

DÉBAT PUBLIC

EN MER EN NORMANDIE DE NOUVELLES ÉOLIENNES ?



Titre français : Rapport sur les impacts environnementaux des parcs éoliens offshore dans la zone belge de la mer du Nord

Cet article a été traduit par la Commission Particulière du Débat Public sur les éoliennes en mer en Normandie (du 15 novembre 2019 au 19 août 2020).

Il est mis à la disposition du public sur le site : normandie.debatpublic.fr

Article original :

Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2018. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Assessing and Managing Effect Spheres of Influence*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 136 p.

Vous pouvez retrouver le texte original dans la bibliothèque du débat.

2018

Rapport sur les impacts environnementaux des parcs éoliens offshore dans la zone belge de la mer du Nord

Edited by

Steven Degraer
Robin Brabant
Bob Rumes
Laurence Vigin



Acknowledgements

This research is financed by C-Power nv, Parkwind nv, Rentel nv and Norther nv, in fulfilment of the environmental monitoring programme of their environmental permits. The authors want to thank C-Power, Parkwind, Rentel and Norther for their willing cooperation. This monitoring benefited from the use of the research vessel Belgica (ship time RV Belgica was provided by BELSPO and RBINS – OD Nature), the research vessel Simon Stevin (operated by the Flanders Marine Institute) and the observation aircraft of RBINS for collecting the necessary data at sea.



RESEARCH INSTITUTE
NATURE AND FOREST



ILVO

PREFACE

La directive européenne 2001/77/CE, relative à la promotion de l'électricité produite à partir de sources d'énergie renouvelables sur le marché intérieur de l'électricité, impose à chaque État membre un objectif chiffré pour la contribution de la production d'électricité à partir de sources d'énergie renouvelables. Pour la Belgique, cet objectif est de 13% de la consommation totale d'énergie, qui doit être atteinte d'ici 2020. Les parcs éoliens offshore dans la partie belge de la mer du Nord devraient apporter une contribution importante (environ 43%, en supposant une capacité installée de 2000 MW d'ici 2020) pour atteindre cet objectif.

Au sein du BPNS, une zone de 238 km² est réservée à la production d'électricité à partir de l'eau, des courants ou du vent. Quatre parcs éoliens sont déjà opérationnels. Avec cinq autres à venir, on peut toutefois s'attendre à des changements écologiques majeurs.

Avant d'installer un parc éolien, un exploitant doit obtenir une concession de domaine et un permis environnemental. Le permis environnemental comprend un certain nombre de conditions visant à minimiser et/ou atténuer l'impact du projet sur l'écosystème marin. En outre, comme le

prévoit la loi, l'autorisation impose un programme de surveillance pour évaluer les effets du projet sur l'environnement de la mine.

Dans le cadre du programme de surveillance, l'Institut royal des sciences naturelles de Belgique et ses partenaires évaluent l'étendue des impacts prévus sur l'écosystème marin et visent à révéler les processus à l'origine de ces impacts. Le premier objectif est essentiellement abordé par la surveillance de base, en se basant sur la quantification *a posteriori* de l'impact résultant, tandis que le second objectif de surveillance est couvert par la surveillance ciblée ou de processus, en se concentrant sur les relations de cause à effet des impacts sélectionnés *a priori*. En tant que tel, le suivi de base porte sur l'observation plutôt que sur la compréhension des impacts et conduit donc à des résultats spécifiques à une zone, qui peuvent servir de base à l'arrêt des activités.

Ce rapport, qui s'adresse aux scientifiques, aux gestionnaires et aux décideurs du secteur maritime, ainsi qu'aux promoteurs de parcs éoliens offshore, présente un aperçu des résultats scientifiques du programme belge de surveillance des parcs éoliens offshore, sur la base des données recueillies jusqu'en 2017.

RESUME

EVALUER ET GERER LA SPHERE D'INFLUENCE DE L'EFFET

DEGRAER Steven, BRABANT Robin, BRAECKMAN Ulrike, COURTENS Wouter, DE BACKER Annelies, DAELEMANS Robin, DE BOSSCHERE Jill, HOSTENS Kris, JONGE POERINK Bob, KERCKHOF Francis, LAURENT Yves, LEFAIBLE Nene, MOENS Tom, NORRO Alain, RUMES Bob, STIENEN Eric W.M., VANERMEN Nicolas, VAN DE WALLE Marc, VERSTRAETE Hilbran

Aujourd'hui, la surveillance environnementale des parcs éoliens en mer vise de plus en plus à évaluer les impacts à l'échelle spatiale plus large à laquelle les écosystèmes fonctionnent. L'observation de densités accrues de morue *Gadus morhua* dans la couche de protection contre l'érosion des éoliennes, par exemple, doit être placée dans la perspective plus large d'un nombre rapidement croissant de parcs éoliens offshore dans la distribution géographique de l'espèce pour évaluer les impacts sur la dynamique des populations de l'espèce. De même, la menace des espèces non indigènes envahissantes présentes dans la zone intertidale des éoliennes ou l'impact éventuel sur le statut des populations de marsouins communs *Phocoena phocoena* ne peuvent être évalués que dans la même perspective cumulative. Avec 238 km² réservés aux parcs éoliens offshore en Belgique (soit, d'ici la fin 2018 : 274 éoliennes offshore représentant une capacité installée de 1152 MW, chapitre 1), 344 km² dans la zone adjacente de Borssele aux Pays-Bas et 122 km² dans la zone française de Dunkerque, les impacts écologiques cumulés sont susceptibles de constituer une préoccupation majeure dans les années à venir.

Si l'importance d'une augmentation des effets observés au niveau local est donc

largement reconnue, la clé de cette augmentation est encore basée sur une compréhension approfondie de ce qui se passe à l'échelle d'une éolienne ou d'un parc éolien. Les effets à l'échelle locale sont en effet à la base d'éventuelles répercussions sur l'écosystème au sens large. En outre, une éventuelle atténuation des impacts indésirables par des mesures de gestion aura très probablement lieu à cette échelle locale. L'atténuation à la source est généralement considérée comme une meilleure option que, par exemple, la compensation d'éventuels dommages écologiques.

Lorsque l'on considère les effets à l'échelle locale, il est indispensable de connaître l'étendue de la sphère d'influence. La sphère d'influence comprend quatre dimensions, c'est-à-dire les deux dimensions horizontales (distance de la source de perturbation), la dimension spatiale verticale (dans toute la colonne d'eau et dans l'air) et le temps (variation saisonnière et annuelle). Ce rapport présente de nouvelles conclusions concernant l'étendue de la sphère d'influence et sa gestion éventuelle. Ces résultats peuvent être répartis en gros comme suit : (1) l'évaluation de la sphère d'influence des éoliennes, (2) l'évaluation de la sphère d'influence du parc éolien et (3) la gestion de la sphère d'influence de la construction des éoliennes offshore.

À la plus petite échelle spatiale, la sphère d'influence d'une éolienne est censée comprendre les communautés associées au bio-encrassement et au substrat dur direct, ainsi que les communautés environnantes (souvent à sédiments mous et moins mobiles) qui sont affectées par la présence de la structure et de ses communautés de bio-encrassement. Cette sphère d'influence pourrait en fait être appelée l'effet récifal artificiel de premier ordre.

Les substrats durs artificiels sont connus pour être attractifs pour de nombreuses espèces associées aux substrats durs, parmi lesquelles plusieurs espèces de poissons. Pour ces dernières, ces structures offshore offrent un abri, un habitat approprié et une source de nourriture. En Belgique, un total de 25 espèces de poissons ont été observées à proximité immédiate des éoliennes, dont 15 sont également connues pour vivre autour des épaves (chapitre 6). En comparaison avec les bancs de sable environnants, la communauté de poissons autour des éoliennes peut donc être considérée comme relativement unique. Quatre espèces, le poisson têtard *Raniceps rani-nus*, le tompot blenny *Parablennius gatto-rugine* et la barbotte à longues épines *Taurulus bulbalis* étaient auparavant rarement ou, dans le cas du ballan wrasse *Labrys bergylta*, seulement une fois signalées dans les eaux belges. Cela ne signifie toutefois pas nécessairement qu'ils sont rares. La plupart des espèces de poissons à substrat dur obligatoire qui ont été observées sont fréquemment enregistrées dans les parcs à huîtres et les champs de blocs rocheux de l'estuaire de l'Escaut oriental, situé à proximité. Les efforts d'échantillonnage, la conception et les techniques déterminent tous la rareté perçue d'une espèce. Nous montrons que, pour obtenir un bon aperçu de la faune piscicole vivant sur des substrats durs, l'utilisation d'une série de techniques d'échantillonnage variées est nécessaire. Nous pensons que les espèces de poissons fréquentant les substrats durs profiteront de plus en plus de l'expansion continue des parcs éoliens offshore dans le sud de la mer du Nord. Comme ces communautés sont principalement constituées d'espèces

associées aux substrats durs, la sphère d'influence immédiate est limitée à l'étendue spatiale des substrats durs artificiels.

La sphère de l'effet récifal artificiel de premier ordre comprend également les communautés environnantes (souvent à sédiments mous) qui sont touchées par exemple par le dépôt de peaux fécales provenant des communautés de salissures biologiques, par l'altération de l'hydrodynamique et donc de la morphologie, et/ou par la pression accrue de la prédation par les poissons attirés. L'étendue de cette sphère d'influence est encore en cours d'étude par la communauté scientifique et dépend notamment des communautés considérées ainsi que de la taille et de l'âge de la structure artificielle. Nous avons comparé le macrobenthos des sédiments mous (c'est-à-dire le fau-na retenu sur un tamis de 1 mm de maille et habitant les sédiments mous) à 350-500 m de distance des structures artificielles avec celui qui se trouve à proximité (37,5 m) (chapitre 5). Des effets liés à la turbine ont été détectés à proximité des fondations à base de gaine sur le Thornton Bank, avec un collage (taille de grain médiane : $343 \pm 22 \mu\text{m}$ contre $378 \pm 49 \mu\text{m}$) et un enrichissement organique (teneur en matière organique totale : $0,72 \pm 0,39 \%$ contre $0,53 \pm 0,17\%$) du sédiment, ainsi que des densités macrofauniques plus élevées (934 ± 1112 vs 343 ± 329 ind. m⁻²), une diversité (nombre d'espèces : 18 ± 9 vs 8 ± 4 , diversité : $1,92 \pm 0,46$ vs $1,57 \pm 0,44$) et des déplacements de communautés à proximité et non plus loin. La sphère d'influence s'étend donc sur au moins 40 m, mais moins de 350 m, à partir des turbines à enveloppe (soit $\sim 5000 \text{ m}^2$). En revanche, les effets autour des fondations monopilaires du Bligh Bank ont été significativement différents entre les sites d'échantillonnage proches et plus éloignés, pour la composition des communautés uniquement. Ces résultats contrastés pourraient être dus à une combinaison de différences structurelles (entre les fondations à enveloppe en casu et les fondations monopilaires), mais aussi à des différences spécifiques au site (entre les eaux de transition en casu et les eaux du large), justifiant des recherches plus approfondies sur le sujet de la sphère

d'influence sur le macrobenthos des sédiments mous. Les différences spécifiques aux sites sont illustrées par un gradient nord-sud des assemblages de poissons démersaux-benthopélagiques (c'est-à-dire une faune plus grande vivant sur les sédiments meubles) (chapitre 4). La zone de concession la plus proche du rivage (environ 23 km) présentait des densités beaucoup plus élevées (1200 contre environ 80 ind. 1000 m^{-2} pour l'épibenthos et 120 contre 25 ind. 1000 m^{-2} pour les poissons) et une biomasse (3900 contre 180 g WW 1000 m^{-2} pour l'épibenthos) et aussi une structure communautaire différente des zones de concession plus offshore. La zone proche du rivage est habitée par un ensemble très proche d'une communauté côtière typique, tandis que plus au large, c'est un ensemble offshore typique qui prévaut.

Si l'on considère les tendances des poissons épibenthos et démersaux-benthopélagiques, il est remarquable que deux animaux épifauniques, à savoir les moules bleues *Mytilus edulis* et les anémones *Anthozoa* spp. dont on sait qu'elles s'encrassent sur les fondations, étaient assez abondants dans les échantillons de sédiments mous prélevés dans l'un des parcs éoliens étudiés (resp. 5 et

ind. 1000 m^{-2}). Tous deux étaient totalement absents ou présents en densités beaucoup plus faibles (respectivement 0,04 et 0,3 ind. 1000 m^{-2}) dans les lieux de référence en dehors des parcs éoliens offshore (chapitre 3). Cela pourrait indiquer que l'effet "récif" commence à s'étendre au-delà du voisinage direct des turbines, élargissant ainsi la sphère d'influence avec le temps. Cependant, un suivi détaillé serait nécessaire pour valider s'il s'agit d'une observation unique ou d'un effet persistant des parcs éoliens reflétant l'effet du temps après la construction. Dans l'ensemble, aucun effet direct des parcs éoliens, ni aucun effet indirect d'exclusion des pêcheries n'a encore été observé pour l'assemblage de poissons épibenthos de fond mou et démersaux-benthopélagiques en 2017. Outre la différence pour les moules bleues et les anémones, la composition des espèces, le

sud clair dans la zone plus large du parc éolien offshore pour l'épibenthos à sédiments mous et le nombre d'espèces, la densité et la biomasse (pour l'épibenthos uniquement) de l'assemblage de fond mou à l'intérieur des parcs éoliens offshore sont restés très similaires à ceux de l'assemblage dans les sites de référence. Les espèces de poissons épibenthiques et démersaux-benthopélagiques qui habitaient à l'origine les sédiments mous des deux zones de parcs éoliens offshore restent dominantes.

Un autre exemple de la sphère d'influence des éoliennes individuelles est donné par les chauves-souris qui explorent et migrent à travers l'environnement marin. Plusieurs espèces de chauves-souris dont on sait qu'elles migrent sur de longues distances entre leurs perchoirs d'été et d'hiver traversent également la mer du Nord et peuvent donc rencontrer des parcs éoliens offshore. Le développement de parcs éoliens offshore en mer du Nord représente donc un risque potentiel pour les chauves-souris migratrices. Pour étudier l'activité des chauves-souris en mer en fonction de l'altitude et donc le risque de collision, nous avons installé huit détecteurs acoustiques de chauves-souris sur quatre turbines du parc éolien du Thornton Bank (chapitre 9). Quatre ont été installés sur la plate-forme de la pièce de transition (17 m au-dessus du niveau moyen de la mer, amsl) et quatre sur la nacelle des turbines au centre de la zone balayée par le rotor (94 m amsl). Au total, 98 enregistrements de chauves-souris ont été réalisés par les huit Batcoders pendant 19 nuits différentes durant toute la période d'étude (de fin août 2017 à fin novembre 2017). Les détections à hauteur de la nacelle n'ont été que d'environ 10 % des détections effectuées à basse altitude. Les observations faites par les détecteurs à la hauteur de la nacelle donnent une première indication de l'activité des chauves-souris à cette altitude. Compte tenu de la portée limitée des détecteurs, cela ne permet pas encore de tirer des conclusions solides sur le risque de collision des chauves-souris, surtout dans la partie inférieure de la zone balayée par le rotor. Il est donc nécessaire de mener des

études pour évaluer l'activité des chauves-souris dans toute la zone balayée par le rotor.

La sphère d'influence d'autres espèces, souvent plus mobiles, est moins susceptible d'être concentrée à l'échelle d'une seule éolienne, comme on l'a observé pour le

en raison, par exemple, de l'amélioration des conditions d'alimentation et de la disponibilité des perchoirs.

En ce qui concerne les oiseaux de mer, nous avons analysé les données GPS des mouettes rieuses *Larus fuscus* capturées et marquées dans les colonies d'Ostende et de Zeebrugge (chapitre 7). Trois exercices de modélisation ont été réalisés pour étudier la réaction des mouettes rieuses à un parc éolien offshore belge à une échelle spatiale fine. Ces exercices ont confirmé que les goélands passent beaucoup plus de temps perchés sur les éoliennes extérieures que sur les éoliennes intérieures situées à 500 m du bord du parc (2,5 contre 0,5 h par éolienne). Ensuite, nous avons constaté une augmentation significative et progressive du nombre de logs d'oiseaux volants allant du centre du parc éolien (~0,6 logs) jusqu'à 2000 m du bord du parc éolien (~1,4 logs), au-delà de laquelle la réplique semblait se stabiliser. Pour les oiseaux non volants également, le modèle a montré un nombre minimum de bûches (~0,5) au centre du parc éolien et un aplatissement du lissoir à environ 2000 m (~3,5 bûches), avec cependant un pic de présence accrue juste au bord du parc éolien, représentant des oiseaux perchés sur les fondations extérieures des éoliennes. Le dernier modèle visant à évaluer la variation temporelle de la présence des mouettes rieuses dans et autour du parc éolien offshore du Thornton Bank a montré que les oiseaux étaient de plus en plus méfiants lorsqu'ils entraient dans le parc éolien en période de vent fort (> 14 m/s) avec des pales de ro-tor se déplaçant rapidement. Les résultats de cette étude montrent que la sphère d'influence des parcs éoliens offshore sur les mouettes à dos noir

macrobenthos, l'épibenthos et les poissons démersaux-benthopélagiques, mais elle l'est à l'échelle spatiale d'un parc éolien ou d'une multitude de parcs éoliens. Cet effet de récif artificiel de second ordre est particulièrement vrai pour les mammifères marins, mais aussi pour les oiseaux de mer qui peuvent être attirés par les parcs éoliens offshore

est soumise à des variations temporelles et spatiales (à l'intérieur du parc éolien offshore), qui peuvent être utilisées pour affiner les modèles de risque de collision.

Avec une bonne compréhension des effets (négatifs), des mesures d'atténuation pour gérer directement la sphère d'influence peuvent être conçues. Pour les parcs éoliens en mer, la production de sons sous-marins à forte impulsion, lorsque les fondations de grandes turbines en acier sont enfoncées dans le fond marin, est l'un des facteurs de stress les plus pertinents pour les mammifères marins, par exemple. Des mesures d'atténuation du bruit sont récemment devenues obligatoires pour ces activités de battage de pieux dans les eaux belges.

En 2017, lors de la construction du parc éolien Rentel, un seul grand rideau de bulles (BBC) a été utilisé comme mesure d'atténuation du bruit. Une fois le BBC déployé, le niveau sonore de zéro à la crête (L_{z-p}) s'est normalisé à 750 m de distance de la source et a varié de 185 à 194 dB re 1 µPa (pour des pieux monopieux en acier de 7,8 m de diamètre, marteau hydraulique de 4000 kJ max) (chapitre 2). La BBC a estimé que la L_{z-p} avait été réduite avec un maximum de 11-13 dB re 1 µPa par rapport aux valeurs extrapolées de L_{z-p} qui auraient été produites en l'absence d'atténuation du bruit. Par conséquent, l'efficacité de la BBC a été évaluée comme se situant dans la fourchette inférieure des valeurs que l'on peut trouver dans la littérature. Plus d'une mesure d'atténuation sera donc nécessaire pour les futurs projets afin de se conformer aux exigences de la directive-cadre belge "Stratégie pour le milieu marin" (L_{z-p} : max. 185 dB re 1 µPa) et donc de réduire les

effets du son impulsif sous-marin à des niveaux écologiquement acceptables.

Bien qu'elles ne soient pas suffisantes pour respecter les normes belges, les mesures actuelles d'atténuation du bruit auront réduit l'étendue de la sphère d'influence des effets. Les dommages écologiques peuvent en outre être limités grâce à une préparation et à un calendrier précis (par exemple, un dispositif de sonorisation, ADD) des activités d'empilement. Nous avons donc testé dix-sept scénarios d'"atténuation" des effets des programmes de construction probables de trois futurs parcs éoliens belges sur les marsouins communs, avec et sans diverses mesures d'atténuation (chapitre 8). Le modèle provisoire iPCOD (Population Consequences of Disturbance) a été utilisé pour quantifier l'impact des différences entre les régimes réglementaires concernant la construction de parcs éoliens offshore sur une population simulée de marsouins communs.

L'impact du battage de pieux sur les marsouins communs

La population s'est avérée fortement influencée par le calendrier des activités, en raison des changements saisonniers dans la distribution spatiale de l'espèce. Quel que soit le moment, la sphère d'effet sonore impulsif de l'influence est réduite (jusqu'à 90%) lorsque des mesures d'atténuation du bruit telles que la BBC et/ou un écran d'atténuation du bruit sont en place. La combinaison d'une restriction saisonnière du

battage de pieux et d'un ADD n'a pas suffi à elle seule à réduire le risque supplémentaire d'un déclin de 5 % de la population de marsouins à moins de 10 %. Nos résultats suggèrent en outre que la construction d'un parc éolien chaque année aurait plus d'effets négatifs sur la population de marsouins que la construction de deux parcs éoliens en même temps.

CHAPITRE 1

LE DÉVELOPPEMENT DES ÉNERGIES RENOUVELABLES OFFSHORE DANS LA PARTIE BELGE DE LA MER DU NORD

RUMES Bob¹ & BRABANT Robin²

Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Aquatic and Terrestrial Ecology (ATECO), Marine Ecology and Management (MARECO), Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

^{1,2} shared first authorship

Corresponding author: bob.rumes@naturalsciences.be

Résumé

Les parcs éoliens en mer devraient contribuer de manière significative aux objectifs belges pour 2020 en matière d'énergie renouvelable. D'ici la fin 2018, une capacité installée de 1152 mégawatts (MW), composée de 274 éoliennes offshore, sera opérationnelle dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS). Quatre autres projets sont prévus pour les prochaines années. Avec 238 km² réservés aux parcs éoliens offshore en Belgique, 344 km² dans la zone néerlandaise adjacente de Borssele et 122 km² dans la zone française de Dunkerque, les impacts écologiques cumulés devraient former un concern majeur dans les années à venir. Ces impacts anticipés, tant positifs que négatifs, ont déclenché un programme de surveillance environnementale portant sur divers aspects des composantes de l'écosystème marin, mais aussi sur l'appréciation humaine des parcs éoliens offshore. Ce rapport donne un aperçu du développement des énergies renouvelables en mer dans le BPNS.

1. L'énergie renouvelable offshore en Belgique

La directive européenne 2001/77/CE relative à la promotion de l'électricité produite à partir de sources d'énergie renouvelables sur le marché intérieur de l'électricité impose un chiffre cible pour la contribution de la production d'électricité à partir de sources d'énergie

renouvelables sur chaque État membre. Pour la Belgique, cet objectif est de 13% de la consommation totale d'énergie, qui doit être atteinte d'ici 2020. Les parcs éoliens en mer dans le BPNS devraient apporter une contribution importante à la réalisation de cet objectif.

Par l'arrêté royal du 17 mai 2004, une zone de 264 km² au sein de la BPNS est réservée à la production d'électricité à partir de l'eau, des courants ou du vent. Elle est située entre deux grandes routes maritimes : les dispositifs de séparation du trafic nord et sud. En 2011, la zone a été ajustée sur son côté nord et sud afin d'assurer la sécurité du trafic maritime à proximité des parcs éoliens. Après cet ajustement, la surface totale de la zone s'élevait à 238 km² (fig. 1).

Avant d'installer un projet d'énergie renouvelable, un développeur doit obtenir (1) une concession principale et (2) un permis environnemental. Sans permis environnemental, un développeur de projet n'est pas autorisé à construire et à exploiter un parc éolien, même si une concession de domaine lui a été accordée.

Afin de stimuler le développement de l'énergie des vagues en Belgique, le projet Mermaid a obtenu sa licence de concession de domaine à condition qu'une certaine quantité

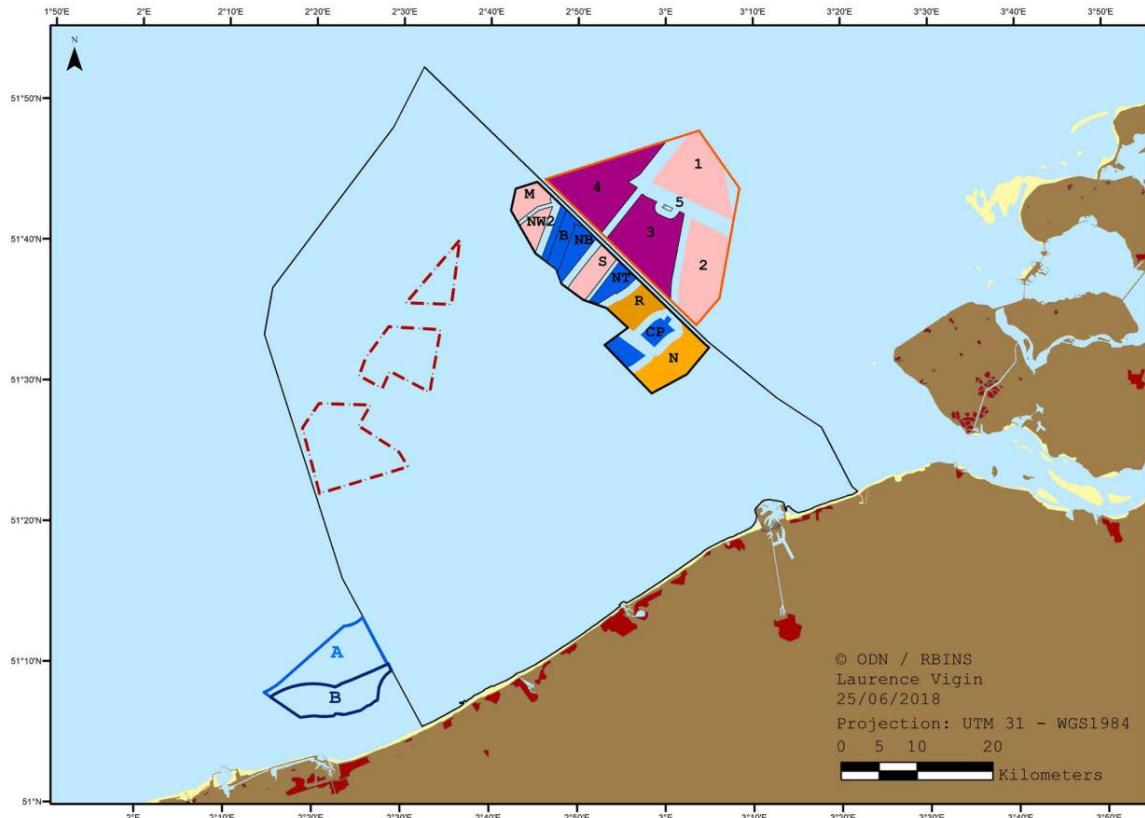


Figure 1 : Zones actuelles et prévues pour les énergies renouvelables dans et autour de la partie belge de la mer du Nord avec indication des parcs éoliens qui sont opérationnels (bleu), actuellement en construction (orange) ou dont la construction devrait commencer en 2019 (rose) ou 2020 (violet). Les sites proposés pour le parc éolien offshore de Dunkerque sont indiqués par A & B. Les emplacements de la nouvelle zone d'énergie renouvelable, telle que proposée dans le projet de plan spatial marin 2020-2026, sont indiqués par les lignes pointillées.

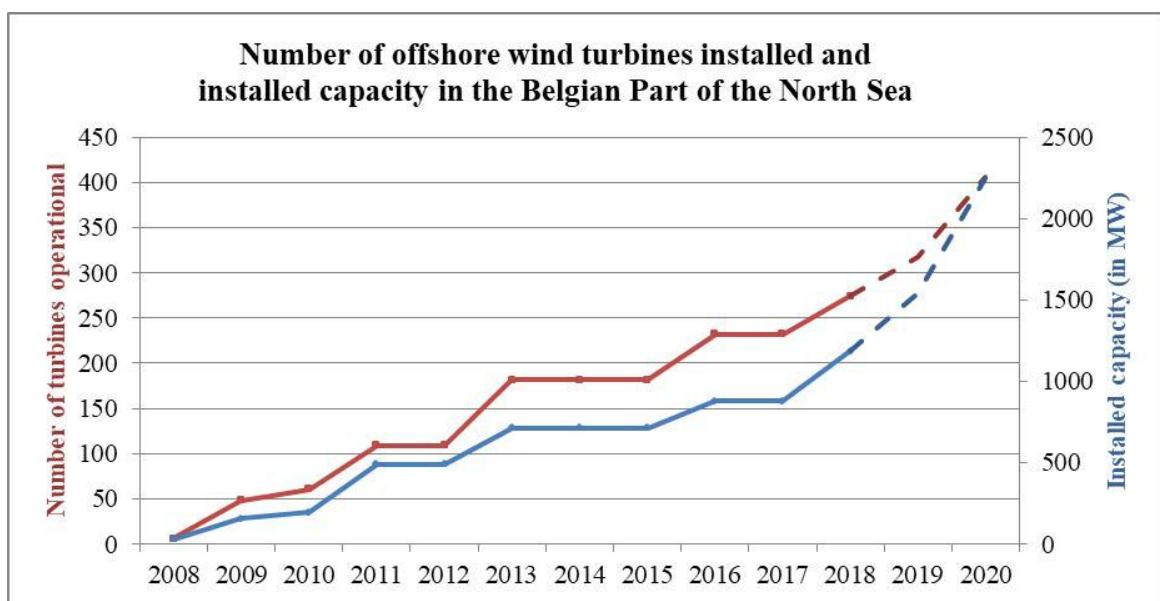


Figure 2. Nombre d'éoliennes offshore installées et capacité installée dans la partie belge de la mer du Nord depuis 2008.

d'énergie soit produite par les vagues et le vent.

Lorsqu'un développeur de projet demande un permis environnemental, une procédure administrative, obligatoire en vertu de la loi, est engagée. Cette procédure comporte plusieurs étapes, dont une consultation publique au cours de laquelle le public et les autres parties prenantes peuvent exprimer des commentaires ou des objections sur la base de l'étude d'impact environnemental (EIE) réalisée par le développeur du projet. Plus tard, au cours de la procédure d'autorisation, l'Unité de gestion des modèles mathématiques de la mer du Nord (UGMM), un service scientifique de la Direction opérationnelle Environnement naturel (DO Nature) de l'Institut royal des sciences naturelles de Belgique, donne un avis sur l'acceptabilité des impacts environnementaux attendus du futur projet au ministre responsable de l'environnement marin. L'avis de l'UGMM comprend une évaluation des incidences sur l'environnement, basée sur l'EIE. Le ministre accorde ou refuse ensuite le permis d'environnement dans un décret dûment motivé.

A l'heure actuelle, neuf projets ont obtenu une concession de domaine et un permis environnemental (du Sud au Nord : Norther, C-Power, Rentel, Northwind, Seastar, Nobelwind, Belwind, Northwester II & Mermaid (tableau 1). Lorsque tous les parcs éoliens belges seront construits, il y aura un peu plus de 400 éoliennes dans la partie belge de la mer du Nord (fig. 2). La zone entière avec ses 9 parcs aura une capacité de 2250 MW et couvrira jusqu'à 10 % des besoins totaux en électricité de la Belgique ou près de 50 % des besoins en électricité de tous les ménages belges.

Le permis environnemental comprend un certain nombre de conditions visant à minimiser et/ou à

atténuer l'impact du projet sur l'écosystème marin. En outre, comme le prévoit la loi, le permis impose un programme de surveillance pour évaluer les effets du projet sur l'environnement marin. Sur la base des résultats du programme de surveillance et des dernières découvertes scientifiques ou évolutions techniques, les conditions d'autorisation peuvent être ajustées. En conséquence, en 2017, le projet Rentel est devenu le premier projet en Belgique à utiliser l'atténuation du bruit (un grand rideau de bulles) pendant la construction (battage de pieux hydrauliques) pour réduire l'impact du bruit sous-marin sur les mammifères marins (fig. 3).



Figure 3. Grand rideau de bulles actif pendant la construction de Rentel.

Le 13 mai 2017, le projet NEMOS a reçu un permis environnemental pour la construction et l'exploitation d'une structure de recherche temporaire pour la conversion de l'énergie des vagues, à une distance d'environ 500 m au nord de la paroi est du port d'Ostende. Un programme de surveillance axé sur le bruit sous-marin et l'impact sur le substrat mou ben-thos a été imposé. Après une phase de test opérationnel qui se termine en 2020, l'installation devait être démantelée et retirée. Cependant, le 19 janvier 2018, le POM West-Vlaanderen a introduit une demande de permis environnemental pour poursuivre l'exploitation de cette plateforme d'innovation et de développement maritime jusqu'en 2033.

Tableau 1. Aperçu des parcs éoliens dans la partie belge de la mer du Nord (situation au 20 mai 2017)

2. Au-delà de 2020 : le plan spatial marin 2020-2026

Le 20 mars 2014, la Belgique a approuvé un nouveau plan spatial marin pour le BPNS par arrêté royal. Le nouveau plan définit les principes, les buts, les objectifs, une vision à long terme et des choix de politique spatiale pour la gestion de la mer territoriale belge et de la zone économique exclusive (ZEE). Les actions de gestion, les indicateurs et les objectifs concernant les zones protégées marines et la gestion des utilisations humaines, y compris la pêche commerciale, l'aquaculture en mer, l'énergie renouvelable en mer, la navigation, le dragage, l'extraction de sable et de gravier, les pipelines et les câbles, les activités militaires, le tourisme et les loisirs, et la recherche scientifique sont inclus. L'actuel plan spatial est valable pour une période de six ans et un nouveau plan entrera donc en vigueur en 2020. Ce nouveau plan comprendra une proposition pour une nouvelle grande zone d'énergie renouvelable (fig. 1). Le stockage de l'énergie et le renforcement du réseau restent des obstacles majeurs à la poursuite de l'intégration des énergies renouvelables dans le réseau électrique, et il est prévu d'implanter un éventuel atoll énergétique et de renforcer le réseau électrique offshore.

3. Renforcement du réseau et le réseau modulaire offshore (MOG)

Les trois premiers parcs éoliens offshore ont été connectés au réseau électrique par un renforcement limité du réseau haute tension existant. Pour les six projets suivants à construire, une mise à niveau complète du réseau est nécessaire. Pour répondre à cette nécessité, Elia a lancé le projet Stevin, qui comprend une nouvelle centrale électrique près du port de Zeebrugge et un réseau haute tension de Zeebrugge à Zomergem. Ce projet a été achevé en novembre 2017

Les parcs éoliens actuellement en activité assurent chacun l'exportation de leur électricité vers le réseau terrestre. Plusieurs propositions ont été faites pour développer une connexion partagée, appelée "plug-at-sea", qui permettrait à d'autres projets de partager un réseau de distribution d'électricité.

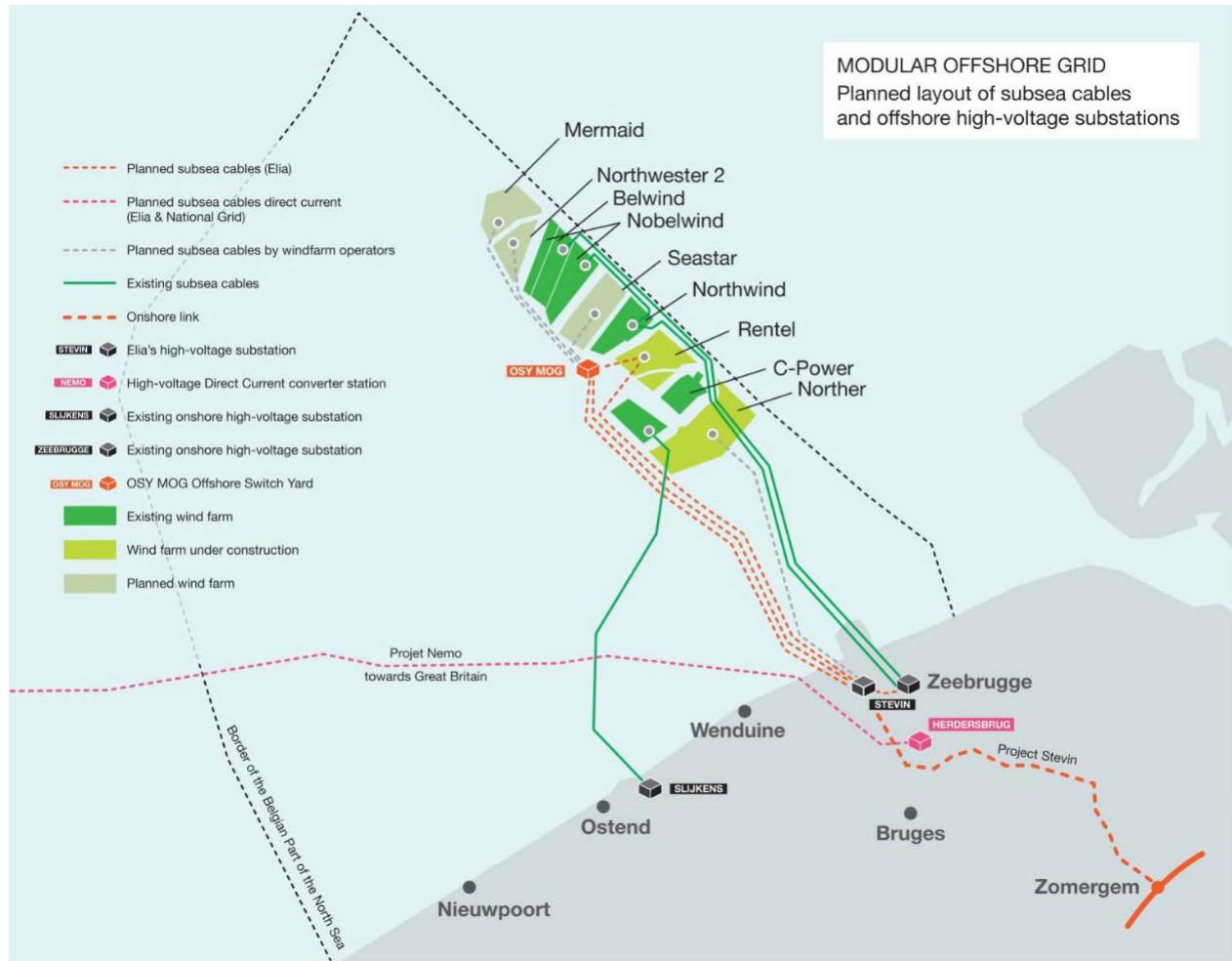


Figure 4. Conception de la grille modulaire offshore (MOG) (source : <http://www.elia.be>).

CHAPITRE 2

SUR L'EFFICACITÉ D'UN SEUL GRAND RIDEAU DE BULLES COMME MESURE D'ATTÉNUATION DU BRUIT DE BATTAGE DES PARCS ÉOLIENS OFFSHORE DANS LES EAUX BELGES

NORRO Alain

Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Aquatic and Terrestrial Ecology (ATECO), Marine Ecology and Management (MARECO), Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

Corresponding author: alain.norro@naturalsciences.be

1. Introduction

Résumé

Les travaux de construction du parc éolien de Rentel au large de la côte belge ont été surveillés pour l'émission d'énergie dans la mer au moyen d'un son sous-marin (pression). Treize empilements complets ont été surveillés, couvrant le fonçage à pleine profondeur de 13 monopiles en acier de 7,8 m de diamètre à l'aide d'un marteau hydraulique d'une puissance maximale de 4000 kJ. L'atténuation du bruit sous la forme d'un seul grand rideau de bulles (BBC) a été utilisée. Les mesures du niveau zéro au pic (Lz-p) normalisées à une distance de 750 m de la source ont montré des valeurs allant de 185 à 194 dB re 1 μ Pa à la fin de l'événement d'empilement lorsque l'énergie maximale du marteau est utilisée (2100-4000 kJ). L'efficacité de la BBC se situe dans la plage inférieure proposée par la littérature avec une réduction maximale de 11-13 dB re 1 μ Pa (Lz -p). Plusieurs mesures d'atténuation doivent être utilisées simultanément afin de respecter les exigences de la directive-cadre belge "Stratégie pour le milieu marin" pour ce projet.

La taille des éoliennes disponibles dans le commerce a augmenté au cours des dernières décennies. Alors qu'en 1991, le premier parc éolien offshore utilisait des turbines de 450 kW, les projets actuels utilisent généralement des turbines de 8 MW ou plus. Le secteur de l'énergie éolienne offshore a dû adapter la conception des fondations des turbines afin de suivre cette augmentation de taille. En tenant compte du coût et du temps de construction, l'option suivante a été d'augmenter la taille des fondations monopilaires. Cependant, des marteaux plus puissants sont nécessaires pour enfoncer ces monopiles en acier XL ou XXL dans le fond marin. En conséquence, des niveaux de bruit impulsif plus élevés sont introduits dans l'environnement marin, ce qui suscite des inquiétudes quant aux éventuels impacts négatifs sur la vie marine (par exemple, Popper & Hawkins 2012 ; 2016). En l'absence de mesures d'atténuation, le battage d'un pieu de 8 m de diamètre émettrait un son sous-marin impulsif de zéro à des niveaux de crête (Lz-p) d'environ 204 dB re 1 μ Pa à 750 m de distance de la source (modèle ITAP, voir be-low). La réduction du son généré par des mesures d'atténuation du bruit n'est donc pas une option mais une obligation, étant donné que le son est émis par des navires de pêche.

la nécessité de respecter les niveaux sonores maximaux admissibles définis au niveau national pour la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" (DCM). Pour la Belgique, cette limite est fixée à un maximum Lz-p de 185 dB re 1 μ Pa à 750 m de la source. En Allemagne, le Lz-p maximum doit rester inférieur à 190 dB re 1 μ Pa à 750 m et le niveau d'exposition au bruit (SEL) doit être inférieur à 160 dB re 1 μ Pa2 s à 750 m de la source sonore.

En 2017, la société Rentel a construit un nouveau parc éolien au large de la côte belge, situé entre les parcs éoliens C -Power et Northwind. Ce nouveau parc éolien se compose de 42 monopiles d'un diamètre allant de 7,5 m (10 pieux) sur 7,8 m (26 monopiles) à 8 m (6 monopiles). Pour ce projet, la mesure d'atténuation du bruit proposée et utilisée était un seul grand rideau de bulles (BBC).

L'objectif de ce rapport est (1) de quantifier le son sous-marin émis lors des événements de pieux et (2) d'évaluer et de juger de l'efficacité de la mesure d'atténuation du bruit (perte d'insertion).

2. Matériel et méthodes

2.1. Stratégie de recherche

Le son sous-marin généré par l'enfoncement dans le fond marin d'un monopile en acier XXL de 8 m de diamètre, tout en appliquant un grand rideau de bulles comme mesure d'atténuation du son, a été mesuré in situ pendant la construction. Le Lz-p, les niveaux d'exposition au bruit d'une seule course (SELss) et les niveaux d'exposition au bruit cumulés (SELcum) ont été calculés. L'efficacité de la mesure d'atténuation du bruit a

été évaluée en comparant la valeur mesurée sur place avec les chiffres théoriques obtenus pour un tel diamètre de pile unique à l'aide du modèle ITAP.

2.2. Activités de construction

Le premier monopile en acier du parc éolien offshore Rentel a été installé le 21 juillet 2017 (RC03) et le dernier a été empilé le 23 septembre 2017 (RD05). Pendant la construction, le son sous-marin a été enregistré au moyen d'une station amarrée lors de 13 battages complets de pieux. Un marteau hydraulique S-4000 de l'IHC IQIP (4000 kJ) a été déployé depuis la plate-forme de levage Innovation.

L'atténuation du bruit était en place sous la forme d'un seul grand rideau de bulles (BBC) de 700 m de long (tableau 1). Le flux d'air était assuré par huit compresseurs sans huile (AC PTS 916) de 40,3 m³ min⁻¹ chacun à une pression maximale de 10 bars.

Les BBC devraient réduire les niveaux sonores de 14 dB Lz-p (plage 11-17 dB) ou 11 dB SEL (plage 9-13 dB) (OSPAR 2014). La meilleure réduction sonore est obtenue avec une alimentation en air et une conception de BBC optimales, par exemple, la distance entre les trous et la dimension des trous (OSPAR 2014 ; Nehls et al. 2015).

2.3. Équipement de mesure du bruit sous-marin

Le son sous-marin a été enregistré à partir d'une station amarrée (figs 1 & 2). L'amarrage a été équipé d'une chaîne de mesure composée

Tableau 1. Spécificités du rideau à grosses bulles unique, tuyau à buse (tel que fourni par le concessionnaire)

| | |
|-------------------------|-------------------------------------|
| Inner diameter hose | 102 mm |
| FAD (Free Air Delivery) | 8x40 m ³ /min/compressor |
| | 320 m ³ /min |
| FAD per meter | 0,44 m ³ /m/min |
| Diameter holes | 2 mm every 100-300 mm |

un déclencheur acoustique (Benthos 866 A/P), un enregistreur de son non immergé (RTsys EA-SDA14), un hydrophone (B&K 8104 ou HTG) et un dispositif de flottaison utilisé pour maintenir les systèmes en position verticale et attachée. Une bouée pop-up supplémentaire commandée acoustiquement (Benthos 875-PUB) a été utilisée pour récupérer le bloc d'amarrage par la suite. Un bloc de bois (fig. 2) a été utilisé pour assurer un comportement silencieux de la bouée pop-up en cas de forts courants de marée et d'action des vagues. Le fabricant RTsys a calibré la chaîne de mesure complète avant l'expédition de l'usine. Le calibrage a été vérifié à l'aide d'un calibrateur B&K 4229 (piston-téléphone) avant chaque déploiement.

L'amarrage a été déployé le 14 juillet 2017 depuis le RV Belgica à la position WGS84 N 51° 35,129 ; E 002° 56,037. L'amarrage a été récupéré le 25 août 2017 lorsqu'un autre amarrage a été placé à la position WGS84 51° 35,114 N, 002° 56,04 E. La distance entre l'équipement de mesure et les emplacements des pieux variait donc de 808 à 4691 m. Non

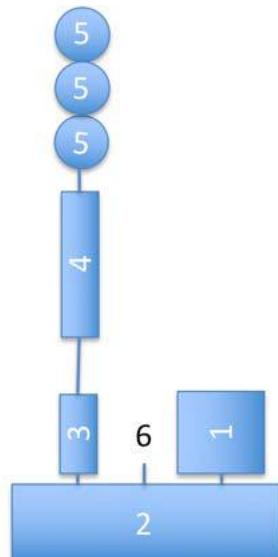


Figure 1. Conception de l'amarrage de l'équipement de mesure acoustique sous-marin. 1 bouée pop-up (commande acoustique), 2 blocs de béton de 300 kg, 3 largage acoustique, 4 enregistreur de bruit sous-marin

Hydrophone, 5 flotteurs rigides (flottabilité totale 650 N), 6 attaches pour le déploiement, hauteur totale 3 m, tous les maillons en câbles d'acier inoxydable 8 mm.

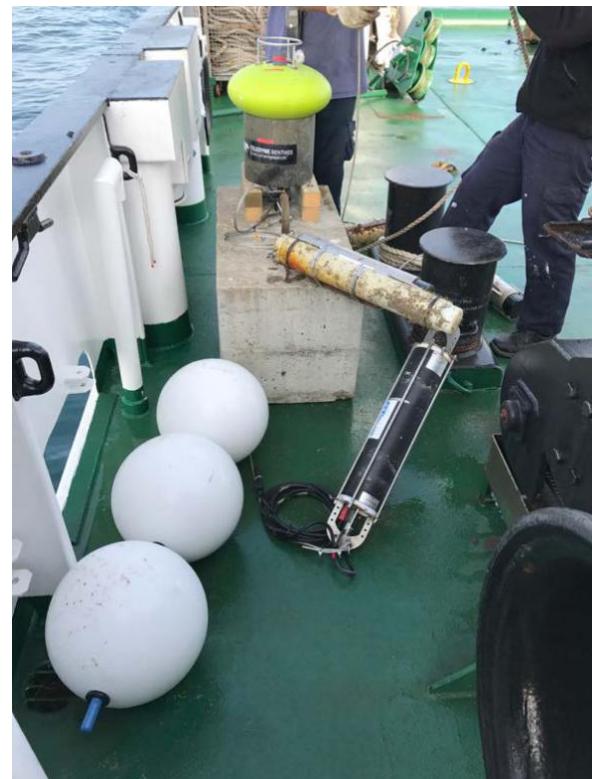


Figure 2. Chaîne de mesure acoustique sous-marine avant le déploiement du RV Belgica. Un C-POD (déTECTEUR acoustique de marsouins) est ajouté à l'amarrage (à côté du largage acoustique). Une bouée pop-up (à l'extrême) est utilisée pour récupérer le bloc de béton. Photographie de A. Norro.

Un marqueur de surface a été laissé sur le site pour réduire les risques de navigation dans la zone de construction et pour éviter tout bruit perturbant provenant d'une ligne reliant une bouée de surface à l'amarrage.

2.4. Mesures sonores sous-marines et post-traitement

La pression sonore a été enregistrée en continu à une fréquence d'échantillonnage de 78125 Hz et stockée sur un disque dur codé au format WAV. Pendant la période de déploiement, 13 empilements ont eu lieu (tableau 2).

MATLAB a été utilisé pour le post-traitement des enregistrements. Le SEL ss, le SEL cum ainsi que la normalisation des niveaux sonores à la distance de référence de 750 m ont été calculés conformément à la section "Matériel et méthodes" de Norro et al. (2013). Comme l'intensité du son dépend de la taille du son

Tableau 2. Données sonores disponibles pour la phase d'empilage du parc éolien de Rentel. Position du monopieu et de l'instrument, diamètre du monopieu, distance entre le monopieu et l'équipement de mesure (instrument), position RTsys1 pour le premier déploiement de la chaîne de mesure, position RTsys2 pour le second déploiement

| Location | Center Point Position (Coordinates) as built (WGS84) | Distance to instrument (m) | Monopile diameter (m) |
|----------|--|-------------------------------|--------------------------|
| | Latitude Longitude | | |
| B4 | 51°34.934' N 2°55.412' E | 808 | 7.8 |
| B5 | 51°34.670' N 2°55.874' E | 872 | 7.8 |
| B6 | 51°34.411' N 2°56.346' E | 1378 | 7.8 |
| B7 | 51°34.164' N 2°56.813' E | 1974 | 7.5 |
| C4 | 51°34.729' N 2°56.895' E | 1237 | 7.8 |
| C5 | 51°34.485' N 2°57.305' E | 1869 | 7.8 |
| D2 | 51°35.915' N 2°56.020' E | 1458 | 7.8 |
| D6 | 51°34.819' N 2°57.882' E | 2196 | 7.8 |
| E2 | 51°35.910' N 2°57.089' E | 1909 | 8 |
| E4 | 51°35.117' N 2°58.518' E | 2861 | 7.5 |
| F3 | 51°35.857' N 2°58.411' E | 3064 | 7.8 |
| G7 | 51°35.721' N 2°59.667' E | 4337 | 7.5 |
| G8 | 51°35.485' N 3°0.058' E | 4691 | 7.5 |

et le marteau associé, l'intensité du son augmente avec le diamètre du tas.

Pour évaluer l'efficacité de la mesure d'atténuation du bruit, le modèle ITAP a été utilisé pour estimer les niveaux sonores générés par le pieu sans mesures d'atténuation.

ITAP propose un modèle basé sur des observations passées (Bellmann et al. 2017) qui permet d'estimer à la fois le SEL et le Lz-p à partir du diamètre du pieu à enfoncer dans le fond marin.

3. Résultats

Lz - p normalisé à 750 m varie, au début de l'empilement quand un maximum de 500 kJ a été utilisé, de 176 à 187 dB re 1µPa, tandis qu'à la fin de l'empilement quand l'énergie maximale a

été utilisée, entre 186 et 193 dB re 1µPa (tableau 3).

Sur la base du modèle ITAP (Bellmann et al. 2017), l'empilement d'un monopieu en acier de 7,8 m produit une Lz-p moyenne de 204 dB re 1µPa à 750 m de distance (allant de 199 à 209 dB re 1µPa) et une SELss de 179 dB re 1 µPa2 s (plage : 174-184 dB re 1 µPa2 s). Avec une réduction du son d'environ 11-13 dB re 1 µPa (tableau 5), l'efficacité de la BBC semble être inférieure aux 14 dB re 1 µPa prévus (allant de 11 à 17 dB re 1 µPa) et serait donc plus proche de la limite inférieure de réduction du son citée pour les BBC (OSPAR 2014). L'efficacité de la BBC aurait probablement pu être améliorée par une configuration optimale de l'appareil (OSPAR 2014). Un trou de 1,5 mm de diamètre (OSPAR 2014) dans le tuyau au lieu de 2 mm (tableau 1) pourrait avoir amélioré la qualité de l'atténuation.

Le débit déclaré de 0,44 m³ m⁻¹ min⁻¹ semble suffisant, mais il faut se rappeler que le rideau de bulles n'est pas placé à la surface mais en dessous

de 20 m d'eau de mer. À cette profondeur, la pression hydrostatique est trois fois plus élevée que la pression atmosphérique et donc une

Tableau 3. Niveaux sonores de zéro à des pics normalisés à une distance de 750 m du lieu d'empilage, mesurés lors de 13 empilements sur le site de Rentel. Le début correspond au début de l'empilement dans les 10 premières minutes ; la fin correspond à la fin de l'empilement lorsque l'énergie maximale a été utilisée. Ces résultats incluent la perte d'insertion d'un seul grand rideau de bulles (BBC)

| Location | Distance to instrument (m) | Measured level | Normalized level | Measured level | Normalized level |
|----------|----------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| | | Lzp START (dB re 1µ Pa) | Lzp @ 750m START (dB re 1µ Pa) | Lzp END (dB re 1µ Pa) | Lzp @ 750m END (dB re 1µ Pa) |
| B4 | 808 | 176 | 176 | 192 | 192 |
| B5 | 872 | 182 | 183 | 190 | 191 |
| B6 | 1378 | 181 | 185 | 189 | 193 |
| B7 | 1974 | 176 | 182 | 184 | 190 |
| C4 | 1237 | 180 | 183 | 188 | 191 |
| C5 | 1869 | 179 | 186 | 185 | 191 |
| D2 | 1458 | 181 | 185 | 188 | 192 |
| D6 | 2196 | 180 | 187 | 184 | 191 |
| E2 | 1909 | 179 | 185 | 185 | 191 |
| E4 | 2861 | 176 | 184 | 183 | 191 |
| F3 | 3064 | 175 | 185 | 182 | 186 |
| G7 | 4337 | 174 | 184 | 175 | 186 |
| G8 | 4691 | 174 | 184 | 176 | 188 |

Tableau 4. SELss calculés et SEL cumulés normalisés à une distance de 750 m des 13 emplacements de pieux ainsi que l'énergie totale fournie par le marteau et le nombre de coups nécessaires pour une pénétration complète du monopieu. Ces résultats incluent la perte d'insertion d'un seul grand rideau de bulles (BBC)

| Location | SELss @750m (dB re 1 µ Pa ² s) | SEL CUM (dB re 1 µ Pa ² s) | Total E (kJ) | Strokes (n) |
|----------|--|--|--------------|-------------|
| B5 | 166 | 201 | 6765005 | 3332 |
| B6 | 168 | 203 | 6046718 | 3071 |
| B4 | 170 | 205 | 7912667 | 3547 |
| C4 | 169 | 204 | 4819735 | 3247 |
| C5 | 173 | 208 | 5064200 | 3174 |
| E2 | 167 | 202 | 4987828 | 3035 |
| D6 | 170 | 205 | 5247363 | 3171 |
| B7 | 167 | 202 | 5573269 | 2986 |
| E4 | 169 | 204 | 5039575 | 3072 |
| F3 | 166 | 200 | 4480189 | 2784 |
| G8 | 165 | 199 | 3948502 | 2714 |
| G7 | 166 | 200 | 4517827 | 2562 |

pression réduite qui est présente dans la SSB lorsqu'elle est immergée. Dans le cas présenté ici,

nous observons des niveaux qui dépassent la valeur de la SSB telle qu'elle est autorisée en Allemagne et aux Pays-Bas (Rumes et al. 2016).

Tableau 5. Estimation de l'efficacité de la mesure d'atténuation par rideau à grosses bulles unique basée sur la différence entre le niveau sonore zéro à crête (Lz-p) théoriquement produit à 750 m (modèle ITAP) de 204 dB re 1 μ Pa (en moyenne) et le Lz- p observé normalisé à 750 m

| Location | Nominalized level L _{z,p} @ 750m E (dB re 1 μ Pa) | Observed efficiency of the BBC (dB re 1 μ Pa) | Distance to instrument (m) |
|----------|---|--|-------------------------------|
| B4 | 192 | 12 | 808 |
| B5 | 191 | 13 | 872 |
| B6 | 193 | 11 | 1378 |
| B7 | 190 | 14 | 1974 |
| C4 | 191 | 13 | 1237 |
| C5 | 191 | 13 | 1869 |
| D2 | 192 | 12 | 1458 |
| D6 | 191 | 13 | 2196 |
| E2 | 191 | 13 | 1909 |
| E4 | 191 | 13 | 2861 |
| F3 | 186 | 18 | 3064 |
| G7 | 186 | 18 | 4337 |
| G8 | 188 | 16 | 4691 |

4. Discussion

Pendant les premières minutes (< 10 min) de l'empilement, lorsque l'énergie fournie par le marteau-piqueur est inférieure à 500 kJ et la BBC en place, le Lz-p est généralement inférieur à 185 dB re 1 μ Pa qui est la limite MSFD en Belgique. Dans les étapes suivantes d'un empilement, lorsque l'énergie fournie par le marteau est supérieure à 500 kJ (500-4000 kJ), Lz-p est bien supérieure à la limite MSFD belge.

Un réglage optimal de la BBC est nécessaire pour obtenir la pleine efficacité du système et pour atteindre une réduction d'environ 17 dB re 1 μ Pa pour Lz-p (OSPAR 2014). Les chiffres présentés dans le tableau 5 suggèrent que la BBC n'était pas configurée de manière optimale ou que le flux d'air à l'intérieur de la BBC était insuffisant pour une atténuation optimale du bruit (OSPAR 2014). En outre, même avec un BBC optimisé, la réduction maximale est de 17 dB re 1 μ Pa et reste insuffisante pour réduire le Lz-p en dessous de 185 dB re 1 μ Pa à une distance de 750 m (204 -

17 = 187). Pour un tel projet, plus d'une mesure d'atténuation doit avoir été utilisée.

Néanmoins, la meilleure efficacité apparente de la BBC observée pour F3, G7 et G8 avec une réduction de 18 à 16 dB est due à l'effet anoth-er. Il s'agit d'une sous-estimation du Lz-p résultant du calcul de la valeur normalisée présentée au tableau 5.

Norro et al. 2013 ont présenté dans la section des résultats un modèle de propagation validé mieux adapté à la partie belge de la mer du Nord et qui aurait pu être utilisé pour le calcul de la nor-malisation. Il convient de rappeler qu'il est généralement admis que pour une telle comparaison de la valeur normalisée à 750 m, on utilise une loi de propagation du son sur "15 log" telle qu'elle a été introduite et utilisée par Muller & Zerbs (2011). En conséquence, nous supposons que, lorsque la différence entre la distance de normalisation (750 m) et la distance réelle entre la source sonore et la mesure

augmente, la sous-estimation de Lz-p augmente également.

Nos résultats démontrent que, lorsqu'il est nécessaire d'installer des monopiles XL ou XXL par battage de pieux, il faudra utiliser une

combinaison d'au moins deux mesures d'atténuation du bruit afin de respecter les réglementations nationales en matière de MSFD, comme l'avaient prévu Rumes et al. (2017).

5. Conclusion

Avec Lz-p plus de 185 dB re 1µPa à l'adresse 750 m même avec l'atténuation du son de la BBC mesure en place, la BBC s'est avérée moins efficace que prévu. Pour la construction future impliquant de telles monopiles XL ou XXL, il

sera nécessaire de combiner deux ou plusieurs mesures d'atténuation judicieuses concernant le respect des seuils de la MSFD belge pour un son sous-marin impulsif.

References

- Bellmann, M.A., Schuckenbrock, J., Gündert, S., Müller, M. & Holst Hand Remmers, P. 2017. Is there a state-of-the-art to reduce pile-driving noise? In J. Köppel (ed.), *Wind Energy and Wildlife Interactions. Presentations from the CWW2015 Conference*. Berlin: Springer, pp. 161-172.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Toward Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Hawkins, A.D. & Popper, A. 2016. A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES – Journal of Marine Science* 74 (3): 635-651. DOI:10.1093/icesjms/fsw205
- Müller, A. & Zerbs, C. 2011. Offshore wind farms. Measurement instruction for waterborne sound measurements. Report M88 607/5. German Federal Maritime and Hydrographic Agency.
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. 2013. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills, a case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific Journal*: 1-7.
- Nehls, G., Rose, A., Diederichs, A., Bellmann, M. & Pehlke, H. 2015. Noise mitigation during pile driving efficiently reduces disturbance of marine mammals. In A.N. Popper & A. Hawkins (eds), *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Berlin: Springer, pp. 755-762. DOI: 10.1007/978-1-4939-2981-8-92
- OSPAR. 2014. Draft inventory of noise mitigation measures for pile driving.
- Popper, A.N. & Hawkins, A. (eds). 2012. *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Berlin: Springer.
- Popper, A.N. & Hawkins, A. (eds). 2016. *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Berlin: Springer.
- Rumes, B., Erkma, A. & Haelter, J. 2016. Evaluating underwater noise regulations for piling noise in Belgium and the Netherlands. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea. Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 37-48.

CHAPITRE 3

L'ÉPIBENTHOS DES SÉDIMENTS MOUS ET LA SURVEILLANCE DES POISSONS DANS LA ZONE DU PARC ÉOLIEN OFFSHORE BELGE :

SITUATION 6 ET 7 ANS APRÈS LA CONSTRUCTION

DE BACKER Annelies & HOSTENS Kris

Flanders Research Institute for Agriculture, Fisheries and Food (ILVO), Aquatic Environment and Quality, Ankerstraat 1, 8400 Oostende, Belgium

Corresponding author: annelies.debacker@ilvo.vlaanderen.be

Résumé

Depuis 2005, l'ILVO effectue des études de surveillance au chalut à perche pour évaluer les effets potentiels des parcs éoliens offshore (OWF) sur l'épibenthos des sédiments mous et les poissons benthopélagiques démersaux. L'effort d'étude s'est concentré sur les OWF C-Power et Belwind. Les séries chronologiques ont été étudiées en détail dans un rapport précédent, c'est pourquoi ce chapitre se concentre sur les résultats de 2017, soit 6 (C-Power) et 7 (Belwind) ans après la construction.

Aucun effet direct de parc éolien ("reef"), ni aucun effet indirect d'exclusion des pêcheries n'a encore été observé pour l'assemblage de poissons épibenthos et démersaux-benthopélagiques à fond mou en 2017. La composition des espèces, le nombre d'espèces, la densité et la biomasse (pour l'épibenthos uniquement) de l'assemblage de poissons à fond mou à l'intérieur des OWF étaient très similaires à ceux de l'assemblage dans des lieux de référence à l'extérieur des OWF. L'espèce, qui habite à l'origine les sédiments mous des deux OWF, reste dominante.

Il est remarquable que deux animaux épifauniques, à savoir *Mytilus edulis* et *Anthozoa* sp., connus pour s'encrasser sur les fondations, étaient assez abondants dans les échantillons de

sédiments mous des OWF C-Power, et totalement absents ou seulement présents en densités beaucoup plus faibles dans les sites de référence en dehors des OWF. Cela pourrait indiquer que l'effet "récif" commence à s'étendre au-delà du voisinage direct des turbines. Cependant, un suivi détaillé est nécessaire pour valider s'il s'agit d'une observation ponctuelle ou d'un effet réel de parc éolien qui se reproduit avec le temps après la construction, peut-être en raison de l'augmentation de la biomasse épifaunique sur les fondations.

1. Introduction

Depuis 2005, l'ILVO effectue des études de surveillance au chalut à perche pour évaluer les effets potentiels des parcs éoliens offshore (OWF) sur l'épibenthos des sédiments mous et les poissons démersaux-benthopélagiques. La construction des OWF induit des substrats durs artificiels dans l'environnement sableux typique des fonds mous de la partie belge de la mer du Nord (BPNS). L'introduction de ces substrats durs peut affecter l'épibenthos original des fonds mous et les assemblages de poissons entre les éoliennes. Ceci pour deux raisons : (1) l'attraction des espèces de substrats durs (Lindeboom et al. 2011 ; Kerckhof et al. 2012 ; De Mesel et al. 2015 ;

Coolen 2017), et (2) création d'un effet récifal pour la faune épibenthique et les poissons démersaux et benthopélagiques (Reubens et al. 2011, 2013 ; Stenberg et al. 2015). En outre, la pêche est exclue dans la zone, ce qui constitue un autre effet potentiel en jeu pour induire des changements sur les assemblages de fond mou (Handley et al. 2014).

Notre effort d'étude a été concentré sur les OWF C -Power (54 turbines, 325 MW) et Belwind (55 turbines, 165 MW), les premiers OWF dans les eaux belges. Dans De Backer & Hostens (2017), une mise à jour des séries chronologiques jusqu'en 2016 (resp. 5 et 6 ans après la construction) a été donnée. Les résultats obtenus jusqu'à présent montrent un "dépassement" de la densité et de la biomasse d'épibenthos après la construction, causé par une augmentation des espèces opportunistes et nécrophages (comme cela a été noté dans Derweduwen et al. 2016a). Il s'agissait toutefois d'un phénomène temporaire, qui n'a pas duré plus de deux ans après la construction. Dans l'ensemble, l'épibenthos des sédiments mous et les assemblages de poissons démersaux-benthopélagiques entre les turbines (à une distance > 200 m) n'avaient pas vraiment changé six ans après la construction des éoliennes, et aucun effet de l'exclusion de la pêche n'est encore observé dans l'épibenthos des sédiments mous et les poissons entre les turbines. Néanmoins, le comportement alimentaire de certaines espèces de poissons au sein de l'assemblage a changé (Derweduwen et al. 2016b) : au lieu de limiter leur régime alimentaire à des proies caractéristiques des fonds sablonneux, les espèces de poissons étudiées (c'est-à-dire le petit poisson et la limande) ont commencé à s'attaquer à des espèces typiquement associées aux substrats durs, de sorte que la présence d'OWF a certainement un impact sur l'écosystème des fonds mous. Pour l'instant, le délai après la construction est probablement encore trop court, et la zone d'exploitation des OWF n'est pas encore assez grande pour signaler les effets de l'exclusion de la pêche au-delà du voisinage immédiat de la turbine (De Backer & Hostens 2017).

En 2017, une autre enquête a été entreprise pour prolonger la série chronologique. L'année dernière, la série chronologique a été étudiée en

détail (De Backer & Hostens 2017), c'est pourquoi ce chapitre se concentre sur les résultats de 2017, 6 (C-Power) et 7 (Belwind) ans après la construction. Nous comparons les résultats observés en 2017 avec les observations décrites les années précédentes (c'est-à-dire qu'il n'y a pas encore d'effet réel d'exclusion des récifs et des séries de poissons sur l'assemblage de sédiments mous entre les turbines) pour voir si les conclusions précédentes restent valables ou si des effets se sont produits en 2017 en raison de l'allongement du temps après la construction.

2. Matériaux et méthodes

2.1. Échantillonnage

Depuis le précédent rapport de De Backer et Hostens (2017), une campagne de sondage supplémentaire a été réalisée à l'automne 2017 avec le RV Belgica. Des échantillons ont été prélevés au chalut entre les parcs éoliens (4 au sein de C-Power et 3 au sein de Belwind) et à plusieurs endroits de référence éloignés des concessions (fig. 1). Sur ces sites, la faune piscicole et l'épibenthos ont été échantillonnés avec un chalut à perche à crevettes de 8 mètres (maille de 22 mm dans le cul de chalut) équipé d'une chaîne plus solide. Le filet a été remorqué pendant 15 minutes à une vitesse moyenne de 4 nœuds sur environ 1 mille nautique. Les données sur l'heure, les coordonnées de départ et d'arrêt, la trajectoire et la profondeur d'échantillonnage ont été notées pour permettre une conversion correcte vers les unités de surface échantillonnées. Les traces de poissons sont plus ou moins positionnées en suivant des contrelours de profondeur parallèles à la côte, en minimisant ainsi la variation de profondeur à l'intérieur d'une seule trace, à l'exception des traces 2 et 3 dans la concession d'énergie C qui sont perpendiculaires à la côte en raison du positionnement des câbles électriques sur le terrain. L'épibenthos et les poissons ont été identifiés, comptés, mesurés (tous les poissons, crabes et crevettes) et pesés à l'état humide (tous les épibenthos) à bord. Les échantillons qui n'ont pas pu être entièrement traités à bord ont été congelés et traités en laboratoire.



Figure 1. Carte générale montrant les emplacements des chaluts de 2017 dans la zone de concession de C-Power et Belwind et les emplacements de référence respectifs.

2.2. Données utilisées et analyses statistiques

Les espèces pélagiques (basées sur www.fishbase.org) telles que *Sprattus sprattus*, *Trachurus tra-churus*, *Scomber scombrus*, à côté des méduses, des bivalves (comme *Abra alba*) et des polychètes ont été exclues des analyses, car elles ne sont pas échantillonnées quantitativement avec un chalut à perche.

Pour ce chapitre, nous avons testé les effets des parcs éoliens pour l'année d'échantillonnage 2017 pour deux composantes de l'écosystème (épibenthos et poissons démer-sal-benthopélagiques) pour la concession C-Power et Belwind séparément.

Pour chaque échantillon de chalut, des variables univariées pour chaque composante de l'écosystème (nombre d'espèces, densité et biomasse pour l'épibenthos uniquement) ont été calculées en utilisant l'application DIVERSE dans Primer v6 avec le logiciel complémentaire PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006 ; Anderson et al. 2008). Pour tester les différences significatives des variables univariées pour 2017, une Permanova à sens unique avec facteur "impact" a été réalisée sur des matrices de ressemblance de distance euclidienne avec des permutations illimitées des données brutes. Les valeurs de P ont été, en raison du nombre restreint de permutations possibles, tirées de permutations de Monte Carlo (MC) (Anderson & Robinson 2003). Toutefois, à des fins de visualisation et pour montrer l'extension des séries temporelles, les résultats de 2017 ont été ajoutés aux graphiques de séries temporelles, qui ont été produits sur la base des valeurs moyennes (\pm écart-type) dans R 3.3.3. (R Core Team 2017) en utilisant les paquets *plyr* (Wickham 2011) et *ggplot2* (Wickham 2009). Pour Belwind OWF, nous avons exclu les échantillons du ravin, à la fois en impact (ftWBB07) et en référence (ftWOH01-03 et ftWBB01-03), des analyses univariées et n'avons inclus que les échantillons supérieurs, car les variables univariées sont connues pour être plus élevées dans les échantillons du ravin par rapport aux échantillons supérieurs (Vandendriessche et al. 2009), ce qui pourrait brouiller les résultats de l'effet, ce qui nous intéresse. Pour les analyses multivariées portant sur la composition des espèces de Belwind OWF, des échantillons de surface et de

ravin ont été inclus. Pour l'OWF C -Power, tous les échantillons ont été inclus dans les analyses univariées et multivariées.

L'analyse des données multivariées a été réalisée à l'aide d'une approche multivariée basée sur un modèle, disponible dans le package "mvabund" (Wang et al. 2012) dans la R 3.3.3. Les données sur l'abondance des espèces à racines carrées ont été ajustées en fonction de l'impact en utilisant la fonction *manyglm* avec la famille "binomiale négative". L'hypothèse de variance moyenne a été vérifiée en traçant les résidus par rapport aux ajustements. Ensuite, des tests univariés pour chaque espèce séparément peuvent également être effectués, ce qui permet d'examiner les effets de chaque espèce. Cet ensemble permet de visualiser les données d'espèces multivariées par rapport à l'impact en utilisant, par exemple, des boxplots.

3. Résultats

3.1. Epibenthos

3.1.1. Nombre d'espèces, densité et biomasse

Pour 2017, aucun effet significatif dans aucune des variables univariées n'a été observé, ni pour C-Power, ni pour Belwind. Les valeurs étaient très similaires entre les échantillons d'impact et de référence, et beaucoup plus élevées pour C-Power par rapport à Belwind (tableau 1). Les valeurs de 2017 ont été ajoutées dans des graphiques de séries chronologiques (fig. 2) montrant les valeurs moyennes de la richesse des espèces (S), de la densité (N) et de la biomasse pour les échantillons d'impact et de référence à la fois pour C-Power et Belwind (uniquement les échantillons supérieurs) au fil du temps pour l'épibenthos. La tendance de 2016 à 2017 pour les échantillons d'impact et de référence est très similaire, et dans les limites de ce que l'on peut attendre en matière de variabilité naturelle (fig. 2). Dans l'ensemble, les tendances dans le temps sont très similaires entre les échantillons d'impact et de référence, à l'exception du dépassement de la densité et de la biomasse après la construction pour les deux OWF (voir De Backer & Hostens 2017).

Tableau 1. Richesse moyenne en espèces d'épibenthos (S), densité (N) et biomasse pour 2017 des échantillons d'impact et de référence dans C-Power et Belwind

| OWF | Imp/Ref | Avg. S \pm SD | Avg. N \pm SD (Ind. 1000 m^{-2}) | Avg Biomass \pm SD (g WW 1000 m^{-2}) |
|---------|---------|-----------------|--|---|
| C-Power | Imp | 23 \pm 2 | 60 \pm 46 | 285 \pm 156 |
| | Ref | 20 \pm 4 | 68 \pm 48 | 192 \pm 100 |
| Belwind | Imp | 15 \pm 4 | 8 \pm 4 | 60 \pm 21 |
| | Ref | 12 \pm 8 | 4 \pm 3 | 35 \pm 44 |

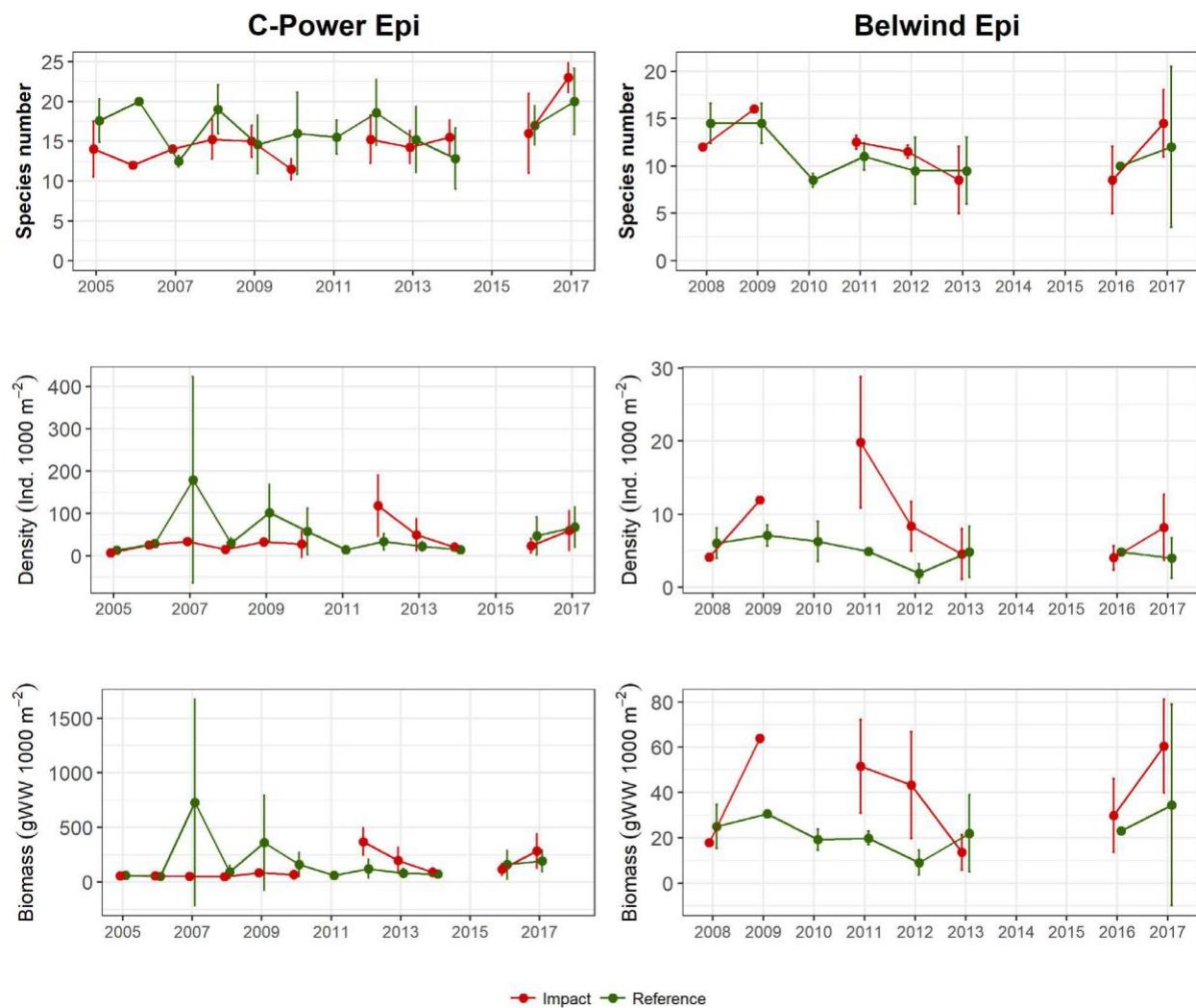


Figure 2. Graphiques de séries chronologiques des variables univariées nombre d'espèces (S), densité (N) et biomasse pour l'épibenthos pour les échantillons d'impact et de référence au parc éolien C-Power et Belwind. Les valeurs moyennes \pm SD sont indiquées. Construction de la deuxième phase de C-Power en 2011, construction de Belwind en 2009-2010.

3.1.2. Composition des espèces

L'assemblage global des espèces d'épibenthos n'était pas significativement différent entre les échantillons de référence et les échantillons d'impact en 2017, ni pour C-Power ($LRT = 39$; $p = 0,1$), ni pour Belwind ($LRT = 3$; $p = 0,75$). En ce qui concerne l'abondance des espèces individuelles (fig. 3), l'occurrence et l'abondance étaient très similaires entre les échantillons de référence et d'impact. Les trois principales espèces pour le C-Power étaient les ophiures *Ophiura ophi-ura* (respectivement moyennes 15 et 24 Ind. 1000 m⁻²) et *Ophiura albida* (respectivement moyennes 13 et 22 Ind. 1000 m⁻²) et le bernard-l'ermite *Pagurus bernhardus* (respectivement moyennes 6 et 8 Ind. 1000 m⁻²) à la fois en impact et en référence. Pour Belwind, les 3 espèces les plus importantes en termes d'impact et de référence étaient *Pagurus bernhardus* (resp. moy. 6 et 8 Ind. 1000 m⁻²), à la fois en termes d'impact et de référence. Ind. 1000 m⁻²), l'*Ophiura albida* (resp. avg. 2 et 1 Ind. 1000 m⁻²) et le poisson étoile *Asterias rubens* (resp. avg. 1 et 1 Ind. 1000 m⁻²) (fig. 3).

Les anémones Anthozoa et la moule bleue *Mytilus edulis* étaient en C-Power, quoique, beaucoup plus abondantes en impact (resp. avg. 3,4 et 5 Ind. 1000 m⁻²) par rapport aux échantillons de référence (resp. avg. 0,3 et 0,04 Ind. 1000 m⁻²) (fig. 3). Pour Anthozoa, ce chiffre était même significativement plus élevé ($LRT = 9$; $p = 0,03$). Pour Belwind, le calmar *Loligo vulgaris* a été observé en plus grande abondance dans les échantillons d'impact (moy. 1 Ind. 1000 m⁻²) que dans les échantillons de référence (moy. 0,5 Ind. 1000 m⁻²), cependant, cela n'était pas du tout significatif.

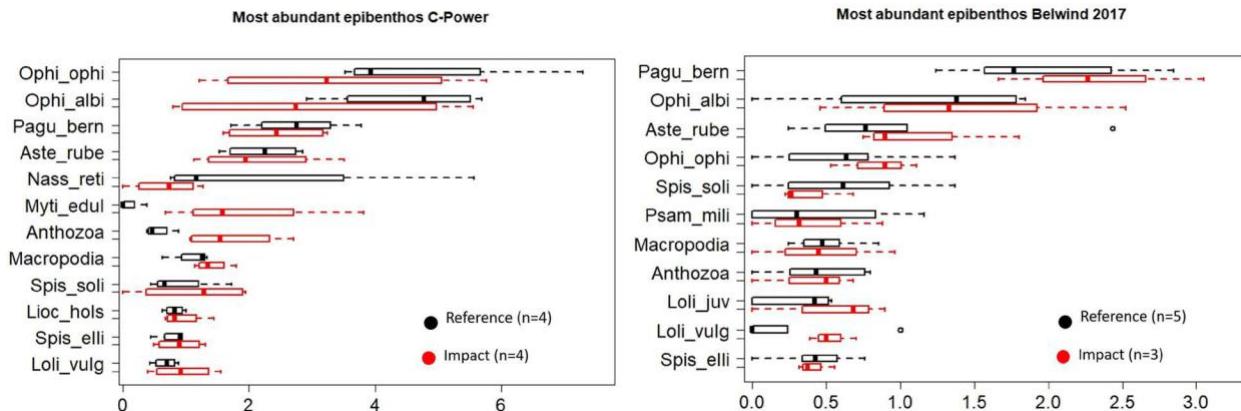


Figure 3. Diagrammes en boîtes et en mosaïque montrant les densités minimale, maximale, de 0,25 percentile, de 0,75 percentile et de median sqrt pour les espèces d'épibenthos les plus abondantes dans les échantillons de référence (noir) et d'impact (rouge) pour C-Power et Belwind (automne 2017). Les valeurs aberrantes sont représentées par des cercles. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

3.2. Poissons démersaux et benthopélagiques

3.2.1. Nombre et densité des espèces

En 2017, aucun effet significatif pour le S ou le N n'a été observé dans aucun des deux OWF. Les valeurs moyennes de la richesse des espèces et de la densité étaient très similaires pour les échantillons d'impact et de référence (tableau 2).

Les résultats de 2017 ont été ajoutés aux graphiques du temps se-ries (fig. 4) pour les poissons démersaux et benthopélagiques montrant les valeurs moyennes de la richesse en espèces (S) et de la densité (N) pour les échantillons d'impact et de référence à la fois au C-Power et au Belwind (uniquement les échantillons supérieurs) dans le temps. Les échantillons d'impact et de référence montrent exactement la même évo-lution entre 2016 et 2017, ce qui indique qu'aucun effet de parc éolien n'est en jeu lorsqu'on examine les variables univariées (fig. 4). Dans l'ensemble, les tendances sur l'ensemble de la série chronologique sont très similaires entre les échantillons d'impact et de référence, et ce pour les deux OWF.

3.2.2. Composition des espèces

L'assemblage global des espèces de poissons démersaux et benthopélagiques n'était pas significativement différent entre les échantillons d'impact et de référence en 2017, ni pour C-Power ($TRA = 3,5$, $p = 0,8$), ni pour Belwind ($TRA = 9$, $p = 0,07$).

Tableau 2. Richesse moyenne des espèces de poissons (S) et densité (N) pour 2017 des échantillons d'impact et de référence dans C-Power et Belwind

| OWF | Imp/Ref | Avg. S \pm SD | Avg. N \pm SD (Ind. 1000 m^{-2}) |
|---------|---------|-----------------|--|
| C-Power | Imp | 15 \pm 2 | 24 \pm 13 |
| | Ref | 15 \pm 2 | 19 \pm 11 |
| Belwind | Imp | 11 \pm 1 | 10 \pm 2 |
| | Ref | 13 \pm 0 | 15 \pm 5 |

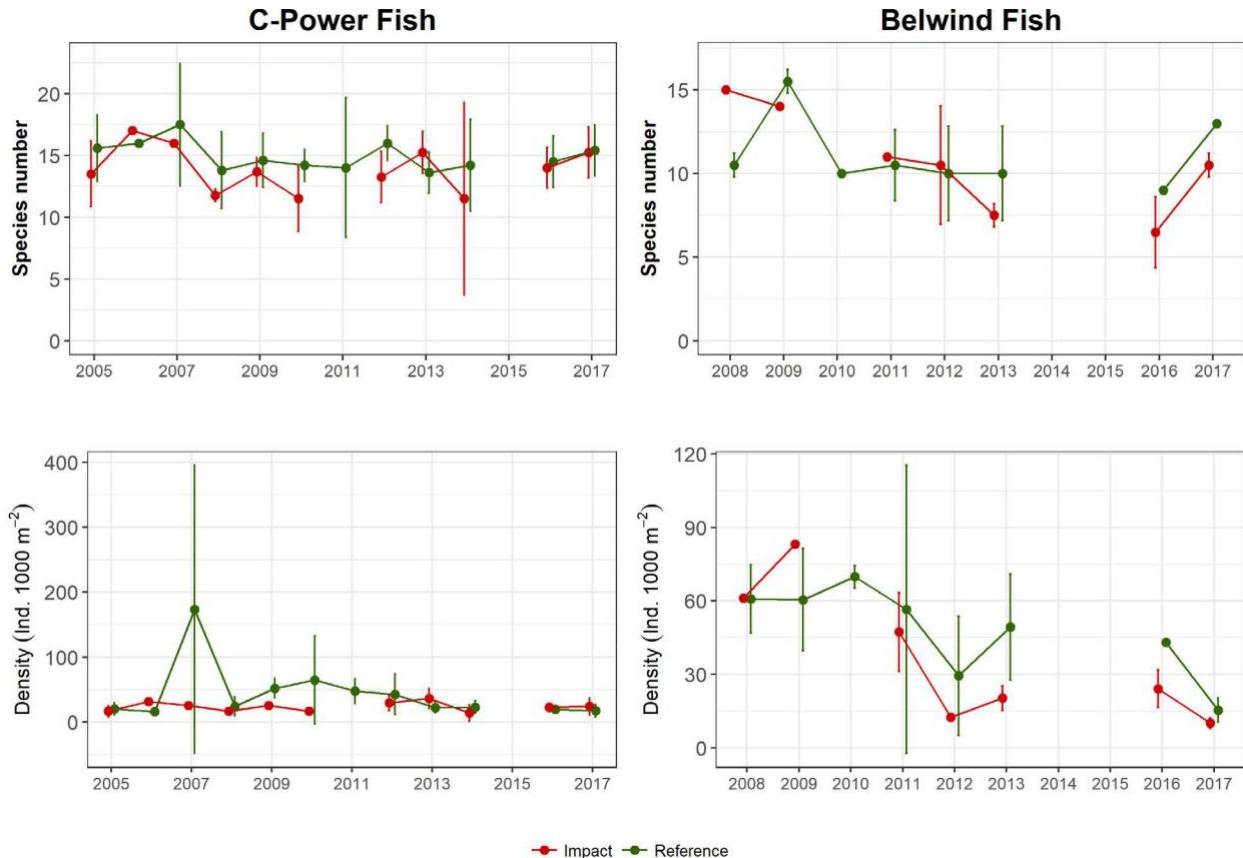


Figure 4. Graphiques de séries chronologiques des variables univariées nombre d'espèces (S) et densité (N) pour les poissons benthico-pélagiques pour les échantillons d'impact et de référence à C-Power et au parc éolien de Belwind. Les valeurs moyennes \pm SD sont indiquées. Construction de la deuxième phase de C-Power en 2011, construction de Belwind en 2009-2010.

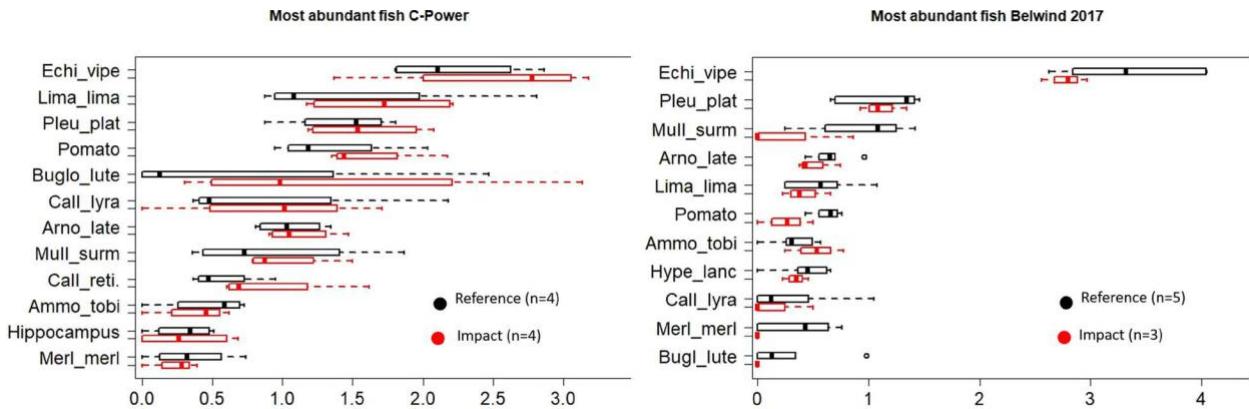


Figure 5. Diagrammes en boîtes et en moustaches montrant les densités minimale, maximale, de 0,25 percentile, de 0,75 percentile et de me-dian sqrt pour les espèces de poissons benthopelagiques les plus abondantes dans les échantillons de référence (noir) et d'impact (rouge) pour C-Power et Belwind (automne 2017). Les valeurs aberrantes sont représentées par des cercles. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

Cependant, pour Belwind, certaines différences d'abondance ont pu être observées, mais elles ont été principalement attribuées au nombre plus élevé d'échantillons de ravin dans la zone de référence (3 contre 1 en impact).

Pour le C-Power, les espèces les plus dominantes dans les échantillons d'impact et de référence ont été les suivantes : *Echiichtys vipera* (moyenne 7 et 5 Ind. 1000 m⁻²), *dab* *Limanda limanda* (moyenne 3 et 3 Ind. 1000 m⁻²) et la plie *Pleuronectes platessa* (moyenne 3 et 2 Ind. 1000 m⁻²) (fig. 5). Le petit levier et la plie étaient également dominants dans les échantillons de référence (moyenne 12 et 1 Ind. 1000 m⁻²) et les échantillons d'impact (8 et 1 Ind. 1000 m⁻²) de Belwind, suivis du mullet *Mullus surmuletus* dans les échantillons de référence (1 Ind. 1000 m⁻²) et de l'échassier *Arnoglossus later-na* dans les échantillons d'impact (0,5 Ind. 1000 m⁻²) (fig. 5). D'autres espèces abondantes avaient des gammes de densité simi-lar pour les échantillons d'impact et de référence dans les deux OWF. Aucun effet significatif de parc éolien n'a été trouvé pour aucune des espèces individuelles.

4. Discussion et conclusions

Aucun effet direct de parc éolien ("reef"), ni aucun effet d'exclusion de la pêche n'a (encore) été observé pour l'épibenthos des fonds mous et l'assem-blage des poissons démersaux-

benthopelagiques en 2017. La composition, le nombre d'espèces, la densité et la biomasse (pour l'épibenthos uniquement) de l'assemblage de fond mou à l'intérieur des OWF était très similaire à celle de l'assemblage dans des lieux de référence en dehors des OWF. Cela est tout à fait conforme à nos résultats de surveillance précédents (Derweduwen et al. 2016a ; De Backer & Hostens 2017) et à d'autres études, par exemple celles de Stenberg et al. (2015), qui montrent également que pendant la phase d'exploitation des OWF, les espèces vivant à l'origine dans les sédiments meubles restent dominantes.

Un résultat remarquable en 2017 est que les animaux épifauniques, c'est-à-dire *Mytilus edulis* et *Anthozoa* sp., connus pour s'encrasser sur les fondations des turbines (Krone et al. 2013 ; De Mesel et al. 2015) sont assez abondants dans les échantillons de l'OWF C-Power, et totalement absents ou présents en densités beaucoup plus faibles dans les sites de référence en dehors de l'OWF. Cela pourrait être une première indication que l'effet "récifal" commence à s'étendre au-delà du voisinage direct des turbines dans les zones de sédiments mous entre les éoliennes. Les anthozoaires n'ont pas été identifiés au niveau des espèces, donc la vérification que l'augmentation est due aux spé-cies dominants sur les fondations de C-Power *Metridium senile* (De Mesel et al. 2015) est prématuée mais plausible. Dans l'enquête de suivi, l'identification au niveau de l'espèce des *Anthozoa* peut fournir une réponse validée. Pour *Mytilus edulis*, les bouquets de moules vivantes étaient

observées dans tous les échantillons de C-Power, provenant très probablement des turbines. Les chances de survie de *Mytilus edulis* sur des fonds mous mobiles à des profondeurs de 20 m, avec un risque élevé d'enfouissement, sont probablement faibles (Hutchison et al. 2016).

Néanmoins, cette observation est en accord avec l'hypothèse de la mytilisation (Krone et al. 2013), qui a prédit que la biomasse de moules en croissance dans les fondements des parcs éoliens, peut produire un substrat dur secondaire, qui peut altérer l'écosystème des fonds mous. Un suivi est nécessaire pour valider s'il s'agit d'une observation ponctuelle ou d'un véritable effet de parc éolien qui peut accroître l'hétérogénéité des sédiments de fond mou entre les fontaines. Lorsque l'augmentation de la présence de moules (entre les turbines) persisterait, des recherches plus ciblées sont nécessaires pour étudier plus en

détail les processus en jeu. Cela pourrait inclure, par exemple, le potentiel de survie de ces amas de moules sur le fond sableux ou la faune associée à ce substrat dur produit en second lieu.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'IRSNB OD Nature/Belspo pour avoir accordé du temps de navigation sur le RV Belgica et son équipage pour l'aide apportée lors de l'échantillonnage à l'automne 2017. Robin Brabant (OD Nature) est remercié pour son aide concernant les permis et pour avoir contacté le WVC. Merci également à plusieurs collègues de l'ILVO pour leur aide lors de l'échantillonnage et au laboratoire.

References

- Anderson, M.J. & Robinson, J. 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45 (3): 301-318. DOI: 10.1111/1467-842X.00285
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E, 214 p.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, 190 p.
- Coolen, J. 2017. North Sea reefs. Benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the southern North Sea. PhD thesis, 203 p.
- De Backer, A. & Hostens, K. 2017. Effects of Belgian offshore wind farms on soft sediment epi-benthos and fish: an updated time series. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 59-71.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756 (1): 37-50.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K. 2016a. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 95-115.
- Derweduwen, J., Ranson, J., Wittoeck, J. & Hostens, K. 2016b. Feeding behaviour of lesser wee-ver (*Echiichthys vipera*) and dab (*Limanda limanda*) in the C-Power wind farm. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 143-166.

Handley, S.J., Willis, T.J., Cole, R.G., Bradley, A., Cairney, D.J., Brown, S.N. & Carter, M.E. 2014. The importance of benchmarking habitat structure and composition for understanding the extent of fishing impacts in soft sediment ecosystems. *Journal of Sea Research* 86: 58-68.

Hutchison, Z., Hendrick, V., Burrows, M., Wilson, B. & Las, K. 2016. Buried alive: the behavioural response of the mussels, modiolus modiolus and mytilus edulis to sudden burial by sediment. *PLoS ONE* 11 (3): e0151471. DOI: [10.1371/journal.pone.0151471](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151471)

Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Houziaux, J.-S. & Degraer, S. 2012. A comparison of the first stages of biofouling in two offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. In S. De-graer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Heading for an Understanding of Environmental Impacts*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 17-39.

Krone, R., Gutow, L., Joschko, T. & Schröder, A. 2013. Epifauna dynamics at an offshore foundation – Implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research* 85: 1-12.

Lindeboom, H.J. *et al.* 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6: 035101.

R Core Team 2017. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <http://CRAN.R-project.org/>

Reubens, J.T., Degraer, S. & Vincx, M. 2011. Aggregation and feeding behaviour of pout-ing (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 108 (1): 223-227.

Reubens, J.T., Vandendriessche, S., Zenner, A.N., Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? Impact on growth, condition index and diet composition. *Marine environmental research* 90: 66-74.

Stenberg, C., Støttrup, J., Deurs, M.V., Berg, C.W., Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Grome, T. & Leonhard, S.B. 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257-265. DOI: [10.3354/meps11261](https://doi.org/10.3354/meps11261)

Vandendriessche, S., Hostens, K. & Wittoeck, J. 2009. Monitoring of the effects of the Thornton-bank and Bligh Bank windmill parks on the epifauna and demersal fish fauna of soft-bottom sediments: Thorntonbank, status during construction (T1) and Bligh Bank, reference condition (T0). In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: State of the Art After Two Years of Environmental Monitoring*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 93-150.

Vandendriessche, S., Derweduwen, J. & Hostens, K. 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia* 756 (1): 19-35.

Wang, Y., Naumann, U., Wright, S. & Warton, D. 2012. Mvabund – an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 471-474.

Wickham, H. 2009. *Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer.

Wickham, H. 2011. The split-apply-combine strategy for data analysis. *Journal of Statistical Software* 40 (1): 1-29.

Annexe 1

Noms d'espèces avec abréviations correspondantes utilisés dans les figures de ce chapitre

| | Species name | Abbreviation |
|------------|--------------------------------|--------------|
| Epibenthos | <i>Anthozoa</i> sp. | Anthozoa |
| | <i>Asterias rubens</i> | Aste_rube |
| | <i>Liocarcinus holsatus</i> | Liohol |
| | <i>Loligo juv</i> | Loli_juv |
| | <i>Loligo vulgaris</i> | Loli_vulg |
| | <i>Macropodia</i> sp. | Macropodia |
| | <i>Mytilus edulis</i> | Myti_edul |
| | <i>Nassarius reticulatus</i> | Nass_reti |
| | <i>Ophiura albida</i> | Ophi_albi |
| | <i>Ophiura ophiura</i> | Ophi_ophi |
| | <i>Pagurus bernhardus</i> | Pagu_bern |
| | <i>Psammechinus miliaris</i> | Psam_mili |
| | <i>Spisula elliptica</i> | Spis_elli |
| | <i>Spisula solida</i> | Spis_soli |
| Fish | <i>Ammodytes tobianus</i> | Ammo_tobi |
| | <i>Arnoglossus laterna</i> | Arno_late |
| | <i>Buglossidium luteum</i> | Buglut |
| | <i>Callionymus lyra</i> | Call_lyra |
| | <i>Callionymus reticulatus</i> | Call_reti |
| | <i>Echiichthys vipera</i> | Echi_vipe |
| | <i>Hippocampus</i> sp. | Hippocampus |
| | <i>Hyperoplus lanceolatus</i> | Hype_lanc |
| | <i>Limanda limanda</i> | Lima_lima |
| | <i>Merlangius merlangus</i> | Merl_merl |
| | <i>Mullus surmuletus</i> | Mull_surm |
| | <i>Pleuronectes platessa</i> | Pleu_plat |
| | <i>Pomatoschistus</i> sp. | Pomato |

CHAPITRE 4

DÉFINIR LA CONDITION DE RÉFÉRENCE (T0) POUR L'ÉPIBENTHOS DES SÉDIMENTS MOUS ET LES POISSONS DÉMERSAUX- BENTHOPÉLAGIQUES

DANS LES ZONES DE CONCESSION NORD ET RENTEL

DE BACKER Annelies & HOSTENS Kris

Flanders Research Institute for Agriculture, Fisheries and Food (ILVO), Aquatic Environment and Quality, Ankerstraat 1, 8400 Oostende, Belgium

Corresponding author: annelies.debacker@ilvo.vlaanderen.be

Résumé

Dans un avenir proche, deux nouveaux parcs éoliens offshore (OWF) seront construits dans les eaux belges, Norther et Rentel. Dans ce chapitre, nous avons cherché à savoir si l'assemblage d'épibenthos et de poissons démersaux-benthopélagiques de ces futurs OWF différait des assemblages (référence) qui sont actuellement surveillés dans le cadre du programme WinMon, c'est-à-dire pour les OWF C-Power et Belwind. Deuxièmement, les conditions de référence T0 pour les deux nouvelles zones de concession sont décrites. Tous les échantillons ont été prélevés à l'automne 2016, ce qui exclut la variabilité interannuelle et la saisonnalité.

Un gradient nord-sud clair a été obtenu dans la zone plus large de l'OWF pour l'épibenthos à sédiments mous et les assemblages de poissons démersaux-benthopélagiques. Plus au nord, la zone de concession la plus proche du rivage (environ 23 km) présentait une densité et une biomasse beaucoup plus élevées (pour l'épibenthos), et la structure des communautés différait également des autres zones de concession. La zone nord est habitée par un assemblage qui s'apparente le

plus à une communauté côtière typique, tandis que Rentel comprend un assemblage offshore typique, comparable à Belwind et C-Power. En

raison des différences d'épibenthos et d'assemblages de poissons, un suivi de Norther semble justifié, car l'extrapolation des résultats des suivis précédents des autres OWF ne peut être garantie. Le suivi de Rentel, d'autre part, semble réduit dans le cadre du programme de suivi actuel de WinMon, car il y a une grande similitude avec l'épibenthos et les assemblages de poissons de C-Power. Bien que l'intégration du Nord dans le cadre de surveillance soit recommandée, il est important de considérer que la variabilité naturelle au sein de cette zone est très élevée, en particulier pour l'épibenthos, ce qui peut masquer les effets potentiels à court et à long terme liés à la présence de l'OWF du Nord et à l'exclusion des pêcheurs dans cette zone de concession.

1. Introduction

Afin d'atteindre les objectifs fixés par la directive européenne 2009/28/CE sur les énergies renouvelables, le gouvernement belge a réservé une zone offshore de 238 km² pour la production d'électricité. Depuis 2017, 232 éoliennes offshore sont opérationnelles dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS), avec une capacité installée de 877 MW. 309 MW supplémentaires sont en construction dans la zone de concession de Rentel, et en 2018, la construction du parc éolien offshore du Nord (OWF) commencera, ce qui représente 370 MW supplémentaires.

La construction des OWF introduit des substrats durs artificiels dans l'environnement sableux typique du BPNS. Ces substrats durs génèrent un nouvel habitat "rocheux", attirant des espèces de substrats durs (Lindeboom et al. 2011 ; Kerkhof et al. 2012 ; De Mesel et al. 2015) et créant un effet récifal pour la faune épibenthique et les poissons démersaux-ben-thopélagiques (Reubens et al. 2011, 2013 ; Stenberg et al. 2015). Cet effet récifal, combiné à l'exclusion des pêcheries dans la zone élargie de l'OWF, peut affecter l'épibenthos de fond mou et les assemblages de poissons entre les éoliennes.

Depuis 2005, l'ILVO effectue des études de surveillance au chalut à perche pour évaluer les effets potentiels des OWF sur l'épibenthos des sédiments mous et les poissons démersaux-benthopélagiques. L'effort d'étude a été concentré sur les OWF C-Power et Belwind, les premiers OWF dans les eaux belges. Les deux OWF sont situés sur un banc de sable, respectivement sur le Thornton Bank et le Bligh Bank, à environ 30 et 50 km au large. Leur épibenthos et leurs assemblages de poissons sont caractérisés comme un assemblage offshore typique (Derweduwen et al. 2010). Le futur OWF Rentel est situé dans un ravin entre les deux OWF, tandis que le Norther est situé le plus près du rivage (à 23 km de Zeebrugge). Cela laisse entrevoir des assemblages de poissons épibenthos et démersaux-benthopélagiques potentiellement différents. Si c'est le cas, les résultats du suivi de l'impact actuel dans C-Power et Belwind pourraient ne pas être correctement extrapolés aux futurs OWF.

Nous avons échantillonné les deux futurs OWF comme à l'automne 2016 : pour évaluer si l'épibenthos des sédiments mous et les assemblages de poissons des futurs OWF (Rentel et Norther) diffèrent des zones de référence actuellement surveillées pour les OWF (C-Power et Belwind) ; déterminer les conditions de référence (T0) pour les deux futurs OWF (Rentel et Norther), et évaluer l'adéquation des sites de référence pour les futures évaluations d'impact.

2. Matériel et méthodes

2.1. Échantillonnage

L'échantillonnage pour la condition de référence (T0) a été effectué à bord du RV Simon Stevin à l'automne 2016. Des échantillons ont été prélevés au chalut dans les futures zones de concession de Rentel et de Norther, ainsi qu'à des endroits de référence potentiels en dehors des zones de concession (fig. 1). À l'emplacement du ftNor2, un navire de pêche avait pêché juste avant notre échantillonnage, ce qui a entraîné la présence de beaucoup de poissons morts et d'épibenthos dans l'échantillon. Ce maté-riau mort n'a pas été pris en compte dans les analyses. En outre, dans le cadre de cette même enquête de surveillance, nous avons également effectué le suivi des impacts dans les OWF Belwind et C-Power et leurs zones de référence respectives (voir De Backer & Hostens 2017). Sur toutes les pistes, l'épibenthos et la faune piscicole ont été échantillonnés avec un chalut à perche de 8 mètres (maille de 22 mm dans le cul de chalut) équipé d'une chaîne plus robuste. Le filet a été remorqué pendant 15 minutes à une vitesse moyenne de 4 nœuds sur environ 1 mille nautique. Les données sur l'heure, les coordonnées de départ et d'arrêt, la trajectoire et la profondeur d'échantillonnage ont été notées pour permettre une conversion correcte vers les unités de surface échantillonnées. Les trajectoires des poissons sont plus ou moins positionnées en suivant les contours de la profondeur parallèlement à la côte, ce qui minimise la variation de la profondeur à l'intérieur d'une même trajectoire, sauf pour ftNor1 et ftNor2 à l'intérieur de la concession Nord qui sont perpendiculaires à la côte en raison du positionnement futur des câbles électriques sur le terrain. À bord, l'épibenthos et les poissons ont été identifiés, comptés, mesurés (poissons, crabes et crevettes) et pesés à l'état humide (uniquement l'épibenthos). Les échantillons qui n'ont pas pu être entièrement traités à bord ont été congelés et traités en laboratoire.

2.2. Données utilisées et analyses statistiques

Les espèces pélagiques (d'après www.fishbase.org) telles que *Sprattus sprattus*, *Trachurus trachurus*, *Scomber scombrus*, à côté des méduses et des polychètes ont été exclues des

analyses, car celles-ci ne sont pas échantillonnées quantitativement à l'aide d'un chalut à perche.

2.2.1. Analyse communautaire de la zone élargie du parc éolien offshore belge

Les sites de référence de la surveillance des impacts de Belwind et C-Power en 2016 ont été inclus pour tester les différences dans l'épibenthos des sédiments mous et l'assemblage des poissons entre les futures zones de concession Norther et Rentel et les zones de référence des OWF opérationnels Belwind et C-Power (fig. 1 ; De Backer & Hostens 2017). Cela a permis une analyse de la communauté dans la zone OWF au sens large. Pour cette analyse, nous avons testé l'effet de zone pour deux composants de l'écosystème (épibenthos et poissons démersaux-benthopélagiques) dans un plan PERMANOVA unidirectionnel avec le facteur "zone de concession" pour les variables univariées (nombre d'espèces, densité, biomasse) et pour la structure de la communauté. Les données multivariées ont subi une transformation de la racine quatrième et la similitude entre les échantillons a été quantifiée à l'aide de l'indice de similarité de Bray-Curtis. Les analyses PERMANOVA sur les données univariées (richesse des espèces, densité et biomasse) ont été effectuées sur des matrices de ressemblance de distance euclidienne avec des permutations illimitées des données brutes. Le test PERMDISP a été utilisé pour tester l'homogénéité de la dispersion au sein des groupes pour une interprétation correcte des résultats de PERMANOVA. Chaque fois qu'un effet de

"concession" significatif a été trouvé, des tests par paires ont été effectués pour déterminer où se situaient les différences. Les valeurs de P pour les tests par paires ont été, en raison du nombre restreint de permutations possibles, tirées des permutations de Monte Carlo (MC) (Anderson & Robinson 2003). Des analyses SIMPER ont été effectuées pour identifier les espèces les plus responsables des différences observées.

Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide de Primer v6 avec le logiciel complémentaire PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006 ; Anderson et al. 2008).

2.2.2. Condition de référence (T0) pour Norther et Rentel

Pour déterminer le T0 dans les deux futurs OWF, une analyse descriptive a été effectuée au niveau de l'échantillon afin de pouvoir observer le degré de variabilité entre les échantillons dans une zone. Le nombre d'échantillons (2 d'impact et 2 de référence) était trop faible pour permettre une évaluation statistique solide de l'adéquation des sites de référence pour Norther et Rentel. Par conséquent, des mesures univariées, le nombre d'espèces, la densité et la biomasse (pour l'épibenthos uniquement), ont été calculées pour chaque piste de poisson, ainsi que l'abondance relative des espèces dominantes. Les mesures univariées ont ensuite été visualisées dans ArcGIS, ce qui a permis d'obtenir un avis d'expert sur la pertinence des sites de référence pour les futures évaluations d'impact de Norther et Rentel.

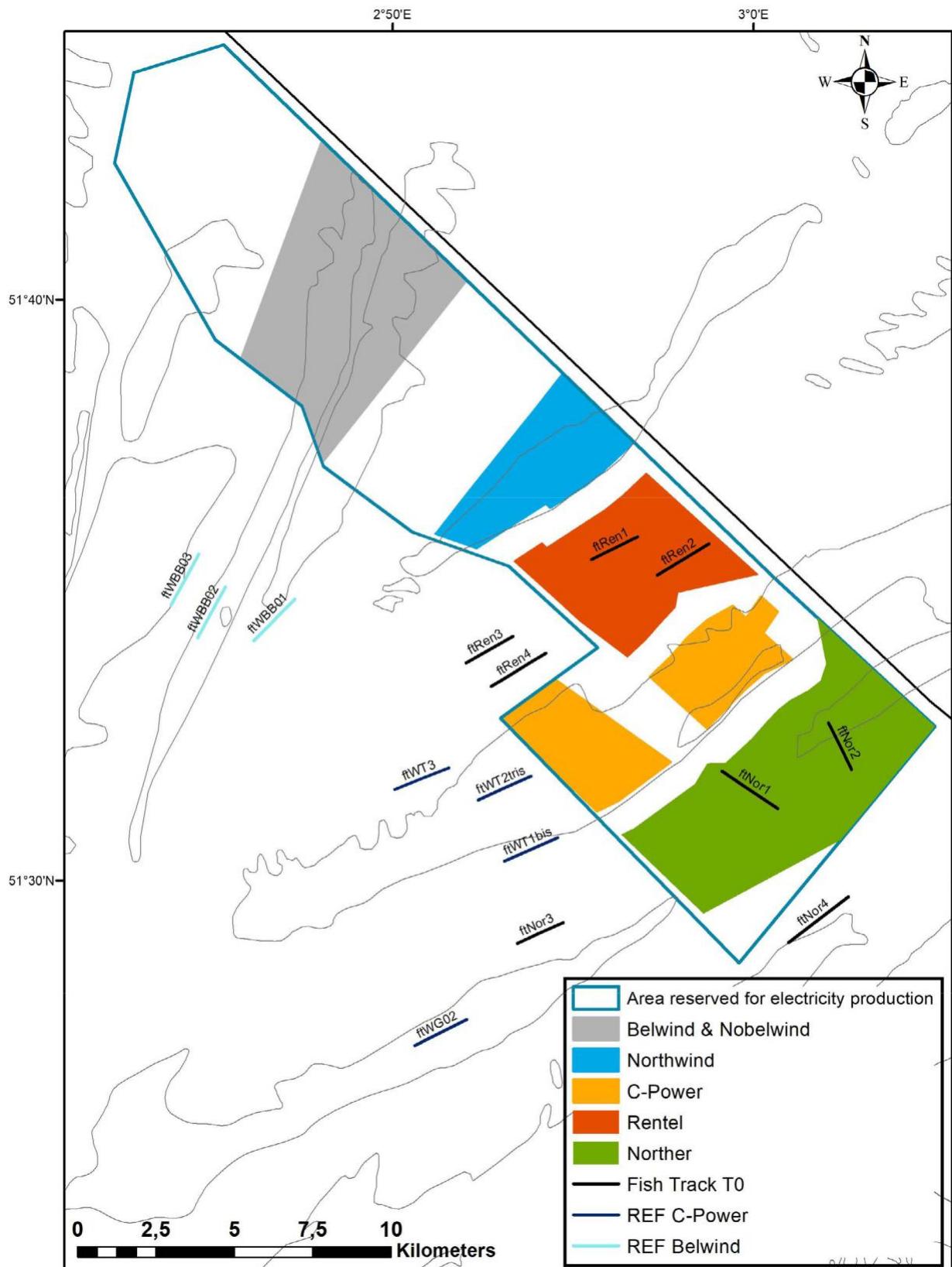


Figure 1. Carte générale montrant les emplacements des chaluts T0 dans les zones de concession Nord et Rentel et leurs emplacements de référence respectifs (en noir). Les emplacements de référence en bleu foncé pour C-Power et en bleu clair pour Belwind, qui ont été inclus dans l'analyse de la communauté de la zone des parcs éoliens offshore.

3. Résultats

3.1. Analyse communautaire de la zone élargie des parcs éoliens offshore

3.1.1. Epibenthos

Le nombre d'espèces (S) par échantillon n'a pas varié de manière significative entre les quatre zones. Le S moyen varie entre 15 espèces dans Belwind et 18 espèces dans Norther et Rentel. La densité et la biomasse ont montré un effet globalement significatif (resp. $p = 0,02$ et $0,04$) avec une densité et une biomasse moyennes très élevées dans la zone de concession Nord, resp. 1212 ind. 1000 m^{-2} et $3921 \text{ g} \cdot 1000 \text{ m}^{-2}$ (fig. 2). Cependant, les différences par paires ne se sont pas avérées significatives en raison de la forte variation observée dans les échantillons de la zone Nord.

La structure des communautés épibenthiques était significativement différente entre les différentes zones ($p = 0,0002$), et la dispersion différait également de manière significative (Permdisp $p = 0,01$).

Des tests par paires ont montré que la zone Nord différait significativement de toutes les autres zones de concession, tant au niveau de la structure des communautés que du niveau de dispersion, ce qui indique un degré élevé d'hétérogénéité dans la zone Nord (fig. 3). Rentel et Belwind ont également montré une structure communautaire significativement différente.

La zone Nord différait sensiblement des autres zones (dissimilitude moyenne avec C-Power 55 %, Rentel 53 % et Belwind 65 %) en raison de l'abondance relative élevée de l'oursin *Psammechinus miliaris*, du poisson étoile *Asterias rubens* et de la crevette brune *Crangon crangon*, et de l'abondance relative plus faible du bernard-l'ermite *Pagurus bernhardus* (fig. 4). La population de Rentel diffère sensiblement de celle de Belwind (dissimilitude moyenne de 41 %) en raison de l'abondance relative élevée du buccin-chien *Tritia reticulata* et de l'étoile serpent *Ophiura ophiura*, et de l'abondance relative plus faible des espèces de Céphalopodes (fig. 4).

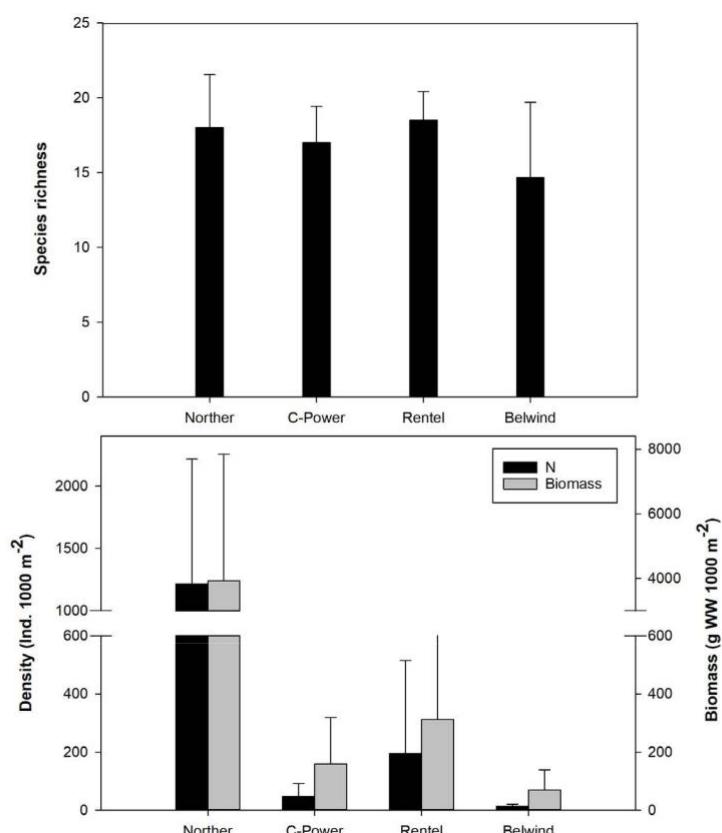


Figure 2. Diagrammes en barres montrant la richesse moyenne en espèces, la densité et la biomasse ($\pm \text{SD}$) pour l'épibenthos dans les différentes zones de concession/référence.

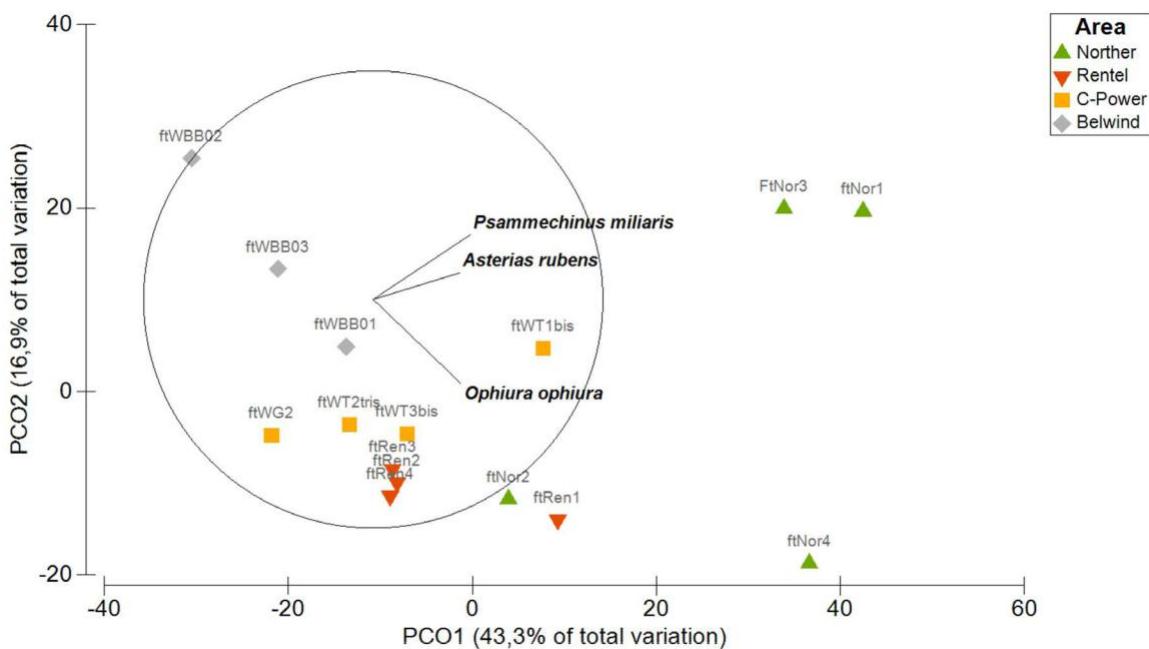


Figure 3. Graphique PCO de la communauté d'Epibenthos dans la zone élargie du parc éolien offshore avec indication des différentes zones de concession/référence. La superposition des vecteurs montre les espèces qui sont les mieux corrélées (corrélation multiplicative $r > 0,35$) avec le modèle multivarié observé.

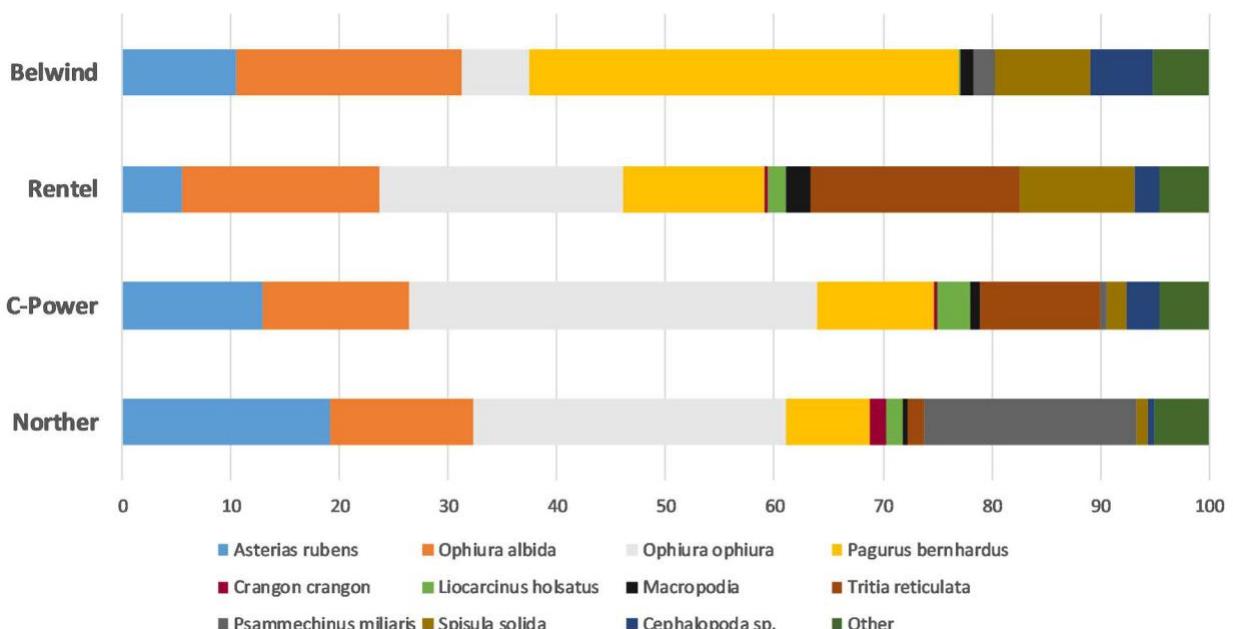


Figure 4. Abondance relative des espèces d'épibenthos les plus courantes dans les différentes zones de concession/référence.

3.1.2. Poissons démersaux et benthopélagiques

Aucune différence significative en termes de nombre d'espèces (S) ou de densité (N) n'a été observée entre les quatre zones. La moyenne de S varie entre 12 espèces dans le Nord et 17 espèces dans le Rentel. La densité moyenne était la plus faible dans la zone C-Power avec 20 ind. 1000 m⁻² et la plus élevée dans la zone Norther avec 126 ind. 1000 m⁻² (fig. 5).

La structure des communautés de poissons différait sensiblement entre les différentes zones ($p = 0,0001$), tout comme la dispersion (Permdisp $p = 0,004$). Le nord différait le plus de Belwind (dissimilité moyenne = 64 %), mais il différait aussi significativement de C-Power (diss.

moyenne = 44 %) et de Rentel (diss. moyenne = 42 %) (test par paire $p < 0,02$) (fig. 6). Rentel ne diffère de Belwind que de manière significative en termes de structure communautaire (diss. moyenne = 39 %).

Par rapport aux autres zones, le nord présentait une abondance relative élevée de dragonet *Callionymus lyra*, de merlan *Merlangius merlangus*, de moue *Trisopterus luscus* et de nez d'hameçon *Agonus cataphractus*. La danse d'abundance relative de l'*Echiichthys vipera*, une espèce moins répandue, était beaucoup plus faible (fig. 6 ; fig. 7). La zone de référence Belwind est principalement dominée par le petit héron, tandis que la solenette *Buglossidium luteum* est caractéristique de C-Power et Rentel (fig. 6 et 7).

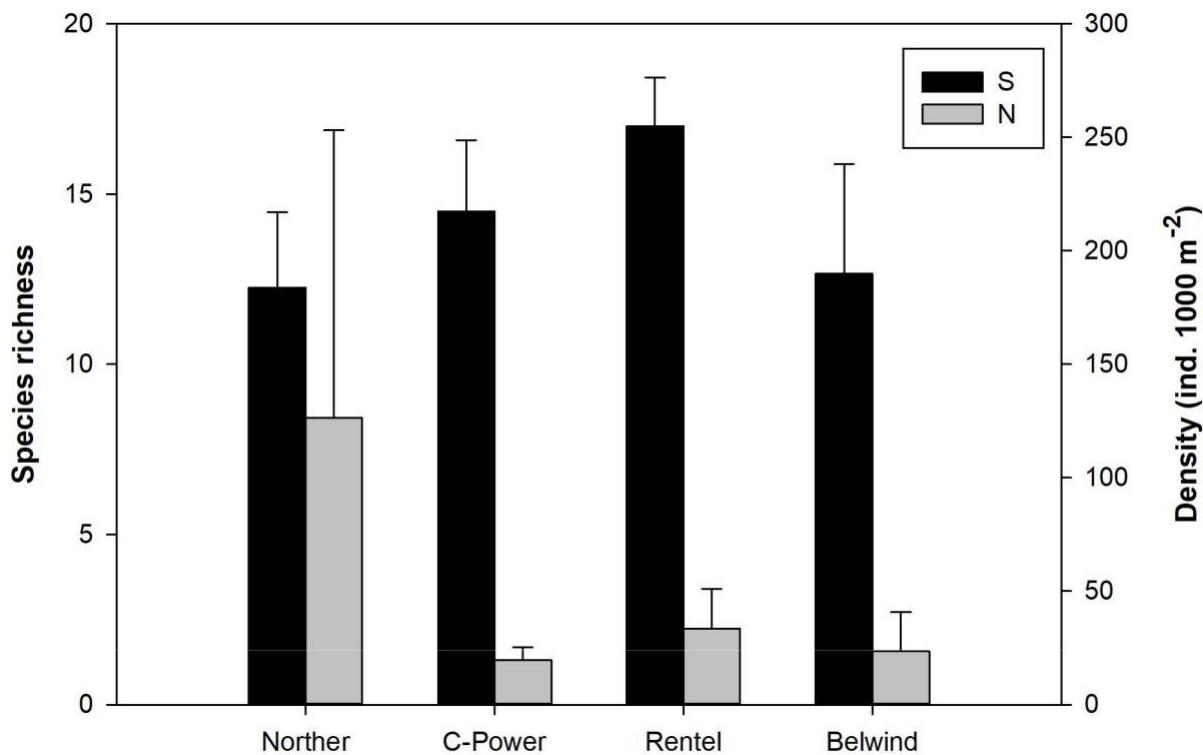


Figure 5. Diagrammes en barres montrant la richesse et la densité moyennes des espèces pour les poissons démersaux-benthopélagiques dans les différentes zones de concession/référence.

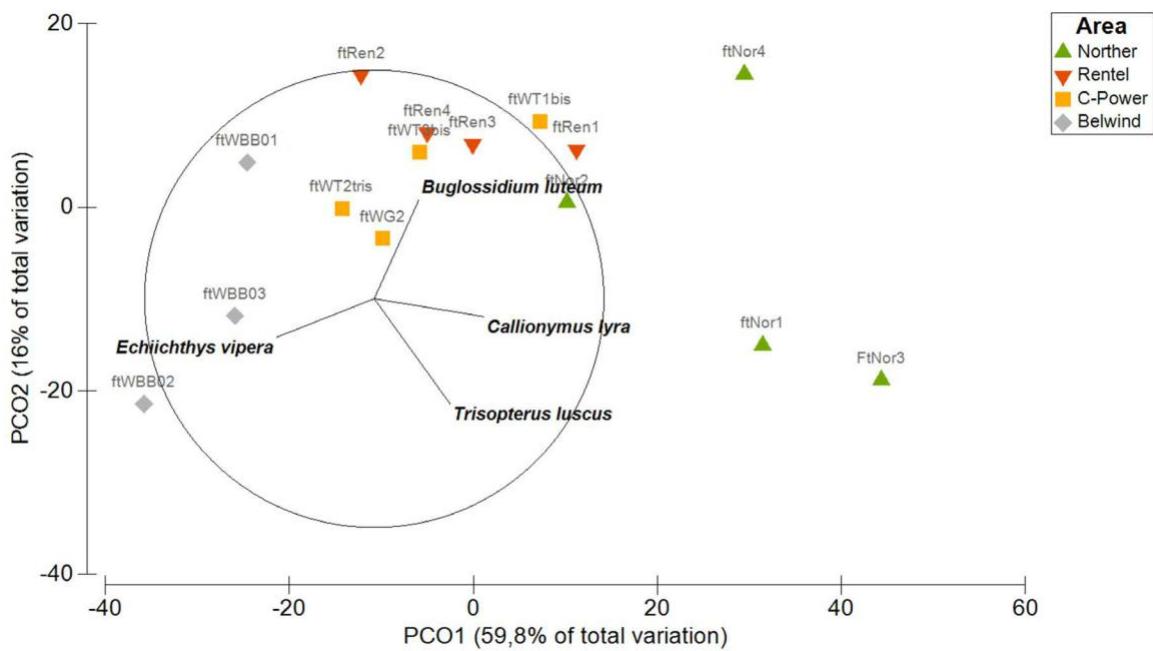


Figure 6. Graphique PCO de la communauté de poissons dans la zone élargie du parc éolien offshore avec indication des différentes zones de concession/référence. La superposition des vecteurs montre les espèces qui sont les mieux corrélées (corrélation multiple $r > 0,4$) avec le modèle multivarié observé.

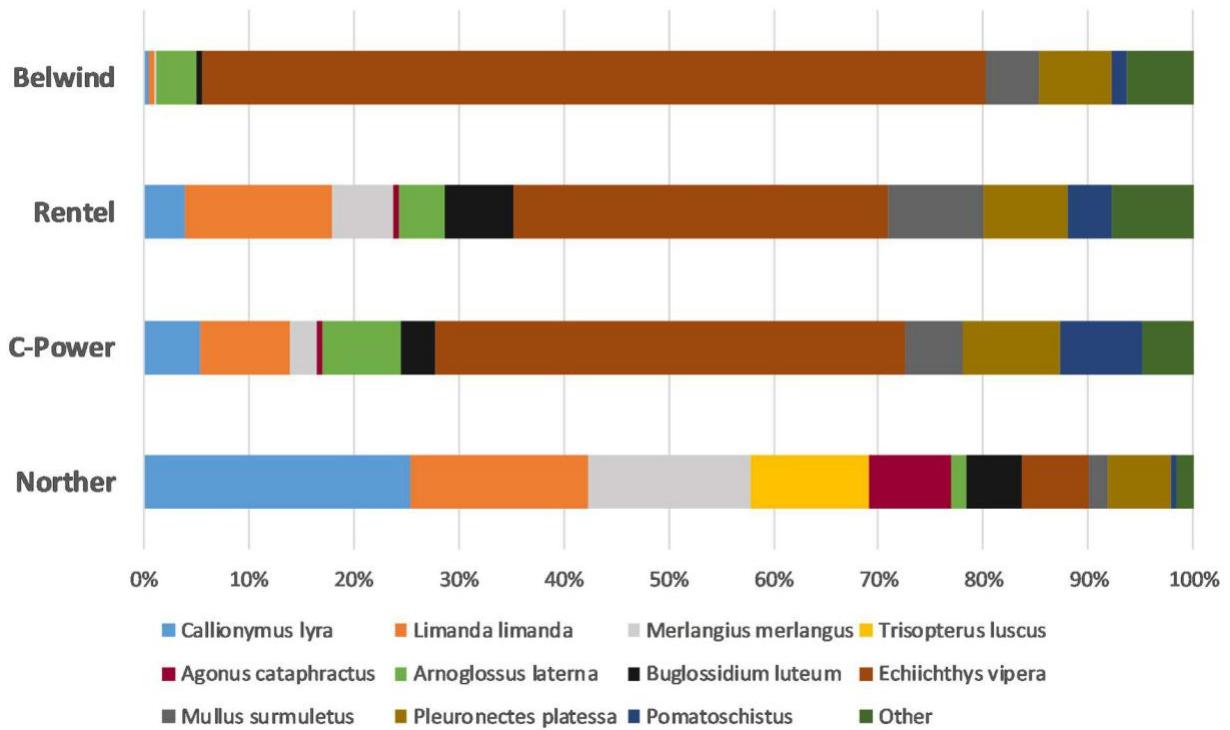


Figure 7. Abondance relative des espèces de poissons démersaux-benthopélagiques les plus courantes dans les différentes zones de concession/référence.

3.2. Situation T0 dans le Nord et Rentel

Pour déterminer la situation T0 pour Norther et Rentel, nous faisons un zoom sur les traces de poissons échantillonnées dans les deux zones de concession et sur leurs traces de référence rétrospectives.

3.2.1. Epibenthos

Pour le Nord, une grande variabilité dans la richesse des espèces, la densité et la biomasse a été notée entre les traces de poissons pour l'épibenthos. Le nombre d'espèces varie entre 15 et 22, la densité entre et 2270 ind. 1000 m⁻², et la biomasse entre 238 et 10571 g WW . 1000 m⁻². La densité et la biomasse étaient particulièrement faibles en ftNor2, où l'activité de pêche avait lieu pendant l'échantillonnage (tableau 1 ; fig. 8).

L'abondance relative des espèces était également très variable dans le nord : des espèces simi-larges étaient présentes, mais les espèces dominantes différaient selon les traces de poissons (fig. 9). L'oursin P.

miliaris formait la densité apparente du ftNor1 (68%), l'étoile serpent *O. ophiura* (34%) et le bernard-l'ermite *P. bermardus* (23%) dominaient le ftNor2, tandis que dans les traces de poissons de référence, le poisson étoile *A. rubens* (55%) avec *O. albi-da* (27%) dominaient le ftNor3, et *O. ophiura* (78%) le ftNor4 (fig. 9).

Pour Rentel, la variabilité des mesures d'épibenthos entre les traces de poissons était relativement faible, seul le ftRen1 présentait une densité et une biomasse beaucoup plus élevées. Les autres traces de poissons ont toutes montré des valeurs très similaires autour de ind. 1000 m⁻² pour la densité et environ g WW · 1000 m⁻² pour la biomasse (tableau 1 ; fig. 8). Le nombre d'espèces se situe à environ 21.

L'abondance relative des espèces était également très similaire pour les différentes filières de poissons, à l'exception du ftRen1 qui était dominé par *Tritia reticulata* (62%) (fig. 10). Dans les autres traces de poissons, la composition des espèces était plus homogène, les espèces les plus importantes étant *A. rubens*, *O. albida*, *O. ophiura*, *P. bermardus* et *Spisula solida* (fig. 10).

Tableau 1. Richesse en espèces de l'épibenthos (S), densité (N) et biomasse pour chaque filière de poissons dans la concession Nord et Rentel et les zones de référence respectives, avec indication du fait que la filière est située à l'intérieur (C) ou à l'extérieur (R) de la zone de concession

| Zone | Station | Conc/Ref | S | N (Ind. 1000 m ⁻²) | Biomass (g WW 1000 m ⁻²) |
|---------|---------|----------|----|--------------------------------|--------------------------------------|
| Norther | ftNor1 | C | 15 | 2270 | 10571 |
| | ftNor2* | C | 22 | 58 | 238 |
| | ftNor3 | R | 20 | 723 | 1992 |
| | ftNor4 | R | 15 | 1797 | 2883 |
| Rentel | ftRen1 | C | 17 | 675 | 697 |
| | ftRen2 | C | 17 | 31 | 181 |
| | ftRen3 | R | 19 | 36 | 181 |
| | ftRen4 | R | 21 | 36 | 189 |

* activité de pêche commerciale juste avant l'échantillonnage

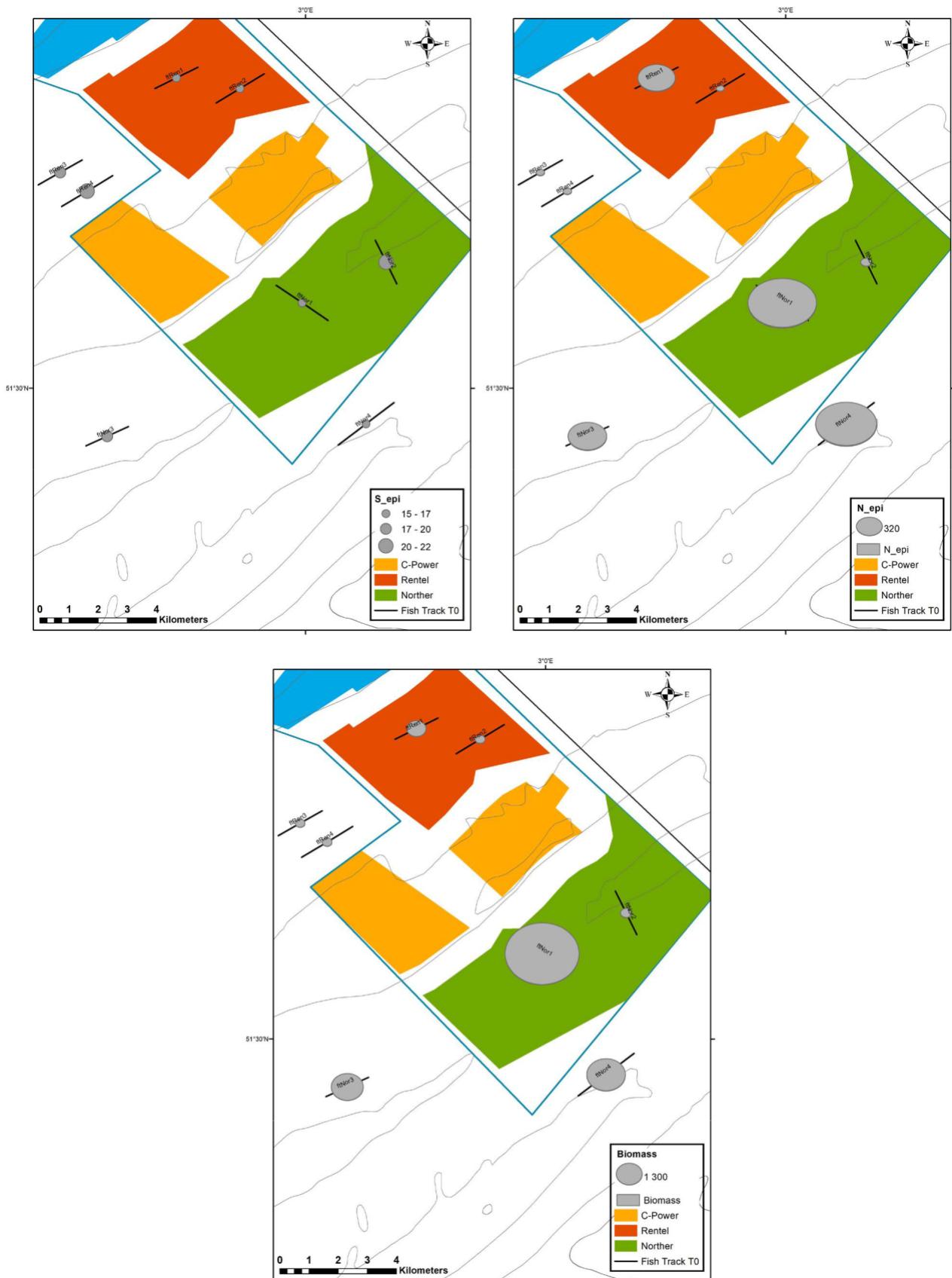


Figure 8. Carte visualisant le nombre d'espèces (à gauche), la densité (au milieu) et la biomasse (à droite) pour l'épibenthos de chaque trace de poisson dans la zone de concession Nord et Rentel. La taille des diagrammes circulaires varie en fonction des valeurs de chaque paramètre.

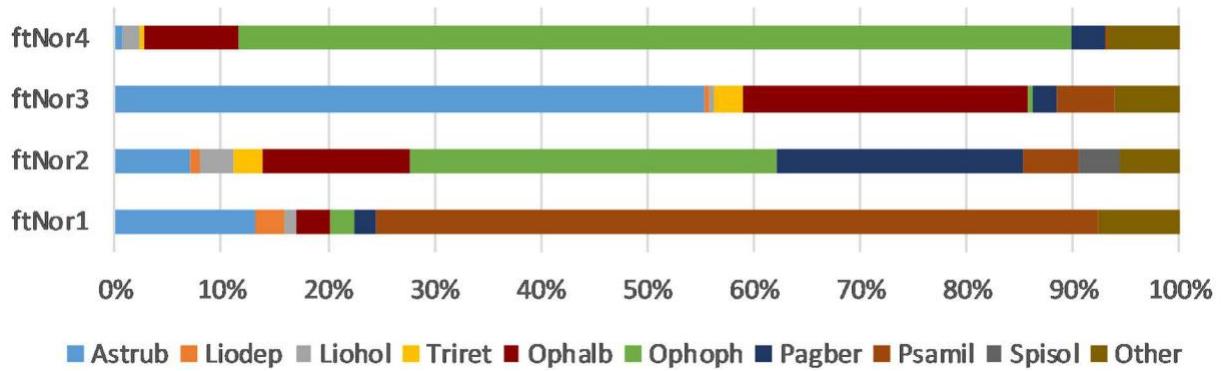


Figure 9. Abondance relative des espèces épibenthiques dans les différentes traces de poissons de la concession Nord et de la zone de référence. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

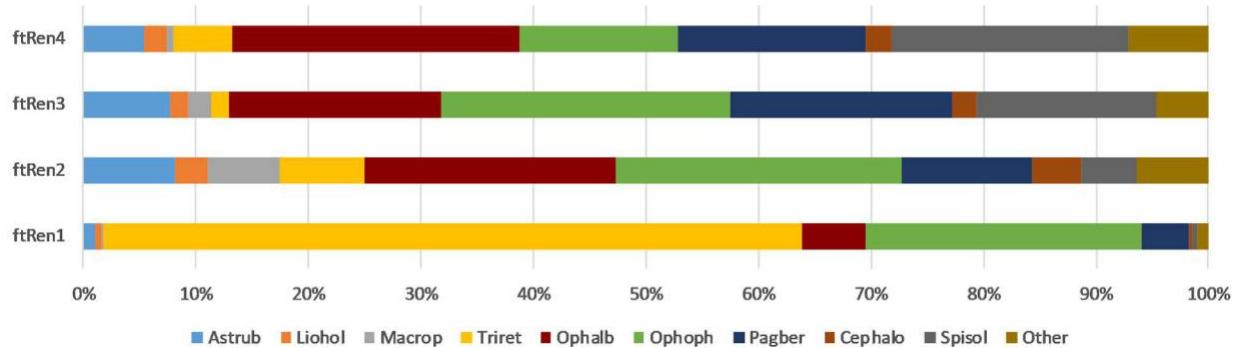


Figure 10. Abondance relative des espèces épibenthiques dans les différentes traces de poissons de la concession de Rentel et de la zone de référence. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

3.2.2. Poissons démersaux-benthopélagiques

Dans la concession Nord, une variabilité relativement élevée a été constatée entre les trajectoires de poissons pour les mesures concernant les poissons démersaux-benthopélagiques. La richesse des espèces se situait entre 10 et 15 espèces. Les pistes de poissons ayant le plus grand nombre d'espèces de poissons avaient le plus petit nombre d'espèces d'épibenthos et vice versa (tableau 2 ; fig. 11). La densité était très variable, avec une très faible densité en ft-Nor2, où il y avait eu une activité de pêche juste avant l'échantillonnage, et comme pour l'épibenthos, la densité était la plus élevée en ft-Nor1 avec près de 300 ind. 1000 m⁻².

La composition des espèces était moins variable : trois espèces étaient responsables de 40 à 75% de l'abondance relative cumulée dans les quatre traces de poissons, à savoir la limande *Limanda liman-da*, le merlan *Merlangius merlangus* et le dragonet com-mon *Callionymus lyra* (fig. 12). D'autres espèces ont montré une plus grande variabilité de l'abondance relative entre les traces de poissons : la petite vipère *Echiichthys vipera*

(25%) et la plie *Pleuronectes platessa* (18%) n'étaient que relativement dominantes dans le ftNor2, la mouchetée *Trisopterus luscus* (38%) était dominante dans le ftNor3, tandis que dans le ftNor4, la solenette *Buglossidium luteum* (18%) et le nez d'hameçon *Agonus cataphractus* (15%) étaient relativement abondants (fig. 12).

Dans la concession de Rentel et la zone de référence, la variabilité des mesures des poissons était encore une fois plus faible entre les différentes voies par rapport au nord. La richesse des espèces (S) se situait entre 15 et 18 espèces de poissons. La densité se situe entre 19 et 58 ind. 1000 m⁻² (tableau 2 ; fig. 11).

Pour la composition relative des espèces, les ftRen2 à 4 étaient presque identiques, avec moins de weever comme espèce dominante (40 à 45% d'abondance relative) (fig. 13). En ce qui concerne l'épibenthos, le ftRen1 présentait un schéma différent de celui des autres échantillons : il n'y avait pas une seule espèce dominante et la composition des espèces était plus uniformément répartie sur la limande, le merlan, le dragonet commun, la solenette, la plie et le petit poisson (fig. 13).

Tableau 2 . Richesse (S) et densité (N) des espèces de poissons démersaux -benthopélagiques pour chaque filière de poissons dans la concession Nord et Rentel et les zones de référence respectives avec indication si la filière est située à l'intérieur (C) ou à l'extérieur (R) de la zone de concession

| Zone | Station | Conc/Ref | S | N (ind. 1000 m ⁻²) |
|---------|---------|----------|----|--------------------------------|
| Norther | ftNor1 | C | 13 | 297 |
| | ftNor2* | C | 11 | 11 |
| | ftNor3 | R | 10 | 144 |
| | ftNor4 | R | 15 | 53 |
| Rentel | ftRen1 | C | 17 | 58 |
| | ftRen2 | C | 15 | 19 |
| | ftRen3 | R | 18 | 34 |

* = commercial fishing activity right before sampling

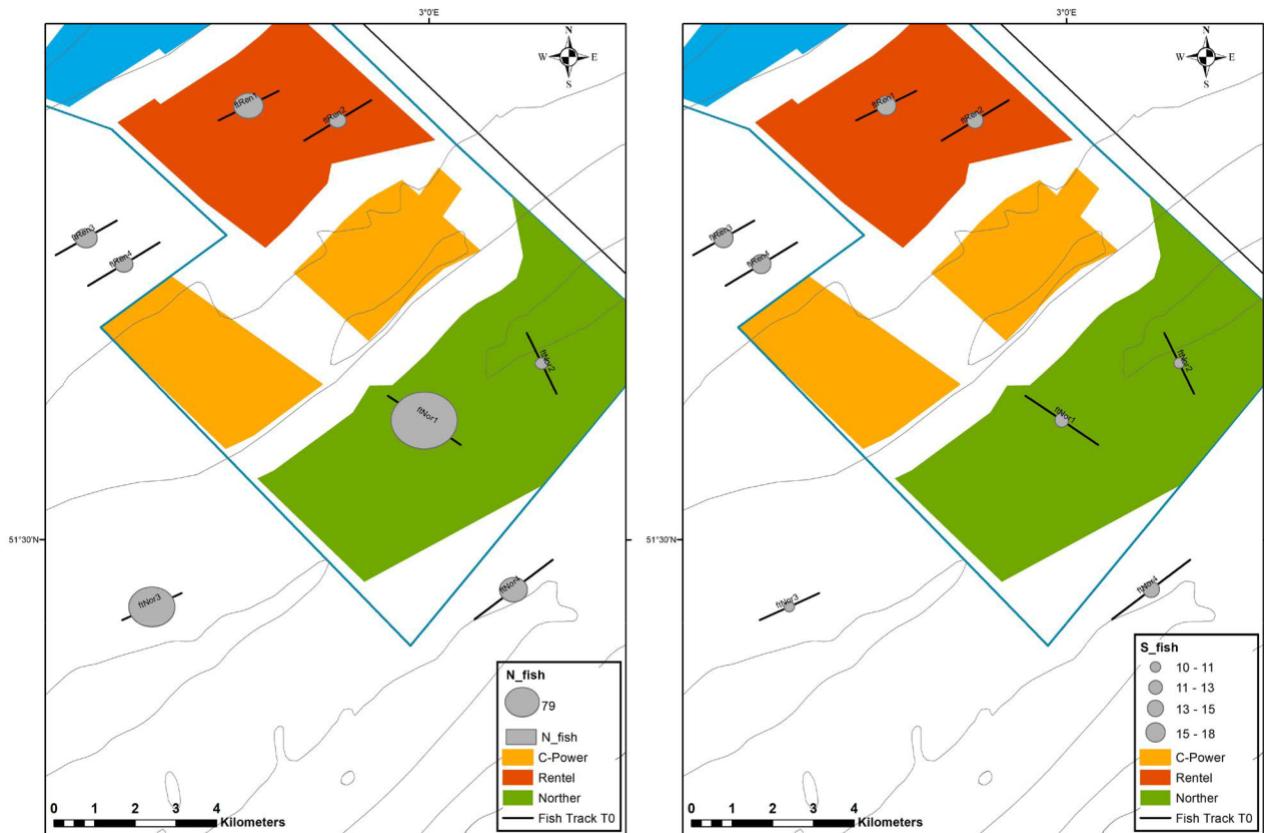


Figure 11. Carte visualisant le nombre d'espèces (à gauche) et la densité (à droite) pour les poissons démersaux-benthopélagiques de chaque voie de migration dans les zones de concession et de référence Nord et Rentel. La taille des diagrammes circulaires varie en fonction des valeurs de chaque paramètre.

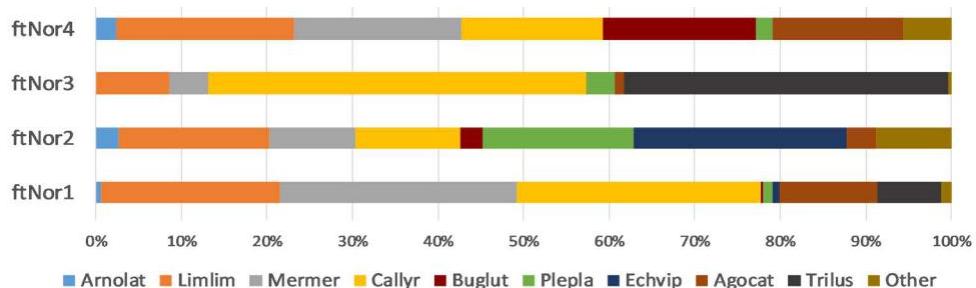


Figure 12. Abondance relative des espèces de poissons démersaux-benthopélagiques dans les différentes traces de poissons de la concession et de la zone de référence Nord. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

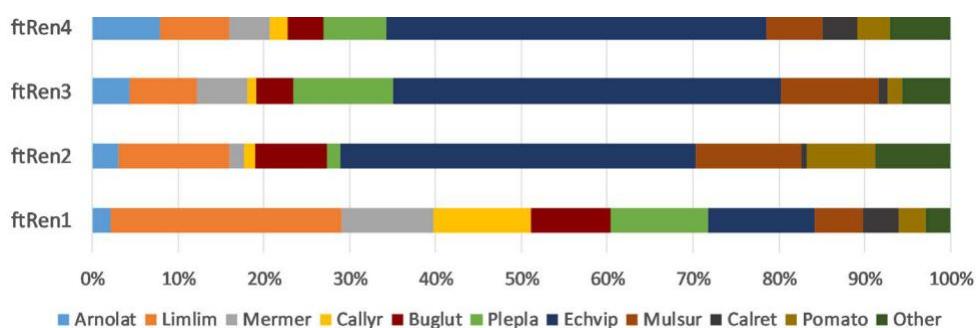


Figure 13. Abondance relative des espèces de poissons démersaux-benthopélagiques dans les différentes filières de poissons de la concession de Rentel et de la zone de référence. Liste des noms complets des espèces en annexe 1.

4.Discussion et conclusions

L'objectif de ce chapitre était double. Tout d'abord, il s'agissait de déterminer si l'assemblage de l'épibenthos et des poissons démersaux-benthopélagiques dans l'estuaire de l'estuaire de l'URSS était bien adapté à l'espèce. Les OWF Norther et Rentel diffèrent des assemblages qui sont actuellement surveillés dans les zones de référence des OWF C-Power et Belwind. Si les assemblages d'épibenthos à sédiments mous et de poissons sont différents, les résultats existants des études de surveillance précédentes dans les zones C-Power et Belwind ne peuvent pas être directement extrapolés aux futures OWF. Deuxièmement, les conditions de référence pour les deux zones de concession ont été décrites, ainsi qu'une évaluation de la pertinence de nouveaux sites de référence potentiels pour les deux OWF. Comme tous les échantillons ont été collectés à l'automne 2016, nous avons exclu l'influence de la variabilité interannuelle et de la saisonnalité.

Les principales conclusions sont les suivantes :

- Un gradient onshore-offshore clair a été observé dans la zone élargie de l'OWF pour l'épibenthos à sédiments mous et assemblage de poissons démersaux-benthopélagiques. Au nord, la zone de concession la plus proche à la côte (23 km), a exposé beaucoup Densité et biomasse de l'ère (pour l'épibenthos) par rapport aux autres zones, tandis que la Zone de référence Belwind, à 50 km au large, a montré la densité et la biomasse les plus faibles.

Un gradient similaire a été observé pour structure communautaire avec dif-de toutes les autres zones de concession.

Pour l'épibenthos, cela était dû à la forte densités d'*Ophiura ophiura*, *Asterias rubens* et *Psammechinus miliaris* et la présence de crevettes brunes *C. crangon*. En allant plus loin...la côte vers Belwind, le bernard-l'ermite *P. bernhardus*, le bivalve *Spisula solida* et les espèces de calamars *Cephalopoda* sp. ont gagné en importance relative. Pour les poissons, le La zone de concession/référence nord était caractérisé par de fortes densités de traînée onet *C. lyra*, *dab* *L. limanda* et *merlan* *M. merlangus*, et les occurrences typiques-rence de bouder *T. luscus* et nez crochu *A. cataphractus*. En allant plus loin en mer, moins que *E. vipera* ne l'était la seule espèce dominante. Le Rentel La zone de concession/référence comprend un assemblage offshore typique, comme le de-inscrit pour Belwind et C-Power et leurs zones de référence à Derweduwen et autres (2010). Rentel et C-Power sont très similaires, et diffèrent de Belwind dans l'épibenthos en raison de l'apparition le buccin de chien en filet *T. reticulata* et des densités élevées d'*O. ophiura*. Pour les poissons, La domination de la moindre entreprise est plus faible dans Rentel et C-Power et solenette *B. lu-teum*, *dab*, *whiting* et

dragonet sont présents dans des abondances relativement plus élevées par rapport à Belwind. L'épibenthos et les poissons comme...semblant observé à la con-la zone de cession/référence la plus proche de l'assemblage côtier 1 décrit par Vandendriessche et al. (2009), qui se caractérisait par une forte densité et la diversité, bien que les données actuelles -er caractérisent l'assemblage du Nord en tant que transition entre les zones côtières 1 et les assemblages offshore typiques comme l'observé dans l'autre concession/référence zones.

- Comme le Nord présente un tout autre epibenthos et assemblage de poissons com-de l'Union européenne, un suivi des cette future OWF semble justifiée, en tant que l'extrapolation des résultats de l'on-la surveillance en cours dans les OWF existants (C-Power et Belwind) ne peuvent être con-de la fiabilité. Rentel, d'autre part main, a un sédiment mou d'épibenthos et l'assemblage de poissons qui est très similar à C-Power, indiquant que les résultats de C-Power peut être extrapolé à cette zone, en supposant que les effets de la veste et les fondations monopilaires sont comparables à des distances plus éloignées des turbines. Résultats préliminaires sur le macrobenthos et les caractéristiques des sédiments diffèrent presque -Les types de fondations n'ont pas montré de différence ences entre les types de fondations (Colson et al. 2017). La surveillance de Rentel semble redondant au sein de l'actuel WinMon programme de surveillance. Néanmoins, si elle devaient être inclus dans le programme, le plan d'échantillonnage est adéquat : la variabilité entre les différentes filières de poissons est faible et les lieux de référence conviennent pour la zone de concession. Seul le ftRen1 à l'intérieur la zone de concession différait en raison d'une répartition plus équilibrée des densités sur les différentes espèces.

- Intégration du Nord dans le WinMon II est recommandé de mettre en place un cadre de suivi. Toutefois, le degré élevé de variabilité observés entre les différentes voies de migration des poissons les emplacements dans la concession Nord et La zone de référence pourrait être un goulot d'étranglement pour le suivi des effets. Les espèces sont présentes-rence est assez similaire d'un endroit à l'autre tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de la concession zone, mais les densités et les abun-La danse des espèces communes diffère largement d'une piste de poisson à l'autre, l'especially pour l'épibenthos. Cela peut entraver une une bonne évaluation d'impact, puisqu'elle sera des effets difficiles à mesurer pour l'avenir OWF quand la variabilité naturelle est si élevée, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de la concession zone. En outre, pour les ftNor2 situés dans la zone de concession Nord, nous a mesuré l'impact d'un navire de pêche qui vient de passer, laissant un repaire très bas sités et beaucoup de poissons morts et d'épibenceux, ce qui n'est pas le plus idéal pour une condition de référence T0. Dans à cet égard, il serait préférable d'exclure cet

échantillon aberrant pour l'impact futur en tant que séments. Néanmoins, y compris cette dans le présent chapitre donne un exemple de indication sur l'effet de l'activité de pêche qu'ils peuvent avoir sur l'épibenthos et les poissons l'assemblage, et donc aussi sur ce qui pourrait être attendu lorsque les pêcheries sont exclues une fois que l'OWF sera en place, c'est- un assemblage plus riche et plus diversifié.

- La décision de l'inclure Nord dans le classement général de WinMon Le programme de surveillance devrait être réalisé par en tenant compte également des résultats pour les autres composantes de l'écosystème échantilloné par UGent, étant l'hyperbenthos et le macrobenthos. Pour l'épibenthos et le poissons démersaux-benthopélagiques, nous avons montré que les

redondant dans le cadre du programme de surveillance WinMon actuel. Néanmoins, s'il devait être inclus dans le programme, le plan d'échantillonnage est adéquat : la variabilité entre les différentes traces de poissons est faible et les sites de référence conviennent à la zone de concession. Seul le ftRen1 à l'intérieur de la zone de concession diffère en raison d'une répartition plus égale des densités sur les différentes espèces.

L'intégration du nord dans le cadre de surveillance de WinMon est recommandée. Toutefois, le degré élevé de variabilité observé entre les différents emplacements des pistes de poissons dans la concession et la zone de référence Nord pourrait constituer un goulot d'étranglement pour la surveillance des effets. La présence des espèces est assez similaire entre les endroits situés à l'intérieur et à l'extérieur de la zone de concession, mais les densités et la densité relative des espèces communes diffèrent largement d'une voie de migration à l'autre, en particulier pour l'épibenthos. Cela peut entraver une bonne évaluation de l'impact, car il sera difficile de mesurer les effets de la future OWF lorsque la variabilité naturelle est si élevée, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de la zone de concession. En outre, pour le ftNor2 situé dans la zone de concession Nord, nous avons mesuré l'impact d'un bateau de pêche qui venait de passer, laissant des densités très faibles et beaucoup de poissons morts et d'épibenthos, ce qui fait que cet échantillon n'est pas le plus idéal pour une condition de référence T0. À cet égard, il serait préférable d'exclure cet échantillon aberrant pour les futures évaluations d'impact. Néanmoins, l'inclusion de cet échantillon dans le présent chapitre donne une indication sur l'effet que l'activité de pêche peut avoir sur l'épibenthos et l'assemblage de poissons, et donc aussi sur ce qui pourrait

résultats des contrôles précédents en C-Power et Belwind ne peuvent pas être directement extrapolés au Nord, puisqu'il s'agit d'un différents assemblages habitant la conzone de cession. Toutefois, la variabilité dans la concession Nord et La zone de référence est élevée. Par conséquent, les effets ne seront perçus que lorsque l'impact est énorme ou après un certain montant de temps lorsque les séries chronologiques dans la région sont assez longtemps pour pouvoir détecter un effet d'exclusion des pêcheries. Sur le d'autre part, l'effet d'exclusion de la pêche dans cette épibenthos plus diverse et plus riche-ceux et les poissons démersaux-benthopélagiques pourrait être encore plus fort que pour les assemblages offshore dans l'autre OWFs.

On peut s'attendre à ce que la pêche soit exclue une fois que l'OWF sera en place, c'est-à-dire un assemblage plus riche et plus diversifié.

La décision d'inclure ou non le nord dans le programme global de surveillance WinMon doit être prise en tenant compte également des résultats des autres composantes de l'écosystème échantillonées par UGent, à savoir l'hyperbenthos et le macrobenthos. Pour l'épibenthos et les poissons démersaux-benthopélagiques, nous avons montré que les résultats de la surveillance précédente dans C-Power et Belwind ne peuvent pas être directement extrapolés au Nord, puisqu'il s'agit d'un assemblage différent habitant la zone de concession. Cependant, la variabilité naturelle dans la zone de concession et de référence Nord est élevée. Par conséquent, les effets ne seront perçus que lorsque l'impact est énorme ou après un certain temps, lorsque les séries chronologiques dans la zone sont suffisamment longues pour pouvoir détecter un effet potentiel d'exclusion de la pêche. D'autre part, l'effet d'exclusion des pêcheries dans cet assemblage de poissons épibenthos et démersaux-benthopélagiques plus diversifié et plus riche pourrait être encore plus fort que pour les assemblages offshore dans les autres OWFs.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le VLIZ pour l'utilisation du RV Simon Stevin et son équipe pour leur aide lors de l'échantillonnage à l'automne 2016 et Robin Brabant d'ODNature pour son aide concernant les permis et le contact avec le WVC. Merci également à plusieurs collègues de l'ILVO pour leur aide pendant l'échantillonnage et au laboratoire, et en particulier à Hans Hillewaert pour sa patience dans la mise en page de ce chapitre.

References

- Anderson, M.J. & Robinson, J. 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 45 (3): 301-318. DOI: 10.1111/1467-842X.00285
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E, 214 p.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, 190 p.
- Colson, L., Braeckman, U. & Moens, T. 2017. Effect of turbine presence and type on macrobenthic communities inside an offshore wind farm? In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 39–57.
- De Backer, A. & Hostens, K. 2017. Effects of Belgian offshore wind farms on soft sediment epibenthos and fish: an updated time series. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Off-shore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 59–71.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K. 2010. Monitoring the effects of the Thornton-bank and Bligh Bank wind farms on the epifauna and demersal fish fauna of soft bottom sediments. Thorntonbank: status during construction (T2). Bligh Bank: status during construction (T1). In S. Degraer *et al.* (eds), *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Early Environmental Impact Assessment and Spatio-Temporal Variability*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 105–132.
- Derweduwen, J., Vandendriessche, S. & Hostens, K. 2016. Effects of Belgian wind farms on the epibenthos and fish of the soft sediment. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 95–115.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Deurs, M.V., Berg, C.W., Dinesen, G.E., Mosegaard, H., Grome, T. & Leonhard, S.B. 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257–265. DOI: [10.3354/meps11261](https://doi.org/10.3354/meps11261)
- Vandendriessche, S., De Backer, A., Wittoeck, J. & Hostens, K. 2009. Natural vs. anthropogenically induced variability within communities of demersal fish and epibenthos in the Belgian part of the North Sea: implications for impact monitoring. In J. Mees & J. Seys (eds), *Book of abstracts. An overview of marine research in Belgium anno 2009. 10th VLIZ Young Scientists' Day. Special edition at the occasion of 10 years VLIZ*. Oostende: VLIZ Special Publication, n° 43.

Annexe 1

Noms des espèces avec les abréviations correspondantes utilisées dans les figures de ce chapitre.

| | Species name | Abbreviation |
|------------|--------------------------------|--------------|
| Epibenthos | <i>Asterias rubens</i> | Astrub |
| | <i>Cephalopoda</i> sp. | Cephalo |
| | <i>Liocarcinus depurator</i> | Liodep |
| | <i>Liocarcinus holsatus</i> | Liohol |
| | <i>Macropodia</i> sp. | Macrop |
| | <i>Ophiura albida</i> | Ophalb |
| | <i>Ophiura ophiura</i> | Ophoph |
| | <i>Pagurus bernhardus</i> | Pagber |
| | <i>Psammechinus miliaris</i> | Psamil |
| | <i>Spisula solidia</i> | Spisol |
| Fish | <i>Tritia reticulata</i> | Triret |
| | <i>Agonus cataphractus</i> | Agocat |
| | <i>Arnoglossus laterna</i> | Arnolat |
| | <i>Buglossidium luteum</i> | Buglut |
| | <i>Callionymus lyra</i> | Callyr |
| | <i>Callionymus reticulatus</i> | Calret |
| | <i>Echiichthys vipera</i> | Echvip |
| | <i>Limanda limanda</i> | Limlim |
| | <i>Merlangius merlangus</i> | Mermer |
| | <i>Mullus surmuletus</i> | Mulsur |
| | <i>Pleuronectes platessa</i> | Plepla |
| | <i>Pomatoschistus</i> sp. | Pomato |
| | <i>Trisopterus luscus</i> | Trilus |

CHAPITRE 5

LES EFFETS DES FONDATIONS DES ÉOLIENNES SUR LES COMMUNAUTÉS MACROBENTHIQUES ENVIRONNANTES

LEFAIBLE Nene, BRAECKMAN Ulrike & MOENS Tom

Ghent University, Biology Department, Marine Biology Research Group, Krijgslaan 281, Campus Sterre – S8, 9000 Ghent, Belgium

Corresponding author: nene.lefaible@ugent.be

Résumé

L'installation de substrats artificiels durs tels que les éoliennes est susceptible d'affecter le milieu environnant. On a observé un amincissement et un enrichissement en matière orogénique autour d'une fondation gravitaire sur le Thornton Bank, mais le contrôle de base ultérieur n'a révélé aucun de ces effets à proximité des types de turbines du Thornton et du Bligh Bank. Il a été suggéré que les effets sont limités à de faibles distances (< 50 m) des turbines et que les impacts pourraient être différents selon le type de turbine. Par conséquent, la stratégie d'échantillonnage de cette étude a été ajustée en comparant des endroits éloignés et très proches (37,5 m). Nos résultats confirment les effets liés aux turbines à des distances très proches autour des fondations à base de crics au Thornton Bank. Dans les échantillons très proches, on a détecté des affinages et un enrichissement des sédiments ainsi que des densités macrofauniques plus élevées, une plus grande diversité et des changements dans les communautés. En revanche, les effets autour des fondations sur pilotis du Bligh Bank étaient moins prononcés et une différence significative dans la composition des communautés a été constatée entre les deux distances. Nous suggérons que ces résultats contrastés pourraient être dus à une combinaison de capacités dispersives spécifiques au site et de différences structurelles entre les types de fondations (vestes et monopiles) et les communautés d'encrassement associées. Par conséquent, nous recommandons d'effectuer une étude de surveillance ciblée en comparant les

trois différents types de fondations de turbine (monopiles, gaines et fondations par gravité) utilisés dans le système de stockage des polluants organiques persistants.

1. Introduction

Actuellement, trois parcs éoliens offshore (OWF : C-Power, Belwind, Northwind) sont opérationnels dans la zone de concession pour l'énergie renouvelable dans la partie orientale de la partie belge de la mer du Nord (BPNS) (Rumes & Brabant et al. 2017). Un quatrième OWF sera construit à proximité de la côte en 2018-2019 par NV Norther.

L'installation de substrats artificiels durs dans des sédiments mous pourrait éventuellement affecter les communautés de macrofaune habitant les fonds marins. Les communautés macrobenthiques jouent un rôle crucial dans le couplage benthopélagique et sont considérées comme une source de nourriture importante pour les espèces de niveau trophique supérieur telles que les crabes et les poissons (Vandendriessche et al. 2015). Les changements au sein de ces communautés sont donc susceptibles de modifier les flux énergétiques globaux du réseau alimentaire (Colson et al. 2017 ; Danheim et al. 2014). Les communautés benthiques sont moins sensibles aux impacts à l'échelle locale dans les zones où les perturbations physiques naturelles sont importantes (Cooper et al. 2011). Par conséquent, on pense que les impacts à court terme par la mortalité post-installation sont limités dans les communautés pauvres en espèces qui prospèrent dans les

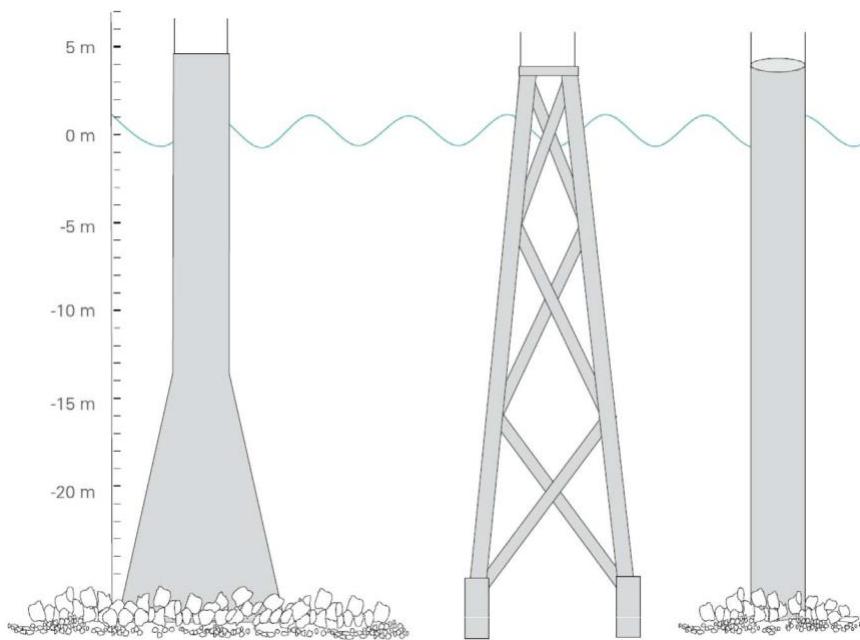


Figure 1. Trois types de fondation présents dans la partie belge de la mer du Nord, de gauche à droite : fondation par gravité, fondation à gaine (toutes deux dans C-Power) et fondation monopieu (Belwind et prévue dans le Nord) (Rumes et al. 2013).

les sédiments offshore hautement dynamiques du BPNS (Van Hoey et al. 2004). Une surveillance consécutrice dans deux parcs éoliens offshore (C-Power et Belwind) a en effet démontré une récupération relativement rapide (1-2 ans) des communautés macrobenthiques naturelles après la construction du parc éolien (Reubens et al. 2009 ; Coates et al. 2014).

Cependant, des effets à plus long terme sont attendus. L'exclusion de la pêche dans les parcs éoliens offshore peut modifier l'environnement marin à différents niveaux (De Mesel et al. 2013 ; 2015 ; Reubens et al. 2013, 2014), y compris les communautés macrobenthiques (Coates et al. 2016). En outre, la présence permanente des éoliennes modifie les propriétés physico-chimiques de l'habitat environnant (De Backer et al. 2014). Les structures verticales dans la colonne d'eau modifient l'hydrodynamique locale et le transport de sédiments, et induisent un stress de cisaillement plus élevé (Baeye et al. 2015 ; Barros et al. 2001). On sait que d'abondantes communautés d'épifouling colonisent les fondations, affectant ainsi le dépôt de matière organique dans les sédiments (De Mesel et al. 2013 ; Jak & Glorius 2017). On a en effet

observé un amincissement et un enrichissement en matière organique des sédiments à proximité immédiate d'une fondation gravitaire du banc Thornton (Coates et al. 2013). Dans les communautés macrobenthiques situées dans les 50 m entourant cette fondation gravitaire spécifique, une faune typique des substrats durs a été trouvée, à côté d'espèces se nourrissant de dépôts en suspension habituellement observés dans les sédiments sableux fins et riches en matières organiques. Les études de surveillance de base ultérieures (C-Power et Belwind) n'ont pas mis en évidence ce phénomène de nervation et d'enrichissement organique à proximité (50 m) de l'un des types de founage des turbines (Reubens et al. 2016 ; Colson et al. 2017). Les résultats trouvés par Reubens et al. (2016) étaient basés sur des échantillons de C-Power, qui consistent principalement en des turbines à gaine. Par conséquent, une raison possible des résultats de Coates et al. (2013) a été attribuée aux différences entre les types de fondations de turbines étudiées. Les types de fondations sont principalement sélectionnés en fonction des conditions environnementales (par exemple, la profondeur de l'eau et le type de sédiments), ainsi que des coûts de production et d'installation, et d'autres considérations socio-éco-nomiques. Jusqu'à présent, les concepteurs de l'OWF ont utilisé trois types de fondations différents

types : fondations gravitaires, à chemisage et monopieux (fig. 1), chacune ayant des activités (pré)construction différentes comme le dragage et le battage de pieux (Coates 2014).

Toutefois, la principale raison de l'absence d'effet de collage et d'enrichissement dans les dernières études de surveillance de base (Reubens et al. 2016 ; Colson et al. 2017) pourrait également être la distance par rapport à la fondation sur laquelle les communautés ont été échantillonnées. On suppose que l'effet de collage et d'enrichissement est limité à des distances très proches (< 50 m) de la fondation de la turbine (Coates et al. 2013 ; Colson et al. 2017). Pour ces raisons, le schéma de surveillance de base comparant les emplacements éloignés (350-500 m de distance des turbines) aux emplacements proches (50 m) a été légèrement modifié en 2017 pour une comparaison des emplacements éloignés et très proches (37,5 m de distance du centre de la turbine, c'est-à-dire la distance la plus proche encore possible et sûre pour l'échantillonnage) dans le cadre de cette étude. Dans ce rapport, nous testons si un effet d'affinage et d'enrichissement est constaté à une distance aussi proche de la fondation de la turbine, et si cela se reflète dans la structure de la communauté macrobenthique. En outre, nous vérifions si cet effet est présent à proximité des fondations monopiles et des fondations à gaine.

Une deuxième partie du rapport évalue les communautés avant impact (T0) dans la zone de concession NV Norther et évalue la pertinence de l'éventuelle zone de référence. Les conditions dans la future OWF Norther diffèrent de celles qui sont déjà surveillées à C-Power et Belwind, car cette OWF n'est pas située sur un banc de sable et se trouve très près de la côte (< 25 km). En raison des différences dans la sédimentologie et de la distri-bution générale des communautés macrobenthiques le long du gradient côtier-océanique décrit par Van Hoey et al. (2004), nous nous attendions à trouver différentes communautés de sédiments mous dans cette zone.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

Au sein du BPNS, l'échantillonnage a été effectué dans les zones de concession de deux parcs éoliens offshore existants (C-Power et Belwind) et d'un parc de turbines prévu (Norther) (fig. 2). C-Power est situé sur le Thornton Bank (TB), à environ 30 km de la côte belge. Ce parc se compose de 54 turbines avec 2 types de fondations : 6 à base gravitaire (construites en 2008) et 48 à enveloppe, qui ont été construites entre 2011 et 2013 (Rumes et al. & Brabant 2017). Belwind est situé sur le Bligh Bank (BB) et représente le parc de turbines le plus au nord-ouest dans le cadre de cette étude (46 km du port de Zeebrugge). Belwind contient un total de 55 des turbines à base de monopiles qui ont été construites entre 2009 et 2010 (Rumes & Brabant et al. 2017). La concession du parc éolien Norther a été accordée en 2009 et la construction de 44 turbines monopiles devrait commencer en 2018-2019. Le parc sera situé à 23 km de la côte belge (port de Zeebrugge) et se trouve dans la partie la plus au sud-est de la zone de concession. Le site de référence (REF) a été choisi directement au-delà de la limite sud-est du futur parc éolien afin de correspondre aux caractéristiques des sédiments trouvés dans la zone d'impact de l'éolienne au nord (fig. 4).

2.2. Conception, collecte et traitement des échantillons

En appliquant des plans d'échantillonnage stratifiés systématiques, cette étude a permis d'effectuer deux comparaisons spatiales à sens unique, comme décrit dans le tableau 1. Dans le cadre de la première analyse, les effets potentiels de la présence de turbines sur les communautés macrobenthiques ont été testés dans deux parcs éoliens opérationnels (C- Power et Belwind). Des échantillons ont été prélevés à deux distances des turbines au cours de l'automne 2017 à bord des ves-sels RV Simon Stevin et Aquatrot (fig. 3 ; tableau 1). Des échantillons "très proches" ont été prélevés à environ 37,5 m du centre de la

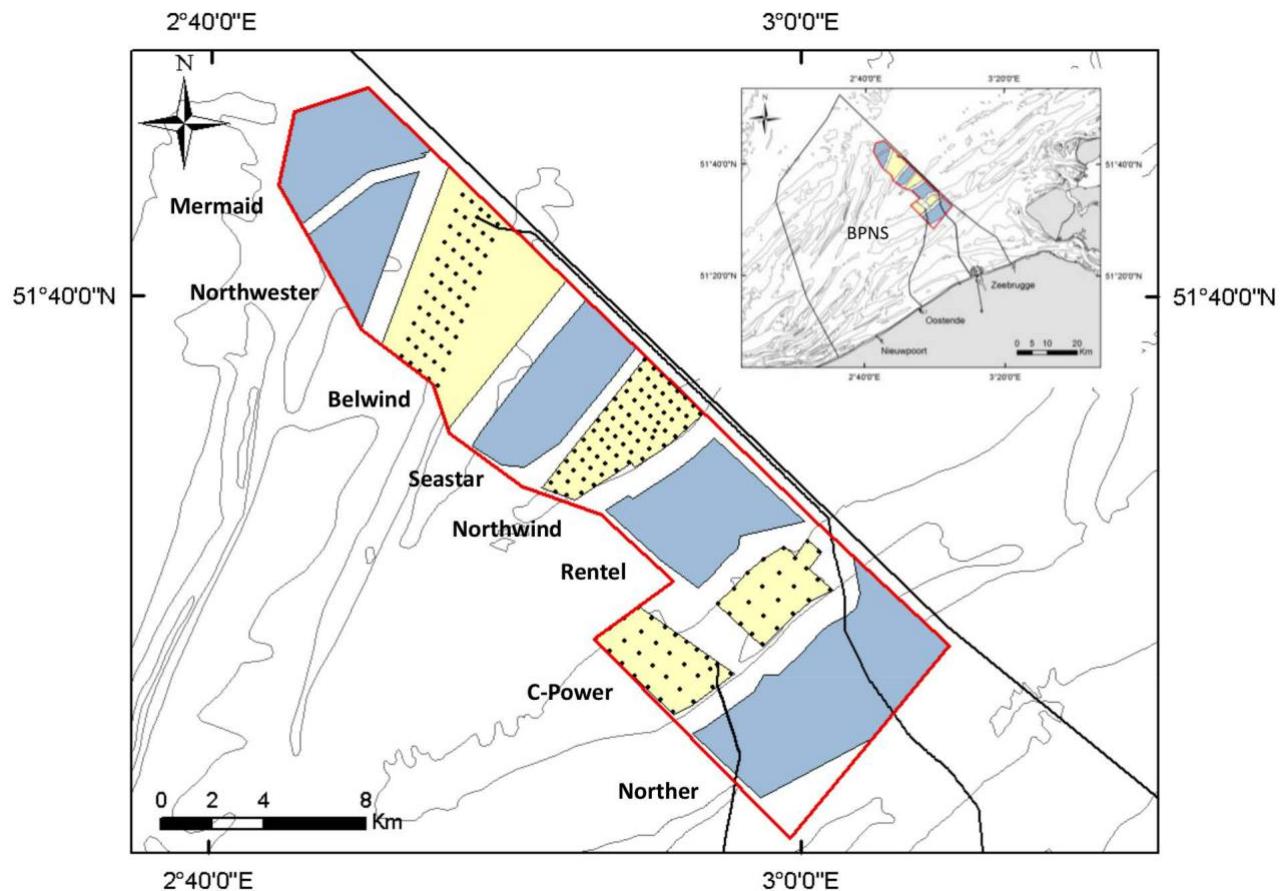


Figure 2. Zone de concession des parcs éoliens (zone rouge) dans la partie belge de la mer du Nord. Les zones jaunes représentent trois parcs éoliens offshore opérationnels (C -Power, Northwind et Belwind), tandis que les zones bleues sont des domaines pour lesquels des concessions ont été accordées (Norther, Rentel, Seastar, Northwester et Mermaid) (Coates, 2014).

Tableau 1. Aperçu des objectifs et du nombre d'échantillons prélevés à chaque endroit et date d'échantillonnage

| Type of analysis | Date of sampling | Vessels | Station | # samples |
|--|--------------------------|------------------------------|--|----------------|
| | | | TB_FAR | 31 |
| Effects of turbine presence (far vs. very close) within C-Power and Belwind windfarms | Autumn 2017 | RV Simon Stevin, Aquatrot | BB_FAR TB_VERY_CLOSE BB_VERY_CLOSE | 36 16 15 |
| Baseline (T0) analysis for future offshore windfarm Norther | Autumn 2016 (Nov-Dec) | RV Simon Stevin, Stream | NORTHER_FAR Reference site (REF) | 22 18 |

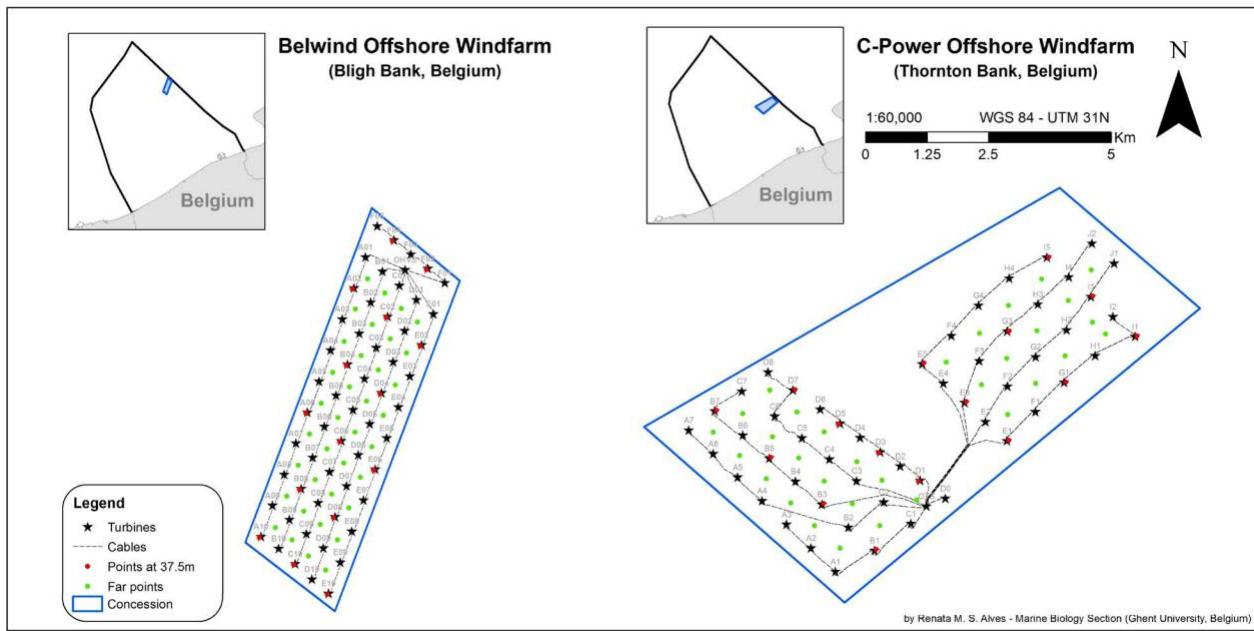


Figure 3. Vue d'ensemble des échantillons éloignés et rapprochés du Bligh Bank (à gauche) et du Thornton Bank (à droite).

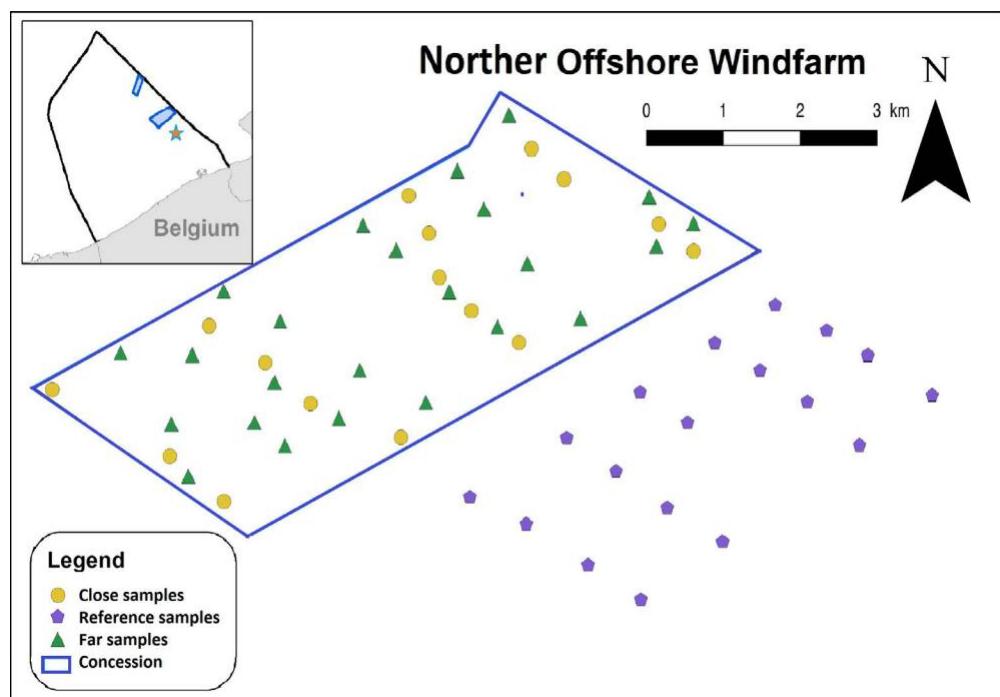


Figure 4. Vue d'ensemble des échantillons proches et lointains (triangles verts) et des échantillons du site de référence (violet) pour le futur parc éolien offshore Norther.

tandis que les échantillons éloignés ont été prélevés au milieu des quatre éoliennes environnantes (c'est-à-dire à la distance la plus éloignée possible), c'est-à-dire à des distances comprises entre 350 et 500 m de toute éolienne. Une deuxième analyse a été réalisée pour établir la ligne de base (T0) pour la surveillance à long terme dans le futur parc éolien Nord et tester la validité du site de référence proposé. Dans ce but, des échantillons ont été collectés dans la zone Nord au cours de l'automne 2016. Un plan d'échantillonnage similaire a été appliqué avec des échantillons proches à environ 50 m et des échantillons éloignés à au moins 250 m des futures turbines (fig. 4 ; tableau 1). Dans le cadre de cette étude, seuls les échantillons éloignés collectés dans la zone Nord ont été utilisés. En outre, 18 échantillons ont également été prélevés dans la zone de référence proposée. Le site d'"impact" (Nord) et le site de référence échantillonné en 2016 représentent tous deux des échantillons sources de la zone avant l'impact de la construction des éoliennes dans le cadre de la conception "Before After Control Impact" (BACI).

Les échantillons ont été prélevés sur les navires au moyen d'un grappin Van Veen de 0,1 m². Une carotte de plexiglas (\varnothing 3,6 cm) a été prélevée de chaque échantillon prélevé au moyen de la benne Van Veen afin de recueillir les données environnementales qui comprennent : la distribution granulométrique (indiquée : taille médiane des grains [MGS]), la teneur en matière organique totale (TOM) et la fraction des sédiments supérieure à 2 mm (> 2 wamm). Après séchage à 60°C, la distribution de la taille des grains a été mesurée par diffraction laser sur un Mastersizer 2000G de Malvern, version hydro 5.40. Les fractions de sédiments supérieures à 2 mm ont été quantifiées à l'aide d'un tamis de 2 mm. La teneur en matière organique totale (TOM) a été déterminée par échantillon à partir de la différence entre le poids sec (48 h à 60°C) et le poids sec sans cendres (2 h à 500°C).

Le reste de l'échantillon a été tamisé à bord (tamis de 1 mm), et la macrofaune a été conservée dans une solution aqueuse de formaldéhyde à 4 % et colorée au rose bengale. En laboratoire, les organismes ont été triés, comptés et identifiés au niveau taxonomique le plus bas possible. La biomasse a également été

déterminée pour chaque niveau taxonomique sous forme de poids humide buvard (mg). Dans le présent rapport, ces taxons sont également appelés "espèces". Dans l'ensemble des données obtenues, les espèces hyperbenthiques ont été exclues et, en cas d'identification incertaine, certains taxons ont été regroupés (par exemple, au niveau du genre : *Melitta* spp.).

2.3. Analyse des données

Les échantillons prélevés sur les fondations par gravité ont été retirés des analyses (3 échantillons très proches et 3 échantillons éloignés) pour tester l'effet de la distance par rapport à la turbine, de sorte que seuls les échantillons sur les fondations de l'enveloppe ont été inclus pour le Thornton Bank. Avant l'analyse statistique, l'abondance totale (ind. m⁻²), la biomasse (mg WW m⁻²), le nombre d'espèces (S), la diversité index de Shannon-Wiener (H') et la régularité de Piélov (J') ont été calculés à partir de l'ensemble des données. Une analyse univariée (ANOVA à une voie) a été effectuée dans R (version 3.2.2) pour évaluer les différences entre les distances par rapport aux turbines (loin ou très près) et l'emplacement (Thornton Bank vs. Bligh Bank ; Nord vs. site de référence) en termes de paramètres biologiques mentionnés ci-dessus et les paramètres sédimentaires MGS, fraction 2 mm et TOM. Les hypothèses de normalité et d'homogénéité des variances ont été testées par Shapiro-Wilk - et les tests de Levene -, respectivement, et des transformations logarithmiques ont été effectuées si ces hypothèses n'étaient pas satisfaites. Si, après transformation, les hypothèses n'étaient toujours pas remplies, une PERMANOVA (Permutational Anova, basée sur la matrice de distance euclidienne) était effectuée, ce qui nous permettait de réaliser des ANOVA univariées avec des valeurs p obtenues par permutation (Anderson & Millar 2004), évitant ainsi l'hypothèse de normalité. De plus, une analyse de régression linéaire multiple a été utilisée pour développer un modèle permettant de prédire les variables biotiques qui ont montré des différences significatives après analyse univariée de TOM, MGS et de la fraction de sédiments > 2 mm. Les valeurs aberrantes ont été détectées et éliminées des modèles. La distribution normale des résidus a été testée

(Shapiro-Wilk) et la multicolinéarité potentielle a été déterminée à l'aide d'un facteur de variance de l'inflation (VIF).

Une analyse multivariée a été réalisée dans PRIMER (version 6.1.11) avec l'extension PERMANOVA pour étudier les effets potentiels de la distance/localisation sur la structure des communautés macrobenthiques. Ces tests étaient basés sur une matrice de ressemblance de Bray-Curtis (données transformées par la quatrième racine) et ont été réalisés en utilisant un plan à un facteur fixe (distance, niveaux : loin vs très proche et localisation, niveaux : Nord par rapport au site de référence). L'homogénéité des dispersions multivariées a été testée en utilisant la routine PERMDISP (distances entre les centroïdes). L'analyse des coordonnées principales (PCO) a été utilisée pour visualiser les données, tandis que l'analyse des pourcentages de similarité (SIMPER) a été effectuée pour déterminer la contribution des espèces à la distinction entre les groupes et/ou à la similitude des échantillons au sein d'un groupe (Anderson et al. 2008 ; Clarke & Gorley 2006). Enfin, l'analyse SIMPER a été réalisée pour déterminer la contribution des espèces à la distinction entre les groupes et/ou à la similitude des échantillons au sein d'un groupe (Anderson et al. 2008 ; Clarke & Gorley 2006),

Un modèle linéaire basé sur la distance (DistLM, R2 ajusté avec un critère progressif) a été utilisé pour étudier la relation potentielle entre les variables biologiques et environnementales (Anderson et al. 2008). En raison du plan d'échantillonnage déséquilibré (tableau 1), des sommes de carrés de type "III" ont été utilisées pour chaque test statistique, et un niveau de signification de $p < 0,05$ a été appliqué. Les résultats quantitatifs sont exprimés en valeurs moyennes et en écart type correspondant (moyenne \pm SD). Les résultats de Permdisp n'ont été communiqués que lorsqu'ils étaient significatifs.

3. Résultats

3.1. Effets de la présence d'une turbine

Le banc Thornton (TB) et le banc Bligh (BB) ont affiché des valeurs similaires en termes de TOM et de fraction de sédiments > 2 mm. Cependant, le MGS était significativement plus élevé à BB par rapport au TB (ANOVA 1 voie, $p < 0,01$). Des densités macrobenthiques et une biomasse plus élevées ont été constatées au niveau du TB (ANOVA 1 voie, $p < 0,01$). De

plus, une analyse multivariée a révélé que les communautés macrobenthiques différaient de manière significative entre les bancs de sable (PERMANOVA, $p = 0,001$). Sur la base de ces résultats et pour permettre la comparaison avec les deux rapports précédents (Colson et al. 2017 ; Reubens et al. 2016), il a été décidé d'effectuer des analyses supplémentaires pour tester les effets potentiels de la présence de turbines pour chaque banc de sable séparément.

3.1.1. Banc de Thornton (C-Power)

Les sédiments de TB étaient constitués de sables moyens (250-500 μm), à l'exception de l'échantillon TB28_FAR dont le MGS était exceptionnellement élevé (509 μm). Le SGM était significativement affecté par la distance des turbines (ANOVA à 1 voie, $p < 0,05$), avec des sables plus fins dans les échantillons très proches ($342 \pm 22 \mu\text{m}$) par rapport aux échantillons éloignés ($378 \pm 49 \mu\text{m}$). Ce raffinement des sédiments à mesure que la distance aux turbines diminuait a été particulièrement constaté dans la fraction 125-250 μm , le pourcentage moyen de sable fin étant de $20 \pm 5\%$ dans les échantillons très proches, alors qu'il n'était que de $13 \pm 6\%$ dans les échantillons éloignés (ANOVA à 1 voie, $p < 0,01$). La teneur en MOT variait de 0,31% à 1,86%, avec des valeurs moyennes nettement plus élevées dans les échantillons très proches ($0,72 \pm 0,39\%$) que dans les échantillons éloignés ($0,53 \pm 0,17\%$) (ANOVA à 1 voie, $p < 0,05$). La fraction de sédiments > 2 mm dans le TB était variable et se situait entre 0,04% et 15,51% avec des valeurs moyennes plus élevées dans les échantillons très proches, mais aucune différence significative n'a été constatée.

Les échantillons les plus proches des turbines présentaient des densités macrobenthiques, une richesse en espèces et une diversité Shannon-wiener significativement plus élevées, tandis que l'uniformité était significativement plus faible (ANOVA 1 voie $p < 0,05$; fig. 5 ; tableau 2). Aucune différence significative n'a été constatée entre les deux distances en termes de biomasse.

Une analyse multivariée sur la structure des communautés macrobenthiques a révélé que dans le cas de la tuberculose, des communautés différentes sont trouvées pour les deux distances (PERMANOVA, $p < 0,001$; fig. 6). Les résultats de SIMPER ont montré que des échantillons très proches avaient une similarité moyenne de

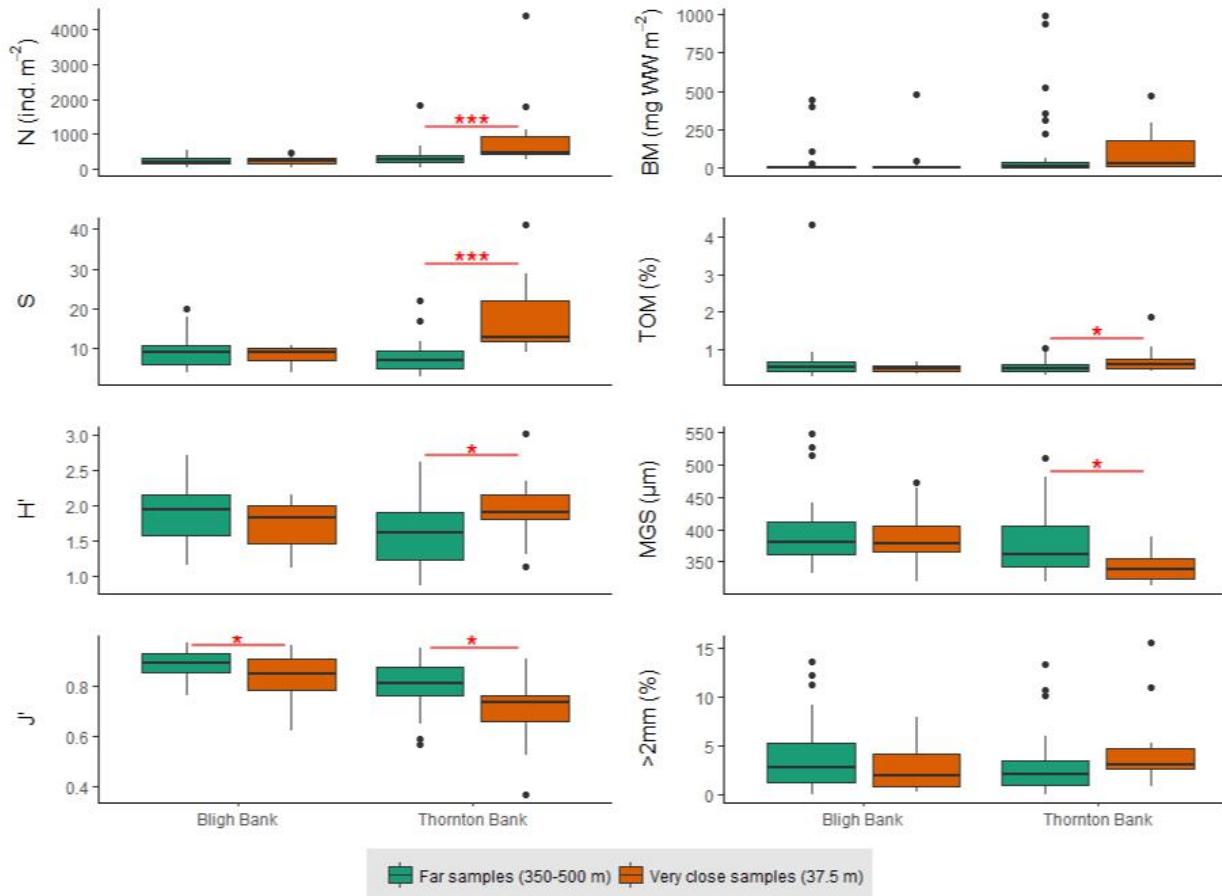


Figure 5. Vue d'ensemble des variables biotiques : abondance (N), biomasse (BM), richesse des espèces (S), Diversité des saucisses de Shannon (H'), régularité (J') et variables abiotiques : matière organique totale (TOM), taille médiane des grains (MGS), fraction des sédiments supérieure à 2 mm ($> 2 \text{ mm}$) par site d'échantillonnage pour les échantillons très proches et éloignés. Les points noirs représentent les valeurs aberrantes.

37,25%, *Urothoe brevicornis* (22,68%), *Nephrys cirrosa* (17,45%), *Nephys juveniles* (10,17%) et *Nemertea sp.* contribuant à hauteur de 60% environ à l'abondance totale. Les échantillons éloignés ont montré une similarité moyenne plus élevée (39,23 %), mais ces communautés étaient dominées par *Nephys cirrosa* et *Nephys juveniles*, qui ont contribué à 60 % des abondances totales, tandis qu'*Urothoe brevicornis* a contribué à 17,45 % supplémentaires. La dissimilitude moyenne entre les communautés aux deux distances (lointaines et très proches) s'élevait à 67,33 %. *Nemertea sp.* (5,58 %), *Urothoe brevicornis* (5,27 %), *Spiophanes bombyx* (4,17 %), *Bathyporeia elegans* (4,05 %), *Nephys juvéniles* (3,39 %) et *Echinocardium cordatum* (3,13 %) expliquent ensemble environ 25 % de cette dissimilitude et les six espèces ont toutes affiché des abondances moyennes supérieures dans les échantillons très proches. De nombreuses autres espèces ont contribué

dans une moindre mesure (contribution < 3 % ; tableau 3), ce qui indique que les différences entre les communautés ne peuvent être attribuées à quelques espèces dominantes.

La régression multiple a révélé que le MGS et le TOM étaient des prédicteurs significatifs des densités macrorobenthiques (N), de la richesse des espèces (S') et de la diversité des saucisses de Shannon (H'). Ce modèle explique mieux la richesse des espèces ($R^2_{\text{adj}} = 0,60$), suivie des densités macrorobenthiques ($R^2_{\text{adj}} = 0,41$) et de la diversité des saucisses de Shannon ($R^2_{\text{adj}} = 0,17$). TOM s'est avéré être le seul prédicteur significatif ($R^2_{\text{adj}} = 0,07$) de l'uniformité de Piélou (J'). Les trois variables abiotiques (MGS, TOM et $> 2 \text{ mm}$) avaient une relation significative avec les données multivariées et expliquaient 22,83 % de la variation totale (analyse DistLM).

Tableau 2. Aperçu des descripteurs communautaires calculés (moyenne \pm SD) pour les comparaisons spatiales : entre les deux distances d'une turbine dans deux parcs éoliens opérationnels à Thornton BankBank (TB) et Bligh Bank (BB), analyse de référence au sein d'un futur parc éolien (Nord - Site de référence). Les chiffres qui diffèrent de manière significative sont indiqués en gras

| Spatial analysis | Effects turbine presence | | | | Baseline (T0) study | |
|---|---|-----------------|-----------------------------------|-----------------|--|-----------------|
| | TB Very Close | TB Far | BB Very Close | BB Far | Norther | REF |
| Total abundance (N, ind. m ⁻²) | 934 \pm 1112 *** | 343 \pm 329 | 255 \pm 118 | 239 \pm 120 | 8855 \pm 20612 | 2588 \pm 2442 |
| Biomass (BM, mg WW m ⁻²) | 110 \pm 145 | 132 \pm 274 | 39 \pm 122 | 31 \pm 99 | 164 \pm 279 | 228 \pm 263 |
| Number of species S | 18 \pm 9 *** | 8 \pm 4 | 8 \pm 2 | 9 \pm 4 | 30 \pm 14 | 27 \pm 11 |
| Evenness J' | 0.71 \pm 0.15 | 0.80 \pm 0.10 | 0.84 \pm 0.09 | 0.89 \pm 0.06 | 0.74 \pm 0.11 | 0.69 \pm 0.10 |
| Shannon-Wiener H' | 1.92 \pm 0.46 | 1.57 \pm 0.44 | 1.74 \pm 0.31 | 1.87 \pm 0.42 | 2.40 \pm 0.48 | 2.22 \pm 0.35 |
| Median grain size (MGS, μ m) | 342 \pm 22 * | 378 \pm 49 | 391 \pm 42 | 392 \pm 51 | 355 \pm 89 | 334 \pm 94 |
| Total organic matter (TOM, %) | 0.72 \pm 0.39 * | 0.53 \pm 0.17 | 0.50 \pm 0.10 | 0.65 \pm 0.64 | 1.09 \pm 0.49 *** | 1.60 \pm 0.50 |
| Sed. fraction > 2 mm (> 2 mm, %) | 4.68 \pm 4.11 | 3.10 \pm 3.38 | 2.93 \pm 2.57 | 4.04 \pm 3.76 | 11.45 \pm 10.67 | 7.45 \pm 9.21 |

Signif. codes: ‘***’ 0.001, ‘**’ 0.01, ‘*’ 0.05

3.1.2. Bligh Bank (Belwind)

Contrairement aux résultats obtenus pour la tuberculose, toutes les variables environnementales ont été comparées entre les distances à l'intérieur de cette dernière. Les sédiments dans la zone BB étaient principalement composés de sables moyens (250-500 μ m), à l'exception des échantillons : BB22_FAR (SGM : 547 μ m), BB33_FAR (SGM : 514 μ m) et BB36_FAR (SGM : 526 μ m). La fraction de sédiments > 2 mm variait de 0,07 % à 13,68 % et les teneurs en TOM de 0,28 % à 4,31 %, la plupart des valeurs se situant entre 0,40 % et 0,80 %.

Les densités macrobenthiques moyennes et la biomasse étaient légèrement supérieures dans les échantillons les plus proches des turbines, tandis qu'une tendance opposée a été constatée pour tous les indices de diversité, mais aucune de ces différences ne s'est

avérée statistiquement significative. Seule la régularité était significativement plus faible (ANOVA 1 voie, $p < 0,05$) dans les échantillons très proches ($0,84 \pm 0,09$) par rapport aux échantillons éloignés ($0,89 \pm 0,06$).

La structure de la communauté macrobenthique a cependant différé entre les échantillons éloignés et très proches au sein de la BB (PERMANOVA, $p < 0,01$; fig. 6). La similarité moyenne pour les échantillons très proches était de 39,04 % et les communautés étaient principalement composées (contribution cumulée de 57,26 %) de polychètes *Nemertea* sp. (21,43 %), *Nephtys cirrosa* (18,67 %) et *Nephtys juveniles* (17,15 %). Les échantillons éloignés avaient une similarité moyenne plus élevée (43,70%) avec l'espèce *Nephtys cirrosa* (24,42 %), les juvéniles *Nephtys* (20,15 %) et *Bathyporeia elegans* (13,81 %) contribuant à environ 60 % de la différence d'abondance totale. Les communautés d'échantillons éloignés et très proches présentaient une dissimilitude moyenne

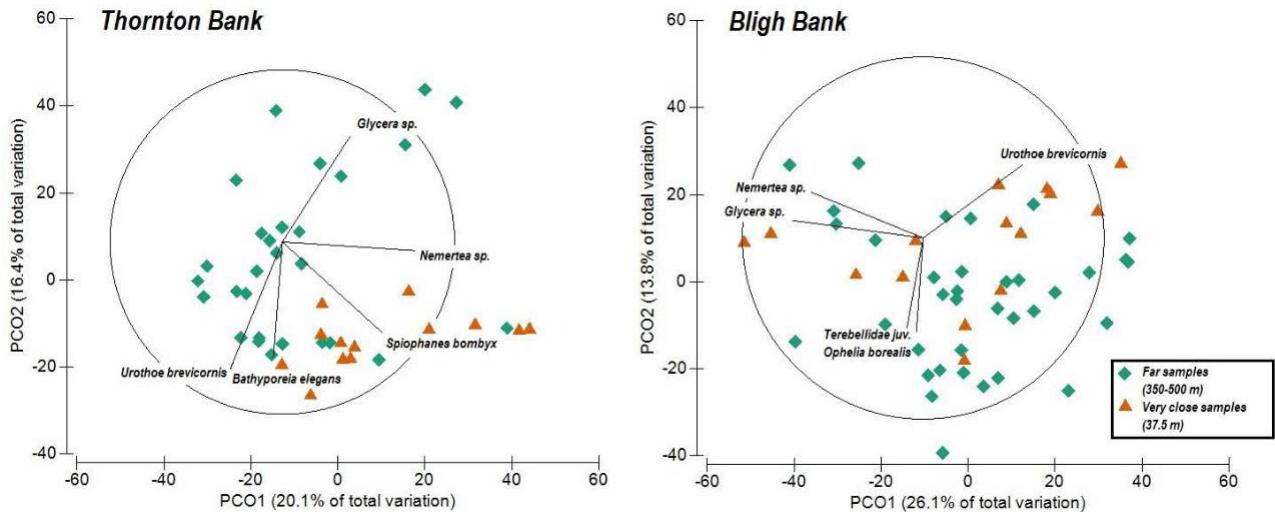


Figure 6. Graphiques PCO (analyse des coordonnées principales) basés sur la matrice de ressemblance Bray-Curtis des données de densité macrobenthique transformées par la quatrième racine sur deux bancs de sable (Thornton Bank et Bligh Bank) à deux distances des turbines (très proche - loin). La superposition des vecteurs était basée sur les corrélations de Pearson ($> 0,5$).

de 61,19 %. *Urothoe brevicornis* (7,25 %), *Bathyporeia elegans* (5,93 %), *Ophelia bo-real* (5,47 %), *Nemertea* sp. (5,46 %) et *Glycera* sp. (5,24 %) ont contribué pour près de 30 % à cette dissimilitude. Des abondances plus élevées d'*Urothoe brevicornis* et de *Nemertea* sp. ont été observées dans les échantillons très proches, tandis que les trois autres espèces étaient plus abondantes dans les échantillons éloignés. Comparables aux résultats SIMPER obtenus pour la tuberculose, de nombreuses autres espèces ont contribué dans une moindre mesure à la dissimilitude observée entre les distances (tableau 3).

La régression multiple a révélé que seule la fraction de sédiments > 2 mm était un prédicteur significatif de la régularité de Piélou, mais le modèle a montré un ajustement faible ($R^2\text{adj} = 0,08$). Le SGM et la fraction sédimentaire > 2 mm représentent ensemble 12,68 % de la variation totale de la structure de la communauté macrobenthique de BB.

3.2. Analyse de base à Norther

Les sédiments trouvés dans la future zone d'impact (Nord) et dans la zone de référence proposée (REF) allaient du sable très fin au sable plus grossier (MGS : 96 μm -517 μm), mais les valeurs moyennes étaient comparables entre les deux endroits. La fraction de sédiments > 2 mm variait de 0,24 % à 39,46 %, les valeurs moyennes étant plus élevées dans les échantillons

de la zone nord que dans ceux de la zone de référence proposée. L'analyse univariée n'a cependant pas révélé de différences significatives entre les sites pour ce qui est du MGS et de la fraction de sédiments > 2 mm. Les valeurs de la teneur en matière organique étaient significativement plus élevées (toutes $> 1,00\%$) au sein du RÉF ($1,60 \pm 0,50\%$) que dans les échantillons de la future zone du parc éolien ($1,09 \pm 0,49\%$; ANOVA à 1 voie, $p < 0,001$).

Des densités relativement élevées de macrofaune ont été trouvées dans les deux endroits, et des densités moyennes plus élevées ont été signalées dans les échantillons du nord par rapport aux échantillons du RÉF (tableau 2). Cette tendance, bien que moins prononcée, a également été constatée pour tous les indices de diversité (S, J', H'). En revanche, la biomasse de macrobenthos a montré une valeur moyenne plus élevée pour les échantillons du REF par rapport aux échantillons du Nord. Toutefois, aucune de ces différences ne s'est avérée significative (ANOVA à 1 voie, $p > 0,05$; tableau 2).

Une analyse multivariée de la structure de la communauté macrobenthique a révélé des différences significatives entre les sites (Permanova, $p < 0,05$; fig. 8). Les similitudes au sein des groupes étaient plus importantes pour les sites REF (40,20 %) que pour les sites Norther (37,19 %), mais le *Spiophanes bombyx* était l'espèce la plus dominante dans les deux sites (16,30 % et 10,60 % respectivement, SIMPER). Pour le REF

Tableau 3. Résultats SIMPLE avec les espèces qui ont contribué à la différence de composition de la communauté entre les échantillons très proches et éloignés jusqu'à une valeur cumulative d'environ 50 % pour les deux bancs de sable

| Thornton Bank | Group Far | Group Very close | Average dissimilarity between groups 66.17 % | |
|------------------------------|----------------|------------------|---|-----------------------|
| Species | Avg. abundance | Avg. abundance | Contribution (%) | Cumulative contr. (%) |
| <i>Nemertea</i> sp. | 1.08 | 2.63 | 5.58 | 5.58 |
| <i>Urothoe brevicornis</i> | 2.06 | 3.26 | 5.27 | 10.85 |
| <i>Spiophanes bombyx</i> | 0.51 | 1.74 | 4.17 | 15.2 |
| <i>Bathyporeia elegans</i> | 0.88 | 1.37 | 4.05 | 19.07 |
| <i>Nephtys</i> juv. | 2.04 | 1.70 | 3.39 | 22.46 |
| <i>Echinocardium</i> | 0.65 | 0.93 | 3.13 | 25.59 |
| <i>cordatum</i> | | | | |
| <i>Nototropis</i> | 0.25 | 0.96 | 2.93 | 28.52 |
| <i>swammerdamei</i> | | | | |
| <i>Terebellidae</i> juv. | 0.06 | 1.10 | 2.87 | 31.39 |
| <i>Spio</i> sp. | 0.35 | 0.86 | 2.46 | 33.85 |
| <i>Chaetognatha</i> sp. | 0.43 | 0.71 | 2.45 | 36.30 |
| <i>Gastrosaccus spinifer</i> | 0.43 | 0.59 | 2.45 | 38.75 |
| <i>Ophelia borealis</i> | 0.62 | 0.27 | 2.14 | 40.89 |
| <i>Urothoe poseidonis</i> | 0.27 | 0.62 | 2.00 | 42.89 |
| <i>Nephtys cirrosa</i> | 2.63 | 2.67 | 1.97 | 44.86 |
| <i>Glycera</i> sp. | 0.44 | 0.30 | 1.88 | 46.74 |
| <i>Thia scutellata</i> | 0.33 | 0.41 | 1.68 | 48.42 |

| Bligh Bank | Group Far | Group Very close | Average dissimilarity between groups 61.19 % | |
|----------------------------|----------------|------------------|---|-----------------------|
| Species | Avg. abundance | Avg. abundance | Contribution (%) | Cumulative contr. (%) |
| <i>Urothoe brevicornis</i> | 0.65 | 1.48 | 7.25 | 7.25 |
| <i>Bathyporeia elegans</i> | 1.86 | 1.79 | 5.93 | 13.18 |
| <i>Ophelia borealis</i> | 1.24 | 0.75 | 5.47 | 18.65 |
| <i>Nemertea</i> sp. | 1.53 | 2.06 | 5.46 | 24.11 |
| <i>Glycera</i> sp. | 1.09 | 0.80 | 5.24 | 29.35 |
| <i>Bathyporeia</i> | 0.00 | 1.17 | 5.04 | 34.39 |
| <i>guilliamsoniana</i> | | | | |
| <i>Nephtys</i> juv. | 2.13 | 1.78 | 4.97 | 39.36 |
| <i>Nephtys cirrosa</i> | 2.27 | 0.30 | 4.59 | 43.95 |
| <i>Spio</i> sp. | 0.95 | 0.30 | 4.53 | 48.48 |

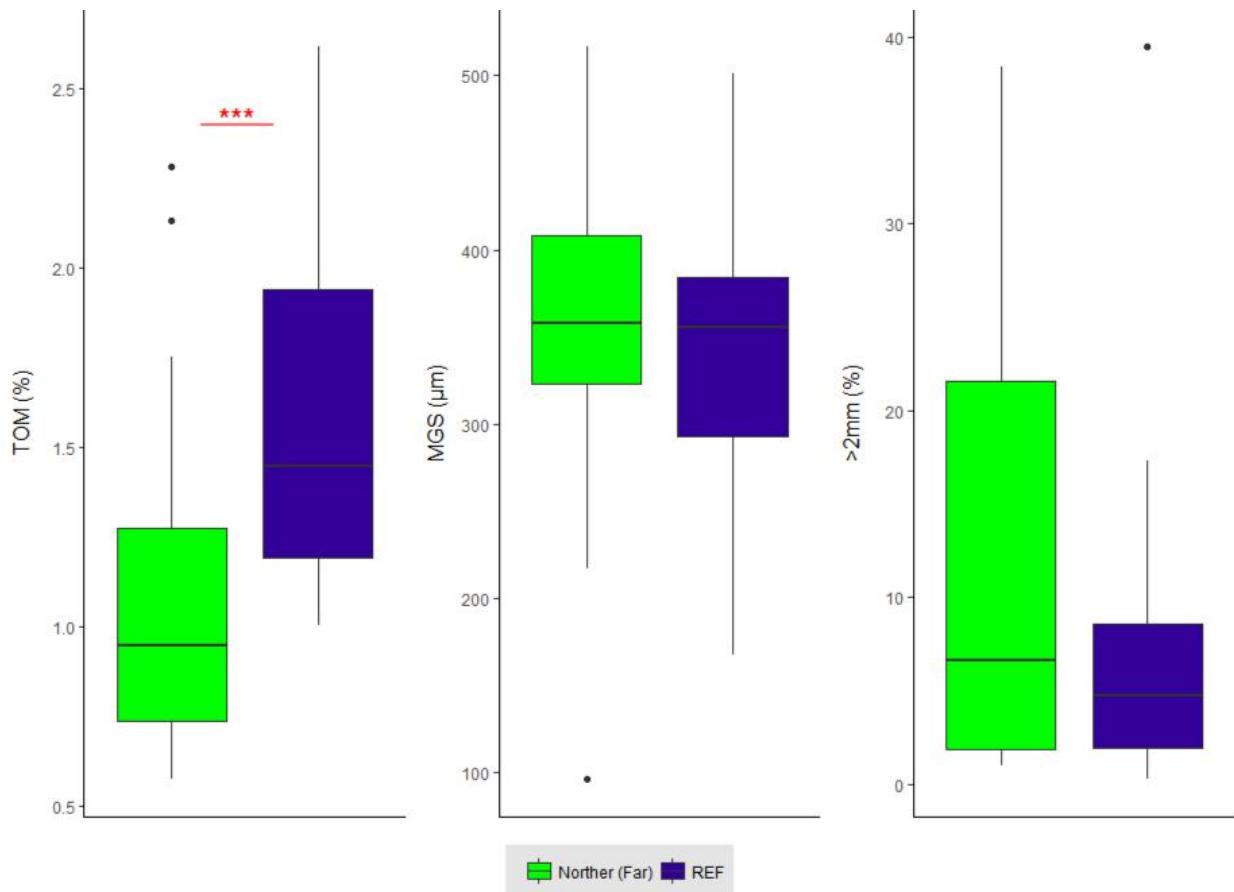


Figure 7. Vue d'ensemble des variables abiotiques : matière organique totale (TOM), taille médiane des grains (MGS), fraction des sédiments supérieure à 2 mm ($> 2 \text{ mm}$) à chaque endroit (nord par rapport au site de référence) . Les points noirs représentent les valeurs aberrantes.

les deux autres espèces les plus abondantes étaient *Nemertea* sp. (14,30 %) et *Nephtys cirrosa* (5,43 %), tandis que pour les échantillons du Nord, il s'agissait d'*Urothoe breviconis* (9,49 %) et de *Nemertea* sp. (7,99 %). La dissimilitude moyenne entre les sites Nord et REF était de 64,08 %. Les cinq espèces les plus importantes contribuant à plus de 10 % de cette différenciation étaient incluses : *Urothoe brevicornis* (2,47 %), *Spiophanes bombyx* (2,16 %), *Edwardsia* sp. (2,14 %), *Eumida sanguinea* (2,10 %) et *Echinocyamus pusillus* (2,08 %). Toutes ces espèces ont montré des abondances moyennes plus élevées dans les échantillons du Nord, à l'exception du polychète *Spiophanes bombyx* qui était plus abondant dans les échantillons du REF. Il faut toutefois préciser que les contributions relatives globales étaient faibles et que de nombreuses autres espèces ont contribué dans une moindre mesure (contribution

relative $< 2 \text{ %}$). Une analyse comparable des données de biomasse multivariée a révélé des résultats similaires (Permanova, $p < 0,05$). Les similitudes étaient à nouveau plus élevées dans les échantillons du REF où la biomasse était dominée par le bombyx *Spiophanes* (13,90 %), *Nephtys cirrosa* (9,29 %) et *Nemertea* sp. (8,46 %). Dans les échantillons du nord, *Nephtys cirrosa* (13,5 %) a contribué le plus à la biomasse globale, suivi par *Spiophanes bombyx* (9,22 %) et *Urothoe breviconis* (8,90 %). La dissimilitude moyenne entre les sites était de 68,54% et était principalement due aux espèces *Echinocardium cordatum* (5,22%), *Ophiura ophiura* (3,96%), *Spisula* sp. (3,46%), *Lanice conchilega* (2,84%) et *Ophiura albida* (2,73%), expliquant environ 20% de la dissimilitude. Les trois premières *spisula* sp. avaient des abondances moyennes plus élevées dans les échantillons du REF, alors que le contraire a été constaté pour *Lanice conchilega* et *Ophiura albida*.

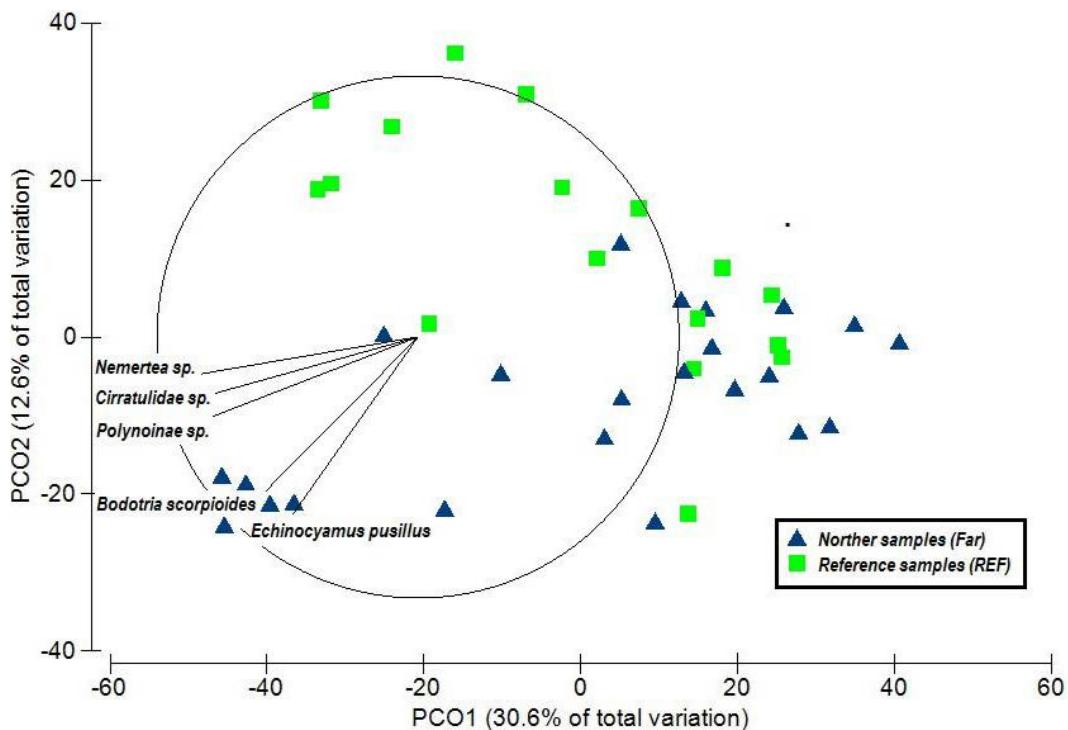


Figure 8. Graphiques PCO (Analyse des coordonnées principales) basés sur la matrice de ressemblance de Bray-Curtis des données de densité macrobenthique transformées par la quatrième racine à deux endroits (nord et site de référence). La superposition des vecteurs est basée sur les corrélations de Pearson ($> 0,5$).

Les analyses DistLM ont montré que toutes les variables environnementales avaient une relation significative avec les données multivariées sur l'abundance et la biomasse, qui expliquaient respectivement 25,79 % et 24,67 % de la variation totale.

4. Discussion

4.1. Effets de la présence de la turbine sur les communautés macrobenthiques de sédiments meubles

Les tendances observées sur le Thornton Bank correspondent aux prévisions et aux résultats de travaux antérieurs décrivant les "effets positifs" de la présence de turbines et des communautés d'encrassement associées sur les communautés macrobenthiques locales (très) proches des structures (De Backer et al. 2014 ; Coates et al. 2014 ; Martin et al. 2005 ; Maar et al. 2009). Les fondations de turbines sont connues pour modifier les caractéristiques des sédiments en

modifiant les flux de courant locaux et en créant des zones abritées (Leonard & Pedersen 2005). Dans cette étude, le raffinement des sédiments plus proches des turbines se traduit à la fois par une taille médiane de grain plus petite et une

fraction de sable fin accrue (125-250 μm). Les effets combinés de ces changements sur les sédiments naturels et l'augmentation locale de la biodiversité due à la colonisation des communautés d'épifouling semblent avoir entraîné une augmentation des concentrations totales de matière organique dans les sédiments plus proches des turbines. La corrélation positive entre la teneur en matière organique et la fraction fine des sédiments est un phénomène bien connu (Coates et al. 2014 ; Snelgrove & Butman 1994). Les sédiments fins ont une perméabilité plus faible, ce qui facilite la rétention de la matière organique déposée (De Backer et al. 2014 ; Janssen et al. 2005). De plus, les communautés d'épifouling sont connues pour augmenter l'apport local de matières organiques ou ganiques par le dépôt de boulettes de matières fécales et de détritus (De Backer et al. 2014 ; Maar et al. 2009 ; Coates et al. 2014).

Ces changements dans la sédimentologie (taille des grains et matière organique) ont également affecté le macrobenthos des substrats mous environnants, comme le prédit De Backer et al. (2014).

L'augmentation locale des densités à proximité des turbines s'est accompagnée d'une plus grande diversité (S, H') et d'une plus faible régularité (J'). Au sein du BPNS, l'abondance et la richesse des espèces sont fortement corrélées (Van Hoey et al. 2004) et les communautés riches telles que la communauté *Abra alba* - *Kurtiella bidentata* se trouvent généralement dans des sédiments sableux fins à moyens (< 300 µm) avec des teneurs significatives en boue. Une espèce typique de cette communauté est le polychète tubulaire structurant l'habitat *Lanice conchilega*, qui a des effets positifs sur l'abondance et la richesse de la faune locale grâce à ses capacités de bio-ingénierie (Rabaut et al. 2007). Au sein de la TB, cette espèce semble être rare et n'a été trouvée que dans un échantillon très proche (TB_VC_16). Malgré sa distribution cosmopolitaine et sa présence dans des sédiments allant de la boue aux sables grossiers, les plus fortes densités de *Lanice conchilega* se trouvent généralement dans les boues peu profondes et les sables fins des zones côtières (Van Hoey et al. 2008 ; Degraer et al. 2006). En outre, les pinces Van Veen ont une faible efficacité d'échantillonnage pour ces espèces en raison de leur capacité de rétraction rapide (jusqu'à 20 cm), ce qui peut conduire à une sous-estimation des densités réelles (Van Hoey et al. 2006). L'analyse SIMPER a cependant révélé que le bombyx polychète opportuniste *Spiophanes* était presque complètement absent des échantillons loin des turbines. La présence du bombyx *Spiophanes* semble être positivement associée à *Lanice conchi-lega* (Rabaut et al. 2007 ; De Backer et al. 2014) et contribue à une part importante de la communauté *Abra alba* - *Kurtiella bidentata* décrite le long des côtes nord de la France et de la Belgique (Van Hoey et al. 2004 ; Van Hoey et al. 2005 ; Desroy et al. 2002). En outre, Coates et al. (2014) ont établi un lien entre l'enrichissement des abondances de la macrofaune et la présence d'*Asterias rubens*, *Lanice conchilega* et *Spiophanes bombyx* à proximité du GBF étudié. Par conséquent, les abondances relatives plus élevées de cette espèce ainsi que d'autres espèces (*Urothoe brevicornis*, *Bathyporeia elegans* et *Nemertea* sp.) indiquent un déplacement vers des communautés à plus forte densité et diversité.

Contrairement aux résultats obtenus pour la tuberculose, aucun effet important de la présence

de turbines n'a été constaté sur le banc de sable Bligh, car aucune des variables univariées étudiées ne différait entre les distances, à l'exception d'une plus faible uniformité dans les échantillons très proches. Ceci est conforme à un document de synthèse de Jak & Glorius (2017) qui résume les recherches actuelles sur les macrobenthos dans les parcs éoliens offshore de la mer du Nord. Il a été conclu que les effets de la présence des turbines sur le benthos des sédiments mous ne sont pas clairs et que si des effets étaient constatés, ils étaient soit subtils, temporaires ou même contraires aux attentes. Il faut cependant considérer que la plupart des études ont été réalisées relativement peu de temps après les constructions et que les distances minimales par rapport aux éoliennes étaient plus éloignées (> 100 m) que dans notre étude. Néanmoins, Colson et al. (2017) n'ont pas non plus trouvé d'effets de la présence d'une turbine à l'intérieur de BB à une distance de 50 m. Dans la présente étude, les communautés macrobenthiques diffèrent entre les distances. Cependant, par rapport à la tuberculose, les communautés situées à des distances différentes ont montré des dissimilarités plus faibles et des différences moins prononcées. Les résultats de l'étude SIMPER ont cependant montré des similitudes avec les résultats obtenus pour la tuberculose, car des échantillons très proches ont montré des abondances plus élevées de *Nemertea* sp. et *Urothoe brevicornis*. En outre, très près des turbines, nous avons observé des abondances relatives plus faibles de *Glycera* sp. et *Ophelia borealis*, deux espèces indicatrices de la très faible densité et diversité de la communauté de lapidés *O. borealis*-*Glycera* (Type I SA6 ; Van Hoey et al. 2004). Ceci, associé à une faible tendance à des densités plus élevées et à une uniformité plus faible dans les échantillons très proches, indique un effet potentiel de la présence de turbines à proximité des structures.

Le fait que des tendances quelque peu différentes soient observées sur les deux rives confirme l'absence de réponses cohérentes dans la littérature actuelle : les impacts des structures artificielles semblent être spécifiques au site et peuvent varier sur différentes échelles spatiales (Martin et al. 2005). Elle confirme également que les effets d'enrichissement à distance peuvent être assez subtils et difficiles à détecter

(Keeley 2013 ; Jak & Glorius 2017). Explication des changements dans le type de

sédiments et l'approvisionnement alimentaire une part importante des augmentations de densités et de diversité (S, H') liées aux turbines au niveau de la TB, mais pas au niveau de la BB. Néanmoins, les analyses DistLM ont révélé que les variables environnementales utilisées dans cette étude ne semblaient pas clarifier la structure de la communauté macrobenthique, en particulier au sein de BB. Cela indique que d'autres facteurs à l'échelle locale peuvent également jouer un rôle important.

La différence de calendrier de construction entre les deux OWF pourrait être un facteur temporel à l'origine des résultats contrastés. C-Power est pleinement opérationnel depuis 2013 (4 ans), tandis que Belwind l'est depuis 2011 (6 ans). Ce décalage temporel peut avoir un impact sur l'état des communautés d'encrassement sur les structures actuelles, car la richesse des espèces augmente avec l'âge depuis l'installation (Van der Stap et al. 2016). Par conséquent, l'épifaune sur les turbines pourrait se trouver dans une phase différente de succession (Colson et al. 2017 ; Leonard & Pedersen 2005). Des études sur d'autres récifs artificiels (plateformes, épaves) montrent un impact significatif du temps (Coolen et al. 2015 ; Van der Stap et al. 2016) et indiquent que la colonisation réelle avec des communautés stables est atteinte après 5-6 ans (Leeuwis et al. 2000 ; Hiscock 2010). Comme les fondations de Belwind ont été installées pour une période plus longue, on pourrait s'attendre à trouver des communautés épifouling "stables" avec des impacts potentiellement plus importants sur l'environnement entourant les monopiles, mais une tendance opposée a été constatée. Cependant, le développement de parcs éoliens offshore est une industrie "jeune" en mer du Nord, de sorte que les données à long terme sur les communautés d'épifaune et les études sur leur dynamique au sein de ces OWF sont rares. En outre, les tendances des communautés d'encrassement sur les structures artificielles sont moins prévisibles que celles des récifs naturels et dépendent probablement de sept autres facteurs abiotiques tels que la profondeur, la distance de la côte et les courants marins (Van der Stap et al. 2015).

Une autre explication peut être trouvée dans la différence de structure des fondations des

turbines et de l'épifaune qui y est associée : Belwind se compose de monopiles, tandis que C-Power a construit à la fois des fondations gravitaires et des gaines (Colson et al. 2017 ; Reubens et al. 2016). La littérature actuelle démontre une zonation verticale claire sur les turbines qui semble être constamment très différente entre les types de fondations (Jak & Glorius 2017 et références ; De Mesel et al. 2013). De Mesel et al. ont étudié les communautés d'encrassement subtidales au sein de TB et BB. Les résultats ont montré que la zone de *Mytilus* était bien développée (1 m de large) sur les fondations gravitaires en béton sur TB, alors que cette zone était beaucoup plus étroite (50 cm) sur les monopiles en acier à BB. Il a également été constaté que les communautés de la zone subtidale sont pour la plupart les mêmes, mais que certaines espèces ne se trouvent que sur les GBF et que, dans l'ensemble, des abondances relatives plus élevées sont atteintes au niveau de la TB. Bien que les communautés épifauniques sur les structures de la veste n'aient pas été étudiées en détail dans le cadre de la TB, ces turbines sont entièrement recouvertes de moules (Reubens, comm. pers.). Krone et autres (2013) ont étudié la dynamique de l'épifaune sur une plate-forme offshore (FINO-1) comparable aux fondations à base de jacketet à TB. Bien que la composition des espèces sur cette structure soit comparable aux conclusions de De Mesel et al. (2013) et d'autres, elle a été considérée comme un "point chaud de la biomasse" avec des densités et une biomasse très élevées de la moule bleue *Mytilus edulis* ("Mytilisation"). En outre, les plateformes pétrolières offshore du centre et du nord de la mer du Nord étaient dominées par *Mytilus edulis* jusqu'à des profondeurs de 20 m (Whomersby & Picken 2003). Il semble que ces structures en forme de veste soient extrêmement favorables à la colonisation par *Mytilus edulis*. On pense que ces bivalves ont un fort impact sur le milieu environnant (Krone et al. 2013 ; Maar et al. 2009). Ils affectent l'activité biologique en influençant les flux de particules et de sédiments et enrichissent les sédiments environnants par leurs fèces/ pseudo-fèces (Maar et al. 2009). De plus, leurs coquilles fournissent un substrat dur secondaire qui renforce l'hétérogénéité spatiale et la diversité locale associée (Maar et al. 2009 ; Krone

et al. 2012 ; Svane et al. 2001). En outre, la quantité de substrats nouvellement disponibles varie selon le type de fondation (Rumes et al. 2013 ; Krone et al. 2013). La surface introduite pour la colonisation par l'épifouling dans la zone subtidale est la plus élevée pour les vestes (1280 m²) suivies par des fondations gravitaires (671 m²) et des monopiles (518 m²) (Rumes et al. 2013). Ces effets combinés d'une surface inférieure et de communautés d'épifouling "plus pauvres" en termes de densités et de richesse peuvent expliquer en partie les résultats contrastés de cette étude.

Des études antérieures ont montré que les monopiles sont colonisés par l'épifaune (De Mesel et al. 2005) et que ces structures modifient l'hydrodynamique locale (Leonard & Pederson 2005). Cependant, l'étendue spatiale des effets liés aux turbines dépend probablement de facteurs interdépendants tels que la capacité de dispersion d'un site et le potentiel d'enrassement de l'épifaune spécifique à la turbine. Par conséquent, les impacts sur les communautés de sédiments mous lo-cal peuvent n'être détectables qu'à des distances encore plus proches (< 37,5 m) des turbines monopiles de BB.

4.2. Analyse de base

Enfin, on peut s'attendre à ce que l'étendue spatiale des effets de l'enrichissement dépende des processus de remise en suspension locaux, qui transportent les particules organiques de la zone d'empreinte aux sédiments adjacents (Keeley 2013). Les capacités dispersives d'un site sont déterminées par ses propriétés physiques telles que le type de sédiments, les masses d'eau, la profondeur et la vitesse du courant. Ces deux dernières détermineront en particulier le potentiel de "rinçage" d'un site, qui affecte l'accumulation de MOT et la minéralisation des nutriments (Keeley 2013 ; Coates et al. 2004). Avec des sédiments moyens à grossiers, la TOM et la BB peuvent être considérées comme des zones hautement perméables. Cependant, certaines différences pourraient entraîner d'autres propriétés dispersives entre les deux sites. Premièrement, les deux bancs de sable sont influencés par des masses d'eau dissemblables et diffèrent par leur position relative et leur distance par rapport au littoral (Van Hoey et al. 2004 ; Lacroix et al. 2004). Deuxièmement, la plus grande MGS suggère que des vitesses de courant plus élevées sont présentes à BB par rapport au TB. Enfin, l'analyse de régression a montré que la TOM n'était pas un prédicteur significatif de l'abundance, de la diversité ou de la composition de la communauté au sein de BB. Par conséquent, une explication supplémentaire de l'absence d'effet d'enrichissement significatif au niveau de BB pourrait être que BB représente un système de flux/énergie plus élevé avec une intense remise en suspension et un enrichissement organique éphémère, conduisant à des effets inexistant ou tout au plus très subtils à très faible distance.

Alors que la plupart des parcs éoliens sont construits dans des zones plus au large, le Nord sera situé dans la zone côtière. Une zone de référence a été choisie directement sous le futur parc éolien (frontière sud-est) et se trouve ainsi encore plus près de la côte belge. La taille médiane des grains dans la zone de référence et dans la future zone d'impact de Norther était variable, allant de sables très fins à des sables plus grossiers. Cependant, les valeurs moyennes se situaient dans la fourchette des sables moyens (250-500 µm), que l'on trouve largement dans le BPNS (Van Hoey et al. 2004 ; Degraer et al. 1999). La teneur plus élevée en matière organique totale dans la zone de référence plus côtière peut être attribuée au gradient terre-terre-plage qui est établi en termes de disponibilité des nutriments dans le sud de la mer du Nord (Brockemann et al. 1990). Les valeurs de TOM plus élevées dans la zone de référence n'ont cependant pas entraîné de différences notables entre les deux zones en termes de diversité macrobenthique, de biomasse et de densités.

Alors que les statistiques multivariées ont révélé des différences dans la structure des communautés entre le site nord et la zone de référence, le PCO (fig. 8) suggère également une forte variabilité au sein des deux sites et en particulier pour les échantillons dans la future zone d'impact. En outre, les résultats de SIMPER indiquent que les dissimilarités entre les sites sont principalement dues à des différences subtiles dans les espèces moins abondantes (faible contribution relative, < 2 %) et que les véritables

Il est difficile de confirmer la distinction entre les espèces. Ces conclusions corroborent les résultats de Van Hoey et al. (2004), qui ont observé une grande hétérogénéité dans la granulométrie et les communautés macrobenthiques dans la zone proche du BPNS. Dans la zone de référence, certains échantillons (REF_13, REF_17, REF_18) ont montré la plupart des similitudes avec la communauté subtidale *Abra alba* - *Kurtiella bidentata* (Type I, SA1). Cette communauté se trouve dans les zones proches du rivage avec des sables plus fins et une teneur élevée en matière organique totale. Cette communauté est caractérisée par des densités (> 2000 ind. m $^{-2}$) et une diversité élevées (≥ 30 spp. sample $^{-1}$) et par la présence d'espèces telles que l'amphipode *Parambicus typicus* et d'espèces structurantes de l'habitat comme *Lanice conchilega* et *Owenia fusiformis* (Rabaut et al. 2007 ; Ropert & Dauvin 2000 ; Van Hoey et al. 2004). Certains échantillons dans la zone d'impact futur (FAR_14, FAR_17, FAR_20 et FAR_23) étaient très distincts et ne présentaient aucune similitude avec les communautés décrites précédemment par Van Hoey et al. (2004). Ces échantillons étaient constitués de sables plus fins et de fractions de gravier élevées ($> 20\%$), ce qui indique la présence d'un substrat sédimentaire mixte avec des blocs. Ces communautés avaient une abondance totale très élevée ($> 10\,000$ ind. m $^{-2}$), une grande diversité (> 40 spp. échantillon $^{-1}$), et étaient dominées par des taxons associés à des substrats durs tels que *Monocorophium acherusicum*, *Monocorophium insidiosum* et le tanaïde *Apseudopsis latreilli* (comm. pers. Francis Kerckhof & Gert Van Hoey). La majorité des échantillons, cependant, étaient constitués de sables moyens et avaient des abondances totales entre 1000-2000 ind. m $^{-2}$, représentant probablement une communauté transitoire (Type II, SA3) entre la riche communauté *Abra alba*-*Kurtiella bidentata* (Type I, SA1) et les communautés plus pauvres (Type I, SA4 & SA6) trouvées dans les zones offshore (Van Hoey et al. 2004).

Les résultats ont donné un premier aperçu du site d'impact futur du Nord et de la zone de référence, qui ont tous deux été utilisés comme témoins pour les tests BACI afin d'évaluer les impacts futurs des perturbations d'origine humaine sur l'écosystème benthique. Étant situées dans la zone côtière, différentes communautés ont été décrites, ce qui permet de remettre en question la validité de la zone de référence choisie dans son

ensemble. Afin de réduire les effets de cette variation naturelle, il est proposé de classer la zone nord et la zone de référence en différents types d'habitats et de communautés correspondantes. Cela permettra d'effectuer des comparaisons plus fiables lors de la vérification des effets potentiels des turbines dans les études futures. Malgré la variabilité constatée en termes de granulométrie et de communautés macrobenthiques, on peut affirmer que les sédiments de la région sont principalement composés de sables moyens et reçoivent une grande quantité de matière organique. En outre, des densités et une diversité élevées ont été constatées et les communautés étaient dominées par les polychètes com-mon *Spiophanes bombyx* et *Nephtys cirrosa*, tandis que de nombreuses autres espèces y contribuaient dans une moindre mesure.

Conclusion et perspectives d'avenir

Cette étude confirme les effets de la présence de tur-bine sur les sédiments environnants et le macrobenthos associé. Un raffinement et un enrichissement organique ont été détectés à très faible distance (37,5 m) autour des fondations à base de turban sur la TB. Bien que les communautés que l'on trouve actuellement plus près des turbines au sein de la TB ne puissent être décrites comme de véritables communautés *A. alba* - *K. bidentata*, l'augmentation des densités, de la diversité et les tendances dans la composition des espèces indiquent un changement en cours vers cette communauté associée aux sédiments fins. Les impacts ont été moins prononcés autour des monopiles au BB, où seule une différence de communautés a été détectée entre les deux distances des turboréacteurs. Ces résultats contrastés indiquent que les effets liés aux turbines peuvent être spécifiques au site et dépendent probablement de plusieurs facteurs locaux et/ou du type de fondation de la turbine.

Les monopiles et les vestes sont des structures complètement différentes, avec des activités de construction distinctes (protection contre l'affouillement), des formes et des surfaces subtidales, qui à leur tour affectent les modèles de colonisation des communautés encrassées. Les différences d'épifaune en termes d'abondance, de diversité et de zonage influent probablement sur la distance à laquelle se trouve l'enrichissement lié aux turbines. En outre, la capacité de dispersion d'un site peut également influencer l'étendue spatiale de l'enrichissement des sédiments voisins.

Comme le développement des parcs éoliens offshore se développe en mer du Nord (Baeye et al. 2005), il est recommandé de poursuivre la surveillance afin de comprendre les impacts constatés et de combler les lacunes actuelles des études à long terme. En outre, cette étude souligne l'importance de réaliser une étude de surveillance ciblée qui compare les effets des

trois différents types de turbines (monopiles, gaines et fondations par gravité) que l'on trouve dans le BPNS. Les résultats de cette étude et ceux de Coates et al. (2013) montrent que l'étendue spatiale des effets d'enrichissement diffère selon le type de fondation. Par conséquent, il serait plus précis et plus instructif d'effectuer une surveillance future à plusieurs distances (gradient) des turbines, avec des échantillons encore plus proches que la distance utilisée dans cette étude (< 37,5 m). En plus des paramètres environnementaux établis (MGS, fraction de sédiments > 2 mm et TOM), nous proposons d'incorporer également des mesures de Chl-a, de sorte que la disponibilité alimentaire puisse être évaluée à la fois en termes de quantité et de qualité. En outre, il serait intéressant d'étudier les communautés macrobenthiques en combinant la composition des taxons (distribution des taxons) et l'analyse des caractéristiques fonctionnelles pour traduire les changements de communauté en changements dans les taux de fonctionnement spécifiques des écosystèmes.

References

- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E, 214 p.
- Baeye, M. & Fettweis, M. 2015. In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm, southern North Sea. *Geo-Marine Letters* 35: 247-255.
- Barros, F., Underwood, A.J. & Lindegarth, M. 2001. The influence of rocky reefs on structure of benthic macrofauna in nearby soft-sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 191-199.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial PRIMER-E. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 190 p.
- Coates, D., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2013. Macrofaunal enrichment around a gravity based foundation. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the Past to Optimise Future Monitoring Programmes*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit, pp. 141-151.
- Coates, D., Kapasakali, D.A., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131-138.
- Coates, D. 2014. *The Effects of Offshore Wind Farms on Macrofaunal Communities in the North Sea*. Ghent: Ghent University, 182 p.
- Colson, L., Braeckman, U. & Moens, T. 2017. Effect of turbine presence and type on macrofaunal communities inside an offshore wind farm. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 39-53.

- Coolen, J.W.P., Bos, O.G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperus, J., Van der Weide, B.E & Agüera, A. 2015. Reefs, sand and reef-like sand: a comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.
- Cooper, K.M., Curtis, M., Wan Hussin, W.M.R., Barrio Froján, C.R.S., Defew, E.C., Nye, V. & Paterson, D.M. 2011. Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities. *Marine Pollution Bulletin* 60: 2087-2094.
- Dannheim, J., Brey, T., Schröder, A., Mintenbeck, K., Knust, R. & Arntz, W.E. 2014. Trophic look at soft-bottom communities – short-term effects of trawling cessation on benthos. *Journal of Sea Research* 85: 18-28.
- De Backer, A., Van Hoey, G., Coates, D., Vanaverbeke, J. & Hostens, K. 2014. Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 84: 251-262.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Houziaux, J.-S. & Degraer, S. 2013. Fouling community on the foundations of wind turbines and the surrounding scour protection. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the Past to Optimise Future Monitoring Programmes*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit, pp. 123-137.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756: 37-50.
- De Mesel, I., Degraer, S., Wittoeck, J., Appeltans, W., Cooreman, K., Deprez, T., Hillewaert, H., Hostens, K., Mees, J., VandenBerghe, W. & Vincx, M. 2006. *The Macrofauna Atlas of the Belgian Part of the North Sea*. Brussels: Belgian Science Policy.
- Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.M. & Dauvin, J.C., 2002. Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60: 120-131.
- Hiscock, K., Sharrock, S., Highfield, J. & Snelling, D. 2010. Colonization of an artificial reef in south-west England-ex-HMS 'Scylla'. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 69-94.
- Jak, R. & Glorius, S.T. 2017. Macrobenthos in offshore wind farms: a review of research, results and relevance for future developments. Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C043/17, 477 p.
- Janssen, F., Fauber, P., Huettel, M., Meyer, V. & Witte, U. 2005. Pore-water advection and solute fluxes in permeable marine sediments (I): calibration ad performance of the novel benthic chamber system Sandy. *Limnology & Oceanography* 50: 768-778.

- Keeley, N. 2013. *Literature review of ecological effects of aquaculture: benthic effects*. Ministry for Primary industries Cawthron Institute: Nelson, 33 p.
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T.J. & Schröder, A. 2013. Epifauna dynamics at an offshore foundation – implications for future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research* 85: 1-12.
- Lacroix, G., Ruddick, K., Ozer, J. & Lancelot, C. 2004. Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (southern North Sea). *Journal of Sea Research* 52: 149-163.
- Leewis, R., van Moorsel, G. & Waardenburg, H. 2000. Shipwrecks on the Dutch continental shelf as artificial reef. In A.C. Jensen, K.J. Collins & A.P.M. Lockwood (eds), *Artificial Reefs in Eu-ropean Seas*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 419-434.
- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. 2005. Benthic communities at Horns Rev before, during and after construction of Horns Rev offshore wind farm. Final Report. Annual Report 2005, 154 p.
- Maar, M., Boldig, K., Petersen, J.K., Hansen, J.L. & Timmermann, K. 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm. *Journal of Sea Research* 62: 159-174.
- Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., De Vries M., Frost, M., Hawkins, S.J., Macpherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C. & Ceccherelli, V.U. 2005. Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52: 1027-1051.
- Rabaut, M., Guilini, K., Van Hoey, G., Vincx, M. & Degraer, S. 2007. A bio-engineered soft-bottom environment: the impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75: 525-536.
- Reubens, J.T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 139: 28-34.
- Reubens, J., Degraer, S. & Vincx, M. 2009. The importance of marine wind farms, as artificial hard substrates, on the North Sea bottom for the ecology of the ichthyofauna. In S. Degraer *et al.* (eds), *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: State of the Art After Two Years of Environmental Monitoring*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 53-60.
- Reubens, J.T., Degraer, S. & Vincx, M. 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121-136.
- Reubens, J., Alsebai, M. & Moens, T. 2016. Expansion of small scale changes in macrobenthic community inside an offshore wind farm? In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, 287 p.
- Ropert, M. & Dauvin, J.C. 2000. Renewal and accumulation of a *Lanice conchilega* (Pallas) population in the Bay des Veys, western Bay of Seine. *Oceanologica Acta* 23: 529-546.

Rumes, B., Coates, D., De Mesel, I., Derweduwen, J., Kerckhof, F., Reubens, J. & Vandendriessche, S. 2013. Does it really matter? Changes in species richness and biomass at different spatial scales. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the Past to Optimise Future Monitoring Programmes*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit, pp. 183-189.

Rumes, B. & Brabant, R. 2017. *Offshore renewable energy development in the Belgian part of the North Sea*. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 13-15.

Snelgrove, P.V.R. & Butman, C.A., 1994. Animal sediment relationships revisited – cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology* 32: 111-177.

Svane, I. & Petersen, J. 2001. On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. *Marine Ecology* 22: 169-188.

Van der Stap, T., Coolen, J.W.P. & Lindeboom, H.J. 2016. Marine fouling communities on offshore gas platforms in the Southern North Sea: effects of depth and distance from shore on biodiversity. *PLoS ONE* 11: e0146324. DOI: [10.1371/journal.pone.0146324](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146324)

Van Hoey, G., Degraer, S. & Vincx, M. 2004. Macrofaunal community structure of soft bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 599-613.

Van Hoey, G., Guilini, K., Rabaut, M., Vincx, M. & Degraer, S. 2008. Ecological implications of the presence of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on soft-bottom benthic ecosystems. *Marine Biology* 154: 1009-1019.

Van Hoey, G., Vincx, M., & Degraer, S. 2005. Small- to large- scale geographical patterns within the macrofaunal *Abra alba* community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 751-763.

Van Hoey, G., Vincx, M. & Degraer, S. 2006. Some recommendations for an accurate estimation of *Lanice conchilega* density based on tube counts. *Helgoland Marine Research* 60 (4): 317-321.

Vandendriessche, S., Derweduwen, J. & Hostens, K. 2015. Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia* 756: 19-35.

Whomersley, P. & Picken, G.B., 2003. Long-term dynamics of fouling communities found on off-shore installations in the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 897-901.

CHAPITRE 6

UN EXAMEN PLUS APPROFONDI DE LA FAUNE PISCICOLE DES SUBSTRATS ARTIFICIELS DURS DES ÉNERGIES RENOUVELABLES OFFSHORE DANS LES EAUX BELGES

KERCKHOF Francis, RUMES Bob & DEGRAER Steven

Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Aquatic and Terrestrial Ecology (ATECO), Marine Ecology and Management (MARECO), 3^{de} en 23^{ste} Linieregimentsplein, 8400 Oostende and Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

Corresponding author: francis.kerckhof@naturalsciences.be

Résumé

Les substrats durs artificiels sont connus pour attirer de nombreuses espèces marines, parmi lesquelles plusieurs espèces très mobiles. Dans cette contribution, nous avons examiné la composition des espèces et le caractère unique de la faune piscicole autour des fondations d'éoliennes offshore dans les eaux belges. Ces structures offshore offrent un abri, un habitat approprié et une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons. Au total, 25 espèces de poissons ont été observées autour des fondations des éoliennes, dont 15 sont également connues pour vivre autour des épaves dans la même zone. Quatre espèces, le poisson têtard (*Raniceps raninus*), le Tompot Blenny (*Parablennius gattorugine*) et la barbotte à longues épines (*Taurulus bulbalis*) étaient auparavant rarement ou, dans le cas du Ballan Wrasse (*Labrys bergylta*), seulement une fois signalées dans les eaux belges. Cela ne signifie toutefois pas nécessairement qu'ils sont rares. Nous montrons que, pour obtenir un bon aperçu de la faune piscicole, l'utilisation d'une série de techniques d'échantillonnage variées est nécessaire. La plupart des espèces de poissons à substrat dur obli-gate qui ont été observées sont fréquemment enregistrées dans les parcs à

huîtres et les champs de blocs de l'estuaire de l'Escaut oriental, situé à proximité. Nous pensons que les espèces de poissons à substrats durs qui fréquentent ces zones profiteront de plus en plus de l'expansion continue des parcs éoliens offshore dans le sud de la mer du Nord.

1. Introduction

Les substrats durs naturels de la mer du Nord se trouvent dans les bancs de gravier et les bancs d'huîtres, qui ont tous deux été dégradés soit par la surexploitation, soit par les perturbations causées par la pêche de fond. En conséquence, ils sont caractérisés par une diversité d'habitats relativement faible, et très peu de poissons vivant dans des substrats durs sont rencontrés (RBINS, données non publiées). Depuis la seconde moitié du 20^e siècle, les substrats durs artificiels sont devenus un type d'habitat commun en mer du Nord (Zintzen et al. 2008 ; Coolen 2017). Ils comprennent des digues, des épaves, des plateformes pétrolières et gazières et, plus récemment, des aménagements renouvelables en mer. La demande croissante d'énergie marine renouvelable dans le sud de la mer du Nord a entraîné une expansion rapide des substrats artificiels durs (par exemple, Mineur et al. 2012). Toutes ces structures offshore fournissent un habitat approprié pour une communauté d'encrassement (Bohnsack 1989 ; Bull & Kendall 1994 ; Fabi et al. 2006 ; Leitao et al. 2007 ; Krone et al. 2013). La grande biomasse d'invertébrés présente dans la communauté d'encrassement sur les structures

représente une source de nourriture potentiellement précieuse qui attire de nombreux poissons durs vivant sous la surface (Pike & Lindquist 1994 ; Fabi et al. 2006 ; Leitao et al. 2007). Les structures artificielles fournissent également des points de rencontre pour les poissons et peuvent servir de sites de frai et de nurserie (Bull & Kendall 1994). En outre, les crevasses et les coins servent de refuge contre les courants et les prédateurs (Jessee et al. 1985 ; Bohnsack 1989 ; Reubens et al. 2013).

Dans cette contribution, nous effectuons une analyse pré-limininaire de la composition et de l'unicité de la faune piscicole autour des fondations des éoliennes offshore dans les eaux belges.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

La partie belge de la mer du Nord (BPNS) est située dans la partie sud de la mer du Nord et se caractérise par des eaux peu profondes avec un système complexe de bancs de sable. Les fonds marins se composent principalement d'habitats sablonneux et boueux, avec quelques substrats naturels durs plus petits composés de hachis de coquillages, de graviers et de blocs (Kerckhof & Houziaux 2003). Dans le BPNS, les substrats durs artificiels sont constitués de structures de défense côtière, d'épaves, de bouées et d'éoliennes offshore. Il y a plus de 200 épaves dans le BPNS et on estime qu'elles augmentent la biomasse totale du BPNS de 4 % au maximum (Zintzen 2007). Environ 150 bouées de navigation sont déployées sur le BPNS (données : Agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust,

dab Vloot). Ces structures flottantes servent généralement d'habitat à une communauté d'encrassement typique (Kerckhof 2005). Bien que ces bouées puissent servir de dispositifs de regroupement des poissons (par exemple, Relini et al. 2000), nous n'avons pu trouver aucune donnée publiée à ce sujet pour le sud de la mer du Nord. À la fin de 2016, 4 parcs éoliens ont été construits dans une zone spécialement désignée pour les énergies renouvelables, comprenant 232 turbines et leur protection contre l'affouillement, ce qui a donné un récif artificiel dispersé de 0,09 km². D'ici 2020, 5 autres parcs éoliens devraient être construits (pour une capacité totale de 2 GW) et la planification actuelle prévoit 2 GW supplémentaires entre 2020 et 2030 (voir chapitre 1).

2.2. Liste des espèces et catégorisation

Nous avons établi une liste des espèces de poissons observées sur les fondations et les épaves d'éoliennes offshore dans les eaux belges en combinant les données recueillies dans le cadre de divers projets sur les substrats artificiels durs dans lesquels une série de techniques de collecte de la faune piscicole ont été déployées, complétées par nos propres observations (tableau 1). Nous avons comparé cette liste à l'ensemble des données de 224 espèces de poissons observées par l'Institut de recherche sur l'agriculture et la pêche (ILVO), Unité des sciences animales - Pêche, Ostende, dans le BPNS dans le cadre de leur surveillance à long terme de la pêche. L'ILVO a mis en place un programme de surveillance de l'épifaune et des poissons démersaux dans le BPNS depuis 1979. Étant donné les grandes différences dans les efforts et les techniques d'échantillonnage, nous n'avons utilisé que les données de présence/absence.

Tableau 1 Aperçu des ensembles de données utilisés avec indication de la période d'échantillonnage, des techniques d'échantillonnage utilisées et des habitats échantillonnes

| Dataset | Period | Technique | Offshore turbines | Wrecks | Soft substrata |
|-------------|-----------|------------------------------|-------------------|--------|----------------|
| BEWREMABI | 2001-2003 | Dive transects | | X | |
| ILVO | 1979-2017 | Beam trawl | | | X |
| Reubens PhD | 2009-2012 | Dive transects, line fishing | X | X | X |
| Own data | 2016-2017 | Dive transects, line fishing | X | | |

Sur la base des préférences d'habitat recensées dans la littérature (par exemple, Camphuysen et al. 2017 ; Froese & Pauly 2018), nous avons noté la préférence de substrat des espèces de poissons signalées. D'une part, il existe des espèces qui vivent en permanence sur et à proximité de substrats durs (espèces de substrats durs obligatoires) comme le Tompot Blenny et le Têtard (*Raniceps raninus*). D'autres espèces, dont de nombreux poissons gadidés, préfèrent nager à proximité de substrats durs (espèces associées aux substrats durs). En outre, il y a des passants accidentels et des espèces indifférents, c'est-à-dire des espèces qui se trouvent autour des substrats durs mais qui n'ont pas de préférence spécifique pour les substrats durs.

Sur la base de la littérature (par exemple, Camphuysen et al. 2017 ; Froese & Pauly 2018), nous avons en outre assigné les différentes espèces de poissons à des groupes d'habitats de rel-évant en fonction de la zone de la colonne d'eau qu'ils habitent : (1) les poissons benthiques, c'est-à-dire les poissons vivant au fond de la mer, par exemple la limande (*Limanda limanda*) et la sole commune (*Solea solea*), (2) les poissons benthope-lagiques, c'est-à-dire les poissons qui vivent dans les eaux côtières, (2) les poissons benthope-lagiques, c'est-à-dire les poissons qui vivent en association étroite avec le fond de la mer mais qui ne se reposent pas sur le fond, par exemple le tacaud (*Trisopterus luscus*), le cabillaud (*Gadus morhua*) et le bar (*Dicentrarchus labrax*), et (3) les poissons pélagiques, c'est-à-dire les poissons qui vivent à mi-eau ou en surface, par exemple le maquereau (*Scomber scombrus*) et le chincharde (*Trachurus trachurus*).

3. Résultats

3.1. La richesse des espèces

Dans le cadre des différents projets, un total de 25 espèces de poissons a été observé dans les différentes sous-strates dures offshore artificielles (tableau 2). Parmi ces 25 espèces, 15 sont liées à des substrats durs et 5 ont une préférence pour les substrats durs. Quinze espèces ont été observées à la fois près des turboréacteurs et des épaves. Seuls des poissons osseux ont été observés dans les différentes études, pas de requins ni de raies. Une espèce, le poisson têtard, n'était pas du tout répertoriée dans la base de données de l'ILVO.

Deux autres espèces, le Tompot Blenny et le Tête-de-boule à longues épines, étaient auparavant rarement recensées dans le cadre de cette recherche et le Ballan Wrasse (*Labrys bergylta*) n'a été recensé qu'une seule fois dans le passé. Aucune de ces espèces ne se trouve uniquement sur des substrats artificiels durs dans leur zone de distribution.

4. Discussion

4.1. Espèces remarquables

Quatre espèces étaient auparavant rarement ou seulement une fois signalées dans les eaux belges : le poisson têtard, le Ballan Wrasse, le Tompot Blenny et la barbotte à longues épines. Pour les trois premières espèces, nous fournissons ici des informations supplémentaires sur leur habitat, leur écologie et leur distribution géographique. Nous n'abordons pas le Tête-de-boule à longues épines en détail, car il s'agit en fait d'un habitant commun connu le long des eaux côtières néerlandaises et belges (Nijssen & De Groot 1987 ; Rappé & Eneman 1988) et semble donc être sous-représenté dans notre base de données.

Le têtard (fig. 1) vit en solitaire dans des zones de rochers et de roches, et se cache dans les crevasses de glace pendant la journée. On le trouve le plus souvent dans des eaux peu profondes (1-20 m), mais il peut atteindre une profondeur de 100 m. Il est actif la nuit et localise ses proies à l'aide d'un fil sonde sensible.



Figure 1. Poisson têtard (*Raniceps raninus*), estuaire de l'Escaut oriental. Photographie de S. Jansens.

Tableau 2. Espèces de poissons observées dans les turbines offshore avec leur préférence pour le substrat (espèces à substrat dur obligatoire : (2) espèces associées aux substrats durs : (1) passants accidentels et espèces indifférentes :

(0) et groupe d'habitat

| Latin name | Common name | Habitat group | Substratum preference | Turbines | Wrecks | Soft substrata |
|---------------------------------|---------------------|---------------|-----------------------|----------|--------|----------------|
| <i>Blenniidae</i> spec. | Blenny | benthopelagic | 1 | X | | X |
| <i>Callionymus lyra</i> | Dragonfish | benthopelagic | 0 | X | | X |
| <i>Dicentrarchus labrax</i> | Sea Bass | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Gadus morhua</i> | Atlantic Cod | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Gobiinae</i> | gobies | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Labridae</i> spec. | Wrasse | benthopelagic | 1 | X | | X |
| <i>Labrus bergylta</i> | Ballan Wrasse | benthopelagic | 1 | X | | X |
| <i>Limanda limanda</i> | Dab | benthic | 0 | X | | X |
| <i>Merlangius merlangus</i> | Whiting | benthopelagic | 0 | X | X | X |
| <i>Microstomus kitt</i> | Lemon Sole | benthic | 0 | X | | X |
| <i>Mullus</i> spec. | Goatfish | benthopelagic | 0 | X | | X |
| <i>Myoxocephalus scorpius</i> | Bull Rout | benthopelagic | 2 | X | X | X |
| <i>Parablennius gattorugine</i> | Tompot Blenny | benthopelagic | 2 | X | X | X |
| <i>Pleuronectes platessa</i> | European Plaice | benthopelagic | 0 | X | X | X |
| <i>Pollachius pollachius</i> | Pollack | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Pollachius virens</i> | Saithe | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Raniceps raninus</i> | Tadpole Fish | benthopelagic | 2 | X | | |
| <i>Scomber scombrus</i> | Mackerel | pelagic | 0 | X | X | X |
| <i>Solea solea</i> | Common Sole | benthic | 0 | X | | X |
| <i>Spondyliosoma cantharus</i> | Black Seabream | benthopelagic | 2 | X | X | X |
| <i>Taurulus bubalis</i> | Longspined Bullhead | benthopelagic | 2 | X | | X |
| <i>Trachinus vipera</i> | Lesser Weever | benthopelagic | 0 | X | X | X |
| <i>Trachurus trachurus</i> | Horse Mackerel | pelagic | 0 | X | X | X |
| <i>Trisopterus luscus</i> | Pouting | benthopelagic | 1 | X | X | X |
| <i>Trisopterus minutus</i> | Poor Cod | benthopelagic | 1 | X | X | X |

Son régime alimentaire se compose de crustacés tels que les crevettes, les mollusques et les petits poissons de fond (Middeldorp 1978 ; Nijssen & De Groot 1987). Dans la protection contre l'affouillement des turbines, il peut trouver à la fois un abri et de la nourriture appropriés.

Cette espèce est connue dans les habitats appropriés de la Norvège et de l'Islande, en passant par la mer du Nord et le long de la côte atlantique jusqu'au Portugal. Elle est sporadiquement pêchée le long des côtes néerlandaises et belges (Nijssen & De Groot 1987 ; Rappé & Eneman 1988) et bien que quelques débarquements aient été enregistrés par des pêcheurs belges, leur origine exacte reste incertaine.

Le Ballan Wrasse (fig. 2) est un poisson omnivore et son régime alimentaire se compose principalement de crustacés, de mollusques et d'ophiures, bien qu'il puisse également se nourrir d'algues (Dipper et al. 1977). Il a une longue durée de vie (jusqu'à 29 ans), une croissance lente et un hermaphrodite protogynie sans dimorphisme sexuel de couleur (Dipper et al. 1977). On les trouve à des profondeurs de 1 à 50 m parmi les rochers, les algues et les récifs. La protection rocheuse contre l'affouillement des turbines forme un habitat de suitable avec une nourriture abondante.

Cette espèce de labre est originaire du nord-est de l'océan Atlantique, de la Norvège au Maroc, y compris les îles de Madère, des Açores et des Canaries (Quignard & Pras 1986). Bien qu'il soit localement assez rare, probablement en raison de la rareté des habitats appropriés dans le sud de la mer du Nord (Redeke 1941 ; Poll 1943), c'est le plus commun des labres dans nos eaux (Rappé & Eneman 1988).

Figure 3. Tompot Blenny (Parablennius gattorugine). Photographie de F. Pointel.



Les Tompot Blennies (fig. 3) vivent dans des zones rocheuses d'eaux peu profondes pour la plupart, dans des zones avec beaucoup d'abris où ils gardent un territoire et où les femelles pondent dans les crevasses des rochers pendant la saison du frai (mars-mai) (Dunne & Byrne 1979 ; Picton & Morrow 2016). Ce territoire est farouchement défendu et les œufs sont également gardés par le mâle (soin de la couvée) (Naylor & Jacoby 2016). On peut également trouver des Blennies de Tompot sur des épaves, à des profondeurs de 30 m ou plus et dans la zone de marée le long des côtes rocheuses. Les poissons chassent principalement au crépuscule et la nuit. Les animaux sont curieux et semblent souvent observer les plongeurs (Holstein & Ates 1999). La nourriture se compose de crustacés, de vers, d'échinodermes et d'autres invertébrés, mais on mange aussi des anémones de mer et des algues (algues) (Dunne & Byrne 1979 ; Milton 1983). En plus de fournir un habitat, un abri et de la nourriture pour les dantes, la protection contre l'affouillement des turbines sert probablement de lieu de dépôt des œufs.

Figure 2. Ballan Wrasse (*Labrys bergylta*) capturé dans la partie belge de la mer du Nord. Photographie de H. Hillewaert.



Cette espèce est peu commune dans la partie sud de la mer du Nord et dans l'Atlantique Est, de l'Irlande à l'Afrique de l'Ouest (Maroc) et en Méditerranée. L'espèce est connue dans la mer des Wadden et surtout dans les eaux zélandaises, où elle est principalement observée sur les digues de pierre et sur les bancs de moules et d'huîtres, mais elle est très rare le long des côtes néerlandaises et belges (Camphuysen & Henderson 2017 ; Nijssen & De Groot 1987 ; Rappé & Eneman 1988). Cependant, le nombre d'observations au cours du XXe siècle est en augmentation. Le long de la côte belge, des découvertes récentes ont été faites sur des épis et dans des eaux côtières (waarnemingen.be). Les rapports néerlandais portent principalement sur la région du Delta (Holsteijn & Ates 1999). L'espèce bénéficie probablement de l'augmentation de la température de l'eau en hiver et de la disponibilité croissante de l'habitat rocheux souhaité.

4.2. Diversité des poissons dans les substrats durs des énergies renouvelables offshore en Belgique et au-delà

Les fondations de la turbine ont été rapidement colonisées par une communauté d'encrassement diverse (Kerckhof et al. 2010) qui a fourni une source de nourriture à plusieurs espèces de poissons (Reubens et al. 2011 ; 2013). Nos résultats montrent qu'au moins 25 espèces de poissons sont présentes à proximité des fondations de la turbine. Nous remarquons qu'aucune de ces espèces ne se trouve uniquement sur des substrats durs artificiels dans leur zone de distribution totale, car même les espèces de substrats durs obligatoires peuvent parfois être trouvées sur des sédiments mous, par exemple, lors du déplacement d'une zone de substrat dur discret à une autre.

À mesure que la taille et le nombre d'habitats appropriés augmentent en raison de l'expansion continue des exploitations de développement renouvelables en mer, tant plus au large que plus près des côtes, on peut s'attendre à ce que plusieurs autres espèces de poissons ayant des affinités avec les substrats durs soient observées à l'avenir, comme le

poisson-beurre (*Pholis gunnellus*), le rocher à cinq et quatre barbes (*Ciliata muste-la* et *Enchelyopus cimbricus*), les hippocampes (*Hippocampus hippocampus* et *H. ramulo-sus*), le congre européen (*Conger conger*) et, en particulier, les labres qui sont les espèces de poissons les plus visibles et les plus caractéristiques des habitats récifaux, notamment le labre d'or (*Ctenolabrus rupestris*), une espèce déjà couramment signalée dans d'autres études (Krone et al. 2016 ; van Hal et al. 2017). Outre l'effet de la prolifération des substrats durs artificiels en mer du Nord, l'effort d'échantillonnage accru dans cet habitat peut également contribuer à la découverte de nouvelles espèces (substrats durs). Les nombreux programmes de surveillance de l'environnement prévus, qui ciblent les effets des poissons nouveaux en mer, augmenteront donc la probabilité de détection de ces poissons et compléteront sans aucun doute la liste des espèces. Ces substrats artificiels peuvent également servir de nurserie pour certaines espèces et ainsi, en partie, compenser la dégradation qui s'est produite dans les substrats durs naturels (Veer et al. 2015).

La composition de la faune autour des épaves et des autres substrats durs artificiels est comparable à nos résultats, avec un assemblage composé de gadidés numériquement dominants et d'un nombre limité d'autres espèces dont les espèces de substrats durs obligatoires et les espèces associées aux substrats durs sont typiques. Des schémas similaires dans l'assemblage de poissons avec la dominance des gadidés et certaines espèces typiques associées aux rochers, y compris certaines espèces "rares", sont également signalés dans d'autres études sur la faune piscicole des substrats durs artificiels ailleurs en mer du Nord, par exemple, autour des plateformes pétrolières dans le nord de la mer du Nord Guérin (2010) et, les fondations d'éoliennes aux Pays-Bas (van Hal et al. 2017) et le German Bight (Krone et al. 2016). Ces études font état de plusieurs espèces rares, associées à des substrats durs que nous avons également observés et d'autres qui n'ont pas encore été signalées de substrats durs artificiels dans le SNPB. Toutes ces études, y compris la nôtre, révèlent à nouveau la présence de plusieurs espèces telles que le Ballan Wrasse, le Longspined Bullhead et le Tompot Blenny.

Les données publiées sur la faune piscicole des substrats durs naturels tels que les récifs de blocs et de pierres sont rares pour le BPNS. Cependant, les études sur les substrats durs naturels menées ailleurs montrent un bassin d'espèces similaires qui peut bénéficier des efforts de restauration des substrats durs naturels (Støttrup et al. 2014). En outre, la plupart des espèces de poissons de substrats durs obligatoires que nous avons observées sont fréquemment recensées dans les parcs à huîtres et les champs de blocs rocheux de l'estuaire de l'Escaut oriental voisin, où de nombreuses autres espèces de poissons sont observées par les plongeurs (Bob Rumes, RBINS, communication personnelle). Cependant, dans la partie limitée de la mer du Nord où cette étude a été menée, les parcs éoliens offshore représentent des substrats artificiels durs qui sont uniques pour certaines caractéristiques de l'habitat. Le fait que les éoliennes offshore introduisent d'énormes surfaces verticales est en effet nouveau dans les eaux offshore du sud de la mer du Nord et peut donc attirer des espèces de poissons uniques que l'on ne trouve pas dans les substrats durs naturels de cette zone.

De nombreux facteurs influencent le nombre d'espèces signalées pour les différents types d'habitat. L'assemblage des espèces peut dépendre de variables environnementales telles que la conception et le matériau des structures (Bohnsack & Sutherland 1985 ; Relini et al. 2007). Les substrats durs des récifs artificiels offrent un abri à la préation et/ou aux courants dominants pour les espèces de poissons (Langhamer 2012 ; Reubens et al. 2014). La communauté de salissures sur les structures augmente à son tour la complexité structurelle et fournit également de la nourriture et un abri, et peut donc elle-même influencer la nature de la communauté de poissons (Hueckel & Buckley 1989 ; Hueckel et al. 1989). On s'attend à ce que le nombre d'espèces de poissons associées à un habitat de certain soit - en partie - déterminé par la variation des caractéristiques écosystémiques prédominantes de cet habitat, mentionnées ci-dessus. Nous pourrions ainsi classer les différents substrats durs artificiels offshore dans le BPNS en grandes catégories. Les bouées constituerait des points de rencontre ne disposant que de faibles ressources alimentaires. Les turbines sans

protection contre l'affouillement fourniraient des points de rencontre avec de meilleures ressources alimentaires étant donné le cycle de vie plus long des turbines, le fait qu'elles s'étendent sur toute la colonne d'eau et leur plus grande échelle. Les épaves et les turbines avec protection contre l'affouillement peuvent enfin servir de sites de frai et de nurserie et leurs crevasses et recoins offrent un refuge contre les courants et les prédateurs.

D'autre part, le nombre d'espèces de poissons signalées est positivement lié à l'utilisation de divers types de techniques d'échantillonnage ainsi qu'à l'effort d'échantillonnage. Chaque méthode d'échantillonnage a une sélectivité de capture spécifique (au niveau de l'espèce) et apportera donc sa propre spécificité à l'ensemble de données. Le déploiement des plongeurs, par exemple, est très limité, tant dans l'espace que dans le temps, et nécessite la capacité de reconnaître l'espèce. La pêche à la ligne est connue pour être une méthode de pêche sélective et est influencée par le type et la taille des appâts, la conception et la taille des hameçons, la stratégie de pêche et l'écologie des poissons (Erzini et al. 1996 ; Løkkeborg & Bjordal 1992 ; McClanahan & Mangi 2004 ; Ralston 1990), ce qui peut expliquer le faible nombre d'espèces observées par cette technique. Cette technique d'échantillonnage - et de l'effort - la représentation des espèces de poissons dans les bases de données les plus semblables explique la sous-représentation de la barbotte à longues épines dans notre base de données. Une combinaison de méthodes d'échantillonnage devrait donc donner la meilleure impression de l'écosystème et de la biodiversité, mais une telle approche est rare. En outre, la variation dans le temps ne peut pas non plus être ignorée. On peut observer des schémas saisonniers et annuels dans la présence des poissons, certainement dans les eaux tempérées, car de nombreuses espèces migrent vers des eaux plus profondes lorsque la température baisse (Fabi & Fiorentini 1994). Le déploiement et la combinaison de différentes techniques sur une période plus longue sont donc conseillés pour obtenir une vue d'ensemble des communautés de poissons associées aux substrats durs. Les résultats présentés dans cette étude doivent donc être interprétés avec prudence : ils doivent être considérés comme une estimation minimale du nombre total d'espèces dans les différents substrats durs. Néanmoins,

la disponibilité unique de données sur les poissons collectées avec différentes techniques ciblant différents types d'habitat dans une zone restreinte (c'est-à-dire le SNPB), peut être considérée comme fiable pour l'évaluation préliminaire de la contribution des substrats artificiels durs aux communautés locales de poissons.

5. Conclusions

Les substrats durs artificiels offrent un habitat aux poissons à substrat dur, parmi lesquels certaines espèces rarement observées auparavant

dans le SNPB. Nous montrons que le déploiement des éoliennes offshore modifie l'habitat des poissons en raison de l'introduction de substrats durs dans une zone autrement sablonneuse. Cela s'est avéré être un avantage pour plusieurs espèces particulières qui ne pouvaient auparavant pas survivre dans cette zone. Là où une protection contre l'affouillement est présente, elle assure des fonctions similaires à celles des champs de blocs et de graviers naturels, augmentant ainsi la surface disponible pour les espèces de substrats durs. En outre, nous avons démontré que l'utilisation d'une série de techniques d'échantillonnage variées est nécessaire pour obtenir un aperçu correct de la biodiversité des poissons.

References

- Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37: 11-39.
- Bohnsack, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science* 44: 631-645.
- Bull, S. & Kendall Jr, J.J. 1994. An indication of the process: offshore platforms as artificial reefs in the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 55: 1086-1098.
- Camphuysen, K. (C.J.), Henderson, P.A., Velilla, E., Kühn, S., Leopold, M.F. & Somes, R. 2017. *North Sea Fish and Their Remains*. Royal Netherlands Institute for Sea Research/Pisces Conservation Ltd, 326 p.
- Coolen, J.W.P. 2017. North Sea reefs. Benthic biodiversity of artificial and rocky reefs in the south-ern North Sea. PhD-thesis. Wageningen: Wageningen University & Research.
- Dipper, F.A., Bridges, C.R. & Menz, A. 1977. Age, growth and feeding in the ballan wrasse *Labrus bergylta* Ascanius 1767. *Journal of Fish Biology* 11: 105-120.
- Dunne, J. & Byrne, P. 1979. Notes on the Biology of the Tompot Blenny, *Blennius gattorugine* Brunnich. *The Irish Naturalists' Journal* 19 (12): 414-418.
- Erzini, K., Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G. & Cruz, J. 1996. Species and size selectivity in a Portuguese multispecies artisanal long-line fishery. *ICES Journal of Marine Science, Journal du Conseil* 53: 811-819.
- Fabi, G. & Fiorentini, L. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science* 55 (2): 538-558.
- Fabi, G., Manoukian, S. & Spagnolo, A. 2006. Feeding behavior of three common fishes at an arti-ficial reef in the northern Adriatic Sea. *Bulletin of Marine Science* 78: 39-56.
- Froese, R. & Pauly, D. 2018. FishBase. Available online at: www.fishbase.org (06/2018).
- Guerin, A.J. 2009. Marine Communities of North Sea offshore platforms, and the use of stable iso-topes to explore artificial reef food webs. PhD dissertation. Southampton: University of South-ampton.
- Holstein, H. & Ates, R. 1999. De Gehoornde slijmvis *Parablennius gattorugine* (Linnaeus, 1758), een vis in opmars? *Het Zeepaard* 59 (4): 117-124.

- Hueckel, G.J., Buckley, R.M. & Benson, B.L. 1989. Mitigating rocky habitat loss using artificial reefs. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 913-922.
- Hueckel, G.L. & Buckley, R.M. 1989. Predicting fish species on artificial reefs using indicator bi-ota from natural Reefs. *Bulletin of Marine Science* 44 (2): 876-880.
- Jessee, W.N., Carpenter, A.L. & Carter, J.W. 1985. Distribution patterns and density estimates of fishes on a southern California artificial reef with comparisons to natural kelp-reef habitats. *Bulletin of Marine Science* 37: 214-226.
- Kerckhof, F. & Houziaux, J.S. 2003. Biodiversity of the Belgian marine areas. In M. Peeters, A. Franklin & J. Van Goethem (eds), *Biodiversity in Belgium*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, pp. 350-385.
- Kerckhof, F. 2005. National Report Belgium 2004. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO).
- Kerckhof, F., Rumes, B., Jacques, T., Degraer, S. & Norro, A. 2010. Early development of the subtidal marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea): first monitoring results. *Underwater Technology* 29: 137-149.
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T.J. & Schröder, A. 2013. Epifauna dynamics at an offshore foundation – Implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research* 85:1-12.
- Krone, R., Dederer, G., Kanstinger, P., Krämer, P., Schneider, C. & Schmalenbach, I. 2016. Mobile demersal megafauna at common offshore wind turbine foundations in the German Bight (North Sea) two years after deployment – increased production rate of *Cancer pagurus*. *Marine Environmental Research* 123: 53-61. DOI: [10.1016/j.marenvres.2016.11.011](https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.11.011)
- Leitao, F., Santos, M.N. & Monteiro, C.C. 2007. Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *Ices Journal of Marine Science* 64: 473-478.
- Langhamer, O. 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *The Scientific World Journal*. DOI: 10.1100/2012/386713
- Løkkeborg, S. & Bjordal, A. 1992. Species and size selectivity in longline fishing: a review. *Fisheries Research* 13: 311-322.
- McClanahan, T.R. & Mangi, S.C., 2004. Gear-based management of a tropical artisanal fishery based on species selectivity and capture size. *Fisheries Management and Ecology* 11: 51-60.
- Middeldorp, M. 1978. De vorskwb. Het voorkomen en de biologie van de vorskwb, *Raniceps raninus* (Linaeus, 1758) in de Nederlandse wateren. *Natura* 75 (9): 257-262.
- Milton, P. 1983. Biology of littoral blenniid fishes on the coast of south-west England. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 63: 223-237.

Mineur, F., Cook, E.J., Minchin, D., Bohn, K., MacLeod, A. & Maggs, C.A. 2012. Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 50: 189-234. DOI: 10.1201/b12157-5

Naylor, P. & Jacoby, D. 2016. Territoriality in the tomtail blenny *Parablennius gattorugine* from photographic records. *Journal of Fish Biology* 88: 1642-1647. DOI: [10.1111/jfb.12918](https://doi.org/10.1111/jfb.12918)

Nijssen, H. & de Groot S.J. 1987. *De vissen van Nederland*. Utrecht: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 224 p.

Picton, B.E. & Morrow, C.C. 2016. *Parablennius gattorugine* (Linnaeus, 1758). In *Encyclopedia of Marine Life of Britain and Ireland*. Available online at: <http://www.habitas.org.uk/marinelife/species.asp?item=ZG6360>

Pike, L.A. & Lindquist, D.G. 1994. Feeding ecology of spottail pinfish (*Diplodus holbrooki*) from an artificial and natural reef in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science* 55: 363-374.

Poll, M. 1943. Poissons marins intéressants ou nouveaux pour la faune de la côte belge. *Bulletin du Musée royal d'Histoire naturelle de Belgique* 19 (13): 1-20.

Quignard, J.-P. & Pras, A. 1986. Labridae. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (eds), *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*. Paris: UNESCO, pp. 919-942.

Ralston, S. 1990. Size selection of snappers (Lutjanidae) by hook and line gear. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 696-700.

Rappé, G. & Eneman, E. 1988. *De zeevissen van België*. Oostende: Strandwerkgroep België, 78 p.

Redeke, H.C. 1941. *De visschen van Nederland*. Leiden: Sijthoff, 331 p.

Relini, G., Relini, M. & Montanari, M. 2000. An offshore buoy as a small artificial island and a fish-aggregating device (FAD) in the Mediterranean. *Hydrobiologia* 440 (1-3): 65-80.

Relini, G., Relini, M., Palandri, G., Merello, S. & Beccornia, E. 2007. History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy. *Hydrobiologia* 580: 193-217.

Reubens, J.T., De Rijcke, M., Degraer, S. & Vincx, M. 2014. Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research* 85: 214-221.

Reubens, J.T., Degraer, S. & Vincx, M. 2011. Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 108: 223-227.

Reubens, J.T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and pouting (*Trisopterus luscus*) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 139: 28-34.

Rumes, B., Coates, D., De Mesel, I., Derweduwen, J., Kerckhof, F., Reubens, J. & Vandendriessche, S. 2013. Does it really matter? Changes in species richness and biomass at different spatial scales. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian*

part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes.
Brus-sels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the Norh Sea
Mathemat-ical Models, Marine Ecosystem Management Unit, pp. 183-189.

Støttrup, J., Stenberg, C., Dahl, K., Kristensen, L.D. & Richardson, K. 2014. Restoration of a
tem-perate reef: effects on the fish community. *Open Journal of Ecology* 4 (16): 1045-1059.
DOI: [10.4236/oje.2014.416086](https://doi.org/10.4236/oje.2014.416086)

van der Veer, H.W., Dapper, R., Henderson, P.A., Jung, A.S., Philippart, C.J.M., Witte, J.I.J. &
Zuur, A.F. 2015. Changes over 50 years in fish fauna of a temperate coastal sea: degradation
of trophic structure and nursery function. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 155: 156-166.

van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A. 2017. Changes in fish communities on a small
spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Envi-
ronmental Research* 126: 26-36. DOI:10.1016/j.marenvres.2017.01.009

Zintzen, V. 2007. Biodiversity of shipwrecks from the Southern Bight of the North Sea. PhD dis-
sertation. Louvain-la-Neuve: Université catholique de Louvain, 343 p.

Zintzen, V., Norro, A., Massin, C. & Mallefet, J. 2008. Spatial variability of epifaunal
communities from artificial habitat: shipwrecks in the Southern Bight of the North Sea.
Estuarine, Coastal and Shelf Science 76: 327-344.

CHAPITRE 7

DISTRIBUTION RÉDUITE DE LA MOUETTE À DOS NOIR DANS ET AUTOUR DU PARC ÉOLIEN OFFSHORE DE THORNTON BANK EN UTILISANT LES DONNÉES D'UN ENREGISTREUR GPS

VANERMEN Nicolas, COURTENS Wouter, DAELEMANS Robin, VAN DE
WALLE Marc, VERSTRAETE Hilbran & STIENEN Eric W.M.

Research Institute for Nature and Forest, Havenlaan 88, bus 73, 1000 Brussels, Belgium

Corresponding author: nicolas.vanermen@inbo.be

Résumé

Nous avons analysé les données GPS des mouettes rieuses (*Larus fuscus*) capturées et marquées dans les colonies d'Ostende et de Zeebrugge. Après avoir examiné les modèles généraux de présence et de comportement en mer, nous avons effectué trois exercices de modélisation pour étudier plus en détail la réaction des mouettes à dos noir face aux turbines C-Power du parc éolien offshore du Thornton Bank (OWF). Ces exercices ont confirmé que les goélands passaient beaucoup plus de temps à se percher sur les turbines extérieures que sur les turbines intérieures. Ensuite, nous avons constaté une augmentation significative et progressive du nombre de logs d'oiseaux volants allant du centre du parc éolien jusqu'à 2000 m du bord du parc éolien, au-delà duquel la réponse semblait se stabiliser. Pour les oiseaux non volants également, le modèle a prévu un nombre minimum de bûches au centre du parc éolien et un aplatissement de la lisso à environ 2000 m, avec cependant une présence fortement accrue juste au bord du parc éolien, représentant des oiseaux perchés sur les fondations extérieures des turbines. Le dernier modèle, qui vise à évaluer la variation temporelle de la présence de mouettes rieuses dans et autour du Thornton Bank OWF, a montré que les oiseaux se méfiaient de plus en plus de pénétrer dans le parc éolien en période de vent fort avec des pales de rotor se déplaçant rapidement. Les résultats de cette étude montrent que la réaction

des mouettes à dos noir de moindre importance aux OWF peut être sujette à une variation temporelle et spatiale (à l'intérieur de l'OWF), ce qui peut être très utile pour affiner la modélisation du risque de collision.

1. Introduction

Dans ce chapitre, nous analyserons les données GPS des mouettes rieuses (*Larus fuscus*) capturées au nid et marquées dans les colonies d'Ostende et de Zeebrugge. Les données GPS présentent l'avantage majeur de fournir des informations détaillées sur les mouvements de chaque oiseau, sans être limitées à des périodes ou à des conditions environnementales spécifiques comme c'est le cas pour la surveillance des oiseaux de mer en mer. En outre, lorsque l'on inclut un nombre suffisant d'individus d'une colonie ou d'une population spécifique, les données cumulées ne reflètent plus les préférences des oiseaux individuels, mais permettent une caractérisation générale de leur comportement et de leur distribution. Nous commencerons par explorer l'ensemble des données à la recherche de modèles généraux de présence et de comportement en mer, en les comparant aux modèles observés dans et autour du parc éolien offshore C-Power (OWF) du Thornton Bank. Ensuite, nous nous tournerons vers trois exercices de modélisation pour une étude détaillée de la réaction des mouettes rieuses marquées vers le parc éolien du Thornton Bank.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sélection globale des données

De 2013 à 2017, 133 mouettes rieuses nichant à Zeebrugge (77 oiseaux), Ostende (6 oiseaux) et Flessingue (50 oiseaux) ont été équipées d'un traceur UvA-BiTS (Bouten et al. 2013). Comme la colonie de Flessingue est située à plus de 40 km de l'OWF du Thornton Bank, nous n'avons pris en compte que les oiseaux marqués à Zeebrugge et à Ostende, et avons en outre sélectionné tous les journaux GPS en mer à au moins 1 km du rivage et à moins de 80 km de la colonie d'origine (fig. 1). Comme l'OWF du Thornton Bank n'a été pleinement opérationnel qu'à partir de l'été 2013, nous avons en outre écarté toutes les données de 2013 des analyses.

En raison des différents besoins et priorités des utilisateurs finaux des données GPS, la résolution du suivi a fortement varié de 10 à 3600 secondes. Pour obtenir un ensemble de données équilibré, nous avons sélectionné un point de données toutes les 20 minutes pour les traces ayant une résolution supérieure et supprimé les traces ayant une résolution inférieure à 20 minutes. Le choix de cette limite de 20 minutes a été basé sur le fait qu'il s'agit de la résolution originale pour environ la moitié du temps total de suivi dans l'ensemble de données considéré. Entre-temps, en réduisant la résolution de suivi, nous avons évité la

corrélation temporelle entre les enregistrements (Ross-Smith et al. 2016). Cette sélection de données a été appliquée dans tous les calculs, sauf lors de l'évaluation du temps réel passé dans une certaine zone.

Environ 40% des oiseaux d'Ostende et de Zeebrugge (34 individus) ont été enregistrés à l'intérieur du Thornton Bank OWF au moins une fois (fig. 2), ce qui a permis de caractériser leur présence et leur comportement à l'intérieur du parc éolien par rapport à la zone environnante ou plus large. Les oiseaux marqués ont visité les parcs éoliens Northwind et Belwind, situés plus au large, dans une bien moindre mesure, et l'interaction avec ces parcs éoliens n'a donc pas été prise en compte dans ce chapitre.

En outre, 48 goélands argentés ont été équipés d'un traceur UvA-BiTS, 37 à Ostende et 11 à Zeebrugge. Les goélands argentés restaient généralement plus près du rivage que les goélands marins, et ne s'aventuraient jamais assez loin au large pour rencontrer les parcs éoliens actuellement présents dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS) (fig. 3). En raison de cette absence d'interaction avec les turbines offshore, les goélands argentés n'ont pas été considérés comme des animaux plus éloignés dans ce rapport.

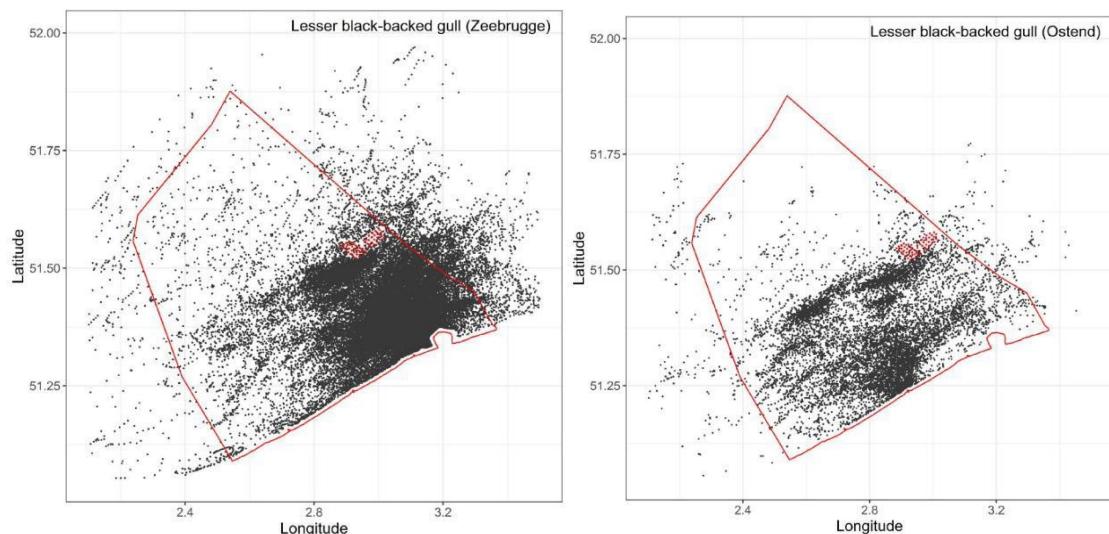


Figure 1. Logs GPS à intervalles de vingt minutes des goélands marins (période 2014-2017) originaires de Zeebrugge et d'Ostende ; la frontière belge de la mer du Nord et les turbines du Thornton Bank sont indiquées en rouge.

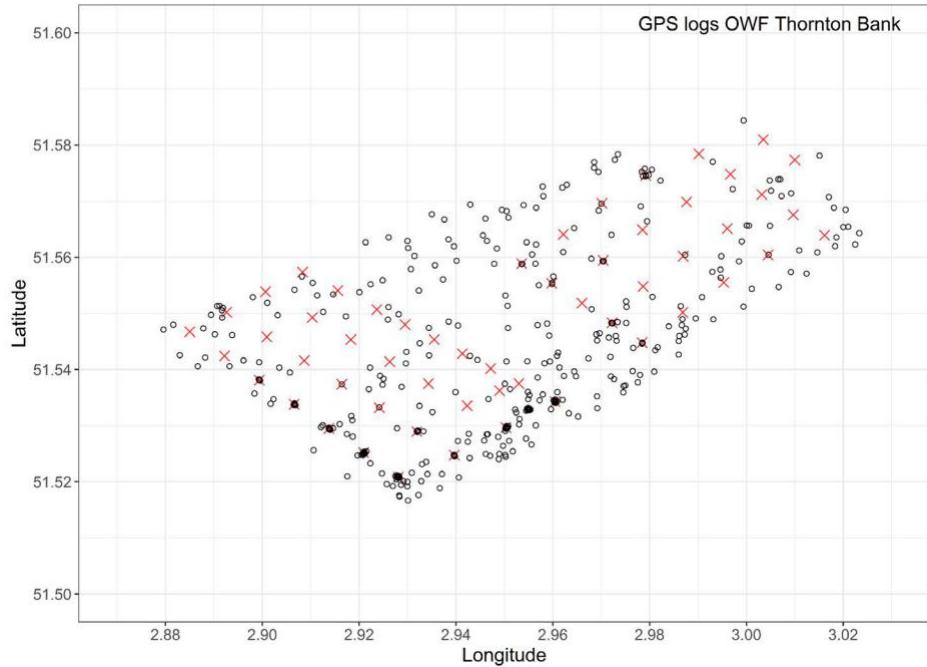


Figure 2. Logs GPS à intervalles de vingt minutes des goélands marins (période 2014-2017) à l'intérieur de l'OWF du Thornton Bank ; les turbines sont indiquées en rouge.

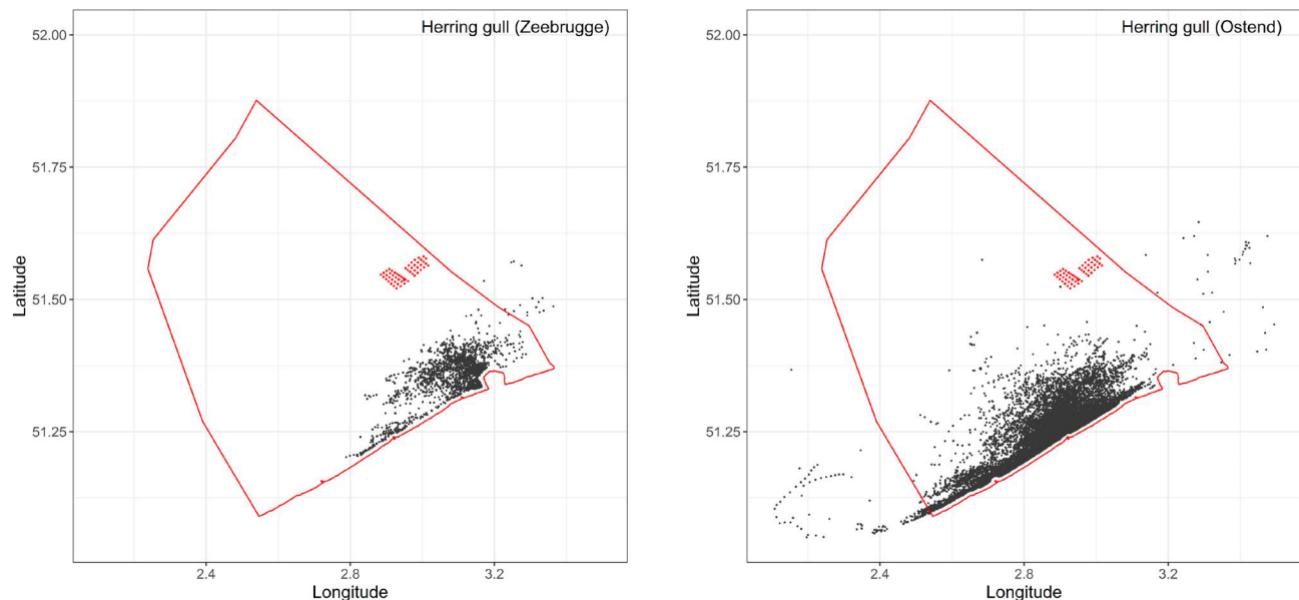


Figure 3. Logs GPS des goélands argentés à intervalles de vingt minutes (période 2014-2017) provenant de Zeebrugge et d'Ostende ; la frontière belge de la mer du Nord et les turbines du Thornton Bank sont indiquées en rouge.

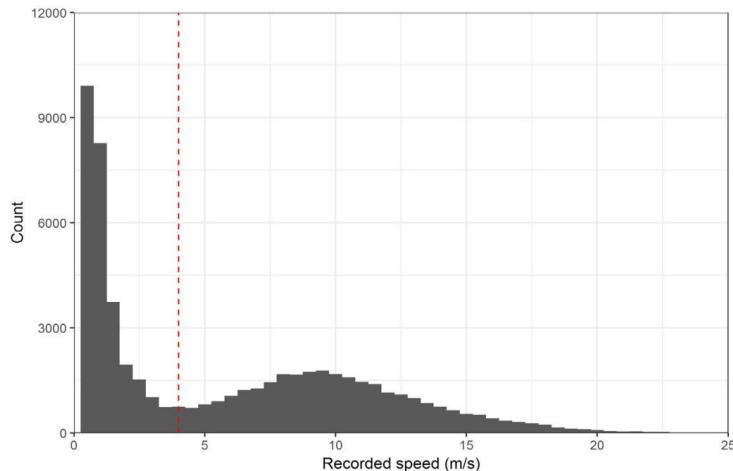


Figure 4. Histogramme des vitesses au sol enregistrées.

2.2. Exploration des données

Sur la base de l'ensemble de données résultant de 59 493 enregistrements GPS, nous avons étudié comment la hauteur, la direction et l'activité de vol étaient liées à l'heure de la journée, à la hauteur de la marée, à la vitesse et à la direction du vent, et nous avons cherché à savoir si les modèles trouvés variaient dans le BPNS. Les oiseaux ont été considérés comme volant lorsque leur vitesse au sol enregistrée dépassait 4 m/s, une vitesse de coupure coïncidant avec le minimum indiqué dans l'histogramme bimodal affiché à la figure 4. Cette valeur semble être élevée, puisque Gyimesi et al. (2017) ont appliqué une vitesse limite de 2,5 m/s, tandis que Ross-Smith et al. (2016) ont utilisé une valeur de seulement 1,1 m/s (4 km/h). Comme les courants de marée dans le SNPB peuvent déjà atteindre 1 m/s ou plus (Ruddick & Lacroix 2006), cette dernière valeur semble être un minimum absolu pour les oiseaux exploités en mer. D'autre part, Baert et al. (2018) ont utilisé une vitesse au sol mesurée de 4,5 m/s pour discerner le vol actif de divers comportements (debout, au repos, marchant, flottant, s'envolant et volant de façon tortueuse). Quoi qu'il en soit, sachant que les mesures de vitesse du GPS sont sujettes à des erreurs considérables (Bouten et al. 2013) et sur la base du modèle fortement bimodal de la figure 4, la valeur de 4 m/s semblait être la meilleure estimation possible dans le cadre de cette étude.

Les données sur les conditions de marée et de vent ont été interrogées auprès du réseau de surveillance des banques flamandes au moyen de l'explorateur de données LifeWatch (<http://rshiny.lifewatch.be/> MVB%20data/). Les variables "vitesse moyenne du vent" et "direction moyenne du vent" sont basées sur des mesures en mer à la station de Westhinder, tandis que les mesures de "hauteur de marée TAW (cm)" proviennent de la station d'Ostende, toutes avec une période d'échantillonnage de 60 minutes.

Lorsque nous avons comparé le comportement général des mouettes en mer au comportement enregistré dans ou autour du parc éolien du Thornton Bank, nous avons souvent constitué des sous-ensembles de données, comme l'illustre la figure 5. Ces sélections étaient basées sur les mêmes polygones de contrôle avant-après (BACI) utilisés dans les analyses de déplacement des rapports précédents (par exemple, Vanermen et al. 2017), étant une zone de parc éolien (la zone construite par les turbines entourée d'une zone tampon initiale de 0,5 km), une zone tampon (la zone située à 0,5-3,0 km des turbines les plus proches) et une zone de contrôle à une distance comparable du rivage et comprenant la partie sud-ouest du Thornton Bank ainsi que le Goote Bank.

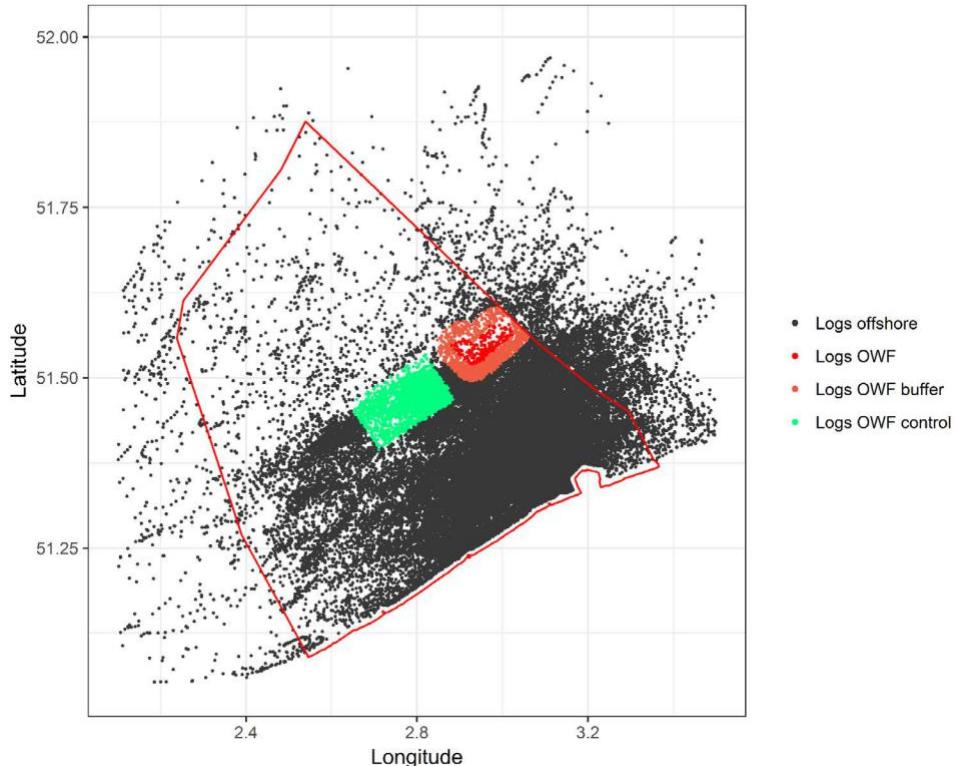


Figure 5. Sélection des données pour la comparaison du comportement des oiseaux à l'intérieur et à l'extérieur de l'OWF du Thornton Bank.

2.3. Exercices de modélisation

2.3.1. Association avec les fondations des turbines

Afin d'étudier le comportement de perchage des mouettes sur les fondations des turbines, nous avons calculé le temps passé (1) dans des zones tampons de 100 m de large autour des turbines et (2) dans l'ensemble de l'OWF en additionnant les intervalles de temps entre le premier et le dernier enregistrement GPS de chaque visite dans ces zones respectives. Cela implique que les journaux "iso-latés" n'ont pas été pris en compte dans le calcul, mais aussi que nous supposons que les oiseaux restent dans les limites de la zone entre deux journaux ultérieurs à l'intérieur de ces zones. Ensuite, nous avons modélisé le fait que le temps passé sur les fondations d'une éolienne est affecté par la distance entre cette éolienne et le bord du parc éolien.

2.3.2. Modélisation de l'effet de la distance

Pour étudier l'effet de la distance au parc éolien sur la présence de mouettes rieuses, nous avons construit une grille de cellules de 500x500 m jusqu'à une distance de 3250 m de la turbine la plus proche (fig. 6). L'extension de cette distance

n'était pas possible en raison de la présence du parc éolien Northwind juste au nord du Thornton Bank. Pour chaque cellule de la grille, la distance entre son cen-troid et le bord du parc éolien a été calculée. Nous avons ensuite modélisé l'effet de la distance au bord du parc éolien sur le nombre de bûches par cellule de la grille en appliquant une méthode plus douce, tant pour les oiseaux qui volent que pour ceux qui nagent ou se reposent.

2.3.3. Modélisation de la variation temporelle

Pour étudier la variation temporelle de la présence des mouettes à dos noir dans et autour de l'OWF du Thornton Bank, nous avons défini huit cellules de 5x5 km alignées avec le Thornton Bank. Les deux cellules du milieu comprennent le parc éolien (les cellules "d'impact"), les six autres cellules étant des cellules "de contrôle" (fig. 7). Nous avons ensuite généré un da-set avec une ligne pour chaque heure et chaque cellule de grille dans les mois de mars à août dans les années 2014 à 2017, ce qui a donné 141 128 lignes. Le jeu de données a donc été limité à la période du printemps et de l'été, mais il faut noter que seulement 0,3 % de nos 59 493 enregistrements GPS en mer dans un rayon de 80 km de la colonie (2.1) ont été enregistrés au cours des mois de

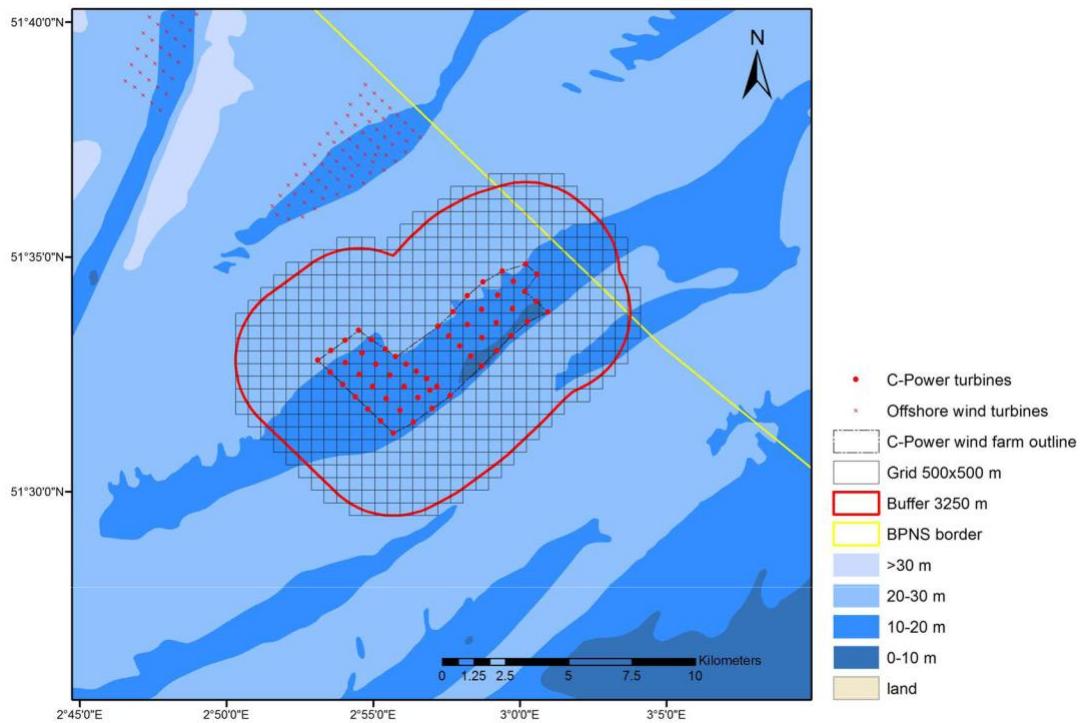


Figure 6. Grille de cellules de 500x500 m pour la modélisation de l'effet de la distance au bord de l'OWF sur le nombre de bûches de mouettes à dos noir de moindre importance par cellule de la grille.

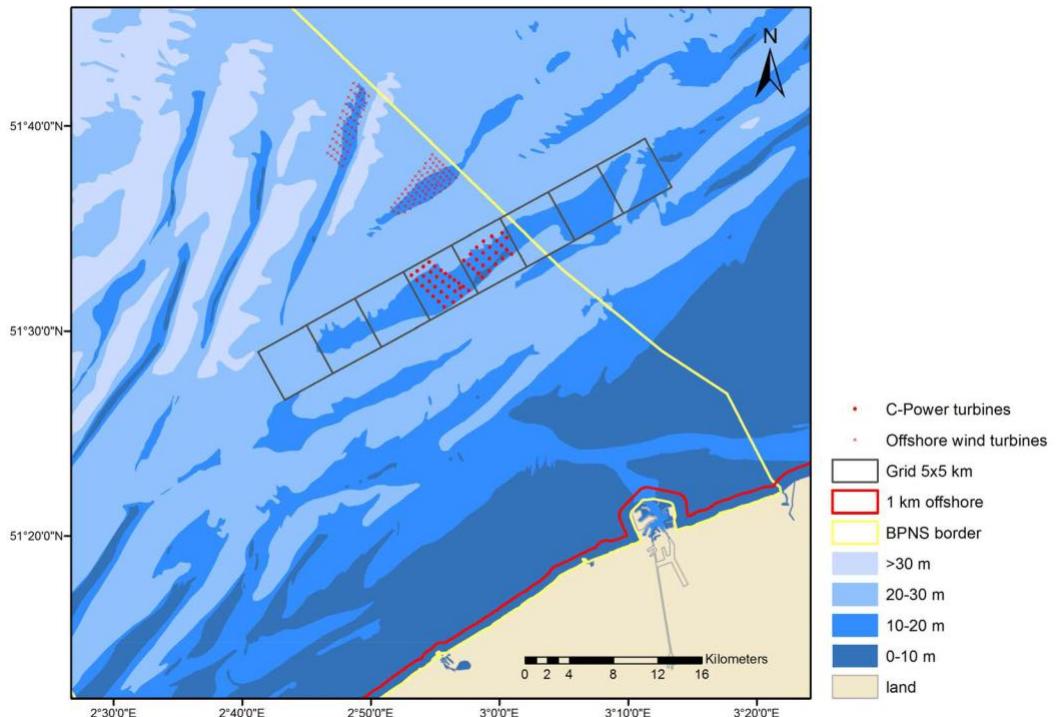


Figure 7. Grille de huit cellules de 5x5 km pour la modélisation de la variation temporelle en présence de mouettes rieuses marquées dans et autour de l'OWF au banc Thornton.

De septembre à février. Ensuite, la variable de réponse a été calculée en agrégeant le nombre de journaux GPS par cellule de grille et par heure. Les variables explicatives incluses dans le dataset étaient la vitesse du vent, la hauteur de la marée et l'heure de la journée, à côté des variables facteurs week-end/semaine et contrôle/impact. Enfin, cet ensemble de données a été modélisé en utilisant une approche de théorie de l'information, d'abord pour sélectionner la distribution de données appropriée, et ensuite pour effectuer une sélection de modèle à rebours.

2.4. Statistiques

Tous les traitements et analyses de données ont été réalisés dans la version R 3.4.2 (R Core Team 2017) en utilisant RStudio (RStudio Team 2016) et les logiciels suivants (par ordre alphabétique) :

- [data.table](#) (Dowle & Srinivasan 2017)
- [ggplot2](#) (Wickham 2009)
- [MASS](#) (Venables & Ripley 2002)
- [mgcv](#) (Wood 2017)
- [plyr](#) (Wickham 2011)
- [pscl](#) (Zeileis *et al.* 2008)
- [reshape](#) (Wickham 2007)
- [rgdal](#) (Bivand *et al.* 2017)
- [rgeos](#) (Bivand & Rundel 2017)
- [spatialEco](#) (Evans 2017)
- [sp](#) (Pebesma & Bivand 2005)

3. Résultats

3.1. Exploration des données

3.1.1. Modèles de distribution

La figure 1 a déjà montré que l'OWF du Thornton Bank se situe dans la répartition nordique en mer des goélands marins qui se reproduisent à Zeebrugge et à Ostende. Nous pouvons encore illustrer ce fait en traçant la proportion cumulative du nombre de logs par rapport à la distance à la colonie d'origine. Cela montre que pour les deux colonies, 95 % des enregistrements en mer se sont produits dans un rayon d'environ 38 km de la colonie (fig. 8), tandis que l'OWF du Thornton Bank est situé respectivement à 25 et 32 km de Zeebrugge et d'Ostende.

Jusqu'à une distance de 10-15 km, les directions de vol des goélands marins nichant à Zeebrugge sont pour la plupart orientées perpendiculairement au littoral, soit directement vers la mer (-60°), soit vers la terre (120°) (fig. 9, panneau du haut). Progressivement, les orientations de vol se répartissent plus uniformément sur toutes les directions, ce qui indique un passage des vols de com-mutation dirigés depuis et vers la colonie à des vols moins orientés à la recherche de nourriture. En conséquence, la proportion d'oiseaux en vol est fortement influencée par la distance à la colonie, passant d'environ 90 % à proximité de la colonie à 50 % à une distance de 10 km. À partir de là, la proportion d'oiseaux en vol diminue davantage

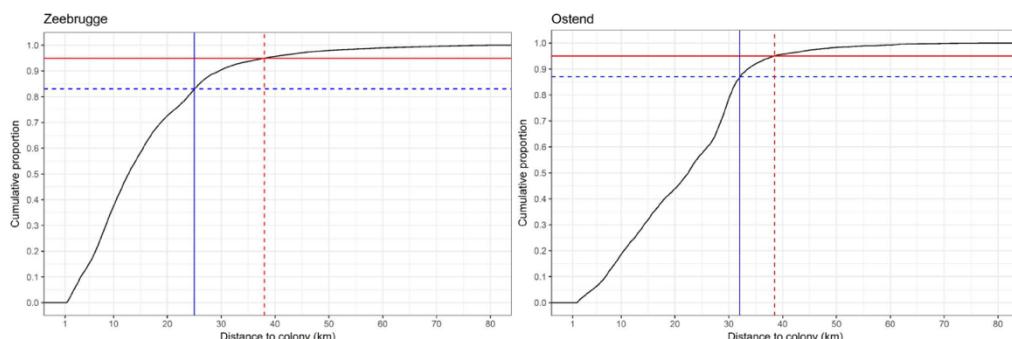


Figure 8. Proportion cumulée du nombre d'enregistrements GPS en mer par rapport à la distance aux colonies d'origine à Zeebrugge et à Ostende ; la distance à l'éolienne la plus proche du Thornton Bank est indiquée en bleu, tandis que la limite des 95% est indiquée en rouge.

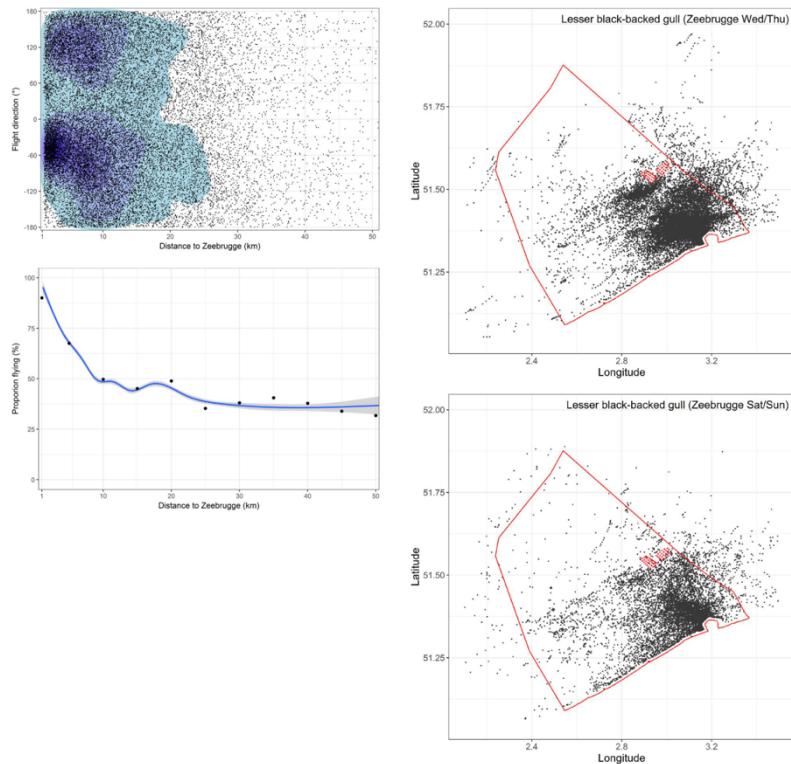


Figure 9. Directions de vol en fonction de la distance à Zeebrugge avec une carte thermique en arrière-plan (panneau du haut) et relation entre la proportion d'oiseaux en vol et la distance à Zeebrugge (panneau du bas).

Le taux de mortalité des oiseaux de mer se stabilise progressivement à environ 32 % au-delà d'une distance de 25 km.

Les schémas de distribution des oiseaux de Zeebrugge semblent être très similaires lorsque l'on compare différentes années ou saisons (voir annexe 1). D'autre part, les goélands marins marqués ont montré une présence en mer beaucoup plus faible pendant les week-ends que pendant la semaine (fig. 10). À titre d'exemple et en tenant compte des oiseaux de Zeebrugge, notre ensemble de données contient 17 510 journaux de bord enregistrés en mer les mercredis et les jeudis, contre seulement 8423 le samedi et le dimanche. Les oiseaux semblent donc être présents en mer deux fois plus souvent en semaine, ce qui est probablement lié à la réduction des activités de pêche pendant le week-end, comme cela a déjà été signalé pour les mouettes rieuses nichant à Texel aux Pays-Bas (Tyson et al. 2015).

3.1.2. Schémas diurnes

La présence diurne des goélands marins se caractérise par un double pic, le plus faible vers minuit, le plus fort au petit matin (3 h) et un pic secondaire le soir (19 h), après une présence un peu plus faible entre les deux (fig. 11, panneau du haut). Toutefois, si l'on répartit les données par mois, il semble y avoir des différences considérables entre les mois. En mars et avril

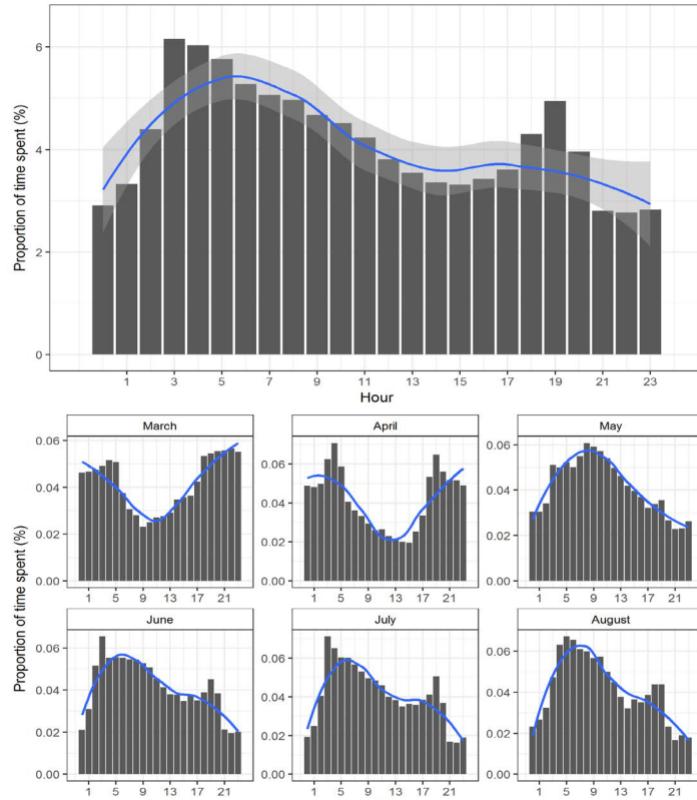


Figure 11. Rythme diurne du temps passé en mer par les goélands marins marqués pour toutes les données (panneau du haut) et réparti par mois (panneau du bas).

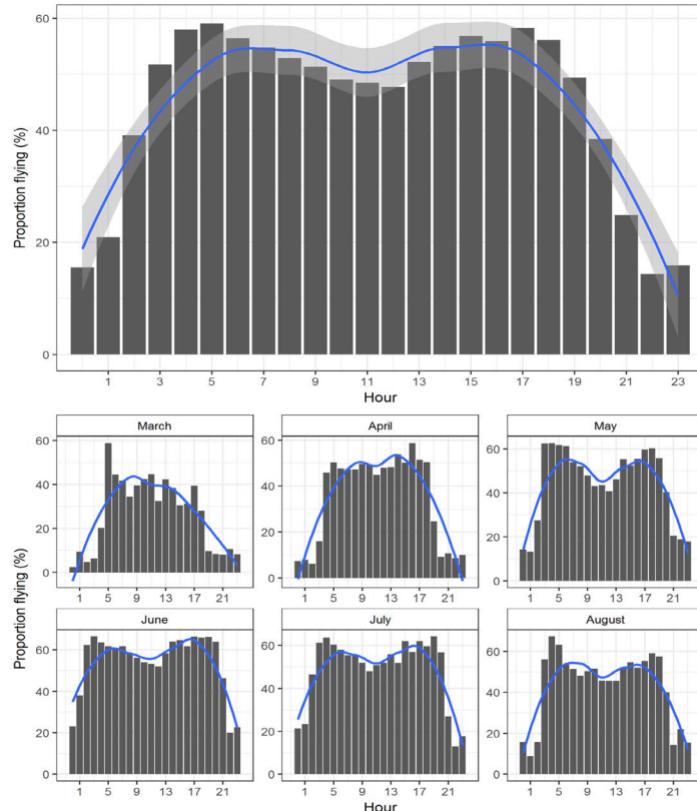


Figure 12. Rythme diurne dans la proportion d'oiseaux en vol pour l'ensemble des données (panneau du haut) et répartition par mois (panneau du bas).

(période de pré-reproduction), les taux de présence les plus élevés se produisent de 18 heures à 5 heures du matin, avec une présence nettement plus faible pendant la journée. En revanche, de mai à août (période d'incubation, d'élevage des poussins et début de la période post-reproduction), les mouettes passent la plupart de leur temps en mer entre 3 heures du matin et midi environ, avec un pic secondaire modéré vers 19 heures, tandis que le temps passé en mer vers minuit est comparativement beaucoup plus court (fig. 11, panneau ci-dessous). Si l'on observe le rythme diurne de la proportion d'oiseaux en vol, on constate un schéma très symétrique et à double pointe, l'activité de vol la plus élevée se produisant à 5 heures du matin et à nouveau à 17 heures, et une légère baisse de l'activité de vol entre les deux. Vers minuit, l'activité de vol tombe en dessous de 20 % (fig. 12, panneau supérieur) et les oiseaux se reposent principalement. Là encore, il y a un aspect saisonnier, en ce sens que l'activité de vol est la plus faible de mars à avril, la plus forte pendant la période de mai à juillet et diminue à nouveau en août. Si l'on compare, par exemple, l'activité de vol de mars à celle de mai, la période de faible activité de vol pendant la nuit est plus longue, tandis que la proportion d'oiseaux qui volent pendant la journée est plus faible. Il semble que pendant la période de pré-reproduction, les goélands marins, relativement moins nombreux, préfèrent passer la nuit à se reposer en mer.

La présence diurne des oiseaux dans la zone d'étude du parc éolien diffère du schéma global en mer. Les pics matinaux de présence à l'intérieur de l'OWF et de sa zone de contrôle arrivent plus tard, à 7 et 10 heures, contre 3 heures pour l'ensemble des données en mer compilées. Conformément au schéma de toutes les données compilées, il y a un pic modéré en soirée dans l'OWF à 18 heures, mais en même temps il n'y a pas d'augmentation de la présence en soirée dans la zone de contrôle (fig. 13).

Dans la zone de contrôle du parc éolien, il y a moins d'activité de vol (35%) par rapport à la zone offshore plus large (52%) (fig. 14, panneau en haut), ce qui correspond à la diminution de l'activité de vol avec l'augmentation de la distance à la côte comme illustré dans la fig. 9. L'activité de vol est encore plus faible dans l'OWF (25 %), et donc en dessous

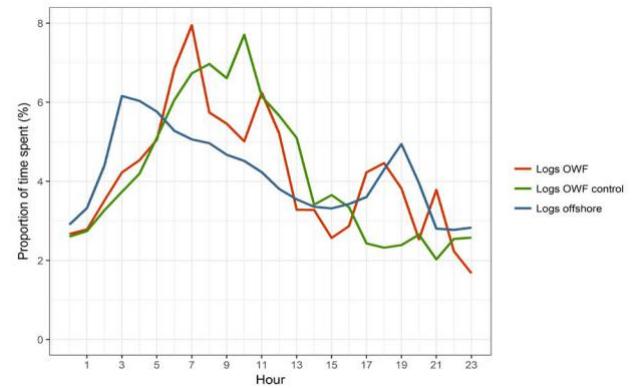


Figure 13. Comparaison des rythmes diurnes en présence de mouettes rieuses marquées dans l'OWF au Thornton Bank, dans la zone de contrôle voisine et en mer en général.

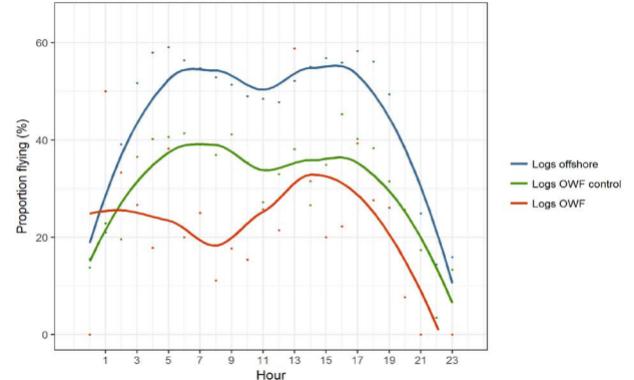
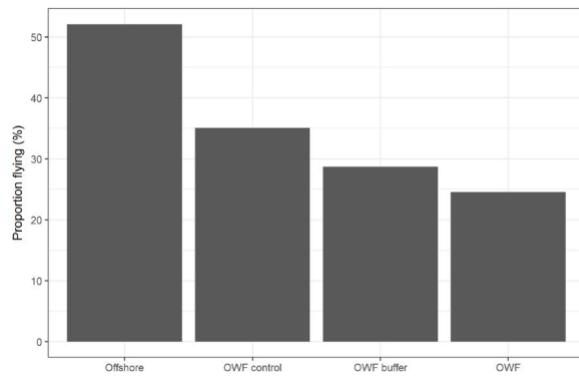


Figure 14. Diagramme à barres de la proportion d'oiseaux volant par sous-zone (panneau du haut) et du rythme diurne dans l'activité de vol dans l'OWF et sa zone de contrôle, comparé au schéma observé dans toutes les données (panneau du bas).

ce à quoi on pouvait s'attendre sur la base du schéma général côtier-océanique susmentionné. Cette activité de vol relativement faible à l'intérieur du parc éolien pourrait indiquer que les oiseaux viennent dans la zone pour se reposer plutôt que pour chercher de la nourriture.

3.1.3. Hauteurs de vol

Les trackers UvA-BiTS mesurent l'altitude, ce qui a permis d'étudier la proportion d'oiseaux volant à la hauteur du rotor dans différentes circonstances. Malheureusement, les mesures d'altitude ne sont pas sans erreur, surtout à des intervalles de mesure plus élevés (Bouten et al. 2013 ; Ross-Smith et al. 2016), illustrés par le nombre assez important d'altitudes négatives (voir les figures 15 et 16). Néanmoins, elles donnent une bonne indication de la hauteur totale. Un bon exemple est la différence entre les histogrammes d'altitude des oiseaux non volants dans l'OWF et la zone de contrôle. A côté de la cohorte d'oiseaux attendue et la plus dominante enregistrée à l'altitude zéro (oiseaux sur l'eau) qui est présente dans les deux histogrammes, nous voyons une deuxième cohorte évidente d'oiseaux à des altitudes d'environ 20 m dans l'histogramme de l'OWF, représentant des oiseaux perchés sur les fondations des turboréacteurs (fig. 15).

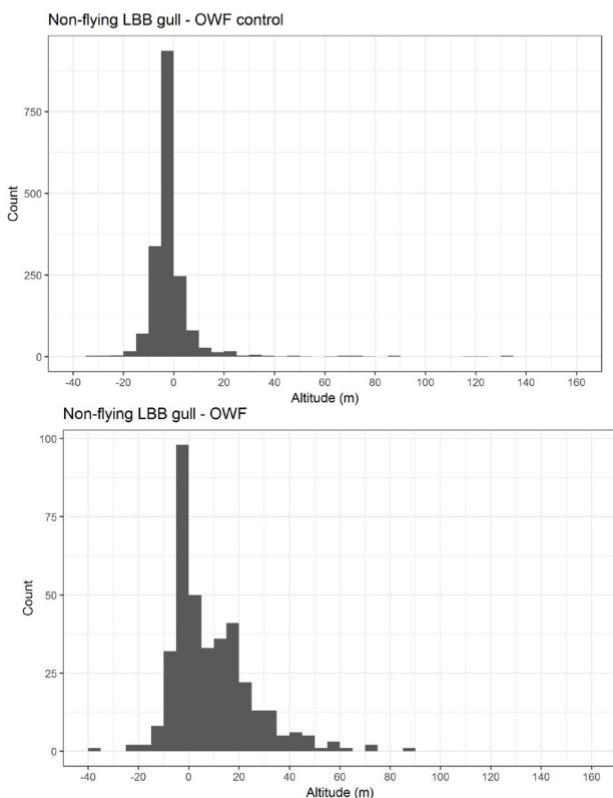


Figure 15. Histogrammes des altitudes enregistrées des goélands marins non volants dans la zone de contrôle (panneau du haut) et dans le parc éolien du Thornton Bank (panneau du bas).

Pour les oiseaux volants, les histogrammes d'altitude de toutes les données en mer et de la zone de contrôle sont très similaires, avec un pic d'occurrence des logs avec une altitude mesurée autour de zéro (fig. 16, premier et deuxième

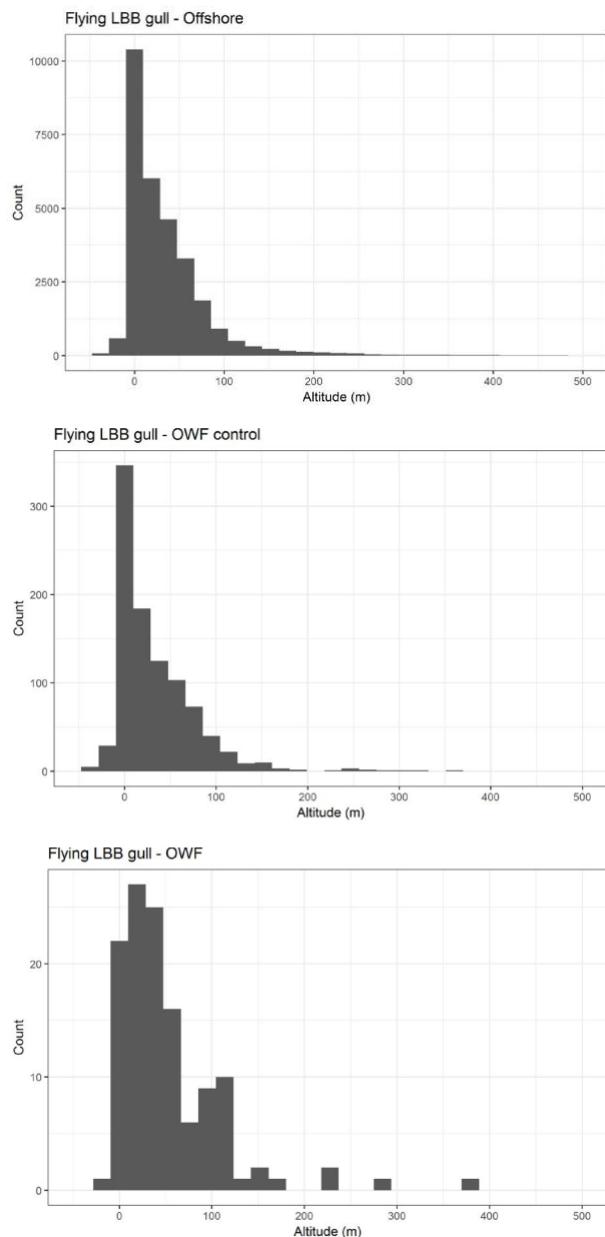


Figure 16. Histogrammes des altitudes enregistrées des mouettes tridactyles volant dans la zone offshore considérée (premier panneau), la zone de contrôle OWF (deuxième panneau) et la zone OWF du Thornton Bank (troisième panneau)

panneaux). Les altitudes de vol recalculées dans l'OWF, en revanche, montrent un histogramme clairement différent, avec comparativement moins de mesures autour de zéro, un poids plus élevé pour les altitudes entre

10 et 70 m et une cohorte secondaire d'altitudes autour de 100 m (fig. 16, troisième panneau). Notez que ce dernier histogramme est basé sur une quantité limitée de logs ($n = 126$) et peut donc ne pas être pleinement représentatif.

En calculant la proportion d'oiseaux volant à la hauteur du rotor (entre 31 et 157 m), on obtient un pourcentage de 37 % à la fois pour l'ensemble des données et pour les grumes à l'intérieur de la zone de contrôle. Dans la zone du parc éolien, ce pourcentage passe à 49 % (fig. 17). Là encore, cette différence pourrait être une coïncidence en raison du nombre limité d'enregistrements concernés. Mais d'un autre côté, les journaux enregistrés à l'intérieur de l'OWF coïncident avec des vitesses de vent plus faibles que dans la zone de contrôle (médiane 5,3 m/s contre 6,2 m/s respectivement) et, comme nous le verrons dans

3.1.4, les faibles vitesses du vent induisent généralement des hauteurs de vol plus élevées. Il serait donc intéressant d'étudier si la réaction des mouettes à dos noir, moins nombreuses, face aux éoliennes varie en fonction des conditions de vent, induisant indirectement cette déviation des proportions de l'altitude.

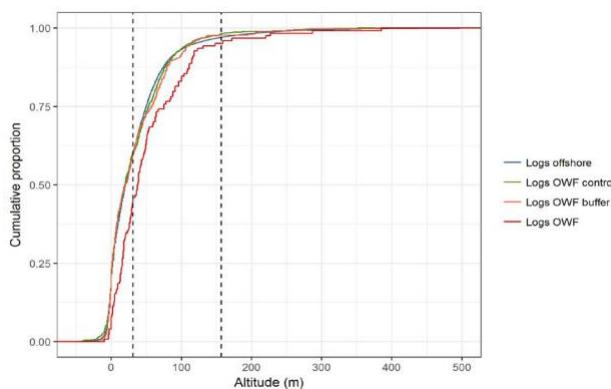


Figure 17. Proportion cumulée des altitudes enregistrées pour l'ensemble des données offshore, à côté de l'OWF et de ses zones tampon et de contrôle, la zone balayée par le rotor étant comprise entre 31 et 157 m, indiquée par les lignes verticales en pointillés.

3.1.4. Effet du vent et de la marée

La présence globale des mouettes à dos noir en mer semble ne pas être affectée par la hauteur des marées et la direction du vent, mais elle est affectée négativement par la vitesse du vent.

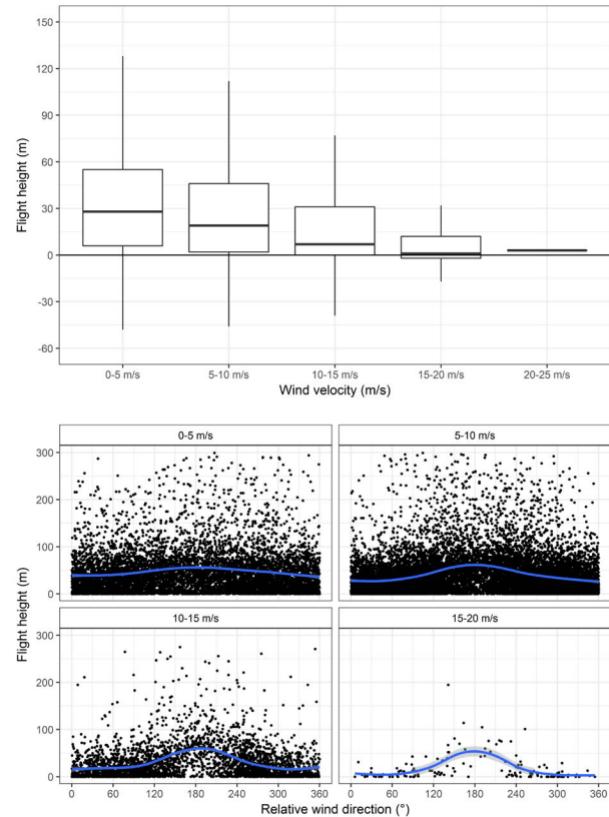


Figure 18. Boxplots des hauteurs de vol enregistrées pour cinq catégories de vitesse du vent (panneau supérieur) et interaction entre la hauteur de vol, la vitesse du vent et la direction relative du vent (vent arrière de 180°) (panneau inférieur).

Par exemple, alors que la vitesse médiane du vent au cours de la période considérée était de 8,3 m/s, la vitesse médiane du vent coïncidant avec les enregistrements GPS des oiseaux n'était que de 6,4 m/s. Par ailleurs, la vitesse du vent affecte clairement la hauteur de vol, qui passe d'une médiane de 30 m à des vitesses de vent faibles (0-5 m/s) à une hauteur proche du niveau de la mer lorsque la vitesse du vent dépasse 15 m/s (fig. 18, panneau du haut). La hauteur de vol est en outre déterminée par la direction relative du vent, car les oiseaux ont tendance à voler plus haut par vent arrière que par vent de face. Cet effet devient plus prononcé lorsque la vitesse du vent augmente (fig. 18, panneau du bas).

La comparaison des vitesses du vent coïncidant avec les relevés GPS en mer des goélands marins (ligne bleue sur la figure 19, panneau du haut) avec les mesures horaires de la vitesse du vent entre mars et août pour les années 2014 à 2017 (barres grises sur la figure 19,

en haut), les vitesses de vent faibles ($< 5 \text{ m/s}$) se sont produites plus souvent que prévu, alors que le contraire est vrai pour les vitesses de vent élevées ($> 10 \text{ m/s}$). Les mouettes favorisent donc clairement les conditions calmes lorsqu'elles se rendent au large, et semblent préférer rester à terre par vent fort. Ces préférences sont encore plus prononcées dans l'OWF du Thornton Bank. En standardisant le nombre de logs dans le parc éolien avec le nombre total de logs enregistrés en mer par catégorie de vitesse de vent, nous voyons la possibilité de visiter le parc éolien diminuer linéairement avec l'augmentation de la vitesse du vent (fig. 19, panneau ci-dessous). Ce dernier point s'applique également à la zone de contrôle de l'OWF, mais dans une moindre mesure, ce qui suggère que ce schéma n'est que partiellement lié à la présence du parc éolien.

En faisant le même exercice pour les catégories de hauteur de marée, nous constatons qu'il n'y a

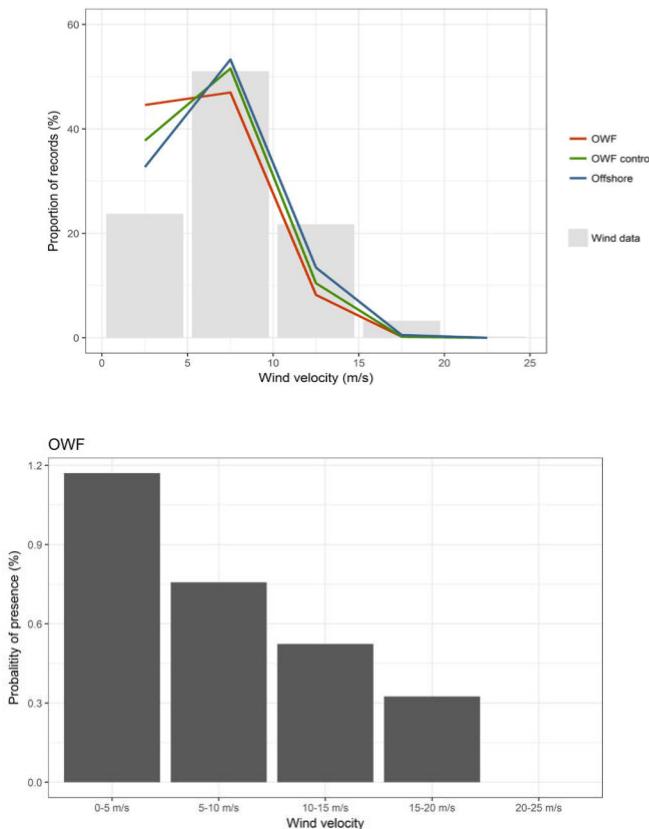


Figure 19. La proportion de journaux GPS (lignes colorées) et de mesures horaires de la vitesse du vent (barres grises) par catégorie de vitesse du vent (panneau du haut) et l'effet de la vitesse du vent sur la probabilité que des mouettes à dos noir moins nombreuses visitent l'OWF du Thornton Bank (panneau du bas).

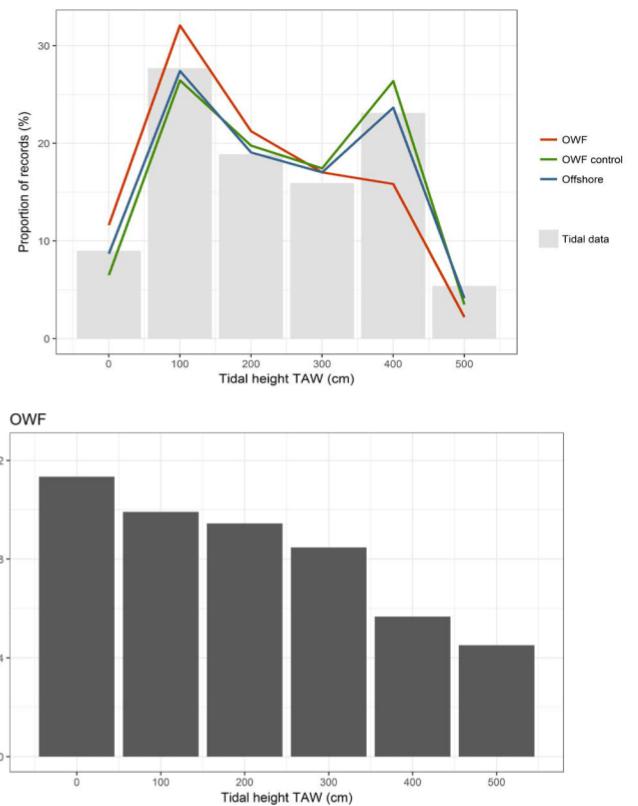


Figure 20. La proportion de journaux GPS (lignes colorées) et de mesures horaires de la hauteur de marée (barres grises) par catégorie de hauteur de marée (panneau en haut) et l'effet de la hauteur de marée sur la probabilité que des goélands à dos noir de moindre importance visitent l'OWF du Thornton Bank (panneau ci-dessous).

pas de schéma de préférence clair dans le cas de toutes les grumes off-shore ni pour les grumes à l'intérieur de la zone de contrôle, mais un schéma clairement différent pour les grumes à l'intérieur de l'OWF (fig. 20, panneau du haut). Parallèlement, les hauteurs de marée inférieures à 300 cm sont plus fréquentes que prévu, alors que les hauteurs de marée supérieures à 300 cm sont sous-représentées. Il en résulte que la probabilité que des mouettes à dos noir moins nombreuses visitent le parc éolien du Thornton Bank diminue avec l'augmentation de la hauteur des marées (fig. 20, panneau du bas).

3.2. Exercices de modélisation

3.2.1. Association avec les fondations des turbines

Comme on peut déjà le déduire des figures 2 et 15, les mouettes à dos noir ont souvent été abattues sur ou près des fondations des éoliennes de l'OWF du Thornton Bank, avec une nette

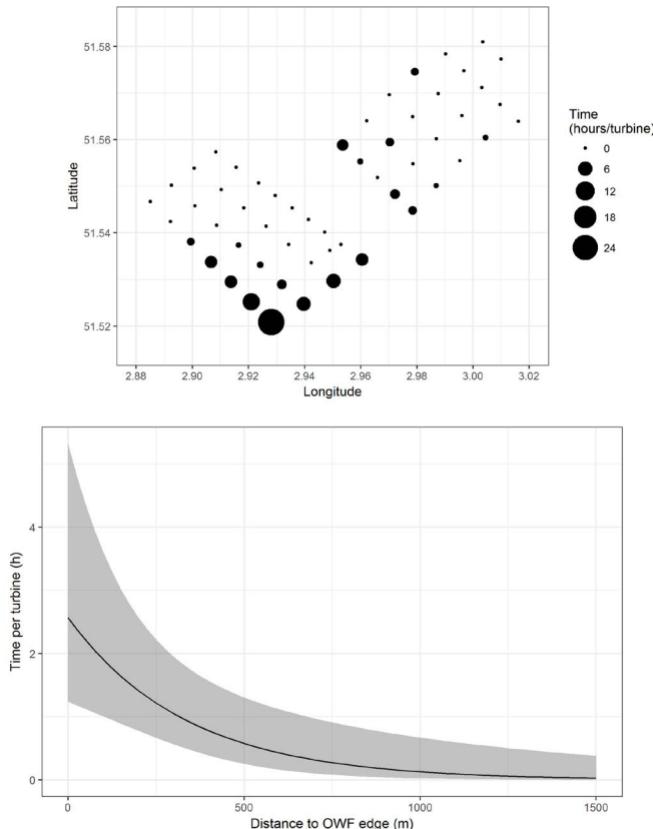


Figure 21. Le temps réel passé par turbine par les goélands marins suivis à l'intérieur du Thornton Bank OWF (panneau du haut), et la prédition du modèle de la relation entre le temps par turbine et la distance au bord du parc éolien (panneau du bas).

préférence pour le coin sud du parc éolien. Les oiseaux semblaient également préférer les turbines extérieures aux turbines intérieures. En outre, on les trouvait plus souvent au repos dans la zone du parc éolien que dans les zones tampon et de contrôle voisines, et dans la zone plus large en général (fig. 14).

Afin d'explorer cette apparente préférence pour les fondations des turbines, nous avons d'abord calculé la proportion du temps passé dans des zones tampons de 100 m de large autour des turbines et (2) de l'OWF dans son ensemble. En explorant les caractéristiques des enregistrements compris dans ces zones tampons de 100 m autour des turbines ($n = 635$), on constate que la plupart (96 %) se réfèrent effectivement à des oiseaux non volants enregistrés à une hauteur moyenne de 14 m au-dessus du niveau de la mer. Sur la base de cet exercice, nous estimons que les mouettes à dos noir passent 49% de leur temps à l'intérieur du parc éolien du Thornton Bank en se reposant sur les fondations de la veste. En calculant simplement la proportion du nombre de logs (résolution de 20 minutes) dans les zones tampon des turbines de 100 m par rapport au nombre de logs dans l'ensemble du parc éolien, nous obtenons un résultat très similaire de 48%. Compte tenu de l'énorme différence de surface entre la zone d'empreinte de l'OWF et les zones

tampons des turbines, il est clair que les mouettes à dos noir moins nombreuses montrent une préférence marquée pour les fondations des turbines. La figure 21 (panneau du haut) illustre le temps total passé par turbine, une variable qui a été utilisée pour tester l'hypothèse selon laquelle les oiseaux préfèrent les turbines extérieures aux turbines intérieures. Sur la base du critère d'information d'Akaike (AIC), une distribution binomiale négative a donné de meilleurs résultats que les alternatives de Poisson ou de zéro gonflement, et la distance modélisée linéairement a été préférée à la distance modélisée plus lisse. Ce faisant, il a été constaté que la distance par rapport au bord du parc éolien avait un effet significatif et négatif sur le temps passé par turbine (fig. 21, panneau ci-dessous). Le résumé du modèle peut être consulté à l'annexe 2.1.

3.2.2. Modélisation de l'effet de la distance

Une superposition des 595 cellules de 500x500 m avec les enregistrements GPS des mouettes à dos noir de Zeebrugge et d'Ostende a permis de sélectionner 2601 logs, dont 72% ont été classés comme non volants et 28% comme volants. Les journaux se concentrent dans le coin sud de la zone d'étude (fig. 22), à proximité des turbines les plus voraces (fig. 21). Pour chaque cellule de la grille, nous avons déterminé la distance entre son centroïde et le bord du parc éolien, et nous avons attribué des distances négatives aux centroïdes qui se trouvent dans les limites du parc éolien. La distance a été utilisée comme une valeur plus lisse pour modéliser son effet sur le nombre de logs par cellule de la grille, en considérant à la fois une distribution de Poisson et une distribution binomiale négative. Nous avons effectué des agrégats séparés pour les oiseaux non volants et les oiseaux volants, afin de modéliser les deux catégories. Tant pour les oiseaux volants que pour les oiseaux non volants, l'AIC était fortement en faveur d'une

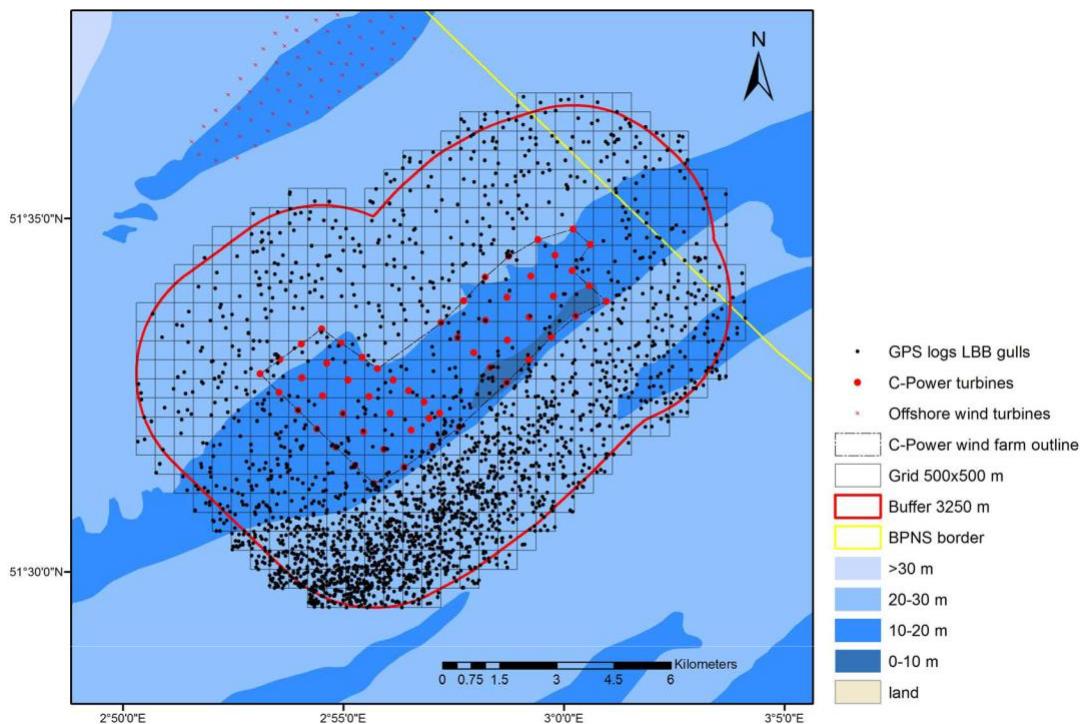


Figure 22. Sélection d'enregistrements GPS pour l'analyse de l'effet de la distance au bord du parc éolien sur la présence de mouettes rieuses.

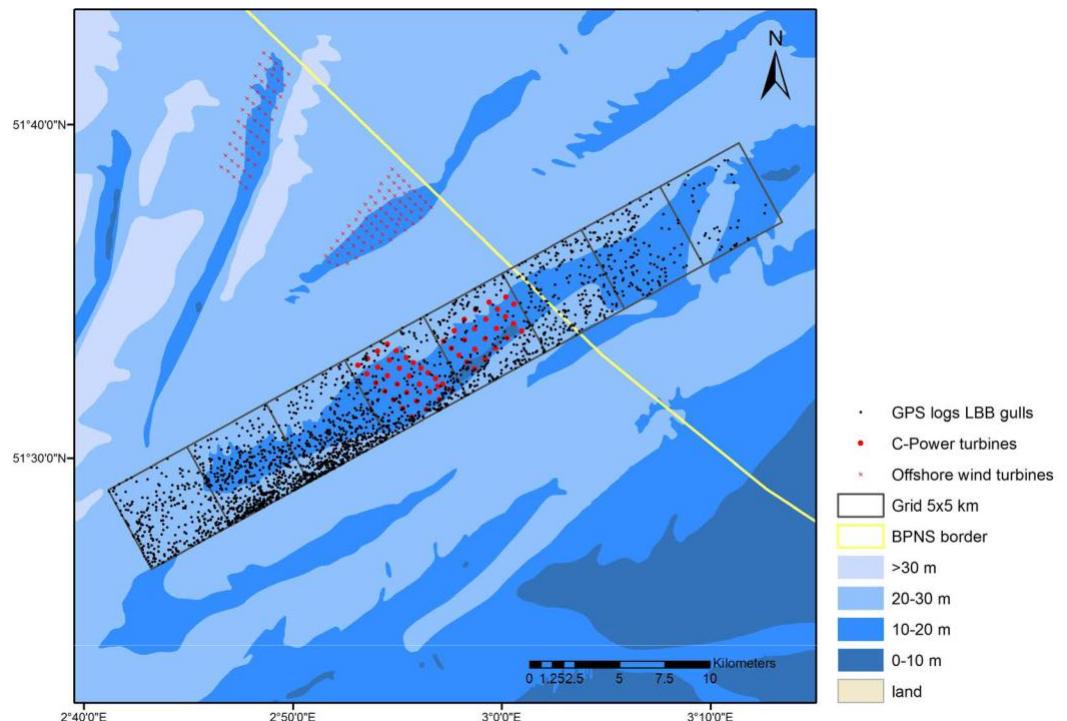


Figure 23. Sélection d'enregistrements GPS pour la modélisation de la variation temporelle de la présence de goélands marins marqués dans et autour de l'OWF sur le banc Thornton.

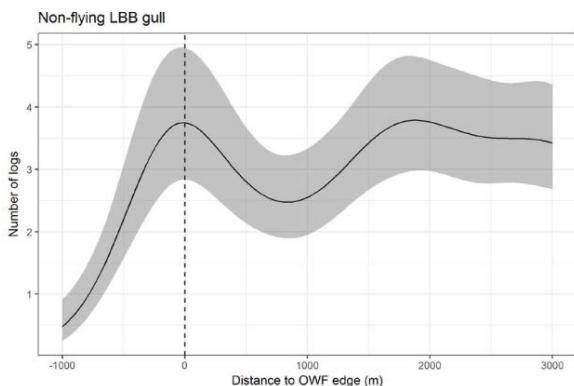
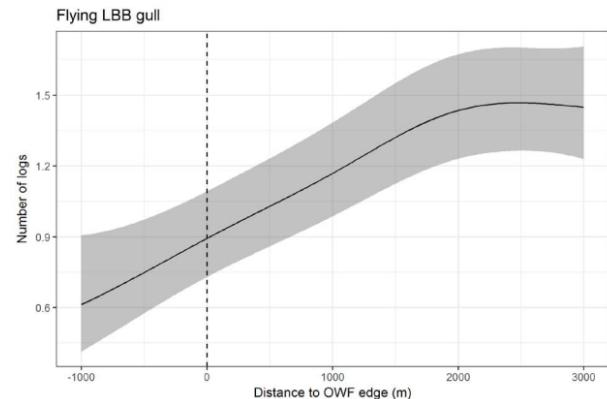


Figure 24. Prédiction du modèle concernant l'effet de la distance du bord de l'OWF sur le nombre de bûches par cellules de grille de 500x500 m pour les oiseaux volants (panneau du haut) et les oiseaux non volants (panneau du bas).

distribution binomiale négative, et la distance plus lisse semblait être très significative dans les deux cas ($P < 0,001$, voir également l'annexe 2.2). En outre, les prédictions du modèle montrent des schémas intéressants (fig. 24). Tout d'abord, il y a un effet positif évident de la distance sur le nombre de bûches par cellule de la grille, la variable de réponse atteignant un plafond d'environ 2000 m pour les oiseaux volants et non volants, ce qui indique un évitement du parc éolien et de ses environs immédiats. Dans le cas des oiseaux non volants, cependant, il y a un fort pic secondaire dans le nombre prévu juste au bord du parc éolien, représentant les oiseaux perchés sur les fondations extérieures des turbines.

3.2.3. Modélisation de la variation temporelle

Nous avons analysé la variation temporelle de la présence des mouettes rieuses marquées dans et autour du Thornton Bank OWF en

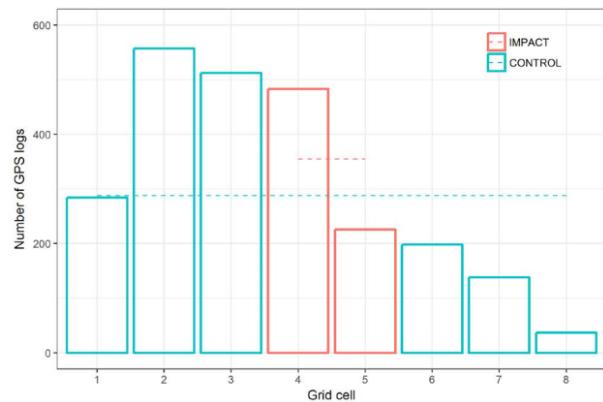


Figure 25. Nombre de journaux sélectionnés dans les huit cellules de la grille de 5x5 km, la moyenne des groupes contrôle-impact étant indiquée par les lignes horizontales en pointillés.

utilisant l'ensemble de données généré comme décrit dans la section Matériel et méthodes. L'exploration de l'ensemble de données a permis de constater que les huit cellules de 5x5 km de la grille comprennent 2435 logs de goélands marins marqués, qui sont distribués de manière très inégale (fig. 23, voir la page précédente, et fig. 25). Les quatre cellules de la grille SW par exemple contiennent plus de deux fois plus de logs que les quatre cellules de la grille NE, et en se basant sur le diagramme à barres de la fig. 25, on pourrait suspecter un gradient SW-NE en présence. En dehors de cela, le nombre moyen de logs semble être légèrement plus élevé dans les cellules d'impact que dans les cellules de contrôle.

Pas moins de 734 diographies (30 %) ont eu lieu au cours de la période relativement courte de juin à juillet 2016, ce qui ne représente que 8 % de la période considérée. Le fait de limiter l'analyse à cette période spécifique présente des avantages majeurs, compte tenu de la proportion accrue de comptes non nuls et du fait qu'il est moins nécessaire de tenir compte des effets aléatoires temporels. Ce faisant, nous avons étudié l'effet des vents, des marées et des modèles diurnes sur la présence de mouettes à dos noir de moindre importance dans la zone d'étude en général, et dans le parc éolien en particulier.

Nous avons considéré deux types de distribution (de Poisson et binomiale négative) et avons choisi de suivre des modèles complets :

$$N_{\text{records}} \sim CI * (\text{WEEK-END} + \text{VENT} + \text{MARÉE}) + s(\text{HEURE}, \text{bs} = "cc", \text{by} = \text{CI}, k = 8)$$

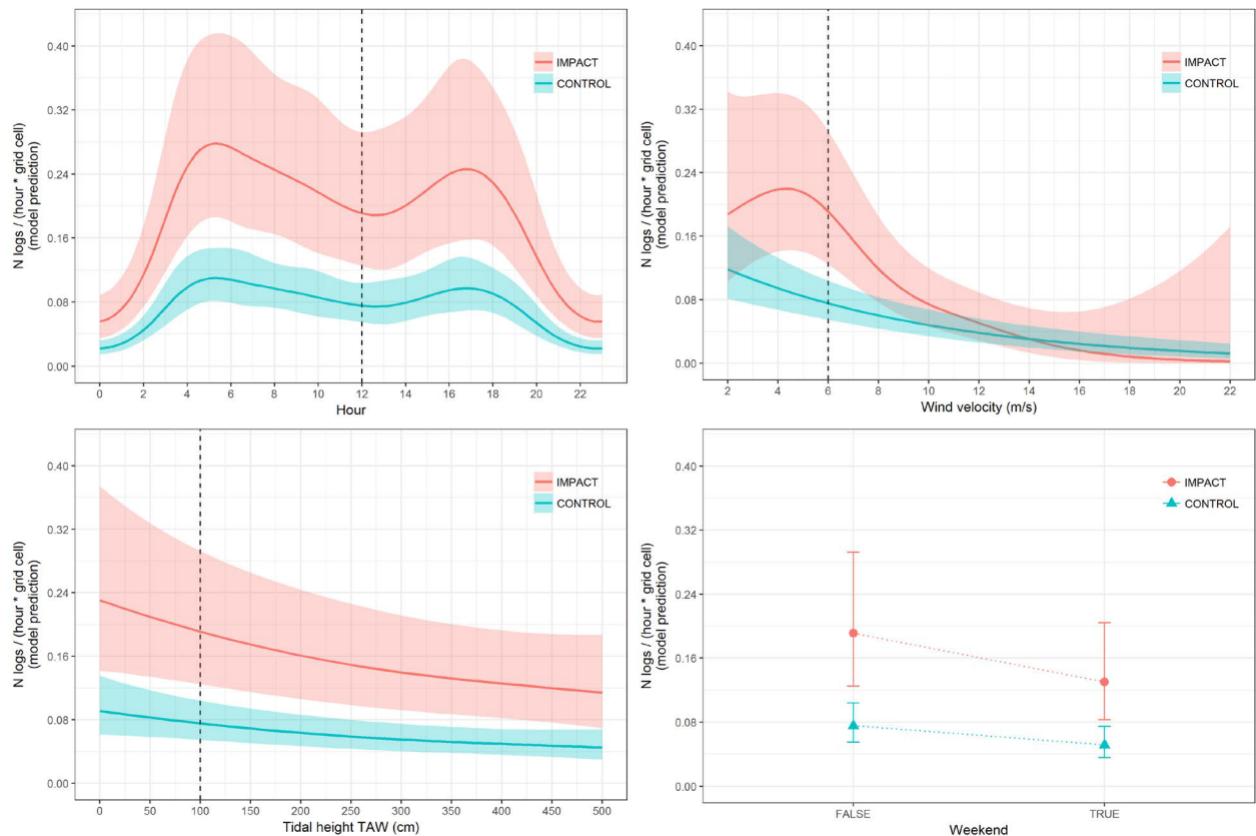


Figure 26. Prévisions du modèle concernant le nombre de bûches par cellule de grille et par heure pour tous les coefficients inclus dans le modèle (facteur de contrôle/impact, facteur de week-end vrai/faux, vitesse du vent, hauteur de la marée et heure du jour), en maintenant chaque fois toutes les autres variables constantes aux niveaux indiqués par les lignes verticales en pointillés.

$$N_records \sim CI * WEEK-END + s(VVENT, par = CI, k = 8) + s(TIDE, par = CI, k = 8) + s(HEURE, bs = "cc", par = CI, k = 8)$$

Dans lequel :

$N_records$ = le nombre d'enregistrements dans une certaine cellule de la grille au cours d'une certaine heure

CI = une variable factorielle qui attribue aux cellules de la grille le "contrôle" ($n = 6$) ou l'"impact" ($n = 2$)

WEEK-END = facteur VRAI/FALSE variable pour le week-end par rapport à la semaine

VENT = la vitesse moyenne du vent (m/s) par heure telle que mesurée à la station de Westhinder

TIDE = la hauteur moyenne de la marée TAW (cm) par heure telle que mesurée à la station d'Ostende

HEURE = heure du jour

Les deux options de modèle complet ne diffèrent que dans la manière dont nous modélisons les effets de marée et de vent, c'est-à-dire soit de manière linéaire (mais avec un lien de journal), soit par le biais de lisseurs. Pour HOUR, un lisseur cyclique a été appliqué dans les deux options du modèle complet. Dans tous les cas, la dimension de base k des lisseurs a été limitée à 8 pour éviter un surajustement. Comme le "traitement" des cellules de la grille en termes de vent dominant, de conditions de marée et d'heure de la journée est le même pour les huit cellules de la grille, nous avons spécifiquement recherché les interactions entre le facteur CI, d'une part, et le VENT, la marée, le WEEK-END et l'HEURE, d'autre part.

Sur la base de l'AIC, une distribution binomiale négative était de loin la distribution préférée (Δ AIC's de 1183.0 et 1140.4), avec un léger avantage pour l'option avec VENT et MARÉE modélisés par des lisseurs (Δ AIC de 3.4). Application d'un modèle par étapes et à rebours

sélection basée sur l'AIC a conduit à la sélection du modèle suivant :

$$N_{\text{records}} \sim CI + \text{WEEK-END} + s(\text{VENT}, \text{par} = \bar{CI}, k = 8) + s(\text{TIDE}, k = 8) + s(\text{HEURE}, \text{bs} = "cc", k = 8)$$

Tous les termes principaux ont été conservés dans le mod-*el*, ainsi que l'interaction entre CI et WIND. Malgré la forte proportion de zéros dans l'ensemble de données (96,4 %), ils ont tous été pris en compte par les variables incluses, car la surdispersion du modèle a été estimée à 0,99 en divisant l'écart résiduel par les degrés de liberté résiduels. Le résumé du modèle est donné à l'annexe 2.3.

Les prédictions du modèle par rapport aux covariables incluses sont présentées à la figure 26. Les résultats sont conformes aux schémas observés lors des analyses exploratoires : un schéma diurne à double crête et des corrélations négatives entre la présence et la hauteur de la marée et la vitesse du vent. En suivant les coefficients positifs de l'IC et négatifs du WEEK-END, on s'attend à ce que le nombre d'enregistrements soit le plus élevé dans les cellules de la grille d'impact pendant la semaine dans la plupart des circonstances, ce qui indique une préférence pour les cellules du parc éolien malgré l'absence lo-cale d'activités de pêche. Il est intéressant de noter que le modèle prédit un effet très différent de la vitesse du vent sur la présence de mouettes à dos noir moins nombreuses entre les cellules de la grille de contrôle et de la grille d'impact. En comparant les graphiques de prédition du modèle dans le panneau supérieur droit de la figure 26, nous constatons une forte préférence pour les cellules d'impact lorsque la vitesse du vent est faible, suivie d'une forte diminution du nombre d'enregistrements des cellules d'impact à des vitesses de vent $> 5 \text{ m/s}$, ce qui se traduit finalement par une (légère) préférence pour les cellules de contrôle à partir de vitesses de vent $> 14 \text{ m/s}$. Ceci est conforme à la tendance observée dans la figure 19, confirmant que les mouettes à dos noir de moindre importance sont de plus en plus méfiantes à l'égard de l'entrée dans le parc éolien en cas de vent fort.

4. Discussion

L'exploration des données GPS en mer des goélands marins marqués a montré que la plupart des oiseaux (95%) de Zeebrugge et d'Ostende ont été enregistrés à une distance d'environ 38 km de la colonie d'origine. La proportion de goélands enregistrés en vol a diminué avec la distance à la côte, passant de 90 % à proximité de Zeebrugge à environ 30 % au-delà d'une distance de 25 km de la colonie. L'activité de vol était encore plus faible dans l'OWF au Thornton Bank (25 %), ce qui pourrait être une indication d'une préférence accrue pour se percher entre ou sur les turbines. Il est frappant de constater que les goélands étaient deux fois plus susceptibles d'explorer les zones off-shore autour des colonies pendant la semaine que pendant le week-end, ce qui est très probablement lié à la forte réduction de l'activité de pêche pendant le week-end (Tyson et al. 2015). Cela met immédiatement en évidence notre variable manquante la plus importante lorsque nous cherchons à étudier les schémas de distribution observés des mouettes à dos noir en relation avec le Thornton Bank OWF. L'inclusion des données du système de surveillance des navires (VMS) serait donc un grand pas en avant.

Dans notre ensemble de données, le pourcentage global d'oiseaux volant à la hauteur des rotors (entre 31 et 157 m) était de 37%, mais ce pourcentage s'élevait à 49% à l'intérieur de l'OWF du banc Thornton. Ce dernier pourcentage est toutefois basé sur un nombre limité de données et doit donc être interprété avec prudence. Par ailleurs, la hauteur de vol des oiseaux était fortement déterminée par la vitesse du vent, avec une altitude de vol médiane de 30 m pour des vitesses de vent inférieures à 5 m/s, par opposition à la hauteur de vol au niveau de la mer pour des vitesses de vent supérieures à 15 m/s. Il est intéressant de noter qu'il semble y avoir une surreprésentation des faibles vitesses du vent à des moments où des mouettes à dos noir de moindre importance étaient enregistrées entre les turbines, ce qui suggère que les oiseaux étaient plus enclins à entrer dans la zone construite par les turbines en conditions calmes. Néanmoins, cette sur-représentation des faibles vitesses de vent (induisant des hauteurs de vol accrues) ne peut à elle seule expliquer la différence majeure de proportion des hauteurs de vol à l'intérieur par rapport à l'extérieur du parc éolien, ce qui pourrait donc indiquer une réaction comportementale à la turbine.

Cela a déjà été suggéré par Camphuysen (2011) dans les OWF néerlandais et c'est quelque chose qu'il faudra surveiller lorsque d'autres données GPS sur les oiseaux volant entre les turbines offshore seront disponibles.

Enfin, nous avons effectué trois exercices de modélisation. Dans le premier exercice, nous avons analysé le temps passé à se percher sur les fondations des turbines. Nos résultats ont montré que les mouettes rieuses préfèrent fortement les turbines situées en bordure du parc éolien pour se percher, en particulier celles situées le plus près des colonies. Ce résultat est différent de celui présenté dans notre précédent rapport (aucun effet de la distance au bord du parc éolien n'a été trouvé par Vanermen et al. 2017), mais il faut noter que ce dernier résultat était basé sur un ensemble de données incluant les données de 2013, lorsque toutes les fondations des turbines étaient déjà présentes, mais que toutes ne portaient pas de turbines. Le fait que les mouettes préfèrent les turbines extérieures plutôt que les turbines intérieures est intéressant car il indique un conflit entre les forces opposées d'évitement et d'attraction en bordure du parc éolien.

Ceci est illustré dans notre deuxième exercice de modélisation où nous avons cherché à évaluer l'effet de la distance au bord du parc éolien sur le nombre de grumes jusqu'à une distance de 3250 m. Ceci a montré que les oiseaux volants évitaient le parc éolien jusqu'à une distance de 2000 m, tandis que le nombre d'oiseaux non volants (perchoirs) atteignait un sommet au bord du parc éolien, mais évitait aussi largement la partie intérieure de l'OWF. Il convient de noter que dans les rapports précédents et sur la base des analyses BACI des résultats des études en mer (Vanermen et al. 2016 & 2017), nous n'avons pas pu détecter d'effet du parc éolien du Thornton Bank sur les densités globales moindres de mouettes rieuses, tandis qu'un effet d'attraction significatif a été constaté dans le parc éolien plus offshore du Bligh Bank, malgré le fait que les turbines du Bligh Bank sont installées sur des fondations monopilaires qui offrent beaucoup moins de possibilités de perchage. La différence marquée de réponse entre les deux sites pourrait être une illustration du fait que le parc éolien de Bligh Bank fonctionne comme un tremplin, permettant aux oiseaux de coloniser des zones qui sont autrement hors limites (Leopold et al. 2013). Un

tel effet est susceptible d'être beaucoup plus important en dehors de la distribution normale des oiseaux, comme c'est le cas pour le Bligh Bank. Quelle qu'en soit la raison, tout cela montre au moins que la réaction des oiseaux peut être sujette à des variations spatiales, non seulement en comparant les parcs éoliens ou les régions, mais aussi à une échelle plus petite "à l'intérieur du parc".

Dans le troisième et dernier exercice de modélisation, nous avons analysé la variation temporelle de la présence dans huit cellules de grille de 5x5 km² le long du Thornton Bank, dont deux comprennent le parc éolien et les six autres cellules de contrôle représentatives. Cette analyse a montré que la présence de goélands marins de moindre importance dans la région est due à la configuration des marées et à la vitesse du vent. Le modèle fur-ther a montré une présence réduite pendant le week-end et une préférence pour les cellules d'impact, y compris le parc éolien. Comme il n'y a pas de données GPS disponibles avant la construction, nous ne pouvons pas attribuer cette préférence à un effet d'attraction. Pourtant, cette préférence pour le parc éolien est frappante, compte tenu des activités de pêche dans les environs et du fait que les mouettes semblent éviter l'intérieur du parc éolien, comme l'illustrent les exercices de modélisation précédents. Il est intéressant de noter que les cellules du parc éolien ont été préférées lorsque la vitesse du vent était inférieure à 5 m/s, mais évitées lorsque la vitesse du vent était supérieure à m/s. Les mouettes rieuses semblent donc de plus en plus réticentes à entrer dans le parc éolien en période de grands vents avec des pales de rotor se déplaçant rapidement, ce qui est une indication claire de la variation temporelle de leur réaction face aux OWF.

Acquérir plus de connaissances sur la variation spatio-temporelle de la réaction des oiseaux de mer face aux éoliennes offshore est considéré comme un défi majeur pour des évaluations d'impact fiables. Les résultats de cette étude peuvent donc être très utiles pour affiner la modélisation des risques de collision pour le goéland marin, une espèce qui peut potentiellement souffrir d'un impact sur sa population en raison de l'augmentation de la mortalité suite à des

exploitation de l'éolien offshore dans la région de la mer du Nord (Brabant et al. 2015).

Remerciements

Nous tenons à remercier tous les concessionnaires de parcs éoliens offshore pour le financement de la surveillance environnementale, ainsi que Steven Degraer et Robin Brabant de l'Institut Royal des Sciences

Naturelles de Belgique (IRSNB) pour avoir confié la partie surveillance des oiseaux marins au RIOB. Le réseau de suivi des oiseaux a été financé par LifeWatch et a été réalisé en étroite collaboration avec l'Université de Gand (Luc Lens et Hans Matheve), l'Université d'Anvers (Wendt Müller), VLIZ (Francisco Hernandez) et l'équipe LifeWatch du RIOB (Peter Desmet et Bart Aelterman).

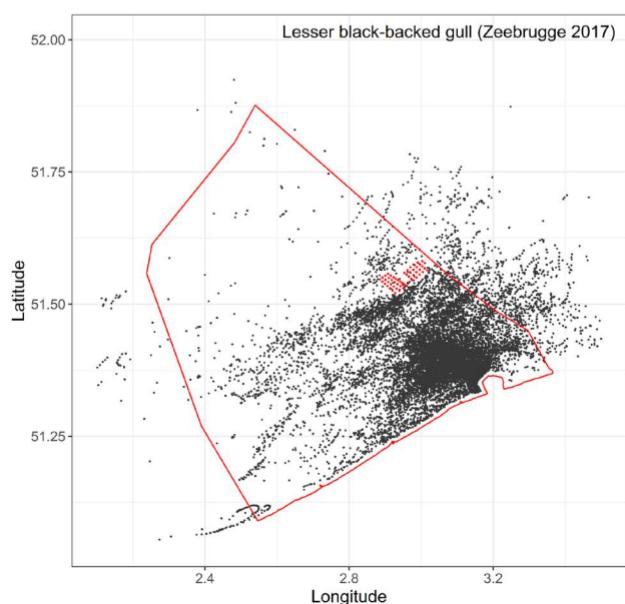
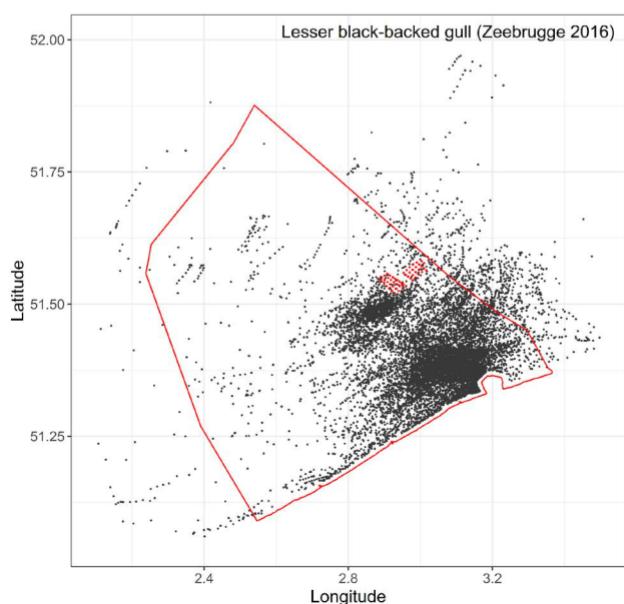
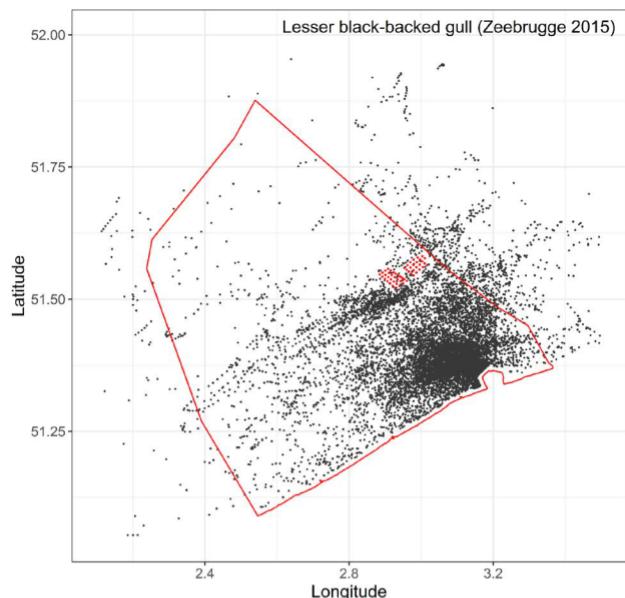
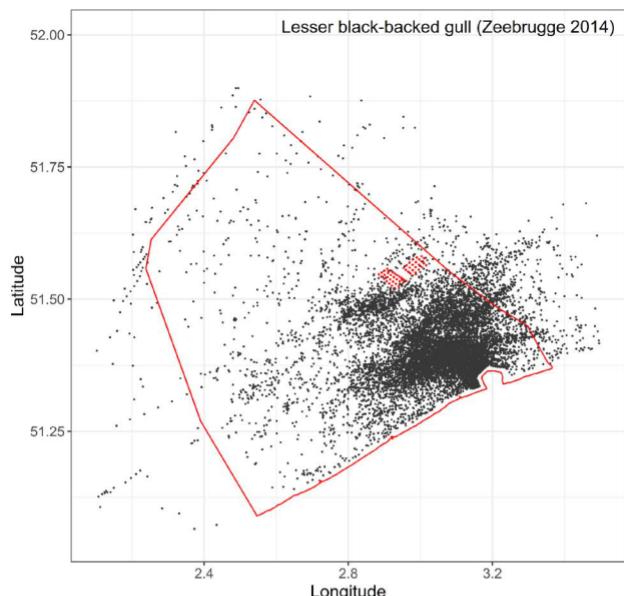
References

- Baert, J.M., Stienen, E.W.M., Heylen, B.C., Kavelaars, M.M., Buijs, R.-J., Shamoun-Baranes, J., Lens, L. & Müller, W. 2018. High-resolution GPS tracking reveals sex differences in migratory behaviour and stopover habitat use in the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. *Scientific Re-ports* 8 (5391): 1-11.
- Bivand, R., Keitt, T. & Rowlingson, B. 2017. rgdal: Bindings for the ‘Geospatial’ Data Abstraction Library. R package version 1.2-16. Available online at: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bivand, R. & Rundel, C. 2017. rgeos: Interface to Geometry Engine – Open Source (GEOS). R package version 0.3-22. Available online at: <https://CRAN.R-project.org/package=rgeos>
- Bouten, W., Baaij, E.W., Shamoun-Baranes, J. & Camphuysen, C.J. 2013. A flexible GPS tracking system for studying bird behavior at multiple scales. *Journal of Ornithology* 154: 571-580.
- Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E.W.M. & Degraer, S. 2015. Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. *Hydrobiologia* 756: 63-74.
- Camphuysen, C.J. 2011. Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel – Foraging distribution, diet, survival, recruitment and breeding biology of birds carrying advanced GPS loggers. NIOZ Re-port 2011-05. Texel: Royal Netherlands Institute for Sea Research, Marine ecology department.
- Dowle, M. & Srinivasan, A. 2017. data.table: Extension of ‘data.frame’. R package version 1.10.4. Available online at: <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>
- Evans, J.S. 2017. spatialEco. R package version 0.0.1-7. Available online at: <https://CRAN.R-project.org/package=spatialEco>
- Gyimesi, A., Middelveld, R.P., Grutters, B.M.C., Stienen, E.W.M. & Fijn, R.C. 2017. Effects of offshore wind farms on the behaviour of Lesser Black-backed Gulls. Report commissioned by Eneco. Report n° 17-175. Culemborg: Bureau Waardenburg.
- Leopold, M.F., van Bemmelen, R.S.A. & Zuur, A. 2013. Responses of local birds to the offshore wind farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. Report C151/12. Texel: Imares.
- Pebesma, E.J. & Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2). Available online at: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews>
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <https://www.R-project.org/>

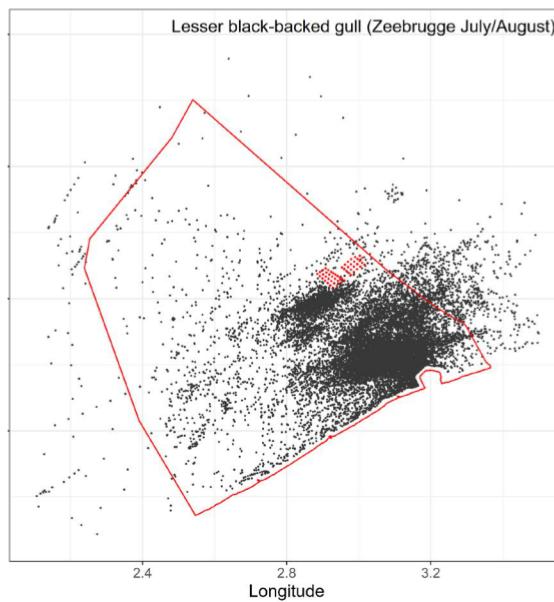
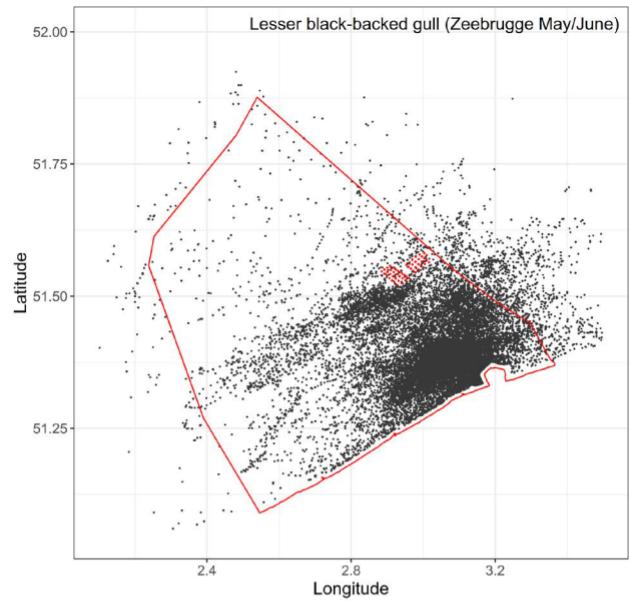
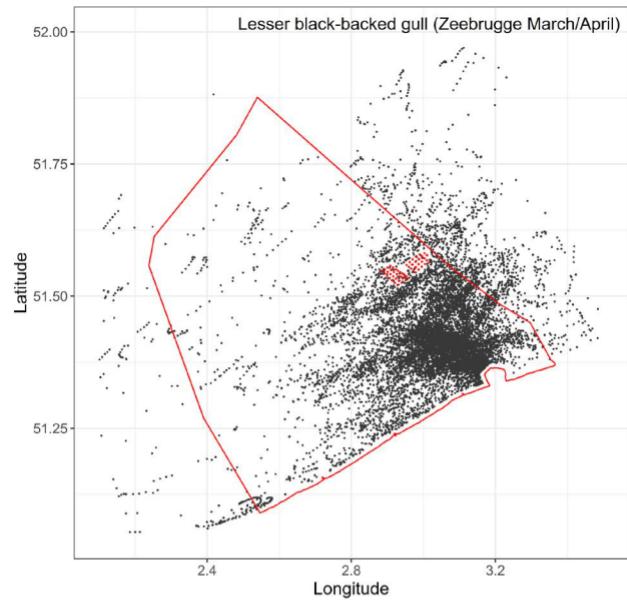
- Ross-Smith, V.H., Thaxter, C.B., Masden, E.A., Shamoun-Baranes, J., Burton, N.H.K., Wright, L.J., Rehfisch, M.M. & Johnston, A. 2016. Modelling flight heights of lesser black-backed gulls and great skuas from GPS: a Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology* 53 (6): 1676-1685.
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Available online at: <http://www.rstudio.com/>
- Ruddick, K. & Lacroix, G. 2006. Hydrodynamics and meteorology of the Belgian Coastal Zone. In V. Rousseau, C. Lancelot & D. Cox (eds), *Current status of eutrophication in the Belgian Coastal Zone*. Brussels: Université libre de Bruxelles/Belgian Science Policy, pp. 1-15.
- Tyson, C., Shamoun-Baranes, J., Van Loon, E.E., Camphuysen, K.(C.J.) & Hintzen, N.T. 2015. Individual specialization on fishery discards by lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*). *ICES Journal of Marine Science* 72 (6): 1882-1891.
- Vanermen, N., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H. & Stienen, E.W.M. 2016. Seabird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea – updated results for the Bligh Bank and first results for the Thorntonbank. Report INBO.R.2016.11861538. Brussels: Research Institute for Nature and Forest.
- Vanermen, N., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H. & Stienen, E.W.M. 2017. Seabird monitoring at the Thorntonbank offshore wind farm – Updated seabird displacement results and an explorative assessment of large gull behavior inside the wind farm area. *Reports of the Research Institute for Nature and Forest* 2017 (31). Brussels: Research Institute for Nature and Forest.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. New York: Springer.
- Wickham, H. 2007. Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software* 21 (12): 1-20.
- Wickham, H. 2009. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer.
- Wickham, H. 2011. The split-apply-combine strategy for data analysis. *Journal of Statistical Software* 40 (1): 1-29.
- Wood, S.N. 2017. *Generalized Additive Models. An Introduction with R (2nd edition)*. London: Chapman and Hall/CRC.
- Zeileis, A., Keibler, C. & Jackman, S. 2008. Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software* 27 (8): 1-25.

Annexe 1

Distribution figures



Yearly distribution patterns of birds from Zeebrugge.



Seasonal distribution patterns of birds from Zeebrugge.

Annexe 2

Modèles de résumés

2.1. Association avec les fondations des turbines

```
Deviance Residuals:
    Min      1Q  Median      3Q     Max
-1.11087 -1.11087 -0.66867  0.05869  1.86667

Coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) 0.9427338  0.3717886  2.536  0.01122 *
distance    -0.0029789  0.0009926 -3.001  0.00269 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.2577) family taken to be 1)

Null deviance: 48.118 on 54 degrees of freedom
Residual deviance: 39.524 on 53 degrees of freedom
AIC: 157.19

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta:  0.2577
Std. Err.: 0.0860

2 x log-likelihood: -151.1910
```

2.2. Modéliser l'effet de distance

```
Family: Negative Binomial(0.694)
Link function: log

Formula:
number ~ s(Distance, k = 8)

Parametric coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) 1.06831   0.05551 19.24  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
            edf Ref.df Chi.sq p-value
s(Distance) 5.731   6.5 38.97 1.59e-06 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0147  Deviance explained = 6.59%
-REML = 1333.5  Scale est. = 1          n = 595
```

FLYING LBB

Family: Negative Binomial(1.155)
Link function: log

Formula:
number ~ s(Distance, k = 8)

Parametric coefficients:
Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) 0.18140 0.05389 3.366 0.000762 ***

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1

Approximate significance of smooth terms:
edf Ref.df Chi.sq p-value
s(Distance) 2.331 2.908 19.58 0.000234 ***

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1

R-sq. (adj) = 0.0236 Deviance explained = 3.42%
-REML = 909.53 Scale est. = 1 n = 595

2.3. Modéliser la variation temporelle

Family: Negative Binomial(0.053)
Link function: log

Formula:
records ~ CI + weekend + s(Mean.wind.velocity, by = CI, k = 8) + s(hour, bs = "cc", k = 8) + s(Tidal.height.TAW, k = 8)

Parametric coefficients:
Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -3.12260 0.08248 -37.857 < 2e-16 ***
CIIMPACT 0.57746 0.13401 4.309 1.64e-05 ***
weekendTRUE -0.38418 0.13459 -2.854 0.00431 **

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1

Approximate significance of smooth terms:
edf Ref.df Chi.sq p-value
s(Mean.wind.velocity):CICONTROL 1.006 1.012 29.401 6.63e-08 ***
s(Mean.wind.velocity):CIIMPACT 2.916 3.661 27.528 1.09e-05 ***
s(hour) 5.141 6.000 57.777 3.82e-12 ***
s(Tidal.height.TAW) 1.383 1.669 9.827 0.00351 **

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1

R-sq. (adj) = 0.0197 Deviance explained = 12%
-REML = 2223.9 Scale est. = 1 n = 11600

CHAPITRE 8

LA MODÉLISATION DE L'IMPACT DU BATTAGE DE PIEUX SUR LES POPULATIONS DE MARSOUINS DANS LA PARTIE BELGE DE LA MER DU NORD

RUMES Bob & DEBOSSCHERE Jill

Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Aquatic and Terrestrial Ecology (ATECO), Marine Ecology and Management (MARECO), Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

Corresponding author: bob.rumes@naturalsciences.be

Résumé

Dans cette étude, nous avons utilisé le modèle provisoire Population Consequences of Disturbance (iP-COD ; Harwood & King 2014) pour quantifier l'impact des différences entre les régimes réglementaires concernant la construction de parcs éoliens offshore sur la population simulée de marsouins de port. Nous avons modélisé les calendriers de construction probables des parcs éoliens Rentel, Norther et Seastar et testé 17 scénarios avec et sans diverses mesures d'atténuation.

L'intérêt de ces simulations réside dans les différences relatives entre les scénarios plutôt que dans les résultats absous du modèle, car il y a des problèmes inhérents au modèle iP-COD lui-même (par exemple, perturbation par jour, non explicite sur le plan spatial) et aux hypothèses que nous avons faites sur l'efficacité des mesures d'atténuation du bruit telles que le rideau à grosses bulles (BBC) et/ou l'écran d'atténuation du bruit (NMS).

Nos résultats indiquent que l'impact du battage de pieux sur la population de marsouins de port est fortement influencé par le calendrier des activités, mais que cet effet est réduit lorsque des mesures efficaces d'atténuation du bruit, c'est-à-dire le BBC et/ou le NMS, sont utilisées.

La combinaison d'une restriction saisonnière du battage de pieux et d'un dispositif de dissuasion acoustique (ADD) n'a pas suffi pour ramener l'impact sur la population de marsouins à des valeurs acceptables. Dans notre simulation, la construction d'un parc éolien chaque année a eu plus d'impact sur la population de marsouins que la construction de deux parcs éoliens en même temps.

1. Introduction

Il est d'une importance vitale pour l'humanité et l'environnement naturel de limiter et d'atténuer le changement climatique anthropique. Toutefois, les mesures prises pour atténuer le changement climatique ne doivent pas, en soi, avoir un impact négatif sur l'environnement naturel qui met en danger le bon état écologique. Dans le cas des parcs éoliens offshore, la production de sons sous-marins à forte impulsion, lorsque les fondations de grandes turbines en acier sont enfoncées dans le fond marin, est l'un de ces effets négatifs sur l'environnement.

Les effets potentiels des bruits sous-marins d'origine anthropique sur les mammifères marins peuvent inclure des blessures physiques, des dysfonctionnements physiologiques, des modifications du comportement et des masquages. Pour les organismes individuels, ces effets et leurs conséquences secondaires varient en importance, de négligeables à mortels

(Commission des mammifères marins 2007). Le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) est le mammifère marin le plus commun dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS) et est protégé par la législation nationale et européenne. Dans la mer du Nord, le marsouin commun est considéré comme vulnérable en raison des niveaux élevés de prises accessoires et de la pollution sonore croissante. Il a été démontré que le bruit impulsif du battage de pieux provenant de la construction de parcs éoliens en mer (OWF) affecte les marsouins jusqu'à une distance de 20 km de la source de bruit (Haelters et al. 2013 ; Brandt et al. 2016). Comme nous avons acquis des connaissances sur les densités de marsouins dans le SNPB qui fluctuent selon les saisons (Haelters et al. 2016) ainsi que sur l'étendue spatiale et temporelle de la dissuasion induite par l'enfoncement des pieux (Rumes et al. 2017), nous pouvons commencer à déterminer plus précisément le nombre de marsouins affectés par la construction de parcs éoliens. Cela fait partie des informations dont nous avons besoin pour établir les conséquences du battage de pieux à l'échelle de la population (locale) en utilisant une modélisation basée sur la démographie, comme le modèle provisoire des conséquences des perturbations sur la population (PCoD, Harwoord et al. 2014). Ce modèle sera appliqué pour estimer les effets cumulatifs du battage prévu dans le SPEB et devrait contribuer à un choix éclairé des mesures d'atténuation appropriées.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

La partie sud de la mer du Nord comprend le plateau continental belge ou BPNS, d'une superficie d'environ 3457 km². Le BPNS ne couvre que 0,5 % de la superficie totale de la mer du Nord. Le plateau continental belge est caractérisé par des eaux peu profondes (45 m maximum) et un système complexe de bancs de sable.

Le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) est de loin le mammifère marin le plus commun dans le BPNS, après plusieurs années de quasi-absence (Haelters et al. 2011). L'estimation de la densité des marsouins communs varie de 0,05 à 1,03 individus par km², ce qui donne une abondance de 186 à 3 697 animaux (Haelters et al. 2011). Les animaux montrent une distribution spatiale et temporelle distincte dans les eaux belges avec des densités relativement élevées de janvier à avril et des effectifs plus faibles de mai à août, et ils ont tendance à rester dans les eaux plus septentrionales et offshore (Haelters et al. 2011 ; 2016).

Dans la partie occidentale du BPNS, une zone de 238 km² a été désignée pour les énergies renouvelables. Neuf projets ont obtenu des permis pour la construction et l'exploitation de parcs éoliens dans cette partie du SNPB (fig. 1). Pour cette étude, nous nous sommes concentrés sur les trois parcs éoliens qui devaient être construits entre 2017 et 2019, à savoir Rentel, Nother et Seastar, afin de construire les scénarios reflétant l'impact du bruit des battages de pieux sur la population modélisée de marsouins communs.

Rentel NV a obtenu un permis environnemental le 15 février 2013 pour construire et exploiter son parc éolien offshore. Le parc éolien sera construit à une distance de 31 km de la côte, au nord-ouest du Thornton Bank et au sud-est du Lodewijk Bank. La capacité totale de ce parc éolien de 294 MW est assurée par 42 turbines, chacune d'une puissance de 7 MW.

Le deuxième parc éolien, NV Norther, sera placé à 21 km au large de la côte de Zeebrugge, au sud-est du Thornton Bank. Il a obtenu un permis environnemental le 18 janvier 2012. La capacité prévue pour le parc éolien Norther de 378 MW est basée sur 45 éoliennes, chacune d'une capacité de 8,4 MW.

NV Seastar, le dernier parc éolien de cette simulation, a obtenu un permis environnemental le 7 février 2014 pour construire et exploiter un parc éolien offshore. Ce parc éolien sera placé à une distance de 41 km de la côte, au nord-ouest du Lodewijk Bank et au sud-est du Bligh Bank. Seastar comprendra 41 éoliennes d'une capacité totale de 246 MW.

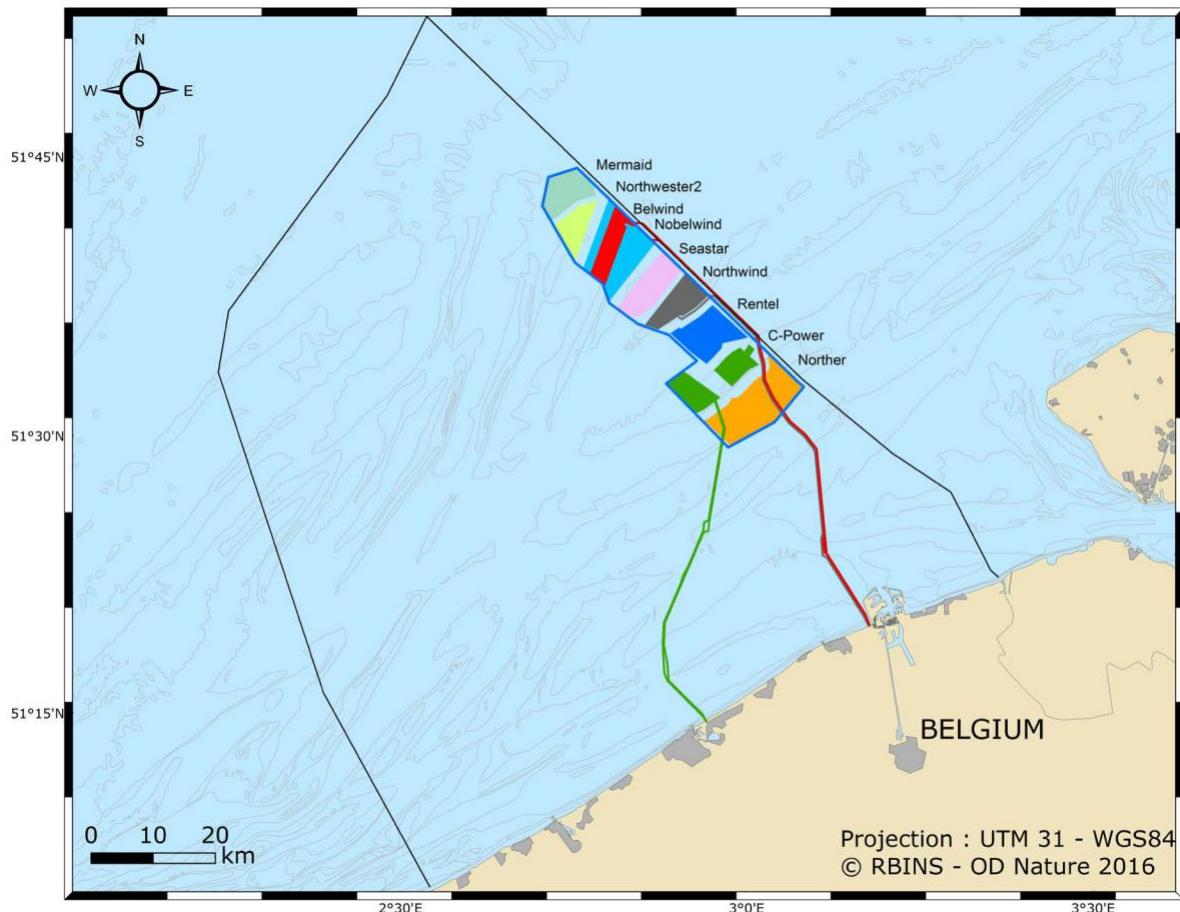


Figure 1. Position des parcs éoliens offshore dans le BPNS.

Sur la base des informations fournies par les développeurs (Rentel/Seastar), la construction a été simulée à deux vitesses différentes, à savoir avec un calendrier à empilement lent ou un calendrier à empilement rapide. Dans le cas d'un calendrier de battage lent, le battage a lieu tous les deux jours (2 h de battage par fondation) et le lendemain, il n'y a pas de battage, sur une période de huit jours, par bloc de 14 jours permettant le transit du navire transportant les fondations. Le battage basé sur un calendrier de battage rapide se fait en 4 jours consécutifs par bloc de 10 jours, à partir du 4ème jour.

2.2. Cadre juridique

Les pays bordant la partie méridionale de la mer du Nord (c'est-à-dire la Belgique, les Pays-Bas, le Royaume-Uni, l'Allemagne et le Danemark) traitent différemment les incertitudes liées aux impacts des niveaux élevés de sons impulsifs associés à l'installation de fondations

de parcs éoliens offshore sur les mammifères marins. Cette étude se concentrera sur trois pays qui couvrent l'ensemble des régimes juridiques en matière d'atténuation du bruit des pieux, à savoir le Royaume-Uni, la Belgique et l'Allemagne (tableau 1).

Dans cette étude, différents scénarios de construction de parcs éoliens offshore seront modélisés afin de déterminer l'impact et donc l'utilité de diverses mesures d'atténuation telles que les restrictions saisonnières en matière d'empilement, les dispositifs de dissuasion acoustique (ADD) et les systèmes d'atténuation du bruit sur la population modélisée de marsouins communs. Ces mesures ont été sélectionnées pour refléter l'impact des différents régimes réglementaires présentés dans le tableau 1.

Ces différences de régimes réglementaires ont été utilisées pour réaliser les simulations. Un scénario de base a été élaboré sur la base des

Tableau 1. Résumé des régimes réglementaires et des techniques d'atténuation requises pour la production de sons sous-marins lors du battage de pieux des fondations offshore (Alstom et al. 2015)

| | United Kingdom | Belgium | Germany |
|---|----------------|---|--|
| Noise thresholds | No | 185 dB re μ Pa SPL at 750 m from piling event | 160 dB SEL and 190 dB SPL at 750 m from piling event |
| OWF development forbidden in Natura 2000 areas | No | Yes* | Yes |
| Seasonal restrictions | No | Yes | No |
| Marine mammal observers (MMO) | Yes | No | No |
| Soft start | Yes | Yes | Yes |
| Acoustic deterring devices (ADD) | No | Yes | Yes |
| Obligatory noise mitigation systems (NMS) | No | Yes | Yes |

* Basé sur la proposition d'une nouvelle zone pour les énergies renouvelables marines dans le projet de plan spatial marin 2020-2026 ; cela devrait changer dans un avenir proche.

régime du Royaume-Uni où aucun seuil de bruit ni aucune restriction saisonnière n'est appliqué (scénario 1). Le calendrier de ce scénario commence en mars, car les mois d'hiver de janvier et février sont souvent caractérisés par des conditions météorologiques défavorables.

Les lignes directrices de la directive-cadre sur la stratégie maritime utilisées par le gouvernement belge constituent la base du deuxième scénario (scénario 2) : il comprend des restrictions saisonnières en matière d'empilement (par exemple, le début de l'empilement est interdit pendant une certaine période, de sorte que l'empilement commence en mai au lieu de mars) et le permis environnemental oblige à utiliser des dispositifs de dissuasion acoustique (ADD).

Le troisième scénario de gestion (scénario 3) est basé sur les conditions actuelles (2017-2018) du permis environnemental imposées par le gouvernement belge et comprend des restrictions saisonnières d'empilage (par exemple, début en mai), l'utilisation de dispositifs de dissuasion acoustique et un système d'atténuation du bruit, à savoir le rideau à grosses bulles (BBC). Pour ce scénario, nous avons supposé qu'un BBC réduit le niveau d'exposition au bruit (SEL) à 750 m de 10 dB re 1μ Pa/s. Ce chiffre était inférieur à l'estimation a priori de 17 dB re 1μ Pa/s fournie par le développeur (DEME 2017) mais conforme aux données de la littérature (Lucke et al. 2011 ; Bellman et al. 2015). Pour déterminer l'impact des restrictions saisonnières de battage de pieux,

ce scénario a également été simulé avec un début en mars.

Le régime réglementaire de l'Allemagne a inspiré le scénario final (scénario 4), qui comprenait des restrictions saisonnières de battage de pieux (c'est-à-dire débutant en mai), l'utilisation de l'ADD et un seuil de bruit strict, ce qui, dans la pratique, a entraîné l'utilisation de deux systèmes combinés d'atténuation du bruit. Ici, nous avons simulé une combinaison de BBC et de NMS. Pour ce scénario, nous avons supposé qu'une telle combinaison réduit le SEL à 750 m de 20 dB re 1μ Pa/s. Ceci est conforme aux données de la littérature (Rumes et al. 2016). Ainsi, l'effet d'un système supplémentaire d'atténuation du bruit (l'écran de mitigation du bruit) devient visible lorsque ce scénario est comparé au scénario 3.

Une mesure d'atténuation supplémentaire qui a été testée est l'interdiction néerlandaise - qui n'est plus appliquée - des activités d'empilage par deux parcs éoliens voisins dont les périodes de construction se chevauchent. L'influence de deux parcs éoliens construits en un an a été modélisée à l'aide de deux nouveaux scénarios : un premier scénario dans lequel deux parcs éoliens (ici : Norther et Seastar) sont construits simultanément (chevauchement des jours d'empilage) et une seconde situation avec des parcs éoliens construits en série (pas de chevauchement des jours d'empilage).

Tableau 2. Vue d'ensemble des 17 différents scénarios simulés dans l'iPCOD. Lorsqu'il n'y a pas de restriction saisonnière de battage de pieux, la construction est supposée commencer le 1er mars. Dans le cas contraire, la construction commence le 1er mai. La construction des projets Norther et Seastar au cours de la même année est supposée se chevaucher (O) ou être en série (Se). La construction a été simulée soit avec un calendrier d'empilage rapide (F) ou lent (S)

| | Scenario 1 | | | | Scenario 2 | | | | Scenario 3 | | | | | Scenario 4 | | | |
|----------------------|------------|---|------|---|------------|---|------|---|------------|---|------|---|------|------------|------|---|---|
| | A | B | C | D | A | B | C | D | A | B | C | D | E | A | B | C | D |
| Seasonal restriction | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| ADD | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| BBC | | | | | | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X |
| IHC | | | | | | | | | | | | | | | X | X | X |
| Norther & Seastar | O Se | | O Se | | O Se | | O Se | | O Se | | O Se | | O Se | | O Se | | |
| Construction | S | F | S | S | S | F | S | S | S | F | S | S | S | S | F | S | S |

Dix-sept scénarios différents ont été sélectionnés pour étudier l'impact de la gamme de mesures d'atténuation du bruit sur une population de marsouins communs (tableau 2).

2.3. Modèle provisoire des conséquences des perturbations sur la population (modèle iPCOD)

Pour évaluer les effets potentiels du bruit anthropo-génique, associé aux développements d'énergie renouvelable en mer, sur les populations de marsouins de port, le modèle provisoire iPCOD (Population Consequences of Disturbance) a été développé (Nabe-Nielsen & Harwood 2016). Dans ce modèle, la dynamique des populations est simulée sur la base des taux de naissance et de survie moyens, dérivés de données provenant d'animaux de la mer du Nord. iPCOD fonctionne rapidement, ce qui permet de comparer de nombreux scénarios différents et de prendre en compte un plus grand nombre d'incertitudes. Le modèle iPCOD utilise des estimations indépendantes du nombre d'animaux susceptibles d'être perturbés par l'activité en mer, combinées aux résultats d'un processus d'élicitation par des experts (Donovan et al. 2016). Il s'agit d'une approche provisoire, car les valeurs données par les experts doivent être remplacées par des valeurs dérivées de l'environnement, lorsqu'elles sont disponibles (Nabe-Nielsen & Harwood 2016). L'iPCOD n'inclut pas actuellement la régulation de la population en fonction de la densité. Par conséquent, une population dont la taille est

réduite à la suite d'une activité de perturbation ne pourra se rétablir que lorsque l'activité de perturbation cessera si la population augmentait en taille avant la perturbation. Veuillez noter que le modèle iPCOD n'est pas spatialement explicite. Chaque scénario a été simulé 500 fois.

Pour paramétriser le modèle, les données suivantes sont nécessaires (Nabe-Nielsen & Harwood

2016) :

- les paramètres de base du cycle de vie (par exemple, le taux de natalité, le veau, la survie des jeunes et des adultes, l'âge de la maturité) ;
- la distribution temporelle et spatiale des activités susceptibles de causer des perturbations (voir 2.1. et 2.2.) ;
- pour chacun des développements modélisés, une estimation du nombre d'ani-males qui devraient être perturbées par un jour d'empilement ;
- le nombre d'animaux qui subissent un déplacement de seuil par homme (le cas échéant) ;
- le nombre de jours résiduels de perturbation ;
- la taille de la population ;
- nombre d'années de perturbation ;
- les valeurs des paramètres déterminant la relation entre la survie ou le taux de natalité d'un individu et le nombre de jours pendant lesquels l'individu subit des perturbations ;

- la variation interannuelle prévue du taux de survie et de natalité des jumeaux et des adultes en raison des variations environnementales.

Pour les marsouins communs, ces deux dernières ont été obtenues par des experts lors du développement du modèle iPCOD.

2.3.1. Paramètres de base du cycle de vie

Le modèle iPCOD (Harwood & King 2014) comprend un script pour les marsouins communs contenant les paramètres de base du cycle de vie. Nous avons appliqué ici le faible taux de survie des adultes, car il a été déterminé comme étant plus représentatif de la population de marsouins communs de la mer du Nord (Winship & Hammond 2008).

2.3.2. Estimation du nombre d'animaux qui devraient être perturbés par une journée de battage de pieux

Comme les trois parcs éoliens simulés sont situés dans la même zone et qu'ils doivent utiliser les mêmes techniques pour installer des monopiles similaires, on a supposé que chaque parc éolien avait à la fois la même densité de marsouins et le même rayon

d'effet (de bruit). Sur la base de 13 études aériennes (de 2008 à 2016), nous avons supposé les densités de marsouins suivantes, fluctuant selon les saisons, pour le BPNS :

- March – April = 2.7 individuals/km²
- May – July = 0.9 individuals/km²
- August – September = 1.4 individuals/km²
- October – February = 0.9 individuals/km²

For these simulations, the number of animals disturbed by one day of pile driving was calculated by multiplying the density of harbour porpoise by the area affected by the piling event. Brandt *et al.* (2016) indicate that all affected individuals are classified as disturbed when noise levels are above 160 dB re 1 μ Pa_s or when porpoises are avoiding the pile driving event due to the use of acoustic deterrents. Robrecht Moelans (G-TEC) used an acoustic model to calculate the anticipated Sound Exposure Level (SEL) at various distances. From these simulations, the effect radius could be deduced for the different scenarios: scenarios 1 and 2 – 26 km, scenario 3 – 4.2 km, scenario 4 – 1 km (fig. 2) .

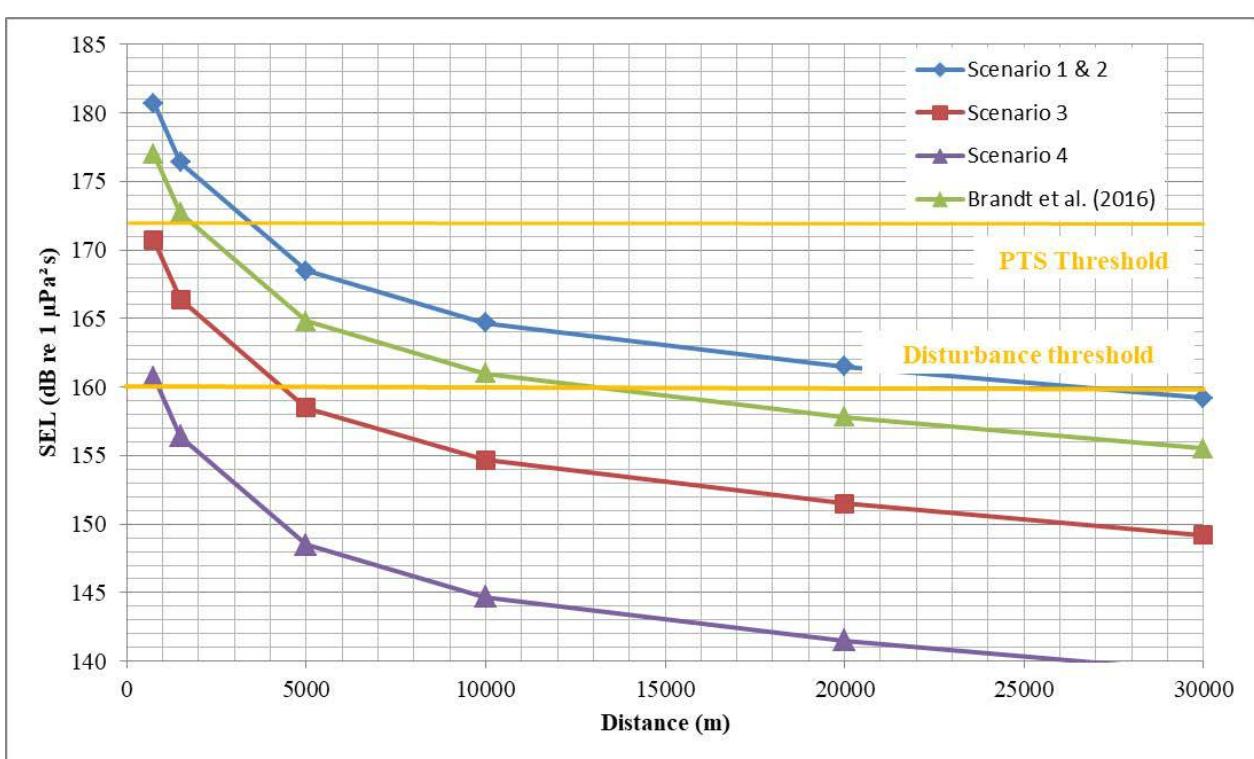


Figure 2. Niveau d'exposition acoustique prévu (SEL) re 1 μ Pa.s. pour le parc éolien offshore de Rentel selon les scénarios 1 & 2 (bleu), le scénario 3 (rouge), le scénario 4 (violet), et les données de Brandt et al. (2016) (vert) (données R Moelans, GTEC).

Tableau 3. Illustration des calendriers rapide (en haut) et lent (battage) montrant les jours où le battage a lieu (rouge) et les jours résiduels de perturbation (orange)

| Day | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | | | | |
|----------------------|---|---|---|----|----|----|----|----|---|----|----|----|----|----|
| Fast piling calendar | | | | P1 | P2 | P3 | P4 | | | | | | | |
| Day | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
| Slow piling calendar | | | | P1 | | P2 | | P3 | | P4 | | | | |

Pour les simulations avec deux parcs éoliens construits la même année, les rayons d'effet des deux parcs éoliens se chevauchaient car la distance entre ces parcs (Nord et Seastar : 15 km) était inférieure au rayon d'impact. Dans les scénarios 1 et 2, un chevauchement de 1012 km² a été calculé, ce qui a permis de réduire la superficie totale de perturbation pour les jours où les activités de construction coïncident.

2.3.3. Nombre d'animaux qui subissent un déplacement permanent du seuil (STP)

Le nombre d'animaux qui subissent un déplacement de seuil par homme est calculé de la même manière que le nombre d'animaux perturbés (c'est-à-dire la densité multipliée par la zone affectée). En supposant que les STR chez les marsouins communs se produisent à un SEL de 172 dB re 1 μ Pa²s (voir Brandt et al. 2016) et en utilisant le modèle sonore de battage de pieux mentionné ci-dessus, nous avons calculé un rayon d'effet de 3,5 km pour le scénario 1. Pour le scénario 2, une zone circulaire d'un rayon de 1 km est soustraite de la zone circulaire affectée calculée pour le scénario 1, en raison de l'hypothèse selon laquelle l'ADD fait fuir les marsouins communs jusqu'à 1 km de l'événement d'enfoncement de pieux (Brandt et al. 2012 ; 2013). La dissuasion réelle observée sera déterminée par les caractéristiques des dispositifs de dissuasion déployés (niveaux et fréquence des sources) et les conditions environnementales locales (Hermannsen et al. 2015). Le nombre d'animaux qui souffrent de STP est fixé à zéro pour les scénarios 3 et 4, car en raison des mesures d'atténuation du

bruit, une SEL > 172 dB re 1 μ Pa²s n'est dépassée que dans le premier kilomètre de la source et, dans ce cas, on suppose que les marsouins communs ont été chassés (perturbés) par l'ADD.

2.3.4. Jours résiduels de perturbation

En théorie, chaque battage de pieux pourrait entraîner deux jours résiduels de perturbation en raison de la réduction des taux de détection jusqu'à un jour avant et deux jours après le battage (Brandt et al. 2016 ; Rumes et al. 2017). En pratique, cela dépend du calendrier d'empilage. Pour les scénarios avec un calendrier à empilement rapide, il n'y avait que trois jours de perturbation résiduelle par ensemble de quatre fondations (arrondi à un par pile pour s'adapter à la structure du modèle iPCOD) contre six jours pour le calendrier à empilement lent (arrondi à deux par pile - tableau 3). Les animaux n'étaient vulnérables au STP que le premier jour de perturbation, car l'empilement ne se produit qu'un seul jour par événement d'empilement.

2.3.5. Taille de la population

La population de marsouins de la mer du Nord compte 345 000 spécimens tels que définis par SCANS III (avec des limites de confiance inférieure et supérieure de 95 % de l'abondance de 246 000 et 496 000 - Hammond et al. 2017). Cependant, pour cette étude, nous avons fixé la taille de la population locale de marsouins à 9326 individus, c'est-à-dire - à ce moment-là - le nombre maximum de marsouins

Tableau 4. Vue d'ensemble des résultats des 17 scénarios simulés avec le modèle iP COD, montrant la diminution médiane (%) de la taille de la population de marsouins et le risque supplémentaire d'une diminution de 1 % et 5 % de la population de marsouins entre une population non perturbée (base : pas de battage de pieux) et une population perturbée (construction de trois parcs éoliens) six ans après le début du calendrier de battage sous quatre régimes réglementaires différents. Lorsqu'il n'y a pas de restriction saisonnière de battage de pieux, la construction est supposée commencer le 1er mars. Dans le cas contraire, la construction commence le 1er mai. La construction des projets Norther et Seastar se fait la même année, soit par chevauchement (O), soit en série (S). La construction a été simulée soit avec un calendrier de battage rapide (F) soit avec un calendrier de battage lent (S). Les probabilités dépassant 50 % ou 10 % sont indiquées respectivement en rouge ou en gras

| Regulatory regime | Scenario 1 | | | | Scenario 2 | | | | Scenario 3 | | | | | Scenario 4 | | | |
|---|------------|------|------|------|------------|------|------|------|------------|------|------|------|------|------------|------|------|------|
| | A | B | C | D | A | B | C | D | A | B | C | D | E | A | B | C | D |
| Seasonal restriction | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| ADD | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| BBC | | | | | | | | | | X | X | X | X | X | X | X | X |
| IHC | | | | | | | | | | | | | | | X | X | X |
| Norther & Seastar | O S | | O S | | | | | | | | | | | | O S | | |
| Construction speed | S | F | S | S | S | F | S | S | S | F | S | S | S | S | F | S | S |
| Median decrease in porpoise population (in %) | 6.71 | 5.12 | 4.56 | 5.72 | 5.39 | 3.61 | 4.28 | 4.69 | 0.18 | 0.07 | 0.13 | 0.20 | 0.49 | 0.03 | 0.00 | 0.00 | 0.02 |
| Added risk 1% decline | 0.72 | 0.71 | 0.67 | 0.68 | 0.61 | 0.56 | 0.67 | 0.67 | 0.05 | 0.00 | 0.03 | 0.05 | 0.10 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| Added risk 5% decline | 0.76 | 0.49 | 0.46 | 0.63 | 0.57 | 0.30 | 0.38 | 0.47 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

et a supposé que toute cette population pourrait potentiellement être affectée par le battage de pieux (c'est-à-dire qu'elle pourrait se déplacer dans le rayon d'impact). Nous avons choisi d'utiliser cette population réduite pour souligner les différences entre les scénarios de gestion.

2.3.6. Années de perturbation

Il faut trois ans pour construire les trois parcs éoliens (entre 2017 et 2019), mais le nombre d'années d'empilement est fixé à quatre. Comme le modèle iP-COD exige que la date de début des années d'empilement soit le début de la saison de reproduction, c'est-à-dire le premier juin pour les marsouins communs, le calendrier d'empilement commence en juin 2016 et se termine en mai 2020.

3. Résultats

Un aperçu des résultats du modèle iP COD pour les différents scénarios est donné dans le tableau 4. La diminution médiane de la population de marsouins après six ans a dépassé 1 % pour tous les scénarios où le bruit du battage de pieux n'a pas été réduit. Pour ces scénarios, le risque supplémentaire d'une diminution de 1 % de la population de

marsouins (due uniquement aux effets du battage de pieux) était supérieur à 50 %.

La réduction du nombre de jours supplémentaires de perturbation dans le cadre du calendrier de battage rapide des pieux a permis de réduire considérablement le risque de déclin de la population de marsouins (par exemple, de 35 et 47 % respectivement dans les scénarios 1 et 2 pour un déclin de 5 %).

L'utilisation d'une restriction saisonnière de l'empilement (début des travaux en mai plutôt qu'en mars) et d'un dispositif de dissuasion acoustique a réduit l'impact sur la population de marsouins, mais cet effet était mineur par rapport à celui de la réduction du bruit sous-marin excessif du rideau à grosses bulles simulé (BBC). Ici, nous avons prévu qu'un tel système d'atténuation du bruit réduirait le bruit de battage de 10 dB re 1 μ Pa/s, ce qui a permis de réduire le rayon de perturbation de 26 à 4,2 km. La réduction supplémentaire de 10 dB re 1 μ Pa/s du bruit de battage, obtenue en ajoutant un deuxième type de réduction du bruit (écran IHC), réduirait théoriquement le rayon d'impact à environ 1 km, ce qui explique pourquoi il n'y a pratiquement pas d'impact sur les populations de marsouins dans le scénario 3.

Le fait de construire deux parcs éoliens la même année a un double effet. D'une part, plus de marsouins sont dérangés pendant une seule année de construction, ce qui est particulièrement vrai pour la construction en série de deux parcs éoliens. D'autre part, la population de marsouins n'est soumise qu'à deux ans de travaux de battage de pieux. Dans ces scénarios, la construction de deux des trois parcs éoliens au cours de la même année a été moins préjudiciable à la population de marsouins que trois années de construction consécutives. Dans ce modèle, cela est particulièrement vrai pour les parcs éoliens qui sont situés à proximité, car un chevauchement dans l'espace et le temps de la perturbation réduira le nombre de marsouins touchés. On peut réduire ce phénomène en réduisant ou en éliminant le nombre de fondations installées par

battage de pieux. La première solution pourrait consister à installer des fondations moins nombreuses et plus grandes, tandis que la seconde nécessiterait l'utilisation d'une technique d'installation différente, telle que le seu d'aspiration. Une autre façon de minimiser l'impact consiste à éviter les travaux de construction pendant les périodes de forte densité de marsouins ou lorsque les animaux sont particulièrement sensibles aux perturbations. Dans nos simulations, le report de deux mois du début des travaux (du 4 mars au 4 mai) a permis de réduire considérablement le risque. Le principal avantage de cette mesure est qu'elle est facilement applicable. Les principaux inconvénients sont qu'elle nécessite une bonne connaissance de la variabilité interannuelle des densités de marsouins de mer.

4.2. Effet de l'atténuation du bruit

4.1. Effet d'une restriction saisonnière du battage de pieux

Dans le modèle iPCOD, le principal facteur qui déterminera l'impact sur la population de marsouins. Dans le modèle iPCOD, l'atténuation du bruit influe sur l'impact sur la population de marsouins en réduisant la zone de perturbation. Une réduction du niveau d'exposition au bruit (SEL) de 10 dB re 1 μ Pa a entraîné une réduction de la zone de perturbation de 97%. En conséquence, indépendamment des autres facteurs (empilement rapide ou lent / construction d'un ou plusieurs parcs par an), aucun impact majeur sur la population de marsouins n'a été observé. Une atténuation efficace du bruit semble donc être le moyen le plus prometteur pour réduire les impacts sur le niveau de population des marsouins. Cependant, les premières mesures de Rentel indiquent que les niveaux de bruit sont plus élevés que prévu, même avec la BBC (chapitre 2).

4.3. Effet de la construction simultanée

Lorsque la construction de plusieurs parcs éoliens au cours d'une même année se chevauchait dans l'espace et dans le temps, il en résultait une réduction du nombre de jours de perturbation des marsouins et donc un impact plus faible sur la population que si la construction ne se chevauchait pas dans l'espace et dans le temps.

4. Discussion

Le gouvernement belge prévoit de doubler le nombre de parcs éoliens offshore opérationnels d'ici 2020 (voir chapitre 1). À l'échelle de la mer du Nord, la construction de parcs éoliens offshore devrait augmenter au cours des 30 prochaines années. L'impact sonore du battage de pieux sur les populations de marsouins communs reste l'une des principales préoccupations identifiées par le groupe de travail intergouvernemental sur le cadre d'évaluation environnementale cumulative (CEAF). À l'heure actuelle, les différents pays de la mer du Nord ont tous défini des régimes réglementaires différents en ce qui concerne la construction de parcs éoliens offshore et l'atténuation des bruits sous-marins d'origine humaine. Dans cette étude, nous avons utilisé le modèle iPCOD pour tester comment l'application de différentes options de gestion à la construction des mêmes parcs éoliens influencera la population de marsouins communs.

4.4. Effet du calendrier et du mauvais temps

Les conditions météorologiques ont un impact sur la vitesse de construction d'un parc éolien. Le transport des fondations et le battage des pieux ne sont pas possibles en cas de conditions météorologiques défavorables et, dans ce cas, le parc éolien sera empilé selon un calendrier de battage qui ressemblera davantage au calendrier de battage lent (par exemple, 56 fondations empilées en 149 jours à Belwind - hiver 2009-2010). Le calendrier d'empilement rapide n'est possible que dans de bonnes conditions de pesage (par exemple, 43 fondations empilées en 64 jours à Rentel - été 2017), qui - en mer du Nord - sont plus fréquentes de la fin du printemps au début de l'automne.

4.5. Quelques mises en garde

Les valeurs obtenues dans nos scénarios ne doivent pas être interprétées comme absolues ou même indicatrices de l'ampleur des changements à attendre suite à la construction des trois parcs éoliens étudiés. Elles servent simplement à identifier l'efficacité relative des mesures de gestion possibles. Comme expliqué dans la section sur la méthodologie, la taille de la population a été fixée artificiellement à un niveau bas pour exagérer les conséquences et nous permettre d'identifier les différences entre les scénarios de gestion. En outre, Marine Scotland souligne le caractère interactif du modèle iPCOD, qui a été développé pour faire face à la situation actuelle, où il existe peu de données sur la façon dont les changements de comportement et la sensibilité auditive peuvent affecter la capacité de survie et de reproduction des mammifères marins. Les valeurs fournies par les experts devraient être remplacées par des valeurs dérivées empiriquement dès qu'elles seront disponibles.

References

- Bellman, M.A., Remmers, P., Gündert, S., Müller, M., Holst, H. & Schultz-von Glahn, M. 2015. Is there a state-of-the-art regarding noise mitigation systems to reduce pile-driving noise? In J. Köppel (ed.), *Wind Energy and Wildlife Interactions*. Presentations from the CWW2015 Conference. Berlin: Springer, pp. 161-172.
- Brandt, M.J., Dragon, A., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Wahl, V., Michalik, A., Braasch, A., Hinz, C., Ketzer, C., Todeskino, D., Gauger, M., Laczny, M. & Piper, W. 2016. Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight. Assessment of noise effects. Report by BioConsult SH, IBL Umweltplanung GmbH, and Institute of Applied Ecology (IfAO), 262 p.
- Brandt, M.J., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R., Witte, S. & Nehls, G. 2012. Far-reaching effects of a seal scarer on harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (2): 222-232.
- Brandt, M.J., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R. & Nehls, G. 2013. Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. *Marine Ecology Progress Series* 475: 291-302. DOI: [10.3354/meps10100](https://doi.org/10.3354/meps10100)
- 2.0 DEME/ 2017. 2A EPCI foundations – Method statement – Noise mitigation, 50 p.
- Donovan, C., Harwood, J., King, S., Booth, C., Caneco, B. & Walker, C. 2016. Expert elicitation methods in quantifying the consequences of acoustic disturbance from offshore renewable energy developments. In A.N. Popper & A. Hawkins (eds), *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. New York: Springer, pp. 231-237.

Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Duli  re, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriess-che, S., Vigin, L., Vincx, M. & Degraer, S. 2013. The effect of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the Past to Optimize Future Monitoring Programs*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Operational Directorate Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 71-77.

Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S. 2011. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology* 2 (141): 75-84.

Haelters, J., Rumes, B., Vanaverbeke, J. & Degraer, S. 2016. Seasonal and interannual patterns in the presence of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Belgian waters from 2010 to 2015 as derived from passive acoustic monitoring. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Environmental Impact Monitoring Reloaded*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Ma-rine Ecology and Management Section, pp. 249-267.

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., B  rjesson, P., Herr, H., MacLeod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. St Andrews: Sea Mammal Research Unit, 39 p.

Harwood, J., King, S.L., Schick, R.S., Donovan, C. & Booth, C.G. 2014. A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (pcod) approach: quantifying and assessing the effects of uk offshore renewable energy developments on marine mammal popula-tions. *Scottish Marine and Freshwater Science* 5 (2). DOI : 10.7489/1486-1

Harwood, J. & King, S. 2014. Interim PCoD v1.1: a 'how to' guide, 28 p.

Hermannsen, L., Mikkelsen, L. & Tougaard, J. 2015. Review. Effects of seal scarers on harbour porpoises. Research note from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 23 p.

Lucke, K., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. & Siebert, U. 2011. The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of the Acoustical Society of America* 130 (5): 3406-3412. DOI: 10.1121/1.3626123

Marine Mammal Commission. 2007. Marine mammals and noise. A sound approach to research and management. Report to Congress from the Marine Mammal Commission, 370 p.

Nabe-Nielsen, J. & Harwood, J. 2016. Comparison of the iPCoD and DEPONS models for mod-elling population consequences of noise on harbour porpoises. Aarhus University, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy n   186, 22 p.

Rumes, B., Debusschere, E., Reubens, J., Norro, A., Haelters, J., Deneudt, K. & Degraer, S. 2017. Determining the spatial and temporal extent of the influence of pile driving sound on harbour porpoises. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Bel-gian Part of the North Sea: A Continued Move Towards Integration and Quantification*. Brus-sels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 129-141.

Rumes, B., Erkman, A. & Haelters, J. 2016. Evaluating underwater noise regulations for piling noise in Belgium and the Netherlands. In S. Degraer *et al.* (eds), *Environmental Impacts of*

Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea. Environmental Impact Monitoring Reloaded. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, pp. 37-50.

Winship, A. & Hammond, P. 2008. Assessment of the dynamics and status of harbour porpoise populations in the North Sea and European Atlantic using a population model to synthesize information on life history, abundance and bycatch. Appendix D1.2 to Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Final report on LIFE Project Number LIFE04NAT/ GB/000245.

CHAPITRE 9

LES PREMIÈRES DÉTECTIONS DE CHAUVES-SOURIS

RÉALISÉE PAR UN ENREGISTREUR ACOUSTIQUE INSTALLÉ SUR LA NACELLE DES ÉOLIENNES OFFSHORE EN MER DU NORD

BRABANT Robin¹, LAURENT Yves¹ & JONGE POERINK Bob²

¹ Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment (OD Nature), Aquatic and Terrestrial Ecology (ATECO), Marine Ecology and Management (MARECO), Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

² Ecosensys, Hoofdweg 46, 9966 VC Zuurdijk, the

Netherlands Corresponding author:

robin.brabant@naturalsciences.be

Résumé

Plusieurs espèces de chauves-souris sont connues pour migrer sur de longues distances entre leurs perchoirs d'été et d'hiver. Au cours de cette migration, une partie de la population traverse même la mer du Nord. Le développement de parcs éoliens offshore en mer du Nord pourrait donc constituer un risque pour les chauves-souris à mi-chemin de leur râpage. L'activité des chauves-souris en mer à la hauteur du rotor des turbines est inconnue. Nous avons donc installé huit détecteurs acoustiques de chauves-souris sur quatre turbines dans la partie belge de la mer du Nord. Quatre ont été installés sur la plate-forme de la pièce de transition (17 m amsl) et quatre sur la nacelle des turbines au centre de la zone balayée par le rotor (94 m amsl). Au total, 98 enregistrements de chauves-souris ont été réalisés par les huit Batcorders pendant 19 nuits différentes durant toute la période d'étude (de fin août 2017 à fin novembre 2017). Les détections à hauteur de la nacelle ont représenté environ 10 % des détections effectuées à basse altitude. Les observations faites par les détecteurs à la hauteur de la nacelle donnent une indication de l'activité des chauves-souris à cette altitude, mais ne permettent pas de tirer des conclusions solides

sur le risque de collision pour les chauves-souris, surtout pas dans la partie inférieure de la zone balayée par le rotor.

1. Introduction

Plusieurs espèces de chauves-souris du nord de l'Europe entreprennent des migrations saisonnières entre leurs perchoirs d'été et leurs zones d'hivernage. La plupart des espèces ne parcourront que des distances courtes à modérées, jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres par saison. Cependant, certaines espèces telles que la pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*), la noctule commune (*Nyctalus noctula*), la chauve-souris par-ti-colorée (*Vespertilio murinus*) et la chauve-souris de Leisler (*Nyctalus leisleri*) sont connues pour migrer sur de longues distances allant jusqu'à 2000 km de la Scandinavie et de l'Europe centrale vers des régions plus tempérées d'Europe occidentale, et retour (Arthur & Lemaire 2015 ; Hutterer et al. 2005 ; Krapp & Niethammer 2011 ; Dietz et al. 2009).

Pendant la migration, des chauves-souris ont été régulièrement trouvées dans le sud de la mer du Nord, par exemple sur des plateformes pétrolières (Boshamer & Bekker 2008 ; Russ 2000 ; Skiba 2009 ; Walter 2007 ; Brabant et al.

3. Résultats

2016). En 2013, un spécimen de pipistrelle de *Nathusius* bagué au Royaume-Uni a été trouvé aux Pays-Bas, ce qui prouve que les chauves-souris peuvent traverser la mer du Nord (Leopold et al. 2014). Lagerveld et al. (2014) rapportent des occurrences régulières de chauves-souris dans les parcs éoliens offshore néerlandais. L'activité des chauves-souris au large était généralement limitée à des périodes de temps calme, propice à la migration sur de longues distances.

La plupart des recherches sur les modèles spatio-temporels des chauves-souris en mer étaient basées sur des détections faites par des détecteurs acoustiques, enregistrant les appels d'écholocation des chauves-souris, des appels d'entrée bien en dessous de la hauteur du rotor en casu à une altitude comprise entre 15 et 26 m au-dessus du niveau moyen de la mer (amsl ; par exemple, Lagerveld et al. 2014, 2017 ; Hüppop & Hill 2016). Hüppop & Hill (2016) affirment que les chauves-souris migratrices pourraient ne pas être prises en compte dans ces études car elles volent probablement à des altitudes supérieures à 100 m dans des conditions de vent arrière. L'activité des chauves-souris en mer à la hauteur du rotor des turbines reste donc inconnue (Lagerveld et al. 2017).

Compte tenu de l'augmentation des parcs éoliens dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS) et dans l'ensemble de la mer du Nord, il est urgent de mieux comprendre la distribution altitudinale des chauves-souris en mer et le risque de collision qui en découle pour les chauves-souris, un taxon en dénivélé global. C'est pourquoi l'Institut royal des sciences naturelles de Belgique a étudié l'activité des chauves-souris à hauteur de nacelle sur quatre turbines dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS) à la fin de l'été - automne 2017.

2. Matériel et méthodes

Nous avons installé huit enregistreurs à ultrasons (Batcorder 3.0/3.1 EcoObs Ltd., Allemagne) sur quatre éoliennes différentes du parc éolien C-Power sur le Thornton Bank dans le BPNS (fig. 1). Quatre batcorders ont été installés sur la plate-forme de la pièce de transition des turbines, à environ 17 m amsl, et quatre ont été installés sur la plate-forme de treuillage de l'hélicoptère à l'arrière de la nacelle, à 94 m amsl (fig. 2). Nous avons effectué des enregistrements du spectre complet au format RAW (taux d'échantillonnage : 500 kHz ; qualité d'enregistrement : 20 ; amplitude de seuil [sensibilité] : -27/-36 dB ; post-trigger : 400 ms ; fréquence de seuil [sensibilité] : 16 kHz). Les Batcorders ont été installés le 20 août 2017 et ont été opérationnels jusqu'au 30 novembre.

Les chauves-souris ont été enregistrées pendant toute la période d'étude, de fin août à fin novembre. Au total, 98 enregistrements de chauves-souris ont été effectués par les huit Batcorders. Tous les appels d'écholocation ont été identifiés comme étant des appels de la pipistrelle de l'espèce *Pipistrellus nathusius*. L'activité des chauves-souris a été réenregistrée pendant 19 nuits différentes (tableau 1 et fig. 3). Tous les Batcorders ont enregistré au moins une chauve-souris, à l'exception de l'enregistreur installé sur la nacelle de la turbine J1. Seuls neuf enregistrements ont été effectués à la hauteur de la nacelle. Le nombre d'enregistrements effectués à la hauteur de la nacelle était significativement inférieur au nombre de détections effectuées à basse altitude.

Tableau 1. Nombre d'enregistrements de chauves-souris par Batcorder du 22 août au 30 novembre 2017. Bas, détections à 17 m amsl ; haut, détections à la hauteur de la nacelle (94 m amsl) ; enregistrements, nombre d'enregistrements de chauves-souris ; DP10, détection positive 10 minutes

| Turbine | Height | Records | DP10 |
|--------------|--------|-----------|-----------|
| G01 | Low | 23 | 11 |
| | High | 2 | 1 |
| H02 | Low | 26 | 16 |
| | High | 6 | 4 |
| I1 | Low | 17 | 10 |
| | High | 1 | 1 |
| J1 | Low | 23 | 14 |
| | High | 0 | 0 |
| Total | | 98 | 57 |

Pour stabiliser le nombre élevé d'enregistrements causés par un individu résidant près de l'enregistreur, les enregistrements ont été convertis en dix minutes de détection positive (DP10), ce qui signifie qu'une période de dix minutes est considérée comme positive si elle contient au moins un appel de chauve-souris (par exemple, un spécimen produisant 100 appels en 10 minutes et un spécimen n'appelant

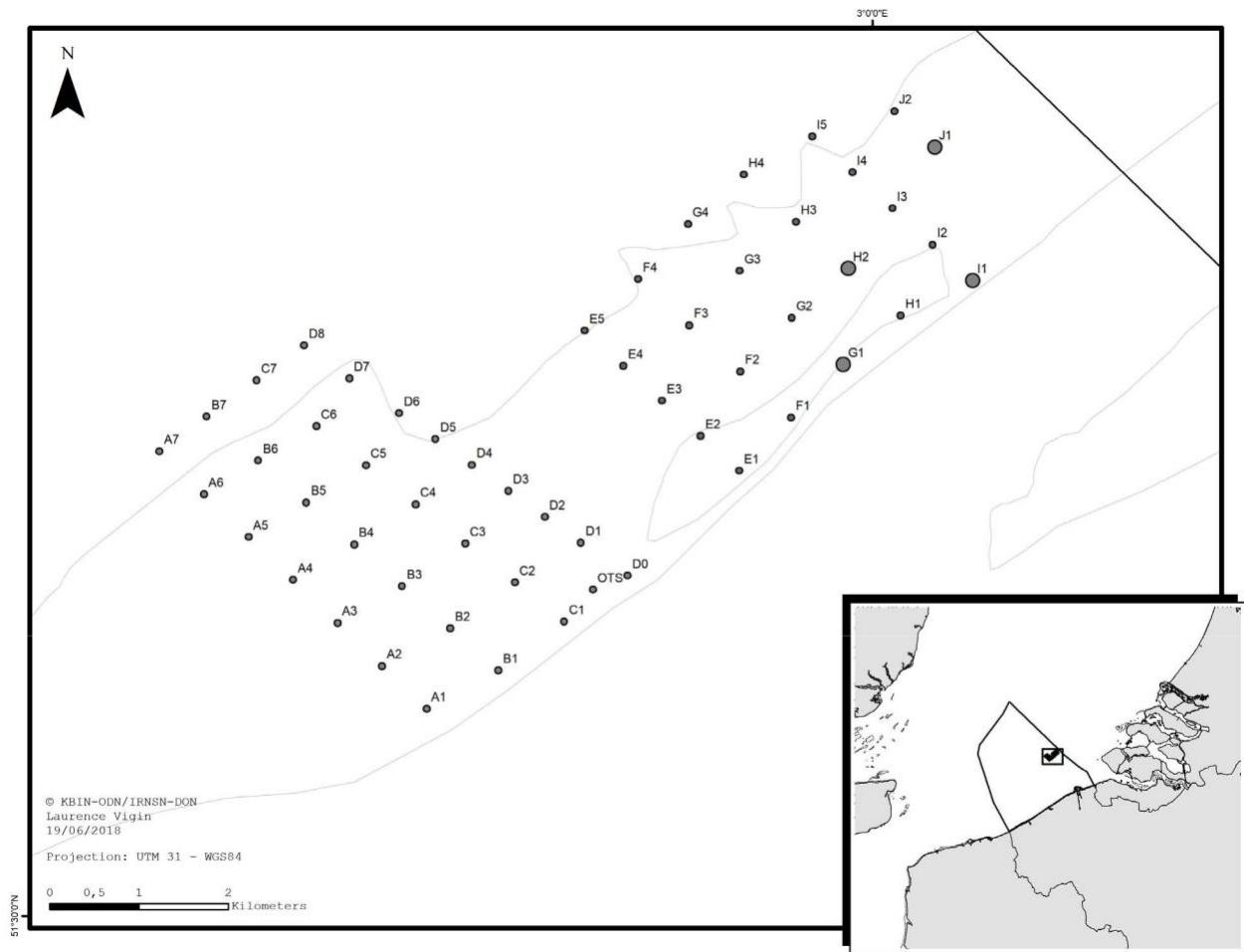


Figure 1. Plan du parc éolien C -Power sur le Thornton Bank dans la partie belge de la mer du Nord. Chaque point représente une éolienne. Les turbines G1, H2, I1, J1 (indiquées par les gros points), situées au nord-est du parc éolien, ont été équipées de deux Batcorders chacune (un sur la pièce de transition - 17 m amsl et un sur la nacelle - 94 m amsl).

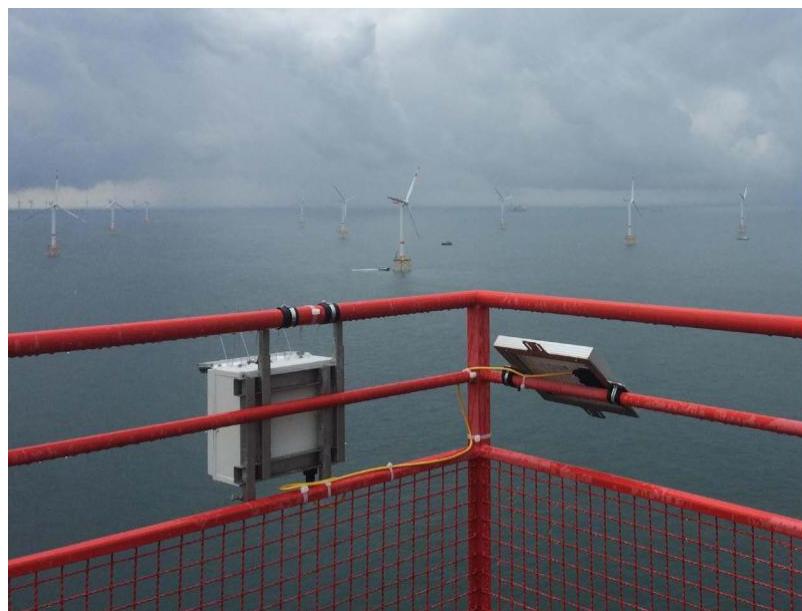


Figure 2. Batcorder installé sur la plate-forme de treuillage de l'hélicoptère à l'arrière de la nacelle de la turbine I1.

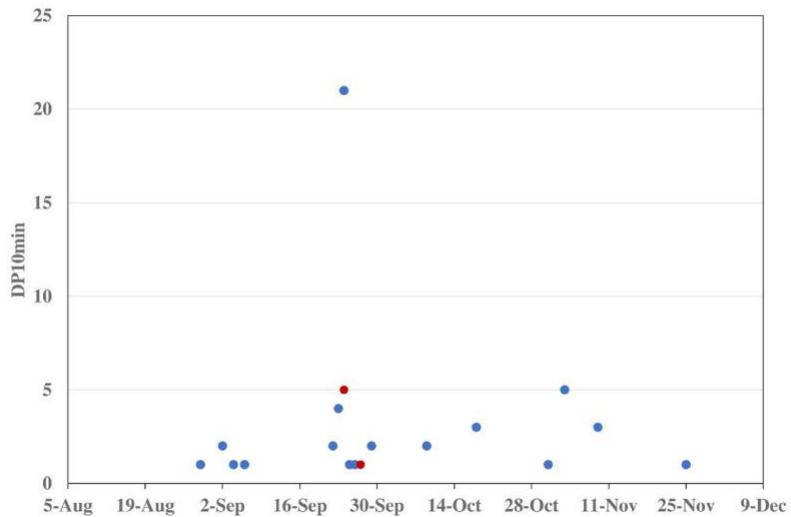


Figure 3. Détection positive 10 minutes (DP10) des Batcorders à basse altitude (bleu) et à hauteur de nacelle (rouge), pendant toute la période d'étude.

une fois sont évalués de la même manière et rendent un DP10). Les détections à la hauteur de la nacelle étaient d'environ 10 % des détections effectuées à basse altitude (tableau 1). La figure 3 montre la présence de chauves-souris (DP10), telle qu'enregistrée par les enregistreurs à basse altitude et les enregistreurs à haute altitude, tout au long de la saison de surveillance.

4. Discussion

Tous les enregistrements réalisés au cours de cette étude concernaient la pipistrelle de *Nathusius*. Cela est conforme aux études similaires de Lagerveld et al. (2014 ; 2017, encadré 1) . Nos résultats confirment que la majorité de l'activité migratoire de la pipistrelle de *Nathusius* a lieu entre la mi-août et la fin septembre (Lagerveld et al. 2014). Les analyses ultérieures de ces données se concentreront sur l'impact des conditions environnementales (par exemple, la vitesse et la direction du vent) et de l'activité des turbines sur l'activité des chauves-souris. Cette étude préliminaire nous

permet de conclure que les chauves-souris sont actives à haute altitude en mer, mais que cette activité est significativement plus faible que l'activité à basse altitude. Cependant, il serait prématuré de conclure que le risque de collision des chauves-souris avec les pales des turbines est donc négligeable. La portée de détection des petites chauves-souris comme la pipistrelle de *Nathusius* avec un Batcorder est plutôt limitée (15 -25 m ; Lagerveld et al. 2017) . Cela signifie qu'un Batcorder installé sur une nacelle, au mieux, couvre une portée de 70 à 130 m amsl. Le rotor des turbines C-Power atteint de 31 m à 157 m amsl. Les observations faites par les détecteurs à la hauteur de la nacelle donnent une indication de l'activité des chauves-souris à cette altitude, mais ne permettent pas de tirer des conclusions solides sur le risque de collision pour les chauves-souris, en particulier dans la partie inférieure de la zone balayée par le rotor. Il est donc nécessaire de mener des études pour évaluer l'activité des chauves-souris au point le plus bas du rotor, par exemple en installant des détecteurs acoustiques à différentes altitudes sur les mâts d'éoliennes.

Encadré 1

Présence spatiale et temporelle des chauves-souris dans la zone sud de la mer du Nord

Ce texte est le résumé du rapport avec référence : Sander Lagerveld, Daan Gerla, Jan Tjalling van der Wal, Pepijn de Vries, Robin Brabant, Eric Stienen, Klaas Deneudt, Jasper Manshanden & Michaela Scholl, 2017. Présence spatiale et temporelle des chauves-souris dans la zone méridionale de la mer du Nord. Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C090/17, 52 p.

L'Institut royal des sciences naturelles de Belgique (IRSNB), l'Institut de recherche pour la nature et la forêt (RIOB) et l'Institut marin des Flandres (VLIZ) ont participé à la réalisation de cette étude sur les sites belges en mer et sur la côte, et ont fourni une expertise écologique générale.

Le rapport complet peut être téléchargé à l'adresse suivante <https://doi.org/10.18174/426898>

Depuis quelques années, on sait que les chauves-souris migrent régulièrement au-dessus de la mer. Comme de nombreuses études terrestres ont montré que les éoliennes peuvent causer des taux élevés de mortalité chez les chauves-souris, le Rijkswaterstaat a lancé un programme de surveillance des chauves-souris pour 2015 et 2016 afin de réduire les incertitudes quant aux impacts possibles. En même temps, Eneco a commandé un programme de surveillance des chauves-souris pour 2015 et 2016 dans le cadre du programme de suivi et d'évaluation (MEP) du parc éolien offshore Luchterduinen. En 2016, Gemini a mené une campagne de surveillance des chauves-souris dans le parc éolien Buitengaats et Wageningen Marine Research a exécuté un programme de surveillance des chauves-souris sur la plate-forme P6-A de Wintershall et la station de recherche offshore FINO3 la même année. L'effort de surveillance conjoint a porté sur 12 sites différents en mer et 5 sites sur la côte.

Les objectifs spécifiques de ces programmes de moni-toring sont une évaluation de :

- la composition des espèces en mer et sur la côte ;
- le schéma spatio-temporel
- de l'événement, y compris la hauteur de vol ;
- la relation entre les conditions environnementales et
- l'apparition de chauves-souris ;
- la fonction de la mer territoriale néerlandaise pour les chauves-souris ;

Les résultats de la surveillance de la côte ont montré que le pip-istrelle de Nathusius est très commun pendant les migrations de printemps et d'automne, mais qu'il est également régulier pendant tout l'été. C'est également l'espèce la plus fréquemment enregistrée en mer, bien que beaucoup moins fréquemment que sur la côte. En mer, il a été observé de fin août à fin octobre (et une observation en novembre), et - dans une moindre mesure - de début avril à fin juin. En juillet, il n'y a pas eu de relevés jusqu'à la mi-août. Le schéma d'occurrence observé

correspond à des études antérieures de surveillance en mer dans la mer du Nord allemande et néerlandaise. En raison d'une quantité limitée de données au printemps, nous avons analysé la présence/absence de pipistrelle de *Nathusius* par nuit de la mi-août à la fin octobre. Au cours de cette période, l'activité des chauves-souris a été enregistrée pendant 11 % des nuits en mer et pendant 66 % des nuits sur la côte. Le nombre plus élevé de nuits sur la côte peut refléter la proportion relative de chauves-souris migrant sur la côte et en mer, mais les chiffres sur la côte sont probablement plus élevés en raison de l'effet d'entonnoir, tandis que la migration en mer est susceptible de suivre un large front en raison de l'absence de mesures de guidage du paysage. Cependant, les densités locales en mer peuvent également être gonflées car les chauves-souris sont susceptibles d'être attirées par les structures offshore. Par conséquent, sur la base des seules données des détecteurs de chauves-souris, nous ne pouvons pas estimer la proportion de chauves-souris migrant le long des côtes et au-dessus de la mer.

En raison des différences entre les occurrences en mer et sur la côte, nous avons développé un modèle statistique pour les stations offshore et un autre pour les stations côtières. Nous avons modélisé la présence/absence par nuit en fonction de divers paramètres météorologiques, de l'éclairage de la lune, des coordonnées spatiales et de la nuit dans l'année, de la mi-août à la fin octobre. Le prédicteur le plus important de la présence de la pipistrelle de *Nathusius* en automne en mer et sur la côte est la vitesse du vent, faible à modérée, suivie par la nuit de l'année (la date). Sur la côte, leur présence augmente rapidement à partir de la mi-août et continue à être importante par la suite. En mer, l'occurrence est fortement plafonnée. La première vague d'animaux migrants se produit fin août/début septembre et la seconde fin septembre. Ensuite, les températures élevées augmentent de façon significative la présence des chauves-souris, tant sur la côte qu'en mer. La direction du vent est également importante ; en mer, les directions du vent entre le NE et le SE

(avec un pic à 94 degrés) entraînent une présence maximale, alors que c'est le cas des directions du vent entre l'E et le SO (avec un pic à 170 degrés) aux endroits côtiers. La direction optimale du vent observée en mer (94 degrés) implique que les chauves-souris traversant la mer choisissent des conditions de vent arrière, alors que la présence sur la côte semble être façonnée par un entonnoir. Par conséquent, il semble peu probable que la dérive du vent ou les tempêtes provoquent sa présence au large de notre côte occidentale. Cependant, il a été suggéré que la dérive du vent est la principale cause de l'apparition des chauves-souris au nord des îles Wadden. Nous avons également trouvé un effet d'illumination de la lune dans les deux modèles. L'augmentation de l'illumination de la lune a augmenté la probabilité de présence en mer et sur la côte. La pluie a réduit la probabilité de présence de chauves-souris sur la côte. En revanche, nous n'avons pas trouvé d'effet pour la pluie en mer ; ainsi, les chauves-souris ont été enregistrées avec et sans pluie en mer. Une forte couverture nuageuse était négativement corrélée à la présence de chauves-souris en mer, mais positivement à la présence de chauves-souris sur la côte.

Le modèle de la mer prédit une plus grande probabilité de présence dans le coin nord-ouest de la zone d'étude. Cependant, nous pensons qu'il s'agit d'un artefact causé par le nombre relativement élevé de nuits avec activité de chauves-souris sur la plate-forme P6A, en comparaison avec la présence sur les autres sites de surveillance en mer. Il s'agit peut-être d'une simple coïncidence, mais il est également possible qu'un modèle spatial de l'activité des chauves-souris en mer soit réellement présent. Par exemple, si les chauves-souris suivent leur

direction de la migration (WSW) après avoir quitté l'Afsluitdijk, ils passeront à proximité du P6-A. L'activité des chauves-souris enregistrée sur les sites de surveillance du littoral (entre 22 et 25 km de la côte) atteint son maximum environ 4 heures après le crépuscule. Il semble probable que ces animaux soient partis la même nuit de la côte. Cependant, l'activité des chauves-souris dans les endroits plus au large (entre 58 et 69 km de la côte) commence souvent près du crépuscule. Cela signifie que ces animaux doivent avoir passé la journée sur le site de surveillance en mer ou à proximité. Ce schéma d'occurrence signifie que l'activité des chauves-souris observée à une nuit donnée peut dépendre de leur décision de départ la nuit précédente, voire plus tôt. D'autres espèces ont été enregistrées au cours de cette étude, notamment la pipistrelle commune qui a été occasionnellement enregistrée au large, mais qui était commune sur la côte tout au long de la saison de surveillance. Les nyctaloïdes ont été enregistrés de façon peu commune au large de juin à octobre et de mai à fin octobre sur la côte. Les nyctaloïdes identifiés au niveau des espèces comprenaient la noctuelle commune, la chauve-souris particulière, la chauve-souris de Leister, la chauve-souris du Nord et la chauve-souris sérotinoïde. Les chauves-souris des étangs n'ont pas été recensées au large, mais elles étaient régulières à l'Afsluitdijk et rares ailleurs le long de la côte. Enfin, il y a eu quelques enregistrements occasionnels de chauves-souris de Daubenton et de pipistrelles Soprano sur la côte.

Les résultats de cette étude montrent que la présence de chauves-souris en mer est très saisonnière, ce qui indique que les individus enregistrés en mer sont en migration. La période de pointe s'étend de

fin août à fin septembre. Ensuite, elle se stabilise tout au long du mois d'octobre. La migration printanière est beaucoup moins prononcée, mais sa durée semble assez étendue : de fin mars à fin juin. Il est rare de trouver des chauves-souris en juillet et début août. Sur la côte, les chauves-souris sont beaucoup plus fréquentes en général et leur présence est à la fois déterminée par des mouvements de mi-félicitations et par la présence d'individus fouisseurs issus des populations locales. Par conséquent, la période pertinente pour considérer la présence de chauves-souris en mer au large de la côte occidentale des Pays-Bas et de la Belgique semble être du 15 mars au 30 juin et du 15 août au 31 octobre, alors que les chauves-souris doivent être considérées comme la totalité de la saison active sur la côte. Sur la base des résultats de surveillance des études 2012-2014, une mesure d'atténuation de précaution a été émise en utilisant 5 m/s comme vitesse de vent de coupure pour les parcs éoliens dans la région de Borssele pendant la période du 15 août au 1er octobre. L'étude actuelle montre cependant que d'autres paramètres environnementaux, en plus de la vitesse du vent, sont également importants. Le modèle développé dans cette étude est susceptible de prédire la présence de chauves-souris en mer de manière plus précise, malgré le fait que le modèle puisse être amélioré. Afin d'améliorer le modèle de la mer, il est recommandé de poursuivre la surveillance en mer afin d'augmenter le nombre d'observations dans l'ensemble de données. Le modèle peut, en outre, être amélioré en effectuant une surveillance dans une grille plus dense afin de révéler des modèles spatiaux et d'inclure des informations sur la disponibilité des insectes (carburant pour la migration des chauves-souris). En outre, nous avons un besoin urgent de données de surveillance provenant d'altitudes plus élevées, car la migration des chauves-souris peut se produire à des altitudes dépassant la portée de détection du réseau de surveillance actuel en mer.

References

- Arthur, L. & Lemaire, M. 2015. *Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*.
Mèze/Paris : Éditions Biotope, coll. « Parthénope ».
- Boshamer, J.P.C. & Bekker, J.P. 2008. Natusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51 (1): 17-36.
- Brabant, R., Laurent, Y., Lafontaine R.-M., Vandendriessche, B. & Degræer, S. 2016. First offshore observation of parti-coloured bat *Vespertilio murinus* in the Belgian part of the North Sea. *Bel-gian Journal of Zoology* 146 (1): 62-65.
- Dietz, C., Helversen, O. & Nill, D. 2009. *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*.
London:
A. & C. Black.
- 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, T., Meyer-Cords, C. & Rodrigues, L. 2005. Bat migrations in Europe: a re-view of banding data and literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 28: 1-176.
- Krapp, F. & Niethammer, J. 2011. *Die Fledermäuse Europas*. Wiebelsheim: AULA Verlag.
- 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., Gerla, D., Tjalling van der Wal, J., de Vries, P., Brabant, R., Stienen, E., Deneudt, K., Manshanden, J. & Scholl, M. 2017. Spatial and temporal occurrence of bats in the Southern North Sea area. Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C090/17, 52 p.
- Leopold, M.F., Boonman, M., Collier, M.P., Davaasuren, N., Fijn, R.C., Gyimesi, A., de Jong, J., Jongbloed, R.H., Jonge Poerink, B., Kleyheeg-Hartman, J.C., Krijgsveld, K.L., Lagerveld, S., Lensink, R., Poot, M.J.M., van der Wal, J.T. & Scholl, M. 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14.
- Russ, J.M., Hutson, A.M., Montgomery, W.I., Racey, P.A. & Speakman, J.R. 2001. The status of Natusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839) in the British Isles. *Journal of Zoology* 254: 91-100.
- Skiba, R. 2009. *Europäische Fledermause*. Neue Brehm-Bücherei 648. Hohenwarsleben: Westarp Wissenschaften.
- Walter, G., Mathes, H. & Joost, M. 2007. Fledermauszug über Nord – und Ostsee – Ergebnisse aus Offshore-Untersuchungen und deren Einordnung in das bisher bekannte Bild zum Zuggeschehen. *Nyctalus* 12: 221-233.

Mémoires sur l'environnement marin

Cette série permet de diffuser des documents de recherche scientifique dans le vaste domaine des sciences marines, réalisés ou coordonnés par l'Institut royal des sciences naturelles de Belgique.



RESEARCH INSTITUTE
NATURE AND FOREST



ILVO

Royal Belgian Institute of Natural Sciences

www.naturalsciences.be

Operational Directorate Natural Environment

odnature.naturalsciences.be

