R.A., Gransier, R. & Hoek, L. 2013. Comparative temporary threshold shifts in a harbor porpoise and harbor seal, and severe shift in a seal (L). *Journal of the Acoustical Society of America* 134:13 – 16.
- Kastelein, R.A., Gransier, R., Hoek, L. & Macleod, A. 2012. Hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitulina*) after octave-band noise exposure at 4 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America* 132:2745 – 2761.
- Kastelein, R., L. Helder-Hoek, R. Gransier, J. Terhune, N. Jennings and C. De Jong. 2015. Hearing thresholds of harbor seals (*Phoca vitulina*) for playbacks of seal scarer signals, and effects of the signals on behavior. *Hydrobiologia* 756: 75-88.
- Keay, J.M., Singh, J. Gaunt, M.C. Kaur, T. 2006. Fecal glucocorticoids and their metabolites as indicators of stress in various mammalian species: a literature review. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 37: 234–244.
- Kikuchi, R. 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine pollution bulletin* 60(2): 172-177.
- Koschinski, S., Culik, B.M., Henriksen O. D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C. Kathe, G. 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Mar. Ecol. Prog. Series* 265:263-273.

- Koschinski, S., & Lüdemann, K. 2013. Development of noise mitigation measures in offshore windfarm construction. Commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, 1-102. http://lanisbund.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Berichte-und-Positionspapiere/Mitigation-Measures-Underwater-Noise_2013-08-27_final.pdf
- Krafft, B., C. Lydersen, I. Gjertz and K. Kovacs. 2002. Diving behaviour of sub-adult harbour seals (*Phoca vitulina*) at Prins Karls Forland, Svalbard. *Polar Biology* 25: 230-234.
- Lagerveld S., Jonge Poerink B., Haselager R., & Verdaat H. 2014. Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra* 57 (2): 61-69.
- Lagerveld S., Jonge Poerink B. & Verdaat H. 2013. Monitoring bat activity in offshore wind farms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES Report C165/14. 16p.
- Lagerveld S., Jonge Poerink B. de Vries P., Scholl M. 2015. Bat activity at offshore wind farms LUD and PAWP in 2015. IMARES Report C001/2016. 32p.
- Lang A.B., Kalko E.K.V., Römer H., Bockholdt C., Dechmann D. K. N. 2006. Activity levels of bats and katydid in relation to the lunar cycle. *Oecologia*, 146: 659–666
- Langhamer, O. 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *The scientific World Journal*, volume 2012. doi:10.1100/2012/386713
- Laurent Y., Poerink B.J., Govaere A., Brabant R. 2016. Première recherche de chiroptères par enregistrement d'ultrasons en Mer du Nord. Poster.
- Le Campion T., 2013. – *Projet de parc éolien offshore du Banc de Guérande (44). Synthèse du pré-diagnostic chiroptérologique. Groupe Mammalogique Breton. EDF EN, 20 pages.*
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, S., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R. ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M. and Scheidat, M. 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone: a compilation. *Environ. Res. Lett.* 6:035101 (13pp).
- Lintott P. R., Richardson S. M., Hosken D.J., Fensome S. A., Mathews F. 2016. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. *Current Biology* 26 (21).
- Lockyer, C. 1995. Investigation of Aspects of the life History of the Harbour Porpoise, *Phocoena phocoena*, in British Waters. Dans *Biology of the Phocoenids*, de International Whaling Commission. Cambridge, 1995
- Loneragan, M., C. Duck, D. Thompson, B. Mackey, L. Cunningham and I. Boyd. 2007. Using sparse survey data to investigate the declining abundance of British harbour seals. *Journal of Zoology* 271: 261-269.
- Lucke, K., Storch, S., Cooke, J. & Siebert, U. 2006. Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Marine Mammals. In: Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences PART B: Literature Review of Ecological Impacts (eds. Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I., Köppel, J.). Report for *Bundesamt für Naturschutz (BfN)*, Federal Agency for Nature Conservation. 290PP.

- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecological Progress Series* 309:279-295.
- Mahfouz, C. 2014. An assessment of the chemical contamination and the diet changes of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) stranded along the southern North Sea. *Thèse de doctorat universitaire, Université du Littoral Côte d'Opale*. 215 PP.
- Mantoiu D.S., Kravchenko K., Lehnert L.S., Kramer-Schadt S., Vlashchenko A., Mirea I.C., Stanciu C.R., Popescu-Mirceni R., Zaharia R., Chisamera G.B., Chachula O.M., Nistorescu M.C., Moldovan O.T., Voigt CC. 2016. Bat migration in the western Black Sea area: stable isotopes analysis ($\delta^{2}\text{Hf}$), ultrasound monitoring and wind turbine mortality events. Communication at the International Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum, At Bucharest, Romania, Volume: 2016.
- Markovets M.J., Elenova N.P. & Shapoval A.P., 2004. – Beringung von Fleder-mäuseum in der biologischen Station Rybachy, 1957-2001. *Nyctalus* 9 : 259-268.
- Marmo, B., Roberts, I., Buckingham, M.P., King, S., Booth, C. 2013. Modelling of Noise Effects of Operational Offshore Wind Turbines including noise transmission through various foundation types. Edinburgh: Scottish Government. 108 PP.
- Morizur, Y., Demaneche, S., Fauconaut, L., Gaudou O., Badts V. (2011). Les captures accidentelles de cétacés dans les pêches professionnelles françaises en 2010 : contribution au rapport national sur la mise en œuvre du règlement européen (CE) No812/2004 – (année 2010), 35 PP.
- Nedwell, J., Langworthy, J. & Howell, D. 2003. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. Report 544R0424 for COWRIE, May 2003. 72PP.
- Nedwell, J. & Howell, D. 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. Report No. 544 R 0308, Commissioned by COWRIE. 63PP.
- Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. & Ros. M. 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. BioConsult SH report, Husum, Germany. On behalf of COWRIE Ltd. Available at: www.offshorewind.co.uk
- Nehls, G., Mueller-Blenkle, C., Dorsch, M., Girardello, M., Gauger, M., Laczny, M., Meyer-Löbbecke, A., Wengst, N. 2014. Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Marine Mammals. Energinet.dk 149 PP. https://www.energinet.dk/SiteCollectionDocuments/Engelske%20dokumenter/Anl%C3%A6g%20og%20projekter/HR3-TR-043_Marine_mammals_v2_FINAL_DRAFT.pdf
- Northridge, S., A. Coram, and J. Gordon. 2013. Investigations on Seal Depredation at Scottish Fish Farms. Edinburgh: Scottish Government. 79 PP. <http://www.smru.st-andrews.ac.uk/files/2015/10/1758.pdf>
- Ohlendorf B., Hecht B., Strassburg D. & Agirre-Mendi P.T. 2000. Fernfund eines Kleinabendseglers (*Nyctalus leisleri*) in Spanien. *Nyctalus* (Neue Folge) 7: 239-242.
- Ouvrard E & Fortin M. 2014. – *Diagnostic chauves-souris. Projet de parc éolien de Saint-Nazaire. Bretagne Vivante – SEPNEB, LPO Loire-Atlantique, LPO Vendée*. 113 pages.

- Owain G. 2013. Seafaring Bats – Evidence of Migration? BSG Ecology, Technical Review, 24 september 2013.
- Peltier, H., W. Dabin, P. Daniel, O. Van Canneyt, G. Dorémus, M. Huon and V. Ridoux. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators* 18: 278-290
- Peltier, H., P. Jepson, W. Dabin, R. Deaville, P. Daniel, O. Van Canneyt and V. Ridoux. 2014. The contribution of stranding data to monitoring and conservation strategies for cetaceans: Developing spatially explicit mortality indicators for common dolphins (*Delphinus delphis*) in the eastern North-Atlantic. *Ecological Indicators* 39: 203-214.
- Petersen A., Jensen J.K., Jenkins P., Bloch D., Ingimarsson F. 2014. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica*, 16(1): 169–195,
- Petersen G. 1990. – Die Rauhhautfleder-maus, *Pipistrellus nathusii*, in Lettland: Vorkommen, Phänologie und Migration. *Nyctalus*, 3 : 81-98
- Pettex, E., Lambert, C., Laran, S., Ricart, A., Virgili, A., Falchetto, H., Authier, M., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Blanck, A., Toison, V. & Ridoux, V. (2014). Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine - Rapport final. Univ. Rochelle UMS 3462 - 169p. <http://www.aires-marines.fr/Documentation/Rapport-final-Suivi-Aerien-de-la-Megafaune-Marine-en-France-metropolitaine/Rapport-final-Suivi-Aerien-de-la-Megafaune-Marine-en-France-metropolitaine-11-2014>
- Planque, Y. 2016. Comparaison des approches horizontale et verticale pour la détermination de l'effort de chasse de deux phocidés. Rapport de Master 2 Mention Sciences de la Mer, Parcours Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes Marins (FOGEM). Juin 2016, 47 PP.
- Poerink B.J., Lagerveld S.; Verdaat J.P. 2013. *Pilot study Bat activity in the Dutch offshore wind farm OWEZ and PAWP*. Den Helder: IMARES, (Report / IMARES C026/13) -22 p.
- Ralls, K., Fiorelli, P. & Gish, S. 1995. Vocalisations and vocal mimicry in captive harbour seals, *Phoca vitulina*. *Canadian Journal of Zoology* 63(5):1050–1056.
- Ricart A., Pettex E., Lambert C., Falchetto H., Laran S., Dorémus G., Blanck A. & Ridoux V. (2014). Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en Manche Est. – SAMM-ME, Hiver 2014 – Rapport final – Université de La Rochelle, UMS 3462 – 87p. ftp://ftpaamp.aires-marines.fr/PACOMM/Volet1_SAMM/Rapport/SAMM_ME_rapport_final.pdf
- Rico P. & Lagrange H. 2011. *Chirotech – Bilan des tests d'asservissement sur le parc du Mas de Leuze (commune de St-Martin-de-Crau-13)*, 2011. BIOTOPE et ADEME, 50 p., annexes incluses.
- Ridoux, V., J. Spitz, C. Vincent and M. Walton. 2007. Grey seal diet at the southern limit of its European distribution: combining dietary analyses and fatty acid profiles. *Journal of Marine Biology Association, U.K.* 87: 255-264.
- Ries, E., A. Hiby and P. Reijnders. 1998. Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. *Journal of Applied Ecology* 35: 332-339.

- Rodrigues L-B., Dubourg-Savage M-J., Karapandza B., Kovac C., Kervyn T., Dekker J., Kepel A., Bach J, Collins J., Harbusch C., Park K., Micevski B., Minderman J. 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects - Revision 2014. EUROBATs Publication series N°6 (English Version). UNEP/EUROBATs Secretariat, Bonn, Germany, 133 pp.
- Russell, D., S. Brasseur, D. Thompson, G. Hastie, V. Janik, G. Aarts, B. McClintock, J. Matthiopoulos, S. Moss and B. McConnell. 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology* 24(14): R638.
- Russell, D., G. Hastie, D. Thompson, V. Janik, P. Hammond, L. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E. Jones and B. McConnell. 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology* doi:10.1111/1365-2664.12678.
- Rydell J, Bach L, Dubourg-Savage MJ, Green M, Rodrigues L, Hedenström A. 2010a. Bat mortality at wind turbines in northwest Europe. *Acta Chiropterol* 12(2): 261–274
- Rydell J., Bach L, Dubourg-Savage MJ., Green M., Rodrigues L., Hedenström A. 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration ?. *Eur J Wildl Res* 56 :823-827.
- Rydell J., Bach L., Bach P., Diaz L.G., Furmankiewicz J., Hagner-Wahlsten N., Kyheröinen E.-M., Lilley T., Masing M., Meyer M.M., Pētersons G., Šuba J., Vasko V., Vintulis V., Hedenström A. 2014. Phenology of migratory bat activity around the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. *Acta Chiropterologica*, 16 (1): 139–147.
- Rydell J & Wickman A. 2015. Bat activity at a small wind turbine in the Baltic Sea. *Acta Chiropterologica*, 17(2): 359–364
- Saldaña-Vázquez R.A., Munguía-Rosas M.A. 2012. Lunar phobia in bats and its ecological correlates: A meta-analysis. *Mammal Biol.* 78 (3), 216–219.
- SCOS. 2012. Scientific advice on matters related to the management of seal populations: 2012. Special Committee On Seals (SCOS) Main Advice 2012. 174 PP. <http://www.smru.st-andrews.ac.uk/files/2016/08/SCOS-2012.pdf>
- SCOS. 2013. Scientific advice on matters related to the management of seal populations: 2013. Special Committee On Seals (SCOS) Main Advice 2013. 155 PP. <http://www.smru.st-andrews.ac.uk/files/2016/08/SCOS-2013.pdf>
- SCOS. 2015. Scientific advice on matters related to the management of seal populations: 2015. Special Committee On Seals (SCOS) Main Advice 2015. 211 PP. <http://www.smru.st-andrews.ac.uk/files/2016/08/SCOS-2015.pdf>
- Sharples, R., S. Moss, T. Patterson and P. Hammond. 2012. Spatial variation in foraging behaviour of a marine top predator (*Phoca vitulina*) determined by a large-scale satellite tagging program. *Plos One* 7(5): e37216.
- Simar, V. 2010. Caractérisation de la présence du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) en baie sud de la Mer du Nord et Manche Orientale, Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie Des Organismes et Ecologie, Septembre 2010. 82 PP.
- Sjöberg, M. and J. Ball. 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haul out sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? *Canadian Journal of Zoology* 78: 1661-1667.

- Skeate, E., M. Perrow and J. Gilroy. 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour Phoca vitulina and grey Halichoerus grypus seals. *Marine Pollution Bulletin* 64: 872-881.
- Skov, H. et Thomsen, F. 2008. Resolving fine-scale spatio-temporal dynamics in the harbour porpoise *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series*, 2008: 173-186.
- SMRU Ltd. 2007. Assessment of the potential for acoustic deterrents to mitigate the impact on marine mammals of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference DETER-01-07).
- Southall, B.L., Schusterman, R.J., Kastak, D. 2000. Masking in three pinnipeds: underwater, low-frequency critical ratios. *Journal of the Acoustical Society of America* 108(3):1322-1326.
- Spitz, J., L. Dupuis, V. Becquet, B. Dubief and A. Trites. 2015. Diet of the harbour seal Phoca vitulina: implication for the flatfish nursery in the Bay of Somme (English Channel, France). *Aquatic Living Resources* DOI: 10.1051/alr/2015001.
- Suba J. Petersons G., and Rydell J.. 2012. Fly-and-forage strategy in the bat *Pipistrellus nathusii* during autumn migration. *Acta Chiropterologica*, 14: 379–385.
- Sundberg, J. & Söderman, M. 1999. Windpower and grey seals: an impact assessment of potential effects of sea-based windpower plants on a local seal population. Report to Anceps Ekologidata and the Department of Animal Ecology, Uppsala University. 43PP.
- Svensson C. 2012. Sealdynamics on the Swedish west coast: Scenarios of competition as Baltic grey seal intrude on harbor seal territory. *Journal of Sea Research* 71: 9-13.
- Tapiero A., Borel C., Dervaux A., Gressette S., Hafa J., Julien J-F., Marmet J., Ouvrard E., Roue S., Tillon L. 2015. *Diagnostic des 34 espèces de chiroptères. Bilan technique final. Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels. MEDDE/DREAL Franche-Comté.*
- Teilmann, J., Carstensen, J., Dietz, R., Edrén, S. 2004. Effect on seals at Rødsand seal sanctuary from the construction of Nysted Offshore Wind Farm based on aerial surveys. Technical report to Energi E2 A/S. 33PP.
- Thompson, P., G. Hastie, J. Nedwell, R. Barham, K. Brookes, L. Cordes, H. Bailey and N. McLean. 2013. Framework for assessing impacts of pile-driving noise from offshore wind farm construction on a harbour seal population. *Environmental Impact Assessment Review* 43: 73-85.
- Thompson R.H., Thompson A.R., Brigham R.M. 2015. A Flock of *Myotis* Bats at Sea. *Northeastern Naturalist* 22(4):N27-N30.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd. 62 PP. http://users.ece.utexas.edu/~ling/2A_EU3.pdf
- Tougaard, J., Ebbesen, I., Tougaard, S., Jensen T. and Teilmann, J. 2003. Satellite tracking of harbour seals on Horns Reef. Technical report to Techwise A/S, Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg. No. 3. 43 PP.
- Tougaard, J. & Teilmann, J. 2006 (a). Rødsand 2 Offshore Wind Farm. *Environmental Impact Assessment - Marine mammals*. NERI Commissioned Report to DONG Energy. Roskilde, Denmark. 77PP.

- Tougaard, J., Tougaard, S., Cording Jensen, R., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., Liebsch, N., Müller, G. 2006 (b). Harbour seals on Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final report to Vattenfall A/S. *Viological Papers from the Fisheries and Maritime Museum N°5*, Esbjerg, Denmark. Available at www.hornsrev.dk
- Tougaard, J., Henriksen, O.D. & Miller, L.A. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals *Journal of the Acoustical Society of America* 125(6):3766-3773.
- Van Canneyt, O. 2016. Observatoire Pelagis aerial surveys 2002-2015. Data downloaded from OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1404>) on 2016-15-12.
- Van Canneyt O., Authier M., Dabin W., Dars C., Demaret F., Dorémus G., Prellwitz F., Spitz J. 2015. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2014. Rapport scientifique de l'Observatoire PELAGIS : 53PP.
- Van Canneyt O., Dars C., Authier M., Dabin W., Demaret F., Dorémus G., Peltier H. & Spitz J. 2016. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2015. Rapport scientifique de l'Observatoire PELAGIS. 48PP.
- Van Canneyt O., Kerric A., Authier M., Dabin W., Demaret F., Dorémus G., Spitz J. 2014. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2013. Rapport UMS - Observatoire PELAGIS pour le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Direction de l'eau et de la biodiversité, Programme Observatoire du Patrimoine Naturel : 54PP.
- Vincent C, McConnell B, Dabin W, Elder J-F, Hunter C, Ridoux. 2010. Suivis télémétriques 2007-2009 de phoques veaux marins *Phoca vitulina* en baie des Veys. Rapport final du projet 2008/050 à la DREAL Basse Normandie. Université de La Rochelle, avril 2010, 60 PP.
- Vincent, C., McConnell, B.J., Dabin, W., Roussel, M., Dupuis, L., Ridoux, V. 2010. Suivis télémétriques 2008-2009 de phoques veaux-marins en baie de Somme, réalisés dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement parc éolien en mer des Deux Côtes. 70 PP.
- Vincent, C., Huon, M., Caurant, F., Bajul J., Dabin, W., Dixneuf, S., Dubois, M., Dumont, M., Hue C., Le Clec'h, J.-Y., Lefeuvre, C., Le Menec, P., Le Nilot, P., Moss, S., Turpin, Y. 2015. Suivis telemetriques de phoques gris dans le Parc naturel marin d'Iroise (2010-2014). Rapport final du CEBC au Parc naturel marin d'Iroise. Juillet 2015. 123 PP.
- Vincent, C., Brévert, C., Ruellet, T., Caurant, F., Sicard, O., Huon, M., Planque, Y., Decomble, M., Spitz, J., Karpouzopoulos, J., Fremau, M.-H., Dupuis, L., Lemaire, D., Thiery, P., Leviez, F., Simon-Bouhet, B., Beaudet, M., Dubois, M. 2016. ECO-PHOQUES : Bases scientifiques pour une meilleure connaissance des phoques et de leurs interactions avec les activités humaines en Manche Nord-Est. Rapport intermédiaire – Tranche 1 (2015-2016). 68 PP.
- Vincent, C., Huon, M., Caurant, F., Dabin, W., Deniau, A., Dixneuf, S., Dupuis, L., Elder, J.-F., Fremau, M.-H., Hassani, S., Hemon, A., Karpouzopoulos, J., Lefeuvre, C., McConnell, B.J., Moss, S.E.W., Provost, P., Spitz, J., Turpin, Y., Ridoux, V. (*en revision*). Grey and harbour seals in France: distribution at sea, connectivity and trends in abundance on haulout sites. *Deep Sea Research II*.

- Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I. & Kramer-Schadt S. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153, 80-86.
- Weiffen, M., B. Moller, B. Mauck and G. Dehhardt. 2006. Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Vision Research* 46: 1777-1783.
- Wier, C.R, Stockin, K.A. & Pierce, G.J. 2007. Spatial and temporal trends in the distribution of harbour porpoise, white-beaked dolphins and minke whales off Aberdeenshire (UK), north-western North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87(1): 327-338.
- Würsig, B., Greene, C.R., Jefferson, T.A. 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research* 49:79–93.

Table des illustrations

Tableau i.1 : Résumés de l'état des connaissances, de la saisonnalité de présence des espèces de mammifères marins et chiroptères dans le détroit du pas de Calais, et de l'impact potentiel global d'un projet de construction éolienne en mer sur ces espèces. (*La représentativité est calculée d'après les effectifs estimés à partir des observations des campagnes aériennes SAMM en 2011-2012.).....	6
Tableau i.2 : Principaux statuts de protection des mammifères marins et chiroptères ciblés par cette étude, aux niveaux national et international.	9
Figure i.1 : Délimitation indicative de la zone d'étude élargie (le carré rouge, de 100 km de côté) et de la zone d'étude rapprochée (le cercle jaune, de 50 km de diamètre). En vert et bleu : aires marines protégées françaises ; en rouge et mauve : projets éoliens des 1er et 2ème appels d'offres pour l'éolien en mer, respectivement.	10
Tableau i.3 : Liste des bases de données exploitées dans le présent rapport.	13
Tableau 1.1 : Tableau présentant les espèces les plus fréquentes dans la zone d'étude (espèces communes et saisonnières - Illustrations tirées du site ObsMam : https://obs-mam.org/) :	15
Tableau 1.2 : Représentativité locale de 4 espèces fréquentes dans le détroit du pas-de-Calais (données issues de Natura 2000 et de SAMM).....	16
Figure 1.1 : Deux marsouins communs, identifiables par la forme de leur aileron dorsal.	16
Figure 1.2 : Représentation schématique du cycle annuel du marsouin commun (accouplement et naissances intervenants dans la même période). Il est cependant à noter que sur la zone d'étude, le cycle est encore mal connu.	17
Tableau 1.3 : Synthèse des connaissances du cycle biologique et de la saisonnalité de présence des cétacés autre que les marsouins communs, dans le détroit du pas de Calais.	18

Figure 1.3 : Echouages de cétacés du Cap Gris Nez à la frontière belge entre 1967 et 2015 (n=677) .	20
Figure 1.4 : Cartographie des échouages de cétacés sur le littoral français de la mer du Nord entre 1967 et 2015.....	21
Figure 1.5 : Fréquence et abondance des échouages de marsouins communs entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015	22
Figure 1.6 : Répartition géographique des échouages de marsouins communs entre Grand-Fort-Philippe et Bray-Dunes entre 1967 et 2015	23
Figure 1.7 : Fréquence et abondance des échouages de cétacés autre que les marsouins communs entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015.....	24
Figure 1.8 : Répartition géographique des échouages des cétacés autre que le marsouin entre Audinghen et Bray-Dunes entre 1967 et 2015.....	24
Figure 1.9 : Répartition géographique des échouages des cétacés autre que le marsouin entre Grand Fort Philippe et Bray-Dunes (alentours de Dunkerque) entre 1967 et 2015	25
Figure 1.10 : Evolution des espèces reportées dans les bases de données opportunistes entre le Cap Gris Nez et la Frontière Belge.....	27
Figure 1.11 : Répartition des observations opportunistes sur le littoral entre le Cap Gris Nez et la frontière belge.....	28
Figure 1.12 : Nombre d’observations par espèces contactées lors des campagnes IBTS de 2009 et 2011, SAMM de 2011 et 2012 et SAMM-ME de 2014.	29
Figure 1.13 : Localisation des observations de cétacés durant les campagnes IBTS (2009 et 2011) par bateau, SAMM-1 (hiver 2011-2012), SAMM-2 (été 2012) et SAMM-ME (février 2014) par avion, entre Audinghen et Bray-Dunes.....	30
Figure 1.14 : Habitat préférentiel identifié lors de la campagne SAMM-ME lors de l’hiver 2014 (Ricart et al, 2014).....	31
Figure 1.15 : Carte de répartition et de densité (individus / km ²) du marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>) établie suite aux campagnes SCANS I (A) en 1994 et SCANS II (B) en 2005 (SCANS, 2006).32	
Figure 1.16 : Représentation schématique des zones d’impact acoustique pour un mammifère marin. De la périphérie vers la source : audition, masquage, modification comportementale, lésion temporaire/létale.	34
Tableau 1.4 : Synthèse des niveaux sonores générés par du battage de pieu selon le diamètre (Jolivet et al., 2015). *SL : Sound Level, instantané ; SEL : Sound Exposure Level, intégré par unité de temps	35
Tableau 1.5 : Synthèse des connaissances actuelles portant sur la période de fréquentation potentielle du détroit du pas de Calais par les cétacés (d’après tableau 1.2)	38
Figure 2.1 : Phoque gris (à gauche) et phoque veau-marin (à droite). Photos Célia Rault (CMNF).....	40
Figure 2.2 : Représentation schématique des cycles annuels du phoque gris (à gauche) et du phoque veau-marin (à droite) dans la région de la Manche Est/sud mer du Nord. En absence de reproduction régulière des phoques gris dans la zone d’étude, la période de reproduction indiquée correspond à celle observée dans les colonies reproductrices du sud-est de la mer du Nord (côtes anglaises).	40

Figure 2.3 : Répartition régionale et ordres de grandeur des effectifs de phoques gris et phoques veaux marins en Europe. D'après : Haug et al. (2007), Desportes et al. (2010) et SCOS (2012).	41
Figure 2.4 : Reposoirs de phoques (zones oranges) identifiés dans et à proximité immédiate de la ZPS "Bancs des Flandres" (pointillé noir) (source : Dunkerque Port, tome 1 du Document d'Objectifs du site Natura 2000).....	43
Figure 2.5 : Localisation des colonies de phoques situées au nord de la France. Les zones Natura 2000 de « Bancs des Flandres » (FR3102002), « Récifs Gris-Nez Blanc-Nez » (FR3102003), « Rides et dunes hydrauliques du détroit du pas de Calais » (FR3102004) et « Baie de Canche et couloir des trois estuaires » (FR3102005) sont indiqués, ainsi que le périmètre du Parc naturel marin des estuaires picards et de la mer d'Opale (PNMEPMO).....	44
Figure 2.6 : Variations saisonnières du nombre de phoques veaux-marins recensés sur les reposoirs de la baie de Somme, la baie d'Authie et le banc de sable du phare de Walde en 2015 et 2016, par trimestre. Les boxplots indiquent la médiane, les 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles ainsi que les valeurs extrêmes mesurées au cours de ces semestres en 2015-2016.....	45
Figure 2.7 : Variations saisonnières du nombre de phoques gris recensés sur les reposoirs de la baie de Somme, la baie d'Authie et le banc de sable du phare de Walde en 2015 et 2016, par trimestre. Les boxplots indiquent la médiane, les 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles ainsi que les valeurs extrêmes mesurées au cours de ces semestres en 2015-2016.	45
Figure 2.8 : Evolution du nombre maximum de veaux-marins recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) qui sont suivies depuis 1990 de la baie de Somme à la frontière belge (sauf celle de Dunkerque), de 1990 à 2016, et courbes de tendance associées.	46
Figure 2.9 : Evolution du nombre maximum de phoques veaux-marins recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) du phare de Walde (banc du Fort-Vert) et de Dunkerque (banc de Hills), de 2000 à 2016, et courbe de tendance associée (pour Walde).....	47
Figure 2.10 : Evolution du nombre maximum de phoques gris recensés annuellement sur les colonies (ou zones de reposoirs) qui sont suivies depuis 1990, de la baie de Somme à la frontière belge (sauf celle de Dunkerque), de 1990 à 2016, et courbes de tendance associées.	47
Figure 2.11: Localisation des zones de repos à sec des phoques gris (en gris) ou veaux-marins (rouge) dans l'estuaire de la Tamise. Baker et al. (2014).....	48
Tableau 2.1 : Nombre de phoques recensés et tailles de populations estimées par la Zoological Society of London dans l'estuaire de la Tamise, de 2013 à 2016. Données : J. Barker, comm. pers. La méthodologie est décrite dans Barker (2015).....	49
Figure 2.12 : Evolution du nombre de naissances de phoques gris répertoriées dans les grandes régions (unités de gestion) autour des îles Britanniques : mer du Nord, Hébrides intérieures et extérieures, et Orcades (SCOS, 2015).	50
Figure 2.13 : Evolution des effectifs de phoques veaux-marins (recensés pendant la mue estivale) au Royaume Uni. SCOS (2015), d'après Lonergan et al. (2007)	51
Figure 2.14 : Nombre et localisation des observations de phoques au cours des campagnes aériennes « SAMM » en 2011-2012 et « SAMM-ME » en 2014. Les cellules du quadrillage font 5 km de côté. Les transects des deux campagnes SAMM et SAMM-ME sont représentés, ainsi que la zone de l'appel d'offre éolien.	53

Figure 2.15 : Répartition spatiale des transects lors des campagnes halieutiques IBTS et CGFS entre 2007 et 2015.....	54
Figure 2.16 : Répartition spatiale des trois seules observations répertoriées de phoques lors des campagnes halieutiques IBTS et CGFS entre 2007 et 2015.....	54
Figure 2.17: Carte des déplacements des 10 phoques veaux-marins équipés de balises GPS/GSM en baie de Somme en octobre 2008. La flèche représente le site de capture des individus. Chaque couleur de trait représente le déplacement global d'un individu. Le périmètre prévisionnel de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.....	56
Figure 2.18 : Carte des déplacements des 12 phoques gris équipés de balises GPS/GSM en baie de Somme (de mai 2012 à février 2013). La flèche représente le site de capture des individus. Chaque couleur de trait représente le déplacement global d'un individu. Le périmètre prévisionnel de la zone de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.	57
Figure 2.19 : Agrandissement de la Figure 2.18 autour de la zone d'étude. Le périmètre prévisionnel de la zone de l'appel d'offre (projet éolien au large de Dunkerque) est indiqué en rouge.....	58
Figure 2.20 : Carte des suivis télémétriques réalisés en Grande Bretagne par le Sea Mammal Research Unit sur les phoques veaux marins jusque 2012. Sharples et al. (2012).....	59
Figure 2.21 : Carte des suivis télémétriques réalisés sur 10 phoques veaux marins de janvier à mai 2012 à partir de l'estuaire de la Tamise, donc 5 individus de Marsh End Sand (au sud de Southen-on-Sea, en bleu) et 5 autres de Margate Sands (au nord de Margate, en rouge). Baker et al. (2014).	60
Figure 2.22 : Carte du suivi télémétrique de l'un des phoques veaux marins capturé à Margate en janvier 2012, indiquant les profondeurs des plongées lors de son suivi. Baker et al. (2014).....	61
Figure 2.23: Carte de répartition globale des zones probables de chasse des 12 phoques gris suivis par balises GPS/GSM à partir de la baie de Somme en 2012, estimées à partir des paramètres de plongée. La flèche indique le site de capture des animaux. La taille de chaque cellule est de 5 km de côté, les couleurs chaudes indiquent les zones de plus forte densité de localisations probables de chasse. Les zones A et B du projet éolien figurent également.	62
Figure 2.24: Carte de répartition globale des zones probables de chasse des 9 phoques veaux-marins suivis par balises GPS/GSM à partir de la baie de Somme en 2008/2009, estimées à partir des paramètres de plongée. La flèche indique le site de capture des animaux. La taille de chaque cellule est de 5 km de côté, les couleurs chaudes indiquent les zones de plus forte densité de localisations probables de chasse. Les zones A et B du projet éolien figurent également.....	62
Figure 2.25 : Evolution du nombre total de phoques échoués entre le Cap Gris-Nez et la frontière belge de 1990 à 2015 (hors échouage du phoque annelé).....	64
Figure 2.26: Evolution du nombre total d'échouages de phoques gris (à gauche) et de phoques veaux marins (à droite) observés entre le Cap Gris-Nez et la frontière belge de 1990 à 2015, et courbes de tendance associées.....	65
Figure 2.27 : Répartition géographique des échouages de phoques (gris et veaux-marins) recensés entre la baie de Somme et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté.....	65

Figure 2.28 : Répartition géographique des échouages de phoques gris recensés entre le cap Gris-Nez et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté.	67
Figure 2.29 : Répartition géographique des échouages de phoques veaux-marins recensés entre le cap Gris-Nez et la frontière belge de 2000 à 2015. Chaque cellule du quadrillage fait 5 km de côté. .	67
Figure 3.1 : Cycle biologique des Chiroptères (source : CEN Aquitaine).....	78
Figure 3.2 : Carte de variation du $\delta^2\text{H}$ en Europe (précipitations moyennes annuelles), à partir du site www.waterisotopes.org . Les lignes noires représentent les voies migratoires de Noctules de Leisler baguées recapturées (Hutterer et al., 2005).....	79
Figure 3.3 : Carte de variation du $\delta^2\text{H}$ en Europe et origine des pipistrelles capturées. Les petits carrés représentent les sites sur lesquels des chiroptères ont été capturés, des poils collectés et une analyse isotopique réalisée, la couleur des carrés correspondants à une zone latitudinale d'origine des individus (Barlow et al., 2015b).....	81
Figure 3.4 : Répartition de la Pipistrelle pygmée dans le Nord-Pas-de-Calais en 2015 (Source : CMNF, Groupe Chiroptères).....	82
Figure 3.5 : Répartition de la Pipistrelle pygmée au Royaume-Uni (source : BCT, 2016) et le long du littoral du quart nord-ouest de la France (source : Groupe Chiroptères régionaux, 2015).....	83
Figure 3.6 : Répartition du Murin à oreilles échancrées en Nord – Pas-de-Calais en 2015 (source : CMNF, Groupe Chiroptères).....	83
Figure 3.7 : Flux migratoires potentiels ou avérés des Chiroptères depuis les Pays-Bas vers la France et l'Angleterre(source : CMNF, Groupe Chiroptères).	84
Tableau 3.1 : Récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer Noire	86
Tableau 3.2 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer Baltique	88
Figure 3.8 : Localisation des détecteurs : n°1 à Dungeness, n°2 à Douvres, n°3 à la baie Sandwich (BSG Ecology, 2013a)	89
Tableau 3.3 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études du Royaume-Uni	91
Figure 3.9 : Réseau d'enregistreurs dans les eaux belges et néerlandaises de la mer du Nord.	93
Tableau 3.4 : Tableau récapitulatif des différentes espèces rencontrées dans les études en mer du Nord.....	98
Figure 3.10 : Position des enregistreurs automatiques d'ultrasons le long du littoral du Pas-de-Calais (source : CMNF 2016).....	99
Tableau 3.5 : Synthèse des données en mer ou sur des îles côtières pour les 22 espèces des Hauts-de-France	100
Tableau 3.6 : Synthèse des distances croissantes où les espèces ont été contactées en mer, ou distance parcourue pour rejoindre une île côtière	101

Figure 3.11 : Localisation géographique des tous les contacts acoustiques ou observations directes de Chiroptères dans le sud de la Mer du Nord. De nombreuses observations ont été récoltées sur les plateformes pétrolières (IMARES 2015).....	102
Figure 3.12 : Occurrence temporelle de toutes les observations directes (en haut) ou acoustiques (en bas) pour l'ensemble des chauves-souris rencontrées dans le sud de la Mer du Nord (IMARES, 2015).	103
Figure 3.13 : Localisation des parcs éoliens offshore présents dans le sud de la Mer du Nord et indication de leur production électrique (IMARES, 2015).....	105
Figure 3.14 : Nombre de contacts de chauves-souris et production électrique en fonction de la vitesse du vent.....	106
Figure 3.15 : Schéma de fonctionnement du dispositif Chirotech ©. Site internet BIOTOPE : http://www.biotope.fr/fr/innovation/chirotech	107
Tableau 3.7 : Récapitulatif des résultats des tests d'asservissement sur les parcs testés dans le cadre du dispositif Chirotech(c) (Bas, 2012)	108
Tableau 3.8 : Niveau de risque de collision des chiroptères avec les éoliennes, par espèce ou groupe d'espèce, d'après Rodrigues et al.(2015) et L. Bach (comm. pers. 2016)	111
Tableau 3.9 : Statuts des espèces à risque de collisions élevés et degré d'affinité marine (d'après Le Champion et al., 2013 ; Tapiero et al., 2015)	112
Figure 3.16 : Microphone d'enregistrement à distance placé sur le dessous de la nacelle. Il est relié à un détecteur automatique installé à l'intérieur de la nacelle. Photo : L. Bach ©.....	114

Annexes

Annexe 1 : Mortalité connue des chiroptères par éoliennes terrestres en Europe.

Source : Tobias Dürr, Station ornithologique de l'Etat du Brandenburg. Actualisation du 15/12/2015

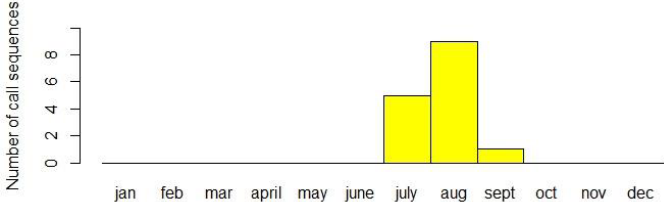
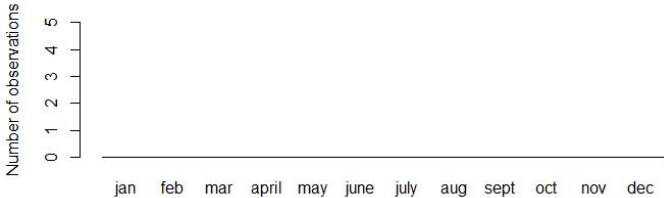
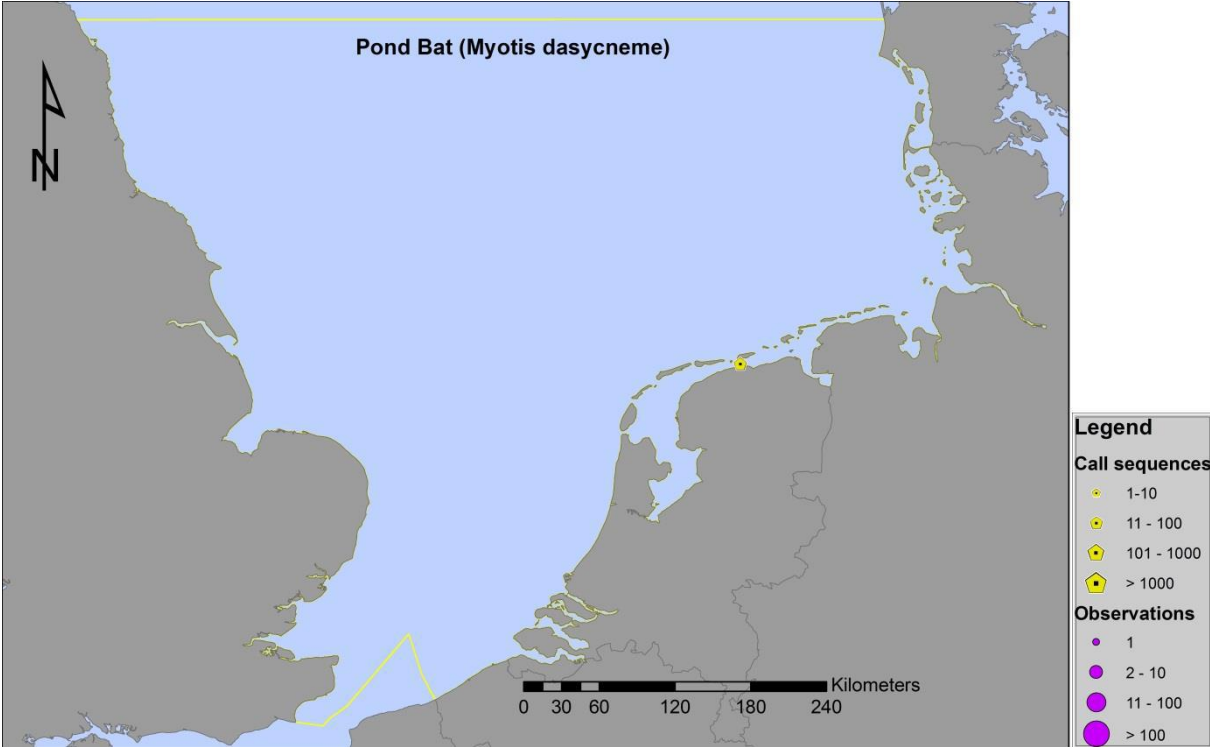
Mortalité de chauves-souris par éoliennes connue au 19/12/2015

Species	AT	BE	CH	CR	CZ	DE	ES	EE	FI	FR	GR	IT	LV	NL	NO	PT	PL	RO	SE	UK	Total
<i>Nyctalus noctula</i>	46				3	836	1			31	10					1	16	5	1		950
<i>Nyctalus lasiopterus</i>							21			6	1					8					36
<i>N. leisleri</i>			1		1	124	15			63	58	2				210	5				479
<i>Nyctalus spec.</i>							2			1						16					19
<i>Eptesicus serotinus</i>	1				7	43	2			23	1			1		0	3				81
<i>E. isabellinus</i>							117									1					118
<i>E. serotinus / isabellinus</i>							11									16					27
<i>E. nilssonii</i>	1				3			2	6				13		1		1		8		35
<i>Vespertilio murinus</i>	2			7	2	103				8	1		1				7	7	1		139
<i>Myotis myotis</i>						2	2			3											7
<i>M. blythii</i>							4			1											5
<i>M. dasycneme</i>						3															3
<i>M. daubentonii</i>						7										2					9
<i>M. bechsteinii</i>										1											1
<i>M. emarginatus</i>							1			2											3
<i>M. brandtii</i>						1															1
<i>M. mystacinus</i>						2					1										3
<i>Myotis spec.</i>						1	3														4
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	2	10		2	3	486	73			622		1		15		248	3	3	1		1469
<i>P. nathusii</i>	13	3		3	2	661				178	35	2	23	8			16	12	5		961
<i>P. pygmaeus</i>	4					54				125			1			33	1	2	1	1	222
<i>P. pipistrellus / pygmaeus</i>	1		1				483			29	54					35	1	2			606
<i>P. kuhlii</i>				66			44			130						39		4			283
<i>P. pipistrellus / kuhlii</i>																19					19
<i>Pipistrellus spec.</i>	8			37	2	49	20			134	1		2			87	2	4		3	349
<i>Hypsugo savii</i>	1			57		1	50			36	26	12				45					228
<i>Barbastella barbastellus</i>						1	1			3											5
<i>Plecotus austriacus</i>	1					6															7
<i>Plecotus auritus</i>						6															6
<i>Tadarida teniotis</i>				2			23			1						22					48
<i>Miniopterus schreibersii</i>							2			5						3					10
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>							1														1
<i>Rhinolophus mehelyi</i>							1														1
<i>Chiroptera spec.</i>	1	1		14		48	320	1		192	6	1				103	3		30	8	728
Total	81	14	2	188	20	2437	1197	3	6	1594	194	18	40	24	1	888	58	39	47	12	6863

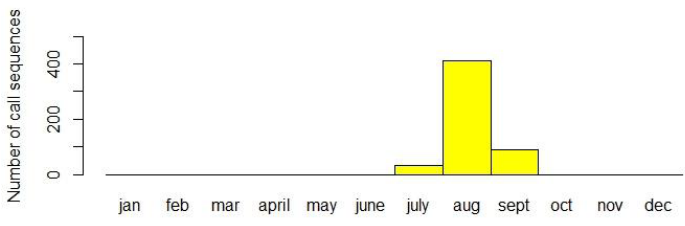
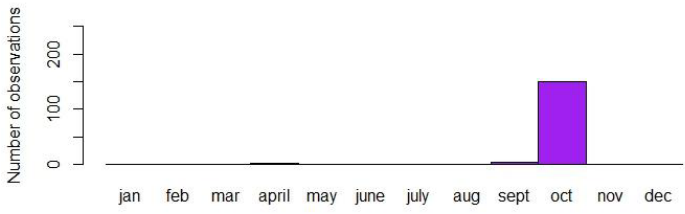
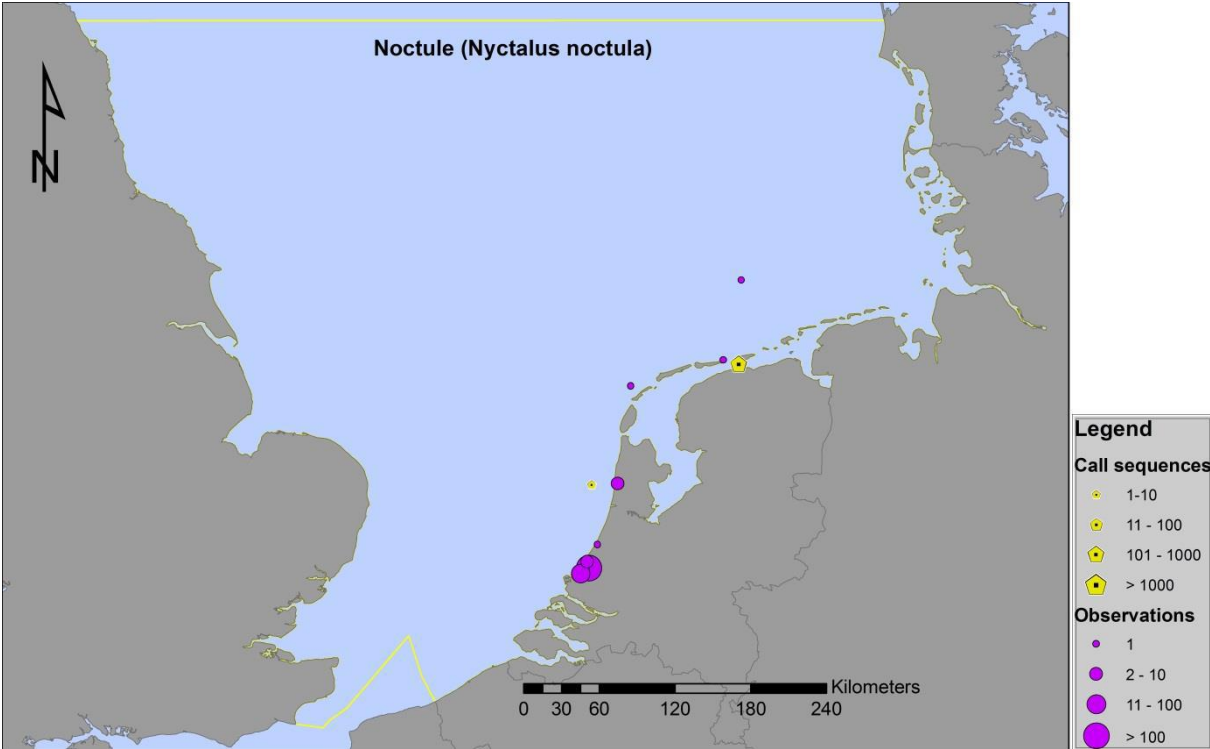
AT = Autriche, BE = Belgique, CH = Suisse, CR = Croatie, CZ = Rep. tchèque., D = Allemagne, ES= Espagne, EE = Estonie, FR = France, GR = Grèce, IT = Italie, LV = Lettonie NL = Pays-Bas, NO = Norvège, PT = Portugal, PL = Pologne, RO = Roumanie, SE = Suède, UK = Royaume-Uni

Annexe 2 : Distribution et phénologie de passage des Chiroptères dans le sud de la Mer du Nord (par observations directes et par enregistrements acoustiques) (source : IMARES, 2015)

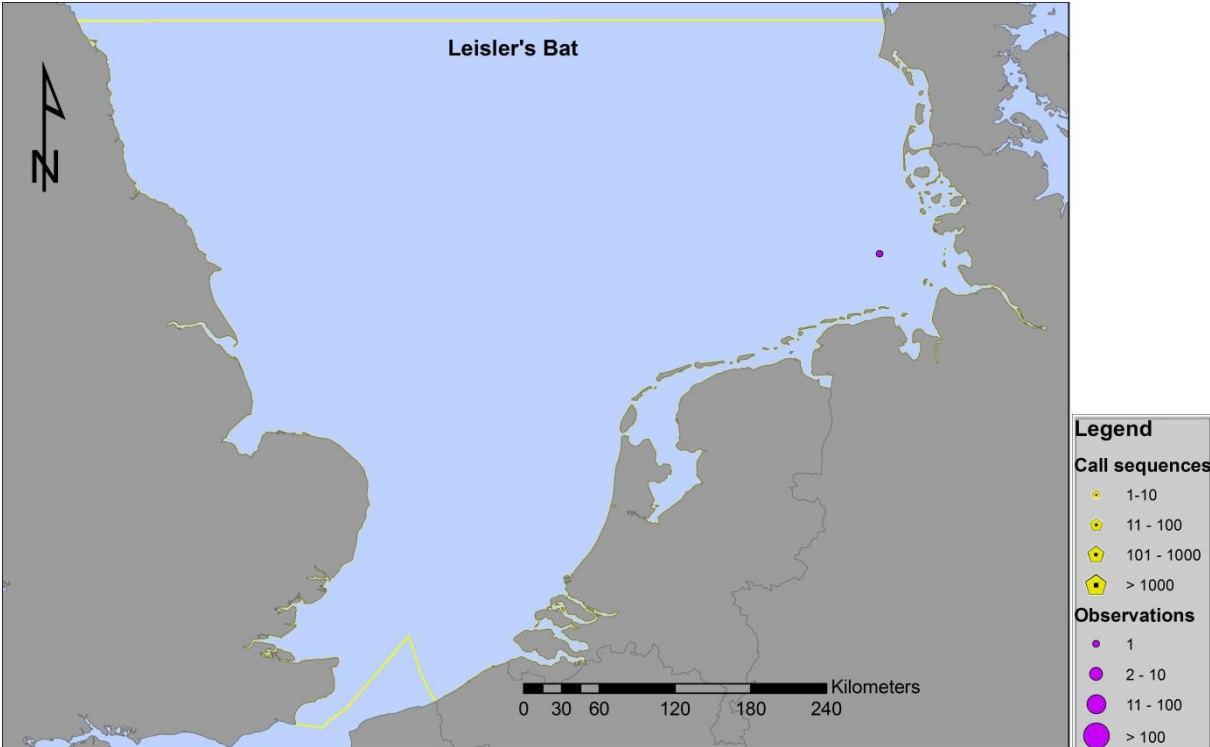
Le Murin des marais



La Noctule commune



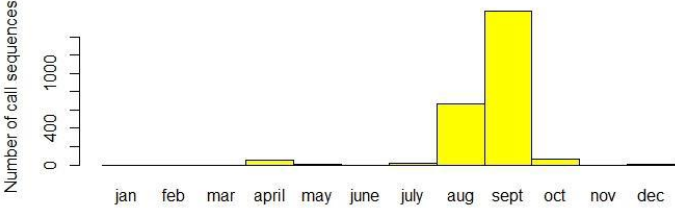
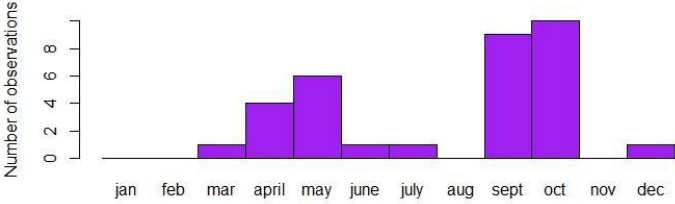
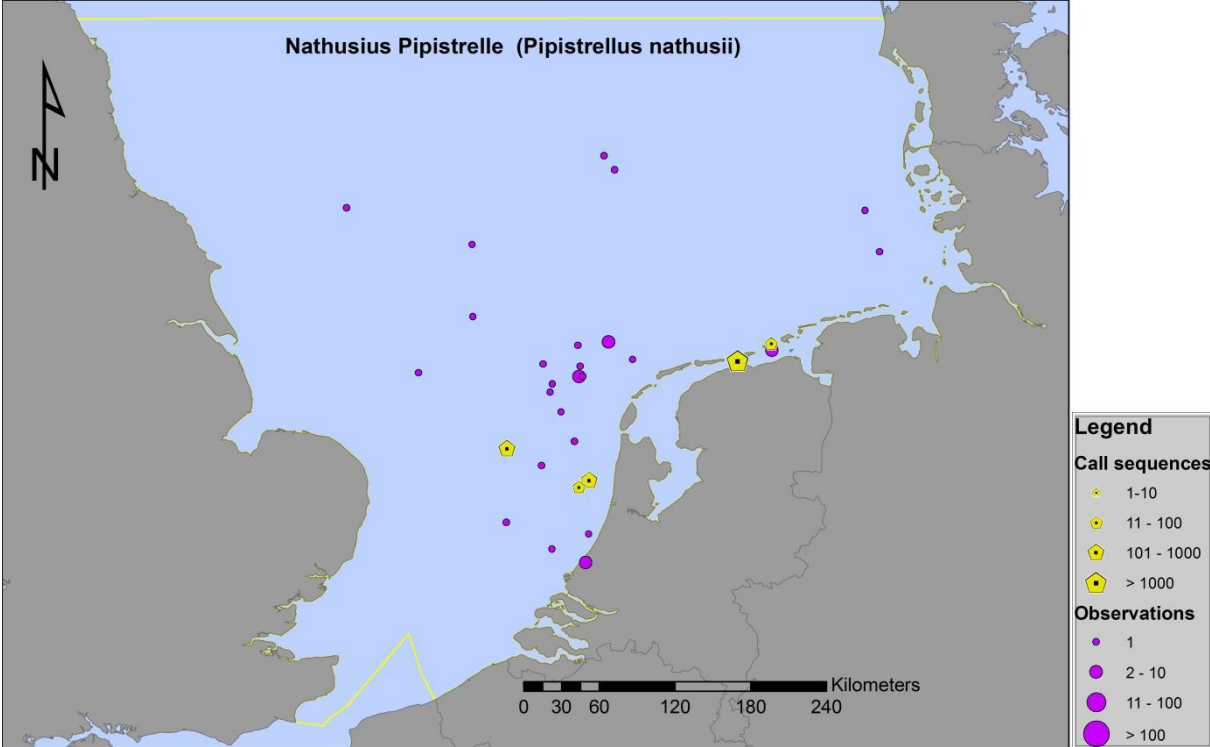
La Noctule de Leisler



La Pipistrelle commune



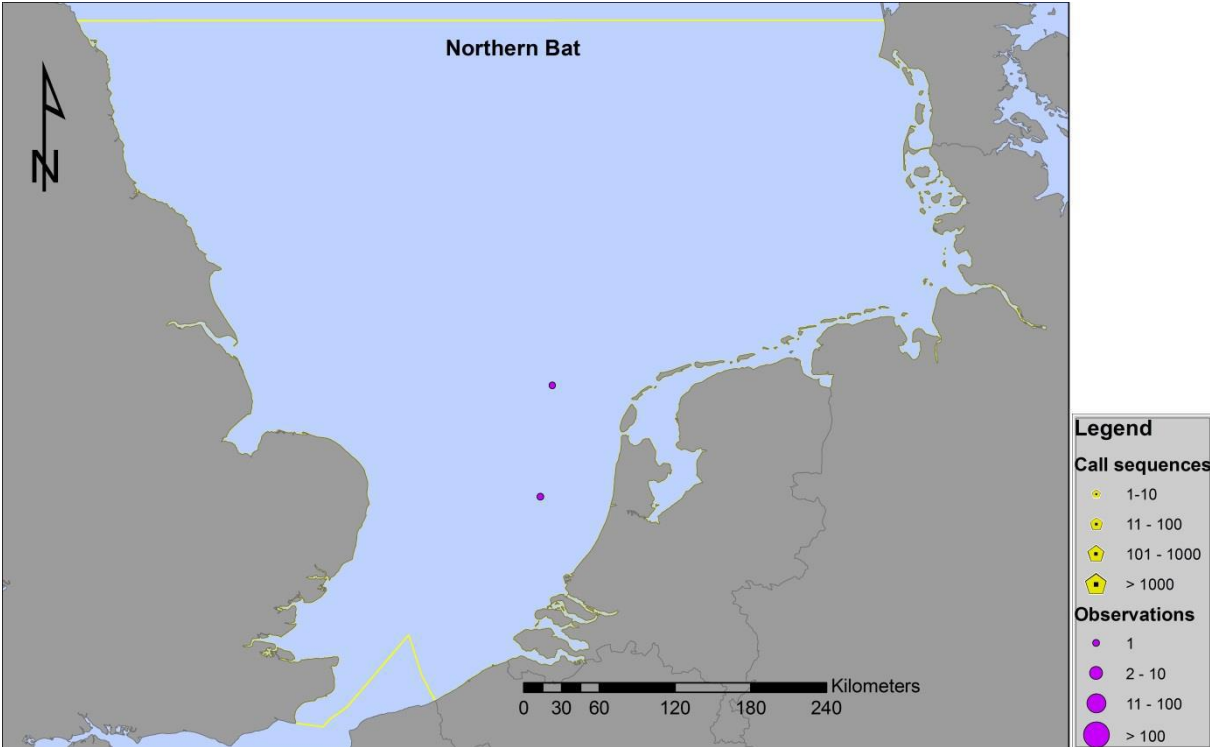
La Pipistrelle de Nathusius



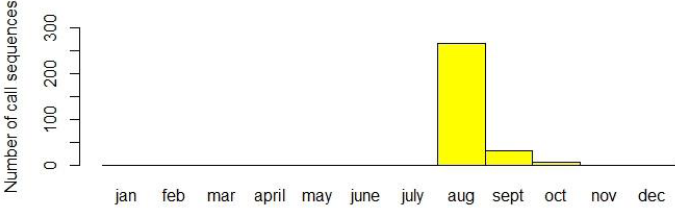
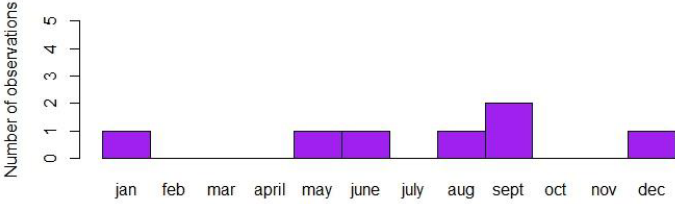
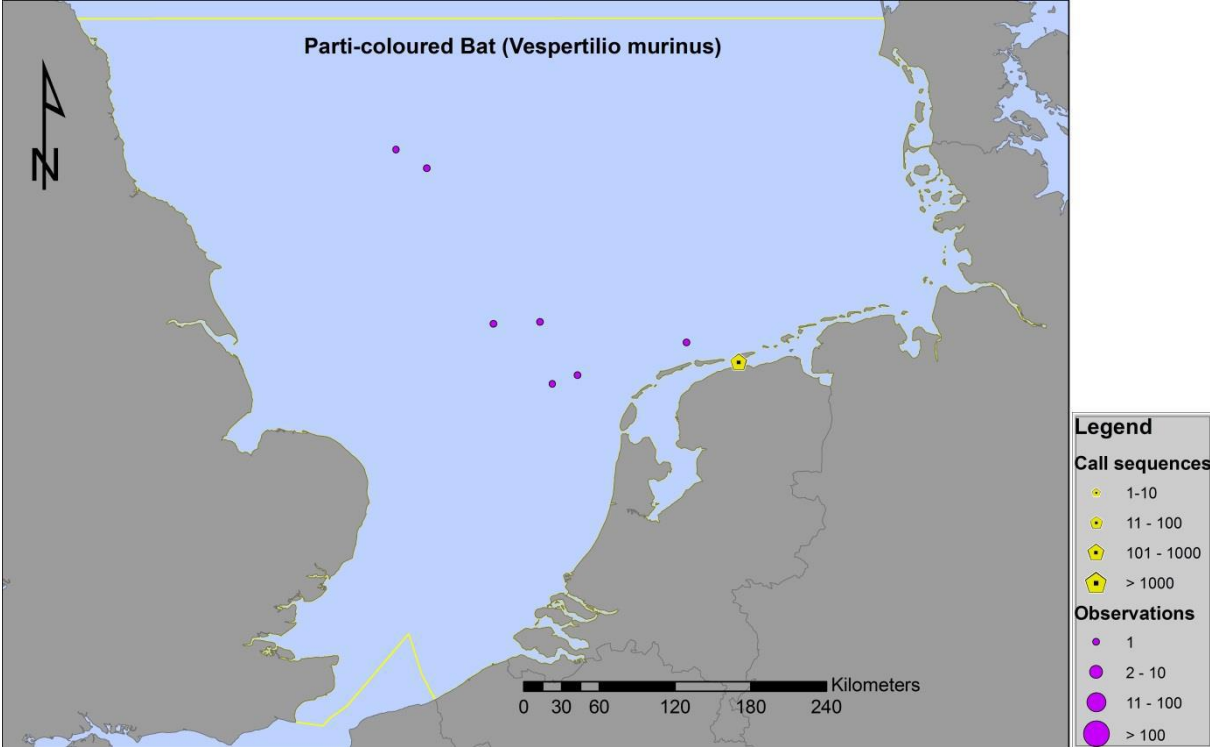
La Sérotine commune



La Sérotine de Nilsson



La Sérotine bicolore



Annexe 3 : Plaquettes de présentation du dispositif ChiroTech © (source : Biotope)



Délais d'études d'environ 1 an
Perte de production < 1 %
Baisse de mortalité moyenne 70 %
Système de régulation entièrement automatisé



Financiers

- ADEME
- BPI France
- Région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées



Membre de la FEE
(France Energie Eolienne)



La mention « **idée pour la biodiversité** »
 du Prix Entreprises et Environnement, organisé par l'Ademe
 et le Ministère de l'Écologie en 2010,
 est attribuée à Biotope pour le système Chirotech®

📍 Votre contact :
Marie-Lilith FATOU - Responsable produit R&D
Tél. + 33 (0)4 67 18 18 76 - mipatou@biotope.fr - ret@biotope.fr
 Siège social :
 22 boulevard Maréchal Foch - BP58 - F-34140 Méze
 Tél. : +33(0)4 67 18 46 20 - www.biotope.fr



Performance énergétique
& risque chiroptères





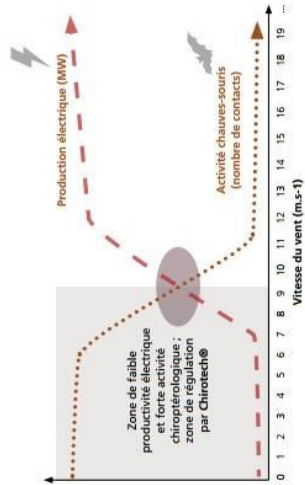
Chirotech®

Chirotech® est un système de régulation du fonctionnement des éoliennes en faveur de la conservation des chiroptères (Chauves-souris) qui peuvent être impactés par le fonctionnement des éoliennes. Il se base sur le constat initial selon lequel les pics d'activité des chiroptères ne correspondent pas au pic de production des éoliennes. Après modélisation du comportement des chiroptères dans l'environnement local du parc éolien, Chirotech® permet d'optimiser le compromis entre risque animalier et productivité énergétique du parc. Cette solution prend en compte les paramètres en temps réel de température, vent, pluviométrie.

Chirotech® se décline en deux modules : Chirotech®-Monitoring en altitude et Chirotech®-Régulation.

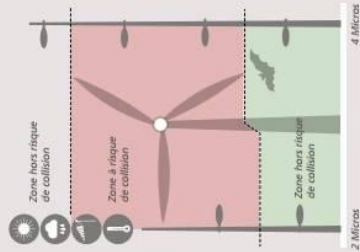
Le module Chirotech®-Monitoring modélise le comportement des chauves-souris aux abords du parc éolien.

Le module Chirotech®-Régulation régule le parc éolien en fonction du modèle défini par le Chirotech®-Monitoring et en fonction des paramètres météorologiques instantanés. La solution se concentre sur l'optimisation des performances du parc lors de vent faible sachant que l'activité des chiroptères est forte.



Chirotech®- Monitoring

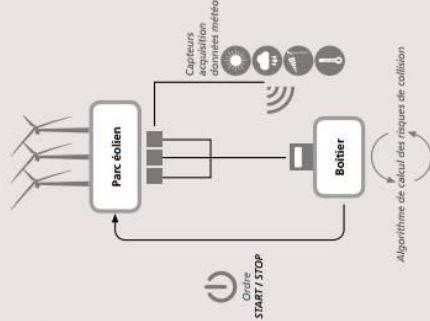
Le module de Chirotech®- Monitoring mesure l'activité des chauves-souris en altitude, à hauteur des pales, pour lutter contre la mortalité liée aux collisions et au barotraumatisme. Le module s'installe sur mât de mesure en phase d'étude d'impact ou sur éolienne pendant l'exploitation du parc.



- AVANTAGES DE LA SOLUTION**
- Concilie la conservation des chiroptères et production énergétique
 - Établit le dossier réglementaire vis-à-vis de la connaissance des espèces
 - Évalue finement les risques d'impacts par caractérisation des trajectoires de vols
 - Optimise les mesures de bridage

Chirotech®- Régulation

Le boîtier Chirotech®- Régulation récupère les données météorologiques : vitesse du vent, température, pluviométrie via les systèmes d'acquisition du parc éolien. Ce boîtier fait l'interface entre le système de commande des éoliennes (tobit, opc serveur, scada) et un algorithme breveté calculant les risques de collision éolienne/Chauves-souris. Si le seuil de risque de collision est dépassé, il provoque un arrêt des machines.



- AVANTAGES DE LA SOLUTION**
- Système autonome, compact
 - Système évolutif qui peut s'adapter à plusieurs parcs éoliens pour un même exploitant
 - Prise de main à distance, possibilités de produire des tableaux de bord
 - Réaction instantanée à la potentialité de présence des chiroptères



Chirotech

L'alternative crédible conciliant préservation des chauves-souris et développement de l'énergie éolienne.

Pour limiter le recours aux énergies fossiles et réduire l'impact des hommes sur l'environnement, les politiques gouvernementales et territoriales favorisent les énergies renouvelables, et en particulier l'éolien.

Le territoire français compte aujourd'hui près de 2700 éoliennes. Il en faudra 6000 pour atteindre l'objectif 2020 du Grenelle de l'Environnement.

L'implantation de nouvelles machines peut néanmoins conduire à la destruction d'espèces animales sensibles dont les chauves-souris. De nombreuses espèces de

chauves-souris sont menacées à l'échelle européenne. Pour veiller à leur protection, les DIREN/DREAL sont amenées à suspendre l'installation de nouveaux parcs lorsque, d'une part, le risque de destruction des chauves-souris est jugé trop élevé et, d'autre part, lorsqu'aucune mesure d'atténuation n'est mise en place.

QUELQUES DONNÉES

Baisses de mortalité allant jusqu'à
70 % *

Pertes de production de l'ordre de
0,5 % *

Délais d'études d'environ
1 an

Coût dérisoire

Système de régulation entièrement automatisé

* Chiffres attestés par la régulation d'un parc Nordex en Vendée en 2009



Site Amélecourt en Moselle

Chirotech vous permet :

- 1 de mieux évaluer le risque que présente effectivement votre projet d'installation face à la présence des chauves-souris;
- 2 d'équiper votre parc d'un dispositif adapté permettant de réduire jusqu'à 90 % ce risque.

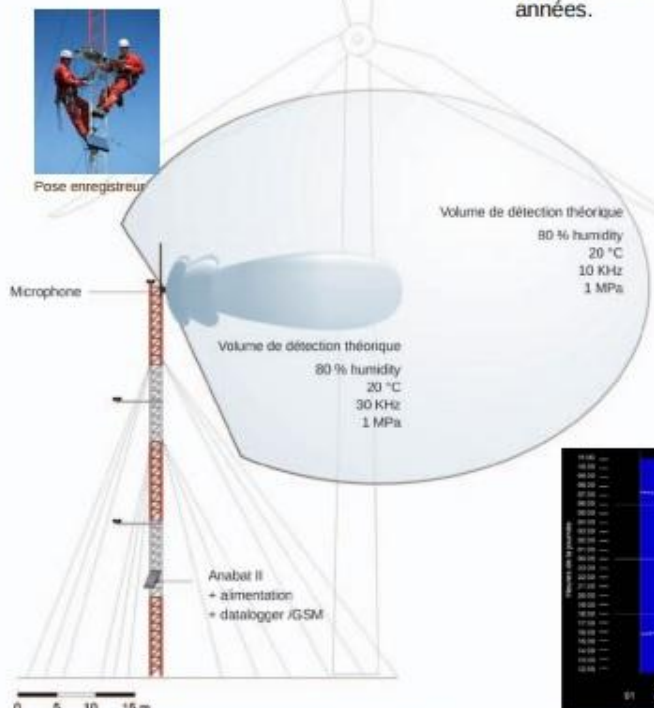


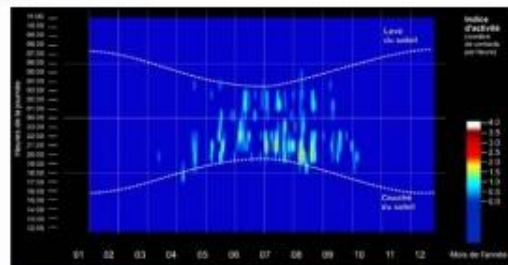
Schéma du dispositif Chirotech pouvant être installé sur une éolienne

Cette solution entièrement développée par Biotope a suscité l'intérêt du programme « Éolien et Biodiversité » coordonné au niveau national par la LPO. Dans le but de tester l'efficacité du système, cette dernière a ainsi apporté sa contribution sur le site de Boin dont elle suit la mortalité depuis plusieurs années.

En partenariat avec le constructeur Nordex, le système est développé à partir de la modélisation du comportement particulier de ces petits mammifères volants, pour commander des arrêts machines lorsque surviennent des périodes de forte activité. Il garantit une forte réduction de la mortalité des chauves-souris, tout en induisant de faibles pertes de production électrique.



Régulation à distance des éoliennes via l'outil de contrôle-commande Nordex NC2



Activité des chauves-souris en fonction des cycles journaliers et annuels

PRÉSENTATION DES SOCIÉTÉS

BIOTOPE est une entreprise créée en 1993, spécialisée dans l'étude de la faune, de la flore, des milieux naturels et des paysages. Elle regroupe un bureau d'études en environnement, une agence de communication et une maison d'édition. Avec ces 13 agences réparties sur tout le territoire et ses 150 collaborateurs, Biotope offre une large gamme de services liés à l'expertise écologique.

NORDEX est une entreprise créée en 1985, spécialisée dans la réalisation clé en main de projets éoliens (développement de projets, construction et commercialisation des machines, maintenance des éoliennes). La société compte plus de 2200 collaborateurs dans le monde, grâce entre autres à ses filiales en Chine, Pologne, Royaume-Uni, USA. En France, près de 200 personnes assurant tous les pôles de compétences font de Nordex un des acteurs majeurs du marché.

CONTACTS

BIOTOPE : +33 (0)4 67 18 46 28 - chirotech@biotope.fr

NORDEX : +33 (0)1 55 93 94 45 - gsteinmetz@nordex-online.com



Annexe 4 : Répartition en Nord – Pas-de-Calais des espèces de Chiroptères potentiellement impactées au large de Dunkerque (source : CMNF)

