

RECOMMANDATIONS POUR UNE APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE DES AIRES D'IMPLANTATION D'ÉNERGIES MARINES RENOUVELABLES

Cas d'étude du parc éolien offshore de Courseulles-sur-mer



**FRANCE
ÉNERGIES
MARINES**
Editions



RECOMMANDATIONS POUR UNE APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE DES AIRES D'IMPLANTATION D'ÉNERGIES MARINES RENOUVELABLES

Cas d'étude du parc éolien offshore de Courseulles-sur-mer

AUTEURS :

Emma Araignous, Morgane Lejart et Georges Safi, **France Energies Marines**
Nathalie Niquil, Quentin Nogues et Karine Grangeré, **UMR BOREA, Université de Caen Normandie**
Gregory Beaugrand, Frida Ben Rais Lasram, Pierre Bourdaud et Juliette Champagnat, **LOG, Université du Littoral Côte d'Opale**
Jean-Claude Dauvin et Aurore Raoux, **UMR M2C, Université de Caen Normandie**
Ghassen Halouani et Ching Villanueva, **LBH, Centre Ifremer Bretagne**
Matilda Haraldsson, et Boris Leroy, **UMR BOREA, Muséum National d'Histoire Naturelle**
François Le Loc'h, **LEMAR, Université de Bretagne Occidentale**
Jean-Philippe Pagot, **EDF Renouvelables**

Tous droits réservés.

Les textes de ce rapport de recommandations sont la propriété des partenaires du projet TROPHIK (CNRS, Eoliennes offshore du Calvados, France Energies Marines, Muséum national d'histoire naturelle, Université de Caen, Université de Lille 1 Sciences et Technologies et Université du Littoral Côte d'Opale). Ils ne peuvent être reproduits ou utilisés sans citer la source et sans autorisation préalable. Les photos, les schémas et les tableaux (*sauf indication contraire*) sont protégés par le droit d'auteur. Ils restent la propriété des partenaires du projet TROPHIK et ne peuvent être reproduits sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, sans l'autorisation écrite préalable des partenaires du projet TROPHIK.

Citer le document comme ci-dessous :

Araignous E., Beaugrand G., Ben Rais Lasram F., Bourdaud P., Champagnat J., Dauvin J.-C., Grangeré K., Halouani G., Haraldsson M., Hattab T., Le Loc'h F., Leroy B., Lejart M., Niquil N., Nogues Q., Pagot J.-P., Raoux A., Safi, G. et Villanueva C.
Recommandations pour une approche écosystémique des aires d'implantation d'énergies marines renouvelables.
Cas d'étude du parc éolien offshore de Courseulles-sur-mer.
Plouzané : France Energies Marines Editions, 2019, 60 pages.
Edition : Juin 2019

Dépôt légal à parution.
Conception graphique : halynea.com

Table des matières

| | Page |
|--|-----------|
| Liste des figures | 5 |
| Liste des tableaux | 6 |
| Préface | 8 |
| 1 - Fiches récapitulatives des différents travaux effectués | 11 |
| Fiche 1 • Modélisation spatialisée en 2D des réseaux trophiques de la baie de Seine étendue... | 12 |
| Fiche 2 • Validation du modèle 0D par analyses isotopiques et tests des conclusions de l'impact de l'effet récif..... | 14 |
| Fiche 3 • Modélisation des changements climatiques par modification des aires de répartition | 16 |
| Fiche 4 • Impacts potentiels des parcs éoliens sur les mammifères marins et éléments associés de réflexion sur les mesures de compensation | 18 |
| Fiche 5 • Etude de sensibilité des indices de réseau à l'effort de pêche - Modèles Ecosim..... | 20 |
| Fiche 6 • Etude de sensibilité des indices de réseau au cumul d'impacts - Effet récif et changement climatique | 22 |
| Fiche 7 • Modèle spatial et effet de mise en réserve du parc éolien sur l'écosystème de la baie de Seine | 24 |
| Fiche 8 • Intégration du changement climatique étudié par modèles de niches écologiques dans un modèle trophique spatialisé | 26 |
| Fiche 9 • Modélisation spatiale des indices sous différents scénarios | 28 |
| 2 - Recommandations méthodologiques pour la modélisation écosystémique | 30 |
| 2.1 • Utilisation de données pertinentes | 30 |
| 2.2 • Construction du modèle | 33 |
| 2.3 • Intérêt du couplage | 36 |
| 2.4 • Conclusion | 39 |
| 3 - Recommandations d'application pour les nouvelles aires d'implantation | 40 |
| 3.1 • Approche holistique de l'étude des écosystèmes | 40 |
| 3.2 • Indicateurs fonctionnels holistiques | 41 |
| 3.3 • Stratégie d'échantillonnage intégrative | 42 |
| 3.4 • Contexte anthropique et climatique | 45 |
| 3.5 • Les parcs EMR comme zones de conservation | 46 |
| 4 - Conclusion générale | 47 |
| 4.1 • Innovations méthodologiques | 47 |
| 4.2 • Perspectives de recherche | 47 |
| 4.3 • Suivis des nouvelles aires d'implantation | 48 |
| 5 - Acronymes et définitions | 49 |
| 6 - Bibliographie | 51 |
| 7 - Notes | 56 |

| | Page |
|---|------|
| Liste des figures | |
| 1 • Carte de la zone d'étude du modèle BSE | 12 |
| 2 • Représentation du réseau trophique de la baie de Seine étendue | 12 |
| 3 • Variations temporelles de 2000 à 2015 des indicateurs basés sur les niveaux trophiques tirés du modèle Ecosim BSE..... | 13 |
| 4 • Distributions spatiales des biomasses des espèces modélisées pour l'année 2000 | 13 |
| 5 • Schéma d'une chaîne trophique et du principe d'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote | 14 |
| 6 • Schéma explicatif de l'utilisation des résultats de l'analyse isotopique des échantillons d'opportunité..... | 14 |
| 7 • Distribution des densités de probabilité des proportions de chaque source alimentaire de <i>Mustelus sp.</i> | 15 |
| 8 • Boxplots des indices de réseau pour les trois modèles LIM-MCMC | 15 |
| 9 • Illustration de l'approche hiérarchique de modélisation dans l'espace géographique | 16 |
| 10 • Représentation de l'espace des variables température et salinité | 16 |
| 11 • Exemple de résultats de la modélisation de l'aire de répartition de <i>Pecten maximus</i> pour les scénarios : actuel, RCP 2.6 et RCP 8.5 | 17 |
| 12 • Zones d'influence sonore pour les mammifères marins | 18 |
| 13 • Schéma de la séquence ERC | 19 |
| 14 • Schéma de la méthodologie adoptée pour l'étude de sensibilité des indicateurs | 20 |
| 15 • Sélection des indicateurs les plus sensibles à l'effort de pêche pour chaque stratégie | 21 |
| 16 • Les 16 modèles mis en place | 22 |
| 17 • Différences observées sur les indices de réseau entre le modèle de référence et les modèles incluant l'effet récif et/ou l'effet du changement climatique | 23 |
| 18 • Les trois régions du modèle Ecospace de la baie de Seine étendue | 24 |
| 19 • Evolution des biomasses, des captures et des indices de niveau trophique suite à la fermeture du parc..... | 25 |
| 20 • Exemple de carte de préférence environnementale utilisée dans Ecospace pour l'espèce <i>Solea solea</i> sous le scénario RCP 8.5 | 26 |
| 21 • Variation de la biomasse relative de chaque compartiment pour les scénarios RCP 2.6 et RCP 8.5 en comparaison au modèle actuel | 27 |
| 22 • Comparaison de la biomasse relative moyenne finale et de la biomasse relative moyenne initiale de chaque compartiment sous le scénario RCP 8.5 avec les valeurs initiales du scénario actuel. | 27 |
| 23 • Méthodologie utilisée pour la création des cartes d'indices de réseau | 28 |
| 24 • Cartes de quatre indices de réseau sous l'effet réserve 100% | 29 |
| 25 • Cartes des indices de réseau pour les modèles de changement climatique sous scénario RCP 8.5, exprimés en pourcentages de différence avec le modèle actuel | 29 |
| 26 • Campagne d'échantillonnage en mer..... | 30 |

| | | |
|----|---|----|
| 27 | • Exemple d'espèces composant le zooplancton..... | 31 |
| 28 | • Exemple d'espèces composant le phytoplancton..... | 32 |
| 29 | • Bouée instrumentée haute fréquence SMILE | 32 |
| 30 | • Appareil digestif de seiche commune <i>Sepia officinalis</i> | 33 |
| 31 | • Schéma d'une chaîne trophique et du principe d'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote | 34 |
| 32 | • Développement de biofouling sur un câble d'export électrique sous-marin | 35 |
| 33 | • Les différents modes de pêche pratiqués en baie de Seine | 36 |
| 34 | • Exemple de résultat de la modélisation de la distribution spatiale potentielle de <i>Pecten maximus</i> pour le scénario actuel..... | 38 |
| 35 | • Les 11 descripteurs du Bon Etat Ecologique de la Directive Cadre Stratégique sur le Milieu Marin | 40 |
| 36 | • Représentation du réseau trophique de la baie de Seine étendue | 41 |
| 37 | • Echantillon de faune benthique collecté lors d'une campagne en mer | 42 |
| 38 | • Schéma expliquant deux types de migration du plancton | 43 |
| 39 | • Benne Hamon utilisée pour le prélèvement de sédiments et de la faune benthique associée | 44 |
| 40 | • Schématisation du cumul de certaines pressions s'appliquant sur un écosystème marin | 45 |
| 41 | • Espèces couramment retrouvées en baie de Seine | 46 |

Liste des tableaux

Page

| | | |
|---|---|----|
| 1 | • Experts extérieurs au consortium ayant collaborés aux recherches du projet TROPHIK | 10 |
| 2 | • Correspondance entre la provenance de la donnée d'entrée du modèle Ecopath, l'index et l'intervalle de confiance alloué..... | 31 |

Remerciements

Ce travail a bénéficié d'une aide de l'Etat gérée par l'Agence Nationale de la Recherche au titre du Programme Investissements d'Avenir portant la référence ANR-10-IEED-0006-12, ainsi que de France Energies Marines.

Direction scientifique et coordination

Nathalie Niquil

Directrice de recherche CNRS en Modélisation et caractérisation des propriétés de fonctionnement des réseaux trophiques en milieu littoral. Responsable de l'axe « changements globaux » et de la problématique « Energies Marines Renouvelables » au sein de l'UMR BOREA.

Georges Safi

Chargé de recherche à France Energies Marines, Docteur en Biologie marine sur les thèmes indicateurs de l'état de santé et de fonctionnement des écosystèmes.

Morgane Lejart

Responsable du Programme Intégration environnementale des Energies Marines Renouvelables à France Energies Marines, Docteur en Biologie marine.

Collecte des informations, synthèse et rédaction

Emma Araignous

Ingénieure d'études à France Energies Marines, spécialiste de la modélisation écosystémique.

Préface

Le besoin d'une gestion intégrée et holistique de la gouvernance des écosystèmes marins est une vision bien établie aujourd'hui (de Jonge 2003, 2007, UNEP 2011 ; Rodriguez 2017 ; Safi *et al.* 2019). La gestion intégrée des écosystèmes souligne la nécessité pour les gestionnaires de comprendre et de prendre des décisions sur la base d'une vision holistique des changements pouvant toucher les réseaux trophiques dans leur globalité, et de s'affranchir ainsi de la vision segmentée des différents compartiments pris séparément (Curtin et Prellezo, 2010 ; Raoux *et al.*, 2017 ; 2018, de Jonge *et al.*, 2019). Cette volonté s'est traduite par différentes directives européennes qui ont été établies depuis le début des années 2000, telles que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (EC, 2000), la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (EC, 2008) ou la Directive Cadre pour la Planification de l'Espace Maritime (DC-PEM) (EC, 2014). Ces objectifs européens fixés par les différentes directives ont été traduits sur le plan national par la Stratégie Nationale pour la Mer et le Littoral (SNML) et sa déclinaison au niveau des façades avec le Document Stratégique de Façade (DSF) et touchent ainsi toute activité ou projet en mer.

Dans le contexte de développement des énergies marines renouvelables en France, le rapport de recommandations réalisé dans le cadre du projet TROPHIK (ANR-10-IEED-0006-12) est une première approche française d'une étude intégrée sur les changements écosystémiques liés à l'implantation d'un parc éolien en mer. Ce projet portait sur le développement d'une approche écosystémique des énergies marines renouvelables (EMR). Plus précisément, il visait à modéliser le rôle des éoliennes offshore dans la modification du fonctionnement des réseaux trophiques côtiers tout en considérant le contexte local dans lequel elles s'intègrent parmi de nombreuses ac-

tivités anthropiques déjà en place. Les objectifs du projet se déclinaient de la façon suivante :

- Modéliser le fonctionnement actuel du réseau trophique sur le bassin du futur parc éolien de Courseulles-sur-mer et son intégration spatiale par les flux d'advection et de migration (modèle en deux dimensions de la pointe de Barfleur à la Picardie englobant toute la baie de Seine).
- Analyser la sensibilité de ce fonctionnement aux effets potentiels de la construction et de l'exploitation des éoliennes (ex. colonisation des surfaces dures et impact sur les substrats meubles environnants). Cette partie comprend un zoom méthodologique sur le verrou scientifique que représente la quantification de l'incertitude associée aux propriétés fonctionnelles de l'écosystème afin de pouvoir réaliser des comparaisons statistiques entre scénarios. Un focus était placé sur les propriétés écologiques considérées comme indicateurs de santé des écosystèmes dans le cadre de l'application de la DCSMM (au niveau du MTES et de la convention OSPAR).
- Conduire une première approche de l'analyse du cumul d'impacts au regard des indicateurs de Bon Etat Ecologique du Descripteur Réseau Trophique (D4) de la DCSMM, en intégrant deux activités anthropiques (EMR et pêche) et la modification des aires de répartition des espèces due aux changements climatiques.

Le consortium du projet était formé de quatre partenaires : Université de Caen Normandie, CNRS, France Energies Marines et Eoliennes Offshores du Calvados. Il est ainsi constitué d'écologues, biologistes, modélisateurs et développeurs de projets EMR. De nombreux échanges et collaborations avec des experts (Tab. 1) ont permis d'alimenter les recherches conduites dans le projet.

Le projet TROPHIK a permis de poser les bases d'une méthodologie permettant le passage de la vision sectorielle des études d'impact environnemental vers une approche fonctionnelle et holistique.

Le présent document a pour but de présenter synthétiquement les résultats du projet. Dans cette optique, son élaboration a fait l'objet de réunions dédiées permettant des échanges directs entre partenaires du projet.

Le rapport est construit comme suit :

- Une première partie est consacrée à **des fiches récapitulatives** présentant l'objectif, la méthode et les résultats principaux ainsi que les personnes impliquées dans la valorisation scientifique qui en a découlée ;
- La deuxième partie regroupe des **recommandations méthodologiques** concernant les outils et techniques utilisés et leur application, ainsi que des **recommandations globales** sur les résultats tirés de l'étude pour les nouvelles aires d'implantation.



| Nom | Structure | Domaine d'expertise |
|---------------------|---|--|
| BACHER Cédric | Ifremer (Brest) | Ecologie benthique et modélisation |
| BRIND'AMOUR Anik | Ifremer (Nantes) | Ecologie trophique et halieutique |
| CARLIER Antoine | Ifremer (Brest) | Ecologie benthique et modélisation |
| CRESSON Pierre | Ifremer (Boulogne-sur-mer, Port-en-Bessin) | Ecologie trophique et halieutique |
| DAMBACHER Jeffrey | CSIRO | Cumuls d'impacts, modélisation qualitative |
| DEGRAER Steven | Royal Belgian Institute of Natural Sciences | Impacts environnementaux des éoliennes en mer du Nord |
| ELDER Jean-François | Réserve naturelle nationale du domaine de Beauquillot | Mammifères marins |
| ERNANDE Bruno | Ifremer (Boulogne-sur-mer) | Structure et fonctionnement des écosystèmes marins côtiers |
| FOUCHER Eric | Ifremer (Port-en-Bessin) | Evaluation du stock de coquille Saint-Jacques <i>Pecten maximus</i> en baie de Seine |
| FRANCOU Marie | Groupe Mammalogique Normand | Mammifères marins |
| GALLY François | Groupe d'Etudes des Cétacés du Cotentin | Mammifères marins |
| GIRARDIN Valérie | Université de Caen | Analyses statistiques |
| MARCHAL Paul | Ifremer (Boulogne-sur-mer, Port-en-Bessin) | Ecologie trophique et halieutique |
| MARTINEZ Ludivine | Cellule Cohabys | Interactions activités humaines et prédateurs supérieurs marins |
| MISKO Pierre | Biotope | Etudes environnementales pour les projets en milieu marin |
| RIERA Fabien | Université de Bretagne Occidentale | Halioticulture |
| ROBIN Jean-Paul | Université de Caen | Ecologie et dynamique des populations de céphalopodes |
| SAFFROY Damien | RTE | Environnement marin et concertation |
| SPITZ Jérôme | Observatoire PELAGIS | Ecologie des mammifères marins |
| VIGNEAU Joël | Ifremer (Boulogne-sur-mer, Port-en-Bessin) | Ecologie trophique et halieutique |
| VINCENT Cécile | La Rochelle Université | Stratégies individuelles d'utilisation de l'espace et des ressources par les mammifères marins |

Tab. 1. Experts extérieurs au consortium ayant collaborés aux recherches du projet TROPHIK.

1 - Fiches récapitulatives des différents travaux effectués

Différents axes de travail aux objectifs méthodologiques et scientifiques complémentaires ont été explorés dans la présente étude :

- Création des modèles Ecopath/Ecosim /Ecospace représentant l'écosystème de la baie de Seine étendue (BSE) en 0 dimension, puis projeté dans le temps et dans l'espace.
- Analyse statistique des conclusions de l'impact de l'effet récif induit par le parc éolien, et ce à partir de modèles inverses linéaires intégrant ou non des analyses isotopiques.
- Création d'une nouvelle méthodologie de construction de modèles de niches écologiques intégrant le concept de filtres hiérarchiques. Elle a permis l'étude de la répartition spatiale des espèces de la baie de Seine sous différents scénarios de changement climatique.
- Utilisation et couplage des méthodologies mises en place précédemment afin de :
 - Réaliser une synthèse des principaux impacts qui peuvent être générés lors de la mise en place d'un parc éolien en mer, avec le cas des espèces de mammifères marins en Manche ;

- Conduire une expérimentation numérique visant à tester la sensibilité des indices de réseau face aux pressions de pêche à partir du modèle Ecosim BSE ;
- Intégrer les sorties des modèles de niches écologiques aux modèles inverses linéaires afin de tester la sensibilité des indices de réseau aux effets cumulés du parc éolien et du changement climatique ;
- Utiliser les trois échelles du modèle BSE pour tester l'impact de l'effet réserve induit par la fermeture totale du parc et d'un effet de débordement ;
- Utiliser les sorties des modèles de niches écologiques pour le forçage du modèle spatial BSE en vue d'étudier l'impact du changement climatique sur l'écosystème de la baie de Seine ;
- Mettre en place une méthodologie de spatialisation des indices de réseau permettant d'évaluer la réponse de ces derniers aux différents scénarios de gestion de l'écosystème.

Objectif : Intégration du modèle 0D du réseau trophique de Courseulles-sur-mer dans un modèle spatialisé 2D étendu à toute la baie de Seine

Contexte :

En 2017, Raoux *et al.*¹ ont mis en place un modèle Ecopath décrivant le réseau trophique du site d'implantation du parc éolien au large de Courseulles-sur-mer (Fig. 1). Le travail a consisté à transposer et spatialiser ce modèle 0D au sein de la zone plus étendue de la baie de Seine, jusqu'à la limite de la zone économique exclusive française. Seules les zones de plus de 5 m de profondeur ont été considérées. Ce modèle a par la suite servi de base à l'évaluation de l'effet de l'installation du parc sur l'écosystème de la baie de Seine étendue (BSE) et à la remise en contexte de ces effets en présence d'autres activités anthropiques.

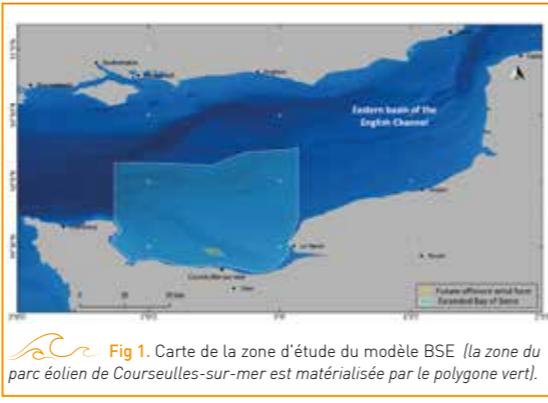


Fig 1. Carte de la zone d'étude du modèle BSE. (La zone du parc éolien de Courseulles-sur-mer est matérialisée par le polygone vert).

Méthodologie :



Le modèle de base de Raoux *et al.*, 2017 a été modifié par l'ajout de 5 groupes fonctionnels aux 37 existants, en désagrégeant certains d'entre eux. En effet, certaines espèces à intérêt commercial ou écologique sont isolées dans des groupes mono-spécifiques. Ce modèle correspond à une image de l'écosystème en 2000 (Fig. 2).

L'évolution temporelle du modèle a été étudiée sur la période 2000-2015. L'ajustement du modèle sur la période a été réalisé par l'intégration de séries temporelles tirées de différentes bases de données :

- Pêche (SACROIS, CGFS)
- Biomasses (COMOR,CGFS)
- Production primaire (SeaWifs, MODIS)

Le modèle a ensuite été spatialisé par projection de la dynamique temporelle sur une grille à 2 dimensions de la BSE. Plusieurs couches d'informations ont été intégrées pour affiner la répartition spatiale des espèces, à savoir :

- Production primaire
- Bathymétrie
- Différents types de fond

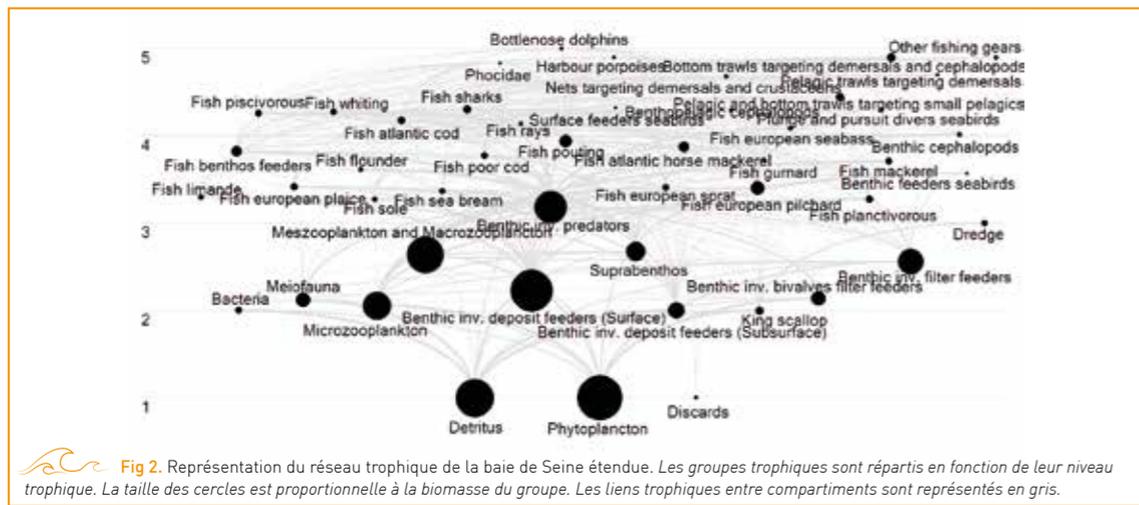


Fig 2. Représentation du réseau trophique de la baie de Seine étendue. Les groupes trophiques sont répartis en fonction de leur niveau trophique. La taille des cercles est proportionnelle à la biomasse du groupe. Les liens trophiques entre compartiments sont représentés en gris.

¹Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? Ecological Indicators 72, 33-46.

Résultats :

Le modèle BSE comporte 40 compartiments vivants, allant du phytoplancton aux oiseaux et mammifères marins, ainsi que deux compartiments non vivants : les rejets de pêche et les détritiques. Les indicateurs

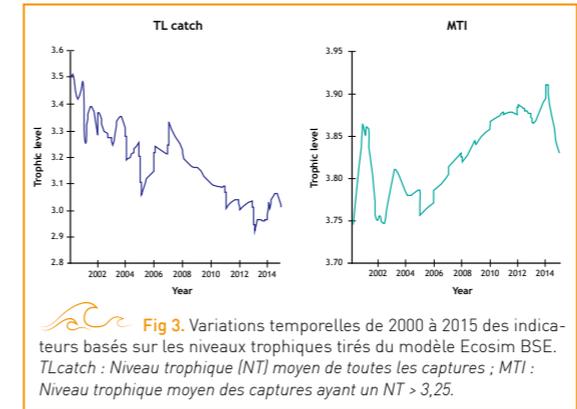


Fig 3. Variations temporelles de 2000 à 2015 des indicateurs basés sur les niveaux trophiques tirés du modèle Ecosim BSE. TLcatch : Niveau trophique (NT) moyen de toutes les captures ; MTI : Niveau trophique moyen des captures ayant un NT > 3,25.

(Fig. 3) concordent avec la composition des captures observées dans la baie de Seine. La baisse du niveau trophique des captures (TL catch) s'explique par l'augmentation progressive des débarquements de coquilles Saint-Jacques entre 2007 et 2015. L'évolution du MTI à partir de 2007 montre une augmentation de la proportion des espèces de haut niveau trophique dans les captures. Une augmentation des occurrences des sélaciens dans la baie de Seine à partir de la fin des années 2000 a été constatée. Ces observations en accord avec les résultats des indicateurs permettent aussi de valider les prédictions du modèle. La répartition de la biomasse des espèces des différents groupes trophiques a pu être modélisée et représente la situation avant l'implantation du parc éolien offshore (Fig. 4). La plupart des groupes ont une répartition côtière sauf quelques exceptions à l'image des requins (*fish sharks*).

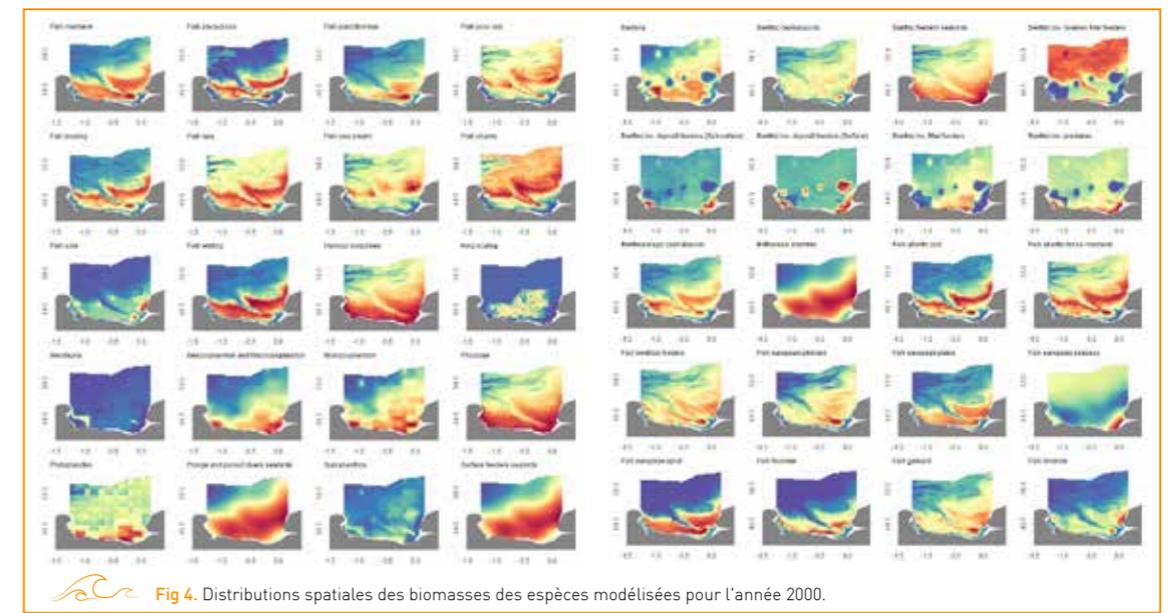


Fig 4. Distributions spatiales des biomasses des espèces modélisées pour l'année 2000.

Conclusion :

Le modèle baie de Seine étendue permet une bonne représentation des tendances observées dans la baie de Seine. Après validation par des experts, ce modèle a servi de base pour la suite des travaux et la simulation de différents scénarios d'impacts des EMR en baie de Seine.

Limites :

« Boîtes noires » : manque de données pour les compartiments microbiens (benthique et pélagique), microzooplancton, zooplancton, suprabenthos. Représentation automnale de l'écosystème.

- Objectifs :**
- Validation de la structure trophique du modèle OD (Raoux *et al.*, 2017)
 - Transformation des modèles BOWF et REEF en modèles inverses linéaires
 - Etude statistique de l'effet récif sur le réseau grâce aux indices de réseau

Contexte :

Un modèle Ecopath avant implantation (BOWF) a été construit afin de décrire la structure et le fonctionnement du site d'implantation du futur parc éolien. Le module Ecosim a ensuite été utilisé afin de simuler l'effet récif (REEF) sur l'écosystème en croisant les données issues de la bibliographie des parcs éoliens offshore déjà en exploitation, avec les avis des différents experts de la baie de Seine (Raoux *et al.*, 2017²; Raoux *et al.*, 2019³). Cet effet rend compte de l'augmentation de la biomasse d'organismes benthiques et épi-benthiques par agrégation sur les fondations des éoliennes. Pour identifier l'impact de l'effet récif sur le fonctionnement et la structure de l'écosystème, les indices de l'analyse des réseaux (ENA) ont ensuite été calculés.

La modélisation LIM-MCMC diffère de la modélisation Ecopath par l'intégration de l'incertitude liée aux flux du système, ceci permettant des analyses statistiques. Les ratios des isotopes stables du carbone et de l'azote sont couramment utilisés

comme traceurs du régime alimentaire. Cela repose sur le fait qu'il existe une relation entre les signatures isotopiques des consommateurs et celles de leurs proies (Fig. 5).

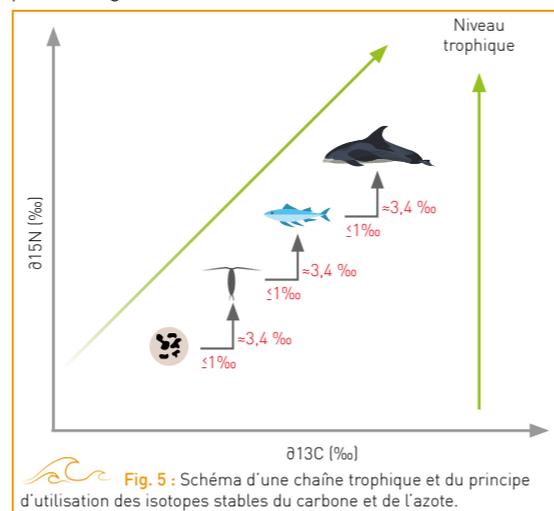


Fig. 5 : Schéma d'une chaîne trophique et du principe d'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote.

Méthodologie :

À partir d'échantillons prélevés sur le site d'implantation, la composition isotopique (^{13}C , ^{15}N) a été mesurée et complétée par des données de la bibliographie en vue de calculer les niveaux trophiques pour valider le modèle Ecopath (Lassalle *et al.*, 2014⁴), et de déterminer le régime alimentaire de différentes espèces pour les intégrer à un modèle LIM-MCMC (Pacella *et al.*, 2013⁵). Ceci permet de faire

des tests statistiques sur les indices ENA calculés ensuite. Trois modèles LIM-MCMC ont été créés (Fig. 6). Deux modèles représentant l'état actuel (BOWF) dont un intégrant des régimes alimentaires tirés de l'analyse isotopique (BOWF-SI) afin de réduire l'incertitude liée aux flux de prédation et enfin un modèle pour l'effet récif (REEF).

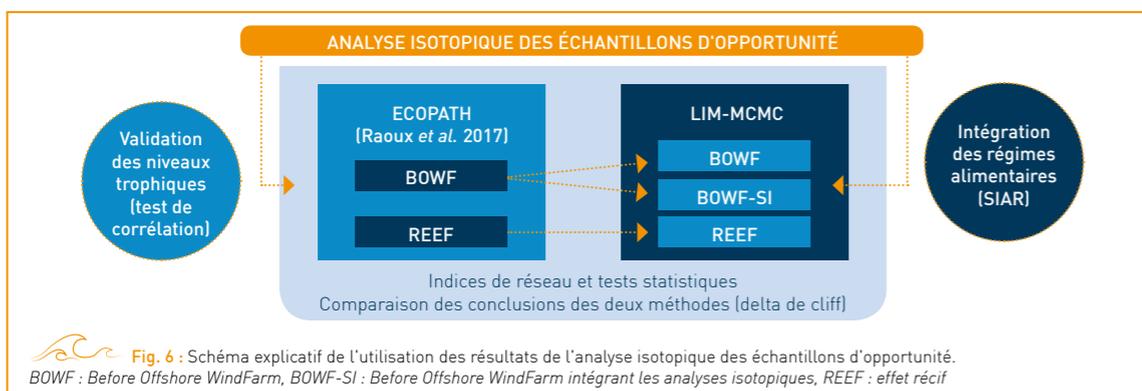


Fig. 6 : Schéma explicatif de l'utilisation des résultats de l'analyse isotopique des échantillons d'opportunité. BOWF : Before Offshore WindFarm, BOWF-SI : Before Offshore WindFarm intégrant les analyses isotopiques, REEF : effet récif

² Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators* 72, 33–46.
³ Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.-P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Loc'h, F.L., Lequesne, J., Girardin, V., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2019. Measuring sensitivity of two OSPAR indicators for a coastal food web model under offshore wind farm construction. *Ecological Indicators* 96, 728–738.
⁴ Lassalle, G., Chouvelon, T., Bustamante, P., Niquil, N., 2014. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. *Progress in Oceanography* 120, 205–215.
⁵ Pacella, S.R., Lebreton, B., Richard, P., Phillips, D., DeWitt, T.H., Niquil, N., 2013. Incorporation of diet information derived from Bayesian stable isotope mixing models into mass-balanced marine ecosystem models: A case study from the Marennes-Oléron Estuary, France. *Ecological Modelling* 267, 127–137.

Résultats :

Les niveaux trophiques calculés par Ecopath sont positivement corrélés à ceux provenant de l'analyse isotopique (Raoux *et al.*, soumis⁶). Ces deux approches étant complètement indépendantes, cette corrélation permet une validation du modèle Ecopath de Raoux *et al.* (2017). Les quelques différences observées peuvent être expliquées par la différence temporelle entre les deux méthodes, l'utilisation d'une valeur moyenne de fractionnement isotopique et l'agrégation en compartiments qui regroupe parfois des proies et leur prédateurs (ex. zooplancton).

13 espèces prélevées au sein ou aux alentours du site ont vu leur régime alimentaire caractérisé. La figure 7 présente la distribution des valeurs possibles de la part de chaque ressource du régime alimentaire de l'espèce *Mustelus sp.* Ces régimes alimentaires ont pu être intégrés à un des modèles LIM-MCMC.

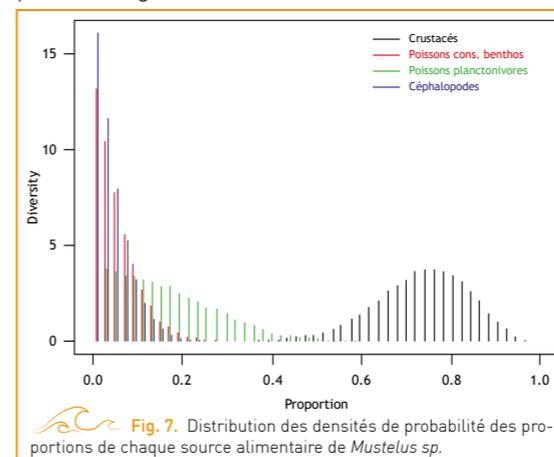


Fig. 7 : Distribution des densités de probabilité des proportions de chaque source alimentaire de *Mustelus sp.*

Pour chacun des trois modèles LIM-MCMC, neuf indices de réseau ont été calculés et leurs différences ont été testées statistiquement (Fig. 8). Les deux modèles avant implantation du parc (BOWF et BOWF-SI) ne sont pas significativement différents pour la majorité des ENA. Cependant, le nombre d'espèces intégrées dans l'analyse isotopique étant restreint, ce résultat est à considérer avec précaution.

⁶ Raoux A., Pezy J.P., Ernande B., Niquil N., Dauvin J.C., Grangeré K., *Isotopic analyses, a good tool to validate models in the context of Marine Renewable Energy development and cumulative impacts. Submitted in Estuarine, Coastal and Shelf Science.*

Conclusion :

Approche prometteuse de l'intégration de l'analyse isotopique dans la modélisation du réseau. Elle est aussi pertinente dans la validation des modèles Ecopath. La comparaison statistique des modèles avant implantation avec le modèle REEF confirme les conclusions apportées par les travaux de Raoux *et al.* (2017)². Le système subirait des changements dans sa structure et son fonctionnement, il tendrait vers plus de maturité, serait plus résistant face aux perturbations et serait dominé par une communauté de détritivores.

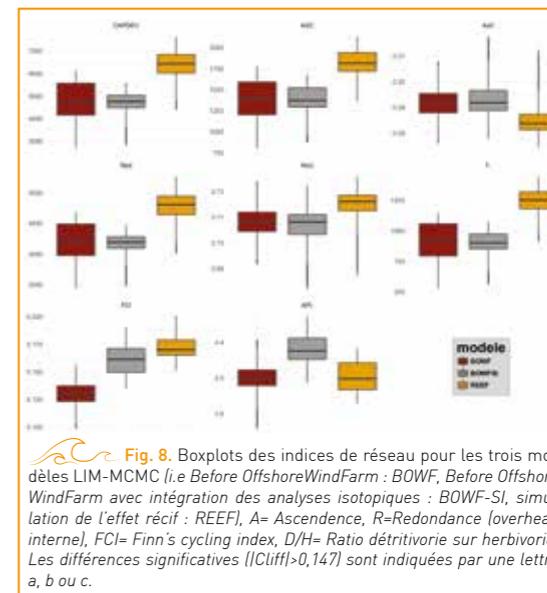


Fig. 8 : Boxplots des indices de réseau pour les trois modèles LIM-MCMC (i.e Before OffshoreWindFarm : BOWF, Before Offshore WindFarm avec intégration des analyses isotopiques : BOWF-SI, simulation de l'effet récif : REEF), A= Ascendance, R=Redondance (overhead interne), FCI= Finn's cycling index, D/H= Ratio détritivorie sur herbivorie. Les différences significatives (|Cliff|>0,147) sont indiquées par une lettre a, b ou c.

Après implantation du parc éolien, l'écosystème devrait présenter des **changements dans sa structure et son fonctionnement**. L'augmentation du recyclage (FCI) au sein du système après implantation est cohérente avec l'augmentation de la biomasse des organismes benthiques filtreurs et prédateurs, et donc celle de la détritivorie au sein du système. Associée à une augmentation de l'ascendance (A), il semblerait que **le système tendrait vers plus de maturité** après implantation du parc.

La quantité de flux parallèles au sein du système mesurée par la redondance (R) est plus importante dans le modèle REEF. Le système serait **plus résistant face aux perturbations**.

L'effet récif amènerait donc un changement de l'écosystème qui le rendrait **plus attractif aux organismes benthiques et épi-benthiques** et augmenterait **l'attractivité pour les poissons**. Ceci ferait tendre cet écosystème basé sur la consommation des producteurs primaires **vers un système dominé par une communauté détritivore (D/H)**. Cette analyse confirme les conclusions apportées par les travaux de Raoux *et al.* (2017)².

! Limites :

Analyse isotopique :

Peu d'espèces échantillonnées sur le site. Manque de données concernant les niveaux trophiques bas.

Modèle LIM :

Agrégation des seiches et des calmars dans un même groupe trophique, malgré leurs niveaux trophiques différents.

- Objectifs :**
- Développement de modèles de niches multi-échelles utilisant le concept de filtres hiérarchiques
 - Création d'un atlas regroupant la distribution spatiale de 73 espèces marines sous différents scénarios

Contexte :

À large échelle, le climat est un déterminant majeur de la distribution spatiale des espèces marines (Pinsky *et al.*, 2013⁷). En outre, leurs limites de distribution géographique sont étroitement liées à leurs limites de tolérance thermique (i.e. leur niche climatique). Ceci implique que les déplacements de leur aire de répartition en réponse aux changements climatiques peuvent être correctement prédits à large échelle en utilisant des modèles d'enveloppes climatiques (Sunday, Bates et Dulvy, 2011⁸). Par ailleurs les caractéristiques de l'habitat, comme la profondeur ou la nature du fond, influencent fortement les distributions des espèces localement (Maxwell *et al.*, 2009⁹). De ce fait, la **méthode par filtres hiérarchiques** (Fig. 9), c'est-à-dire l'utilisation conjointe de modèles climatiques à large échelle et de modèles d'habitats à échelle fine, permet

de décrire la répartition spatiale des espèces de l'écosystème et de pouvoir étudier leurs potentielles variations face au changement climatique.

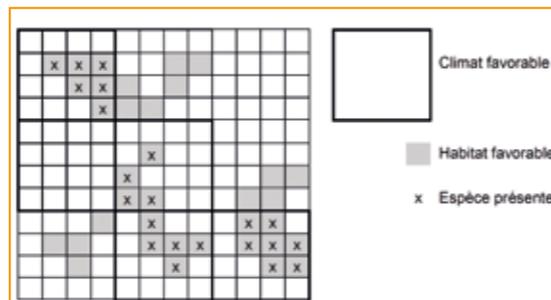


Fig.9 : Illustration de l'approche hiérarchique de modélisation dans l'espace géographique (d'après Pearson et Dawson, 2003¹⁰ ; Hattab *et al.*, 2014¹¹). Les espèces sont présentes là où le climat (grande cellule) et l'habitat (petite cellule) sont favorables.

Méthodologie :

Des modèles de niche ont été créés à partir de données d'occurrences géographiques et de variables environnementales. La calibration des modèles a d'abord nécessité la création aléatoire de **pseudo-absences**, après exclusion de la zone « cœur de niche » (Fig. 10). Afin d'**intégrer la variabilité de ces modèles**, neuf algorithmes comprenant un modèle dit de *presence-only* (NPPEN), et huit modèles présence/pseudo-absence ont été utilisés pour chacun des deux filtres :

- ① Le filtre de premier ordre à échelle globale qui correspond aux modèles d'enveloppes climatiques prenant en compte **la température et la salinité sur trois profondeurs différentes** ;
- ② Le filtre de second ordre à échelle plus fine correspondant aux modèles d'habitats construits pour les espèces benthiques et démersales et prenant en compte **quatre caractéristiques physiques de l'habitat**, dont le type de sédiment.

À partir des 120 espèces prises en compte dans le modèle Ecopath, **73 espèces** de poissons, invertébrés, oiseaux et mammifères marins ont été sélectionnées pour la modélisation des niches écologiques. Ces modèles ont été utilisés pour

étudier les potentielles variations de distribution des espèces à partir de projections climatiques sous les scénarios RCP 2.6 et RCP 8.5 du GIEC.

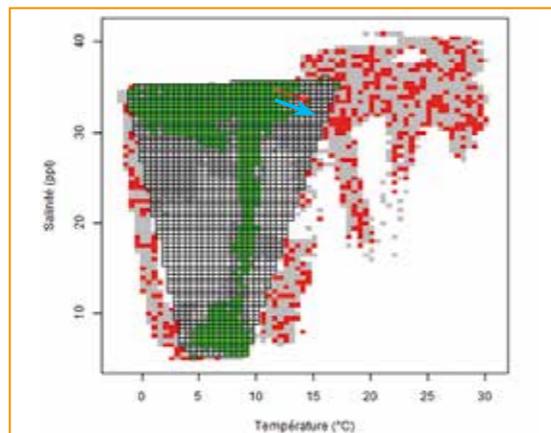


Fig.10 : Représentation de l'espace des variables température et salinité. Les combinaisons de température et de salinité observées sur terre apparaissent en gris. Les cellules avec la présence d'une espèce apparaissent en vert. L'enveloppe convexe entourant les quantiles 1 % et 99 % des cellules avec présence est matérialisée par la grille. Les cellules en rouge représentent les pseudo-absences créées aléatoirement en dehors de l'enveloppe en nombre égal aux présences. La flèche bleue indique le déplacement des conditions de température et de salinité en baie de Seine entre les décennies 2005-2012 et 2091-2100 (RCP 8.5).

Résultats :

27 prédictions des distributions spatiales actuelles (9 algorithmes x 3 répétitions) et 81 projections des distributions spatiales futures (9 algorithmes x 3 répétitions x 3 modèles de circulation générale océan-atmosphère) sous scénario RCP 2.6 et 8.5 ont été générées par espèce. De même, pour les espèces benthiques et démersales, en plus des cartes des enveloppes climatiques, 24 prédictions différentes des habitats potentiels (8 algorithmes x 3 répétitions) ont été réalisées (Fig. 11).

Le travail effectué représente une vraie **innovation** dans le sens où il intègre la profondeur au sein des modèles climatiques. Cette approche 3D n'avait jamais été utilisée et permet de mieux appréhender la distribution des espèces en calibrant les modèles pour **trois gammes de profondeurs**.

Un atlas regroupant l'ensemble des **cartes de distribution des 73 espèces** étudiées a été créé. Les résultats de ces travaux ont pu être valorisés par intégration des aires de répartition sous différents scénarios au sein de modèles trophiques inverses linéaires (Nogues *et al.*, in prep¹²) et au sein de modèles Ecospace (Bourdaud *et al.*, in prep¹³).

Ce travail représente un cadre méthodologique complet depuis l'acquisition des données dans les grandes bases en ligne jusqu'à la production d'un atlas personnalisé en passant par une procédure de modélisation complète intégrant calibration, validation et projection. Un script R librement accessible à la communauté scientifique sera fourni avec la publication.

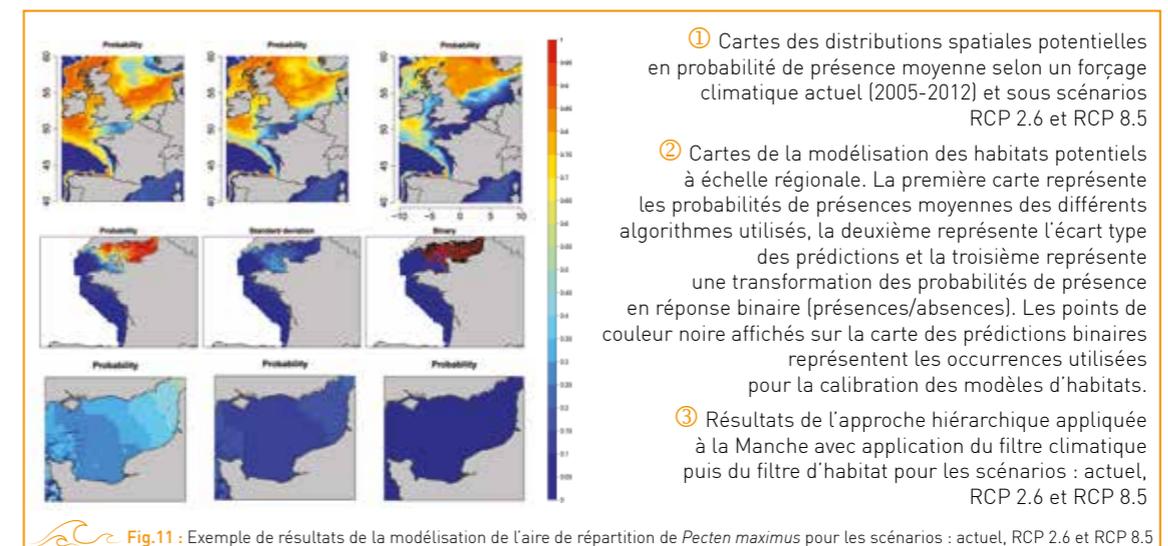


Fig.11 : Exemple de résultats de la modélisation de l'aire de répartition de *Pecten maximus* pour les scénarios : actuel, RCP 2.6 et RCP 8.5

¹² Nogues Q., Araidous E., Raoux A., Chaalali A., Hattab T., Leroy B., Lasram F., Le Loch F., Dauvin J.-C., Niquil N., In prep. Sensitivity analysis of ENA indices to cumulative impacts of climate change and offshore windfarm, on a Linear inverse model (TEMP).

¹³ Bourdaud, P., Araidous, E., Ben Rais Lasram, F., Champagnat, J., Halouani, G., Hattab, T., Leroy, B., Nogues, Q., Raoux, A., Safi, G., Niquil, N., In prep. Impact of climate change on the Bay of Seine ecosystem: approach by forcing of niche model predictions on a spatio-temporal trophic model. Ecological Modelling.

Conclusion :

Les niches écologiques de 73 espèces de poissons, invertébrés, oiseaux et mammifères marins ont été modélisées.

Innovations :

- Utilisation de filtres hiérarchiques (modèle climatique + modèle d'habitat).
- Sélection des pseudo-absences améliorées par exclusion du cœur de niche.
- Modèle 3D, intégration de la profondeur et du type de sédiments.

! Limites :

Données de calibration correspondant à une moyenne de 1950 à 2012 qui intègre déjà les changements climatiques récents.

Pas de prise en compte de la capacité adaptative des espèces.

⁷ Pinsky, M.L., Worm, B., Fogarty, M.J., Sarmiento, J.L., Levin, S.A., 2013. Marine Taxa Track Local Climate Velocities. *Science* 341, 1239–1242.

⁸ Sunday Jennifer M., Bates Amanda E., Dulvy Nicholas K., 2011. Global analysis of thermal tolerance and latitude in ectotherms. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278, 1823–1830.

⁹ Maxwell, D.L., Stelzenmüller, V., Eastwood, P.D., Rogers, S.I., 2009. Modelling the spatial distribution of plaice (*Pleuronectes platessa*), sole (*Solea solea*) and thornback ray (*Raja clavata*) in UK waters for marine management and planning. *Journal of Sea Research* 61, 258–267.

¹⁰ Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361–371.

¹¹ Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Somot, S., Loc'h, F.L., Leprieux, F., 2014. Towards a better understanding of potential impacts of climate change on marine species distribution: a multiscale modelling approach. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1417–1429.

- Objectif :**
- Synthèse des principaux impacts qui peuvent être générés lors de la mise en place d'un parc éolien en mer sur les quatre principales espèces de mammifères marins en Manche
 - Présentation des différentes mesures d'Évitement, Réduction et Compensation (ERC) qui peuvent être mises en place ou envisagées

Contexte :

La baie de Seine est fréquentée principalement par quatre espèces de mammifères marins, inscrites dans les Annexes II et IV de la Directive Habitat (92/43/CEE) : le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le grand dauphin (*Tursiops truncatus*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau-marin (*Phoca vitulina*).

Le bruit sous-marin constitue un des 11 descripteurs récemment choisis dans le cadre de la DCSMM pour évaluer la qualité du milieu marin côtier. Ces émissions sonores causées par les parcs éoliens ainsi que l'augmentation du trafic des bateaux peuvent engendrer des réactions de stress chez les mammifères marins pouvant se traduire par l'évitement de la zone, ainsi qu'une perte d'habitat temporaire. En outre, elles peuvent être à l'origine de blessures du système auditif pouvant entraîner la perturbation de certaines facultés telles que la communication, l'orientation et/ou la chasse.

La sensibilité aux émissions sonores dépend de la fréquence du bruit et de sa durée. D'après Richardson *et al.* (2013)¹⁴, il existe quatre zones d'influence sonore dépendant de la distance entre la source et le receveur (Fig. 12).

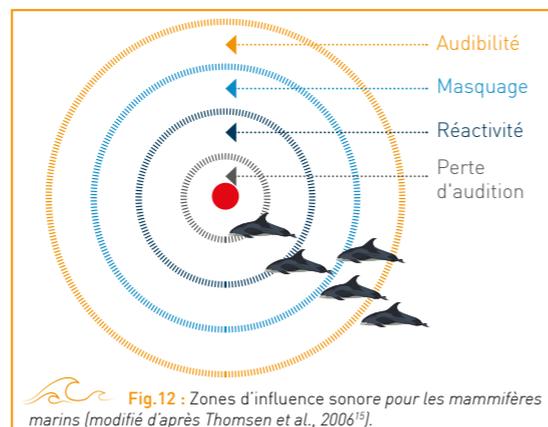


Fig.12 : Zones d'influence sonore pour les mammifères marins (modifié d'après Thomsen *et al.*, 2006¹⁵).

Méthodologie :

Le travail a été réalisé grâce à l'organisation d'une table ronde qui a eu lieu le 22 février au laboratoire BOREA à l'Université de Caen Normandie. Plusieurs experts des mammifères marins et industriels y ont pris part : Jean-François Elder (Réserve naturelle nationale du domaine de Beauguillot), Marie Francon (Groupe Mammalogique Normand), François

Gally (Groupe d'Etudes des Cétacés du Cotentin) Ludivine Martinez (Cellule Cohabys), Pierre Misko (Biotope) Jean-Philippe Pagot (EDF Renouvelables), Jean-Paul Robin (Université de Caen Normandie), Fabien Riera (Université de Bretagne Occidentale), Damien Saffroy (RTE) et Cécile Vincent (La Rochelle Université).

Principaux impacts :

En **phase de construction**, les activités de battage des pieux (pour les fondations monopile et jacket) génèrent des niveaux de pression sonore élevés et ce sur de larges gammes de fréquences allant de 20Hz à 20kHz. L'installation de monopieux est considérée comme émettant le plus de nuisances sonores. En outre, elles peuvent également être à l'origine de blessures du système auditif pouvant se traduire par la perturbation de certaines facultés telles que la communication, l'orientation et/ou la chasse. Le champ sonore perçu est fonction de la sensibilité de chaque espèce. Plusieurs études réalisées sur les parcs en exploitation en mer du

Nord ont mis en évidence que les mammifères marins évitaient la zone d'implantation du parc lors des travaux et pendant une période d'environ deux ans suivant l'installation des machines.

En **phase d'exploitation**, l'introduction des fondations des éoliennes est à l'origine de la création d'habitats et d'abris qui sont rapidement colonisés par des organismes benthiques et épibenthiques. Cette colonisation est susceptible d'attirer des top prédateurs tels que les mammifères marins. Cet effet récif a été montré par Raoux *et al.* (2017)¹⁶ et validé statistiquement dans les présents travaux.

Mesures mises en place :

Dans le cadre réglementaire français, les maîtres d'ouvrages des parcs éoliens en mer sont dans l'obligation de réaliser une étude d'impact qui doit présenter, entre autres, la mise en œuvre d'une séquence appelée Eviter / Réduire / Compenser ou encore mesures ERC (Fig. 13). Ces mesures doivent « éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement », « réduire les effets n'ayant pu être évités » et compenser, lorsque cela est possible, « les effets négatifs notables du projet sur l'environnement qui n'ont pu être ni évités, ni suffisamment réduits » (Article R. 112-5 du Code de l'Environnement).

Plusieurs **mesures de réduction** peuvent être mises en place telles que le démarrage progressif des opérations de battage des pieux (technique du soft start), l'utilisation d'alarmes acoustiques utilisées pour faire fuir les mammifères marins et les poissons de la zone avant le début des travaux (Thomsen *et al.*, 2006¹⁷) ou encore la mise en place de rideaux de bulles (Wursig *et al.*, 2000¹⁸). En phase d'exploitation, ces mesures de réduction portent sur l'ensouillage des câbles pour limiter les impacts sur le compartiment benthique, les poissons et les mammifères marins (ex. champs électromagnétiques) ainsi que sur la mise en œuvre de protection anti-affouillement.

Globalement, les **mesures de compensation des activités anthropiques** en milieu marin ne sont pas encore complètement développées contrairement au milieu terrestre. Dans le cas des parcs éoliens

¹⁷ Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Piper, W., 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. COWRIE Report. 62p.

¹⁸ Wursig, B., Greene, C.R., Jefferson, T.A., 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. Marine Environmental Research 49, 79-93.

¹⁹ Quétier, F., Quenouille, B., Schwoertzig, E., Gaucherand, S., Lavoirel, S., Thievent, P., 2012. Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels. Sciences Eaux HS7, 2-7.

Perception du public :

L'impact de la construction du parc éolien sur les mammifères marins ne jouerait pas un rôle dans l'appropriation de ce dernier par le public du fait de **l'ignorance de la présence des mammifères marins**

Conclusion :

- Besoin de **suivis à long terme** des mammifères marins afin de mieux appréhender leur comportement suite à la mise en place d'un parc.
- Nécessité d'adopter une **vision holistique** en s'affranchissant des barrières géographiques afin de passer d'une vision site par site à une vision par grands ensembles de mers régionales.
- Les principaux impacts d'un parc éolien en mer sur les mammifères marins sont liés à la phase d'implantation des fondations de type monopile.

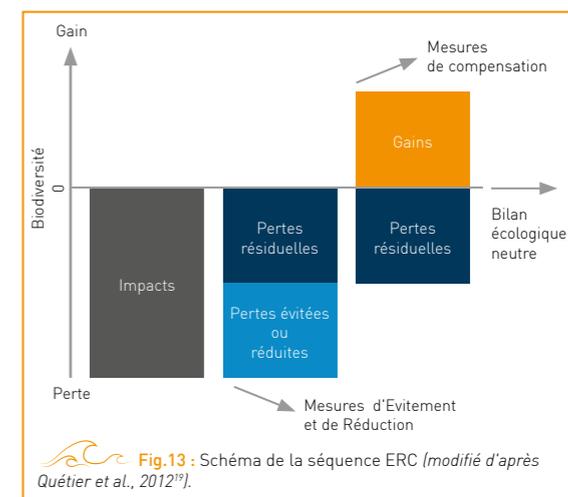


Fig.13 : Schéma de la séquence ERC (modifié d'après Quétier *et al.*, 2012¹⁹).

offshores, après application de la réglementation en évitement et en réduction, le projet éolien ne montre pas d'effet résiduel significatif justifiant la mise en place de mesure de compensation.

Les modifications engendrées sur le site suite à la construction du parc pourraient avoir des répercussions sur l'utilisation qui en est faite par ces espèces. Les suivis réglementaires, notamment acoustiques et télémétriques, sont des opportunités d'étudier le comportement des mammifères marins lors de la phase d'exploitation, et ce dans un milieu déjà très impacté.

Perception du public :

le long des côtes normandes. Cependant, il importe de préciser cette perception de l'écosystème marin par des enquêtes de terrain menées en interactions entre écologues et chercheurs en sciences humaines.



Limites :

- Difficulté de prévoir les comportements des mammifères marins.
- Vision site par site peu adaptée aux espèces à grande aire de répartition telles que les mammifères marins.

¹⁴ Richardson, W.J., Jr, C.R.G., Malme, C.I., Thomson, D.H., 2013. Marine Mammals and Noise. Academic Press.

¹⁵ Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Piper, W., 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. COWRIE Report. 62p.

¹⁶ Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? Ecological Indicators 72, 33-46.

- Objectifs**
- Evaluation de la sensibilité et spécificité d'indicateurs écosystémiques à la pression de pêche
 - Sélection des indicateurs sensibles, spécifiques, robustes et non redondants

Contexte :

La baie de Seine est soumise à de nombreuses activités anthropiques, notamment la pêche. Considérée comme le facteur le plus impactant les écosystèmes marins, elle y a une importance économique prépondérante. L'exploitation des ressources halieutiques a des conséquences sur différentes composantes de l'écosystème. Il est donc nécessaire de considérer la gestion de la pêche d'une façon globale (Pikitch, 2004²⁰). Cette vision holistique appelée Approche Ecosystémique des Pêches (AEP) marque une rupture avec la gestion traditionnelle des pêches c'est-à-dire stock par stock. De nombreuses discussions actuelles portent sur le développement d'indicateurs capables de suivre les pressions et décrire les sta-

tuts des écosystèmes, notamment dans le cadre de la DCSMM (Rombouts *et al.*, 2013²¹). Ces indicateurs doivent être réactifs à l'intensité et à la direction de la ou des pressions étudiées, être spécifiques et posséder une solide base théorique (Link, 2010²²). Ceci met en exergue le besoin d'explorer la sensibilité et la spécificité des indicateurs écologiques aux différentes pressions subies par l'écosystème. Les indices d'analyse de réseau (ENA) (Ulanowicz, 1986²³) sont des indicateurs de l'état de santé et du niveau de stress d'un système (Ulanowicz, 2004²⁴). Dans cette étude, leur capacité à répondre aux variations de la pression de pêche est investiguée.

Méthodologie :

À partir du modèle Ecosim de la baie de Seine étendue (BSE) (Halouani *et al.*, en prep²⁵), une expérimentation numérique a été menée (Fig. 14). Un scénario de référence correspondant à la période 2000-2016 du modèle BSE et neuf scénarios sont développés en utilisant le cadre de modélisation *back to the future* (Pitcher, 2005²⁶). Les neuf scénarios sont une combinaison de trois multiplicateurs d'effort de pêche (mF = 0.5, 0.8 et 1.2) et de trois stratégies de pêche : 1) une gestion appliquée à toutes les pêcheries (« globale »), 2) une gestion seulement appliquée aux chalutiers (« chalut ») et 3) une gestion uniquement appliquée à la drague qui cible spécifiquement la coquille Saint-Jacques (« drague »).

Pour chaque année de chaque modèle, les 14 indices de réseau complétés par plusieurs indices écosystémiques plus couramment utilisés sont calculés. Leur sensibilité et leur spécificité sont évaluées dans le but de sélectionner les plus pertinents à chaque stratégie, et de manière globale.

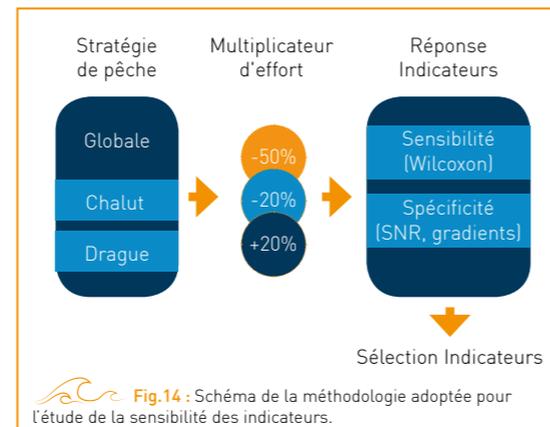


Fig. 14 : Schéma de la méthodologie adoptée pour l'étude de la sensibilité des indicateurs.

Trois approches ont été utilisées : le test de Wilcoxon afin de tester la sensibilité, le *signal to noise ratio* (SNR) pour évaluer la spécificité et la méthode des gradients (Shin *et al.*, 2018²⁷) pour évaluer l'importance relative de la pêche et des variations environnementales orientées dans la réponse des indicateurs à la pression de pêche.

Résultats :

| Stratégie | Indicateur | Sensibilité à l'effort de pêche (Wilcoxon) | Spécificité à l'effort de pêche | | Série temporelle |
|-----------|------------|--|---------------------------------|----------|------------------|
| | | | SNR | Gradient | |
| Chalut | MTL325 | *** | Fort | Pêche | ** |
| | Tlc | *** | Très faible | Phyto | ** |
| | MTL4 | * | Fort | Phyto | ~ |
| | AoDC | ** | Faible | Pêche | ~ |
| | RoDC | ** | Faible | Pêche | ~ |
| Drague | FCI | * | Faible | Pêche | * |
| | MTL4 | *** | Très faible | Phyto | ** |
| Globale | Ascendance | *** | Très faible | Phyto | * |
| | HTI | ** | Très forte | Pêche | * |
| | MTL2 | ** | Moyenne | Pêche | ** |
| | Ri | ** | Très faible | Phyto | * |

Fig. 15 : Sélection des indicateurs les plus sensibles à l'effort de pêche pour chaque stratégie. La sensibilité est évaluée selon les trois méthodes vues précédemment. Pour le test de Wilcoxon le nombre d'astérisques correspond aux nombres de séries sensibles (sur trois multiplicateurs), pour le SNR la spécificité est classée de non sensible à forte, pour la méthode des gradients on indique pour quel facteur (pression de pêche ou biomasse de phytoplancton) l'indicateur s'est révélé le plus spécifique. La série temporelle est évaluée de peu stable et difficilement interprétable (-) à bonne (**).

Le choix des indicateurs a été effectué à travers les trois méthodes d'analyse (test de Wilcoxon, pente du SNR et comparaison des gradients pêche et biomasse de phytoplancton), l'allure (stabilité et compréhensibilité) de leur série temporelle et leur redondance (ACP et CAH) avec les autres indicateurs (Fig. 15).

Les indicateurs liés au niveau trophique sont les plus sensibles et spécifiques à la pression de pêche. Leurs réponses concordent avec les théories de *fishing down* et *fishing through the marine food web* (Pauly *et al.*, 1998²⁸; Essington *et al.*, 2006²⁹). En comparaison, les ENA semblent moins sensibles et spécifiques, mais certains comme l'ascendance, la redondance et l'indice de cyclage de Finn ont répondu aux variations de la pression de pêche.

Conclusion :

Adaptation de plusieurs méthodes statistiques pour sélectionner des indicateurs pertinents afin d'étudier l'impact de trois stratégies de pêche.

La combinaison des trois méthodes permet une analyse complète, et un choix d'indicateurs dont les résultats sont cohérents au travers des différentes approches.

La sélection finale retient cinq indicateurs ENA sur les douze étudiés, mais il faut souligner que la pression de pêche ne représente qu'une des nombreuses pressions subies par les écosystèmes marins. La comparaison de la spécificité des indicateurs à la pression de pêche ou à la biomasse de phytoplancton pourrait être étendue à d'autres facteurs impactant le milieu. À terme, des jeux d'indicateurs complémentaires permettant le suivi de différentes facettes du fonctionnement de l'écosystème, pourraient être développés. Par ailleurs, l'effet des différentes pressions doit aussi être étudié de façon combinée grâce au cumul d'impacts.

²⁸ Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279, 860-863.
²⁹ Essington, T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J., 2006. Fishing through marine food webs. *Proc Natl Acad Sci U S A* 103, 3171-3175.

! Limites :

- Stratégie chalut regroupant plusieurs métiers ciblant des espèces différentes.
- Scénarios de gestion peu réalistes.

²⁰ Pikitch, E.K., 2004. *ECOLOGICAL: Ecosystem-Based Fishery Management*. *Science* 305, 346-347.

²¹ Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L.F., Dauvin, J.-C., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M.C., Kirby, R.R., 2013a. Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators* 24, 353-365.

²² Link, J., 2010. *Ecosystem-Based Fisheries Management: Confronting Tradeoffs*. Cambridge University Press. 224 p.

²³ Ulanowicz, R. E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer New York. 178 p.

²⁴ Ulanowicz, R. E., 2004. Quantitative Methods for Ecological Network Analysis. *Computational Biology and Chemistry* 28 (5-6), 321-339.

²⁵ Halouani G., Villanueva M.C., Raoux A., Dauvin D.C., Ben Rais Lasram F., Foucher E., Hattab T., Le Loc'h F., Safi G., Araignous E., Niquil N., In prep. A spatial food web model to investigate potential effects of an offshore wind farm. *Journal of Marine Systems*.

²⁶ Pitcher, T.J., 2005. Back-to-the-future: a fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360, 107-121.

²⁷ Shin, Y.-J., Houle, J.E., Akoglu, E., Blanchard, J.L., Bundy, A., Coll, M., Demarcq, H., Fu, C., Fulton, E.A., Heymans, J.J., Salihoglu, B., Shannon, L., Sporic, M., Velez, L., 2018. The specificity of marine ecological indicators to fishing in the face of environmental change: A multi-model evaluation. *Ecological Indicators* 89, 317-326.

Etude de sensibilité des indices de réseau au cumul d'impacts

Effet récif et changement climatique

Nogues, Q., Araignous, E., Raoux, A., Chaalali, A., Hattab, T., Leroy B., Ben Rais Lasram, F., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N. in prep. Cumulative effects of Marine energy and climate change: Ecological network analysis sensitivity.

- Objectif :**
- Intégration du changement climatique aux modèles linéaires inverses BOWF et REEF
 - Etude de la sensibilité des différents modèles au cumul d'impacts à travers les indices de réseau ENA
 - Observation des modifications de structure et de fonctionnement des différents modèles et détermination de la pertinence des ENA

Contexte :

Etant donné les différentes pressions subies par les écosystèmes marins, il est important d'étudier les effets induits par chaque pression mais également les effets cumulés.

Les modèles inverses linéaires BOWF et REEF ont permis d'étudier l'effet de l'implantation du parc éolien de Courseulles-sur-mer en prenant en compte la variabilité associée au flux du système et aux indices de réseau. Des cartes de probabilités de présence représentant les aires de répartition des espèces au sein de la baie de Seine ont été construites grâce aux modèles de niche sous différents scénarios de changement climatique. Chacune de ces méthodes a permis d'étudier une pression subie par l'écosystème de la baie de Seine.

Méthodologie :

La méthode de Chaalali *et al.* (2016)³³ a été employée pour intégrer les effets du changement climatique modélisés par les modèles de niches (Ben Rais Lasram *et al.*, en prep³⁴) aux modèles inverses linéaires BOWF et REEF (Fig. 16). Cette méthode utilise les probabilités d'occurrence comprises entre 0 et 1 pour calculer un coefficient de variation de la biomasse. Pour la première fois, le type et le sens

de l'effet de chaque pression et du cumul d'impacts ont été étudiés au regard des indices de réseau (Ulanowicz, 1986³⁵). Pour ce faire, une comparaison a été effectuée entre la somme des variations d'une ENA sous effet unique et la variation de celle-ci sous effet des impacts cumulés afin de définir le caractère additif, synergique ou tamponné du cumul des impacts sur les différents compartiments.

de l'effet de chaque pression et du cumul d'impacts ont été étudiés au regard des indices de réseau (Ulanowicz, 1986³⁵). Pour ce faire, une comparaison a été effectuée entre la somme des variations d'une ENA sous effet unique et la variation de celle-ci sous effet des impacts cumulés afin de définir le caractère additif, synergique ou tamponné du cumul des impacts sur les différents compartiments.

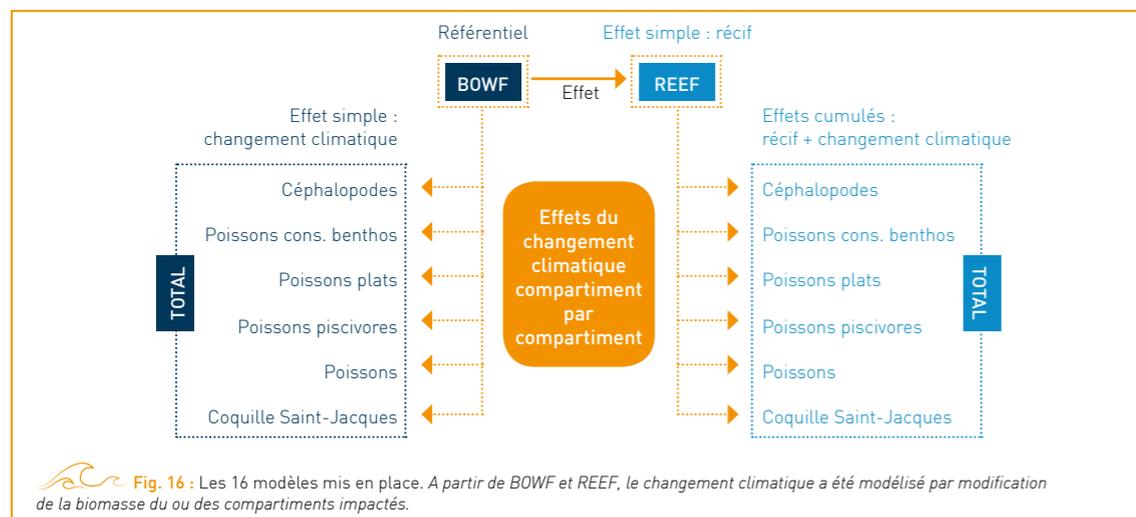


Fig. 16 : Les 16 modèles mis en place. A partir de BOWF et REEF, le changement climatique a été modélisé par modification de la biomasse du ou des compartiments impactés.

³⁰ Przeslawski, R., Davis, A.R., Benkendorff, K., 2005. Synergistic effects associated with climate change and the development of rocky shore molluscs. *Global Change Biology* 11, 515-522.

³¹ Paine, R.T., Tegner, M.J., Johnson, E.A., 1998. Compounded Perturbations Yield Ecological Surprises. *Ecosystems* 1, 535-545.

³² Fu, C., Travers-Trolet, M., Velez, L., Grüss, A., Bundy, A., Shannon, L.J., Fulton, E.A., Akoglu, E., Houle, J.E., Coll, M., Verley, P., Heymans, J.J., John, E., Shinc, Y.-J., 2018. Risky business: The combined effects of fishing and changes in primary productivity on fish communities. *Ecological Modelling* 368, 265-276.

³³ Chaalali, A., Beaugrand, G., Raybaud, V., Lassalle, G., Saint-Béat, B., Le Loc'h, F., Bopp, L., Tecchio, S., Safi, G., Chifflet, M., Lobry, J., Niquil, N., 2016. From species distributions to ecosystem structure and function: A methodological perspective. *Ecological Modelling* 334, 78-90.

³⁴ Ben Rais Lasram, F., Hattab, T., Nogues Q., Beaugrand, G., Niquil, N. & Leroy, B. In prep.

³⁵ Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer New York. 178 p.

Résultats :

Une analyse de groupement a permis de définir cinq groupes de modèles ayant des caractéristiques de fonctionnement et de structure similaires. Le cumul d'impacts a un effet assez marqué sur les propriétés émergentes du système pour discriminer les modèles de « cumul ». Au sein de ces deux groupes, lorsque le tacaud, une espèce considérée comme clé de voute (Raoux *et al.*, 2017)³⁶, est impacté, cela provoque une différenciation significative par rapport au modèle de référence. Les indices de réseau permettent de bien discriminer les cinq groupes et leurs caractéristiques fonctionnelles (Fig. 17). La majorité des interactions dues au cumul d'impacts est additive, cependant 29% des cumuls testés présentent un effet synergique. Au contraire de l'effet additif, celui-ci est négligé dans de nombreuses études, malgré son influence observable sur les biomasses des espèces (Crain *et al.*, 2008)³⁷. La synergie observée sur certains ENA semble dépendre du compartiment trophique impacté. En effet, seuls les modèles FBF (poissons cons. benthos), FFI (poissons plats) et FPI (poissons piscivores) vont présenter une synergie de leurs ENA. Ces compartiments possèdent une position intermédiaire centrale avec des relations

directes ou indirectes de prédation sur des compartiments benthiques. La chute de leur biomasse due au changement climatique entraîne une baisse de la prédation et donc une augmentation significative des flux d'excrétion des proies vers le compartiment détritique. L'indice D/H est le plus sensible aux modifications de ces compartiments notamment parce que la combinaison de ces deux changements impacte principalement les processus de détritivorie des compartiments benthiques. Cette synergie peut avoir un effet néfaste sur l'écosystème. Par exemple, la synergie négative du niveau trophique moyen observé sur les modèles du groupe cumul tacaud (diminution de 12%) va induire une diminution de la complexité de l'écosystème et conduire à un milieu plus aisément perturbable (Pauly *et al.*, 1998)³⁸. La synergie positive constatée sur l'activité des modèles de cumul poissons (augmentation du T. de 35%) aura lieu en parallèle d'une perte de biomasse liée à l'effet climatique, ce qui déséquilibre le rapport activité/biomasse (Odum, 1969)³⁹. Le réseau va ainsi aller dans le sens d'un écosystème trop efficace, et donc d'une perte de maturité et de stabilité (Ulanowicz *et al.*, 2009)⁴⁰.

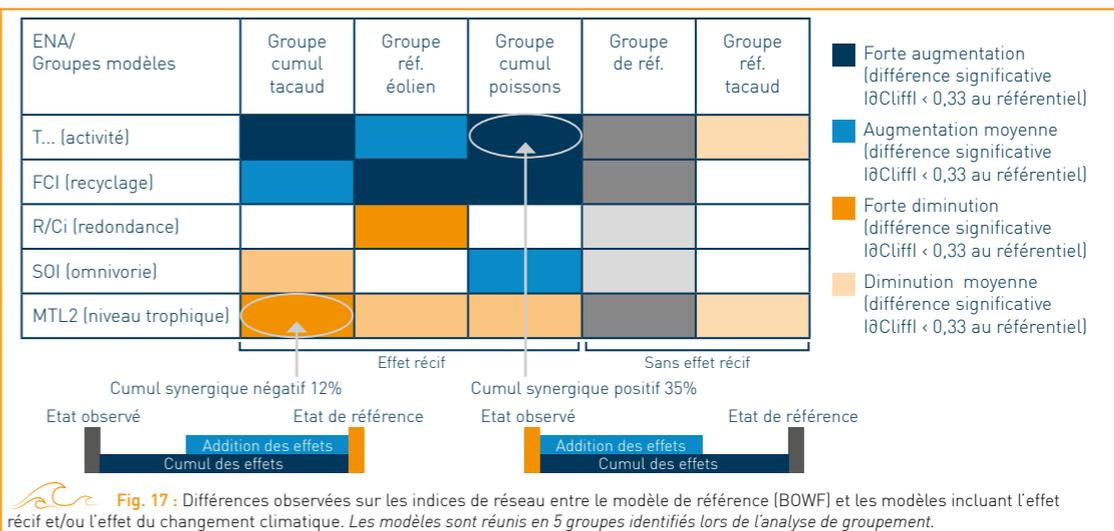


Fig. 17 : Différences observées sur les indices de réseau entre le modèle de référence (BOWF) et les modèles incluant l'effet récif et/ou l'effet du changement climatique. Les modèles sont réunis en 5 groupes identifiés lors de l'analyse de groupement.

³⁶ Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators* 72, 33-46.

³⁷ Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S., 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11, 1304-1315.

³⁸ Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr, F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279, 860-863.

³⁹ Odum, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164, 262-270.

⁴⁰ Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B., Gomez, R., 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological Complexity* 6, 27-36.

Conclusion :

Le tacaud est de nouveau identifié comme une espèce clé du système de la baie de Seine. Les indices de réseau sont sensibles aux effets du cumul d'impacts et permettent notamment d'identifier les effets de synergie, mais dépendent de :

- la typologie du cumul ;
- la position du compartiment impacté dans le réseau.

Limites :

Changement climatique appliqué seulement à **6 compartiments** et non prise en compte :

- des espèces non indigènes
- des changements de physiologie

- Objectif :**
- Evaluation des effets de l'installation du parc éolien offshore de Courseulle-sur-mer sur le réseau trophique de la baie de Seine
 - Simulation d'un scénario de fermeture du parc à la pêche et évaluation de la réponse des différents compartiments de l'écosystème à travers un ensemble d'indicateurs écologiques
 - Evaluation de l'intensité et de l'étendue de l'effet de débordement suite à la fermeture du parc

Contexte :

L'installation d'un parc éolien peut entraîner des modifications sur l'écosystème. Raoux *et al.* (2017)³⁵ avaient testé l'effet de l'implantation de nouvelles structures qui pourraient agir comme un nouveau substrat dur favorable au développement d'espèces benthiques et épi benthiques. Cette étude a montré que l'effet récif pourrait avoir des impacts importants sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème de la baie de Seine. Par ailleurs, pour des raisons de sécurité, l'installation de parcs éoliens offshore requiert la mise en place d'une zone d'exclusion autour des éoliennes impliquant une fermeture partielle ou

totale de la pêche. Ainsi, ces nouvelles zones tampons autour des éoliennes pourraient agir comme des "aires marines protégées". Les espèces présentes sont donc susceptibles de bénéficier à différents degrés de cette effet réserve. Un tel changement de régime pourrait se propager dans l'espace au-delà de la zone du parc par un effet de débordement. L'objectif de ce travail consiste à évaluer les conséquences écosystémiques de la fermeture de la pêche dans le parc éolien de Courseulles-sur-mer grâce à l'analyse d'un ensemble d'indicateurs écologiques.

Méthodologie :

Le module spatial du logiciel Ecopath with Ecosim (EwE) permet une représentation spatio-temporelle d'un écosystème. À partir du modèle Ecospace baie de Seine étendue précédemment mis en place dans l'étude, deux scénarios ont été simulés afin d'évaluer l'effet de la fermeture de la pêche dans la zone d'implantation du parc éolien :

- Un scénario de référence qui reproduit le fonctionnement de l'écosystème sur la période 2000 - 2015.
- Un scénario « réserve » pour lequel la zone du parc a été considérée comme une « aire marine protégée » fermée à toutes les activités de pêche.

Trois régions ont été définies pour quantifier l'effet réserve et l'effet de débordement dans et aux alentours du parc éolien (Fig. 18) :

- Région 1 : la zone du parc,
- Région 2 : la zone adjacente jusqu'à 3,2 km autour du parc (ce rayon correspond à la taille de deux cellules du modèle Ecospace BSE),
- Région 3 : la zone allant jusqu'à 3,2 km au-delà de la région 2.

Les changements de l'écosystème ont été analysés au travers d'un ensemble d'indicateurs. Ceux-ci peuvent être classés en trois groupes :

- Des indicateurs de biomasse (ex. biomasse des espèces commerciales, biomasse des poissons, biomasse des invertébrés) ;
- Des indicateurs d'exploitation (ex. captures totales, captures des espèces démersales, captures des espèces pélagiques),
- Des indicateurs écologiques (ex. niveau moyen des captures, *Marine Trophic Index*, niveau trophique des top prédateurs).



³⁵ Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators* 72, 33-46.

Résultats :

Comme déjà montré par Lester *et al.* (2009)³⁹, l'interdiction de la pêche dans une zone engendre des modifications de l'écosystème et se traduit notamment par une augmentation de la **biomasse de nombreux compartiments** (Fig. 19) : tous les poissons (Fish. B), poissons démersaux (Demersal.B), poissons pélagiques (Pelagic.B) et invertébrés (Invertebrates.B).

L'effet réserve agit fortement pour les espèces démersales du fait de leur faible mobilité (> 9 %). Celle-ci entraîne un effet de débordement moins important que pour les espèces à fortes mobilités (ex. Pelagic.B, Fish.B, Mammals.birds.B).

La composition des captures change. Les espèces capturées sont de plus haut niveau trophique (TL catch) aux alentours de la zone de réserve. Ces espèces ont généralement une valeur commerciale supérieure.

L'augmentation des captures aux alentours de la zone est due à l'augmentation de la biomasse des espèces commerciales (Commercial.B) mais également à la

réallocation de l'effort de pêche, la profitabilité des régions 1 et 2 ayant augmenté. L'augmentation de l'effort de pêche dans la zone entraîne une diminution de la biomasse des invertébrés (Invertebrate.B). En effet la coquille Saint-Jacques est fortement ciblée en baie de Seine.

Les variations des niveaux trophiques sont relativement faibles par rapport aux indices de biomasses ou de captures, mais ils indiquent tout de même une modification de la composition spécifique des régions 1 et 2 avec une augmentation de la proportion de top prédateurs (TL.community.3.25, TL.community.4).

L'augmentation conjointe de l'effort de pêche et du niveau trophique des captures n'est pas en accord avec la théorie du *fishing through marine food webs* prédisant une diminution du niveau trophique moyen par des captures ciblées sur les hauts niveaux trophiques. Ce désaccord pourrait s'expliquer par l'export de prédateurs de la région 1 et du reste de la baie vers les régions 2 et 3.



Fig. 19 : Evolution des biomasses, des captures et des indices de niveau trophique suite à la fermeture du parc. Sur la première ligne sont présentées les biomasses (B) de certains compartiments, puis en deuxième ligne les captures (C) de ces mêmes compartiments, et enfin les indices : niveau trophique moyen de captures (TL catch), niveau trophique moyen des captures ayant un niveau trophique supérieur à 3.25 (*Marine Trophic Index*, MTL), niveau trophique moyen de toutes les espèces à niveau trophique supérieur à 3.25 (TL.community.3.25) ou à 4 (TL.community.4).

³⁹ Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenko, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S., Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, 33-46.

Conclusion :

L'effet réserve affecte toutes les espèces et principalement celles à faible mobilité.

L'effort de pêche est réalloué vers les zones adjacentes concernées par l'effet de débordement où la valeur commerciale des captures augmente.

Les tops prédateurs du parc et du reste de la baie de Seine migrent vers les zones adjacentes où la biomasse des proies augmente.

Limites :

Représentation automnale.

Seul l'effet de l'interdiction de la pêche est considéré dans l'impact de l'implantation du parc.

- Objectif :**
- Etude de l'impact du changement climatique et de la pêche sur l'écosystème tout en prenant en compte les relations trophiques entre espèces
 - Etude de l'importance de la prise en compte des relations trophiques dans les prédictions de l'impact du changement climatique

Contexte :

Le changement climatique a des répercussions irréversibles sur les écosystèmes et ce à différentes échelles, ce qui les rend difficilement prédictibles. À l'échelle de la communauté, les modèles de niches prédisent la distribution spatiale de la biomasse des espèces marines en s'appuyant sur l'hypothèse que les espèces vont suivre leur niche écologique optimale. Celle-ci est formée à large échelle d'une enveloppe de température et de salinité, ainsi qu'à fine échelle de différentes caractéristiques physiques

de l'habitat pour un certain nombre d'espèces (Hattab *et al.*, 2014)⁴³. Cependant ces modèles négligent les effets des interactions trophiques sur la dynamique des espèces. D'un autre côté, les modèles trophiques prennent rarement en compte la dispersion spatiale des individus. Conjuguer niches écologiques potentielles et relations trophiques permet de mieux appréhender l'effet du changement climatique sur la dispersion des espèces.

Méthodologie :

Suivant la méthode élaborée par Ben Rais Lasram *et al.* (en prep)⁴⁴, des cartes de probabilité de présence pour 44 espèces, principalement des poissons et invertébrés, ont été créées dans l'optique de les utiliser comme forçages dans le modèle Ecospace BSE d'Halouani *et al.* (en prep)⁴⁵. Les 44 espèces s'intègrent dans 28 groupes trophiques du modèle Ecospace BSE. Afin d'étudier les changements subis par l'écosystème sous les scénarios du GIEC RCP 2.6 et RCP 8.5, les sorties des modèles de niches sont utilisées à deux niveaux pour les simulations Ecospace : **proxy des variations de biomasses et Représentation des préférences environnementales.**

Proxy des variations de biomasses

Chaalali *et al.* (2016)⁴⁶ considèrent que la différence de la somme des probabilités de présence d'un groupe donné dans la zone, par rapport à un scénario de référence, est un proxy d'une variation de biomasse. Dans les scénarios de changement climatique, la biomasse d'un compartiment est forcée dans les séries temporelles d'Ecosim, donc affectée par une variation correspondant au ratio de la somme des probabilités de présence dans la zone pour le scénario de changement climatique sur la somme des probabilités de présence dans la zone pour le modèle de référence.

Représentation des préférences environnementales

Classiquement, dans Ecospace, la distribution spatiale des groupes trophiques, la vulnérabilité et la prédation sont principalement dépendantes de *l'habitat capacity* (Christensen *et al.*, 2014)⁴⁷. Les nouvelles cartes

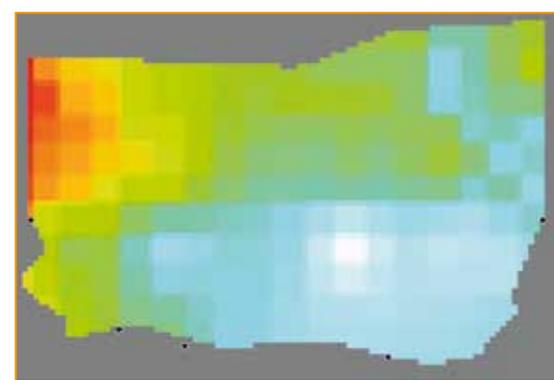


Fig. 20 : Exemple de carte de préférence environnementale utilisée dans Ecospace pour l'espèce *Solea solea* sous le scénario RCP 8.5.

créées par les modèles de niches (Fig. 20) ont été intégrées dans le modèle Ecospace et représentent des cartes de préférences environnementales intégrant les paramètres climatiques et physiques de l'habitat. La majorité des distributions spatiales a été prédite à partir d'au moins deux modèles suivant le *Continuous Boyce Index* (CBI). Pour ces espèces, la variabilité de la distribution spatiale a donc été prise en compte dans le forçage du modèle Ecospace. Un tirage aléatoire est réalisé au sein de 11 percentiles compris entre 0,025 et 0,975 des probabilités de présence prédites pour le filtre changement climatique, associé au filtre habitat si l'espèce est influencée par l'habitat.

Les résultats sont étudiés à l'échelle des communautés, et des services écosystémiques. Une attention particulière a été portée à l'effet ajouté par les relations trophiques dans les variations de biomasses face aux changements climatiques.

⁴³Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Somot, S., Loc'h, F.L., Leprieur, F., 2014. Towards a better understanding of potential impacts of climate change on marine species distribution: a multiscale modelling approach. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1417–1429.

⁴⁴Ben Rais Lasram, F., Hattab, T., Noguès, Q., Beaugrand, G., Niquil, N., Leroy, B., Species distribution models of marine organisms: to what extent does depth range matter? Submitted in *Marine Ecology Progress Series*.

⁴⁵Halouani, G., Villanueva M.C., Raoux, A., Dauvin D.C., Ben Rais Lasram F., Foucher E., Hattab T., Le Loc'h F., Safi G., Araignous E., Niquil N., In prep. A spatial food web model to investigate potential effects of an offshore wind farm. *Journal of Marine Systems*.

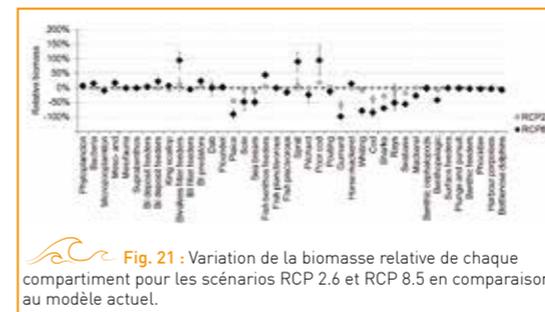
⁴⁶Chaalali, A., Beaugrand, G., Raybaud, V., Lassalle, G., Saint-Béat, B., Le Loc'h, F., Bopp, L., Tecchio, S., Safi, G., Chifflet, M., Lobry, J., Niquil, N., 2016. From species distributions to ecosystem structure and function: A methodological perspective. *Ecological Modelling* 334, 78–90.

⁴⁷Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Suszowski, J., Chagaris, D., Walters, C.J., 2014. Representing Variable Habitat Quality in a Spatial Food Web Model. *Ecosystems* 17, 1397–1412.

Résultats :

Gagnants/perdants

Les effets du changement climatique ne sont pas homogènes entre groupes trophiques. Ainsi peuvent être identifiés des "gagnants" (Fig. 21) (ex. bivalves, sprat, cabillaud) et des "perdants" (ex. plie, grondin, morue) (Fulton, 2011)⁴⁸, avec un effet plus marqué pour le scénario RCP 8.5. Le déclin de presque tous les top prédateurs (i.e. poissons piscivores, merlu, morue, requins, raies, bar et céphalopodes benthopélagiques) qui permettent habituellement le maintien de leurs proies à des densités faibles (Bax, 1998)⁴⁹ entraîne une forte augmentation de la variabilité de la biomasse de ces dernières.



Pêcheries

La pêche tient un rôle important dans la variabilité entre groupes trophiques. Les profils des captures seront fortement impactés pour toutes les pêcheries. On constate notamment une variabilité interannuelle en nette augmentation. Certains groupes voient leur biomasse augmenter fortement du fait de ne pas être impactés par la pêche (ex. cabillaud,

sprat). On constate que la pêche joue un rôle majeur dans l'évolution des espèces marines et devrait influencer l'impact du changement climatique comme déjà constaté dans de précédentes études (Merino *et al.*, 2012)⁵⁰.

Ajout des liens trophiques

Les espèces qui n'ont pas été forcées par les modèles de niches, telles que les oiseaux ou les mammifères marins, sont impactées indirectement par le changement climatique à cause du déclin de leurs proies (Fig. 22). Pour les espèces ayant vu leur niche modélisée, l'ajout des relations trophiques a tendance à minimiser les effets du changement climatique.

Le couplage des modèles de niches et du modèle intégrant les relations trophiques permet de se rapprocher de la niche réalisée des espèces et permet donc de mieux appréhender les variations de l'écosystème déjà contraint par les activités humaines face au changement climatique.

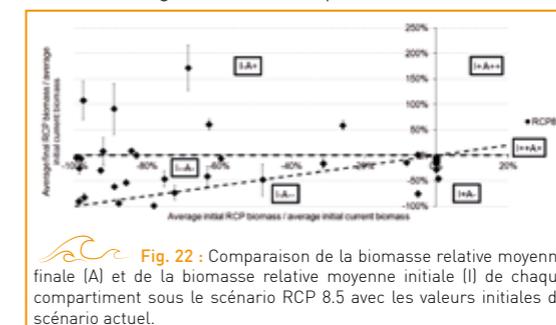


Fig. 22 : Comparaison de la biomasse relative moyenne finale (A) et de la biomasse relative moyenne initiale (I) de chaque compartiment sous le scénario RCP 8.5 avec les valeurs initiales du scénario actuel.

⁴⁸Fulton, E.A., 2011. Interesting times: winners, losers, and system shifts under climate change around Australia. *ICES J Mar Sci* 68, 1329–1342.

⁴⁹Bax, N.J., 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES J Mar Sci* 55, 997–1030.

⁵⁰Merino, G., Barange, M., Blanchard, J.L., Harle, J., Holmes, R., Allen, I., Allison, E.H., Badjeck, M.C., Dulvy, N.K., Holt, J., Jennings, S., Mullon, C., Rodwell, L.D., 2012. Can marine fisheries and aquaculture meet fish demand from a growing human population in a changing climate? *Global Environmental Change* 22, 795–806.

Conclusion :

Gagnants/perdants : le changement climatique entraîne des changements non homogènes au sein de l'écosystème.

La **pêche est un facteur important** de l'évolution de l'écosystème notamment dans le contexte de changement climatique.

L'intégration des liens trophiques permet de se rapprocher de la niche réalisée des espèces et d'appréhender leur réponse au changement climatique de manière plus complète.



Limites :

Pas de modèle de niches pour les groupes trophiques bas et les top prédateurs.

Pas de prise en compte des espèces non indigènes potentiellement émergentes.

Pas d'effet du changement climatique sur les paramètres physiologiques.

- Objectif :**
- Création d'une méthodologie permettant la spatialisation des indices de réseau
 - Test de la sensibilité des ENA aux scénarios de réserve et de changements climatiques
 - Evaluation des variations spatiales de la structure et du fonctionnement de l'écosystème sous les scénarios de réserve et de changement climatique

Contexte :

Différents travaux ont permis d'établir différentes listes d'indicateurs holistiques pertinents et utilisables par les gestionnaires à des fins de conservations et d'exploitation durable des écosystèmes (Safi *et al.*, 2019)⁵¹. Les caractéristiques de l'écosystème de la baie de Seine ont été étudiées au regard des indices de réseau (ENA, Ulanowicz, 1986)⁵², indices classiquement utilisés pour l'étude de la structure et du fonctionnement des écosystèmes ainsi que des

changements induits par les activités anthropiques (Raoux *et al.*, 2017)⁵³. Ces indices sont intégrés au logiciel Ecopath with Ecosim (Christensen et Pauly, 1992)⁵⁴, ce qui rend leur utilisation aisée. La spatialisation des indicateurs de santé permet la facilitation de l'appréhension de ces indices par les gestionnaires. Elle rend également possible l'étude spatiale des variations de la structure et du fonctionnement des écosystèmes face à différentes pressions.

Méthodologie :

En collaboration avec les développeurs du logiciel Ecopath with Ecosim, un nouveau plug-in « EnaR » a été créé afin d'obtenir un fichier SCOR pour chaque cellule d'une grille Ecospace. Ce type de fichier contient l'ensemble des données nécessaires aux calculs des différents indices de réseau avec le logiciel R, à partir duquel la spatialisation est possible (Fig. 23).

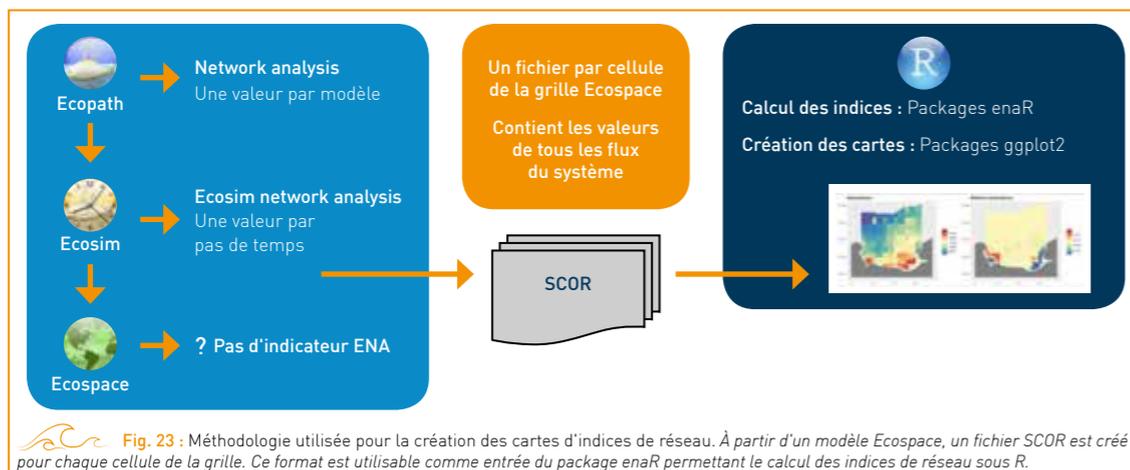
Les cartes des 15 indices de réseau ont pu être créées pour le modèle Ecospace BSE (Halouani *et al.*, en prep)⁵⁵ et pour les scénarios :

- 1) EMR : état actuel (BOWF) et de mise en réserve du parc éolien (Reserve 15 % et Reserve 100 %) ;

- 2) Changement climatique : état actuel (Current) et sous scénarios du GIEC RCP 2.6 et RCP 8.5 (Bourdaud *et al.*)⁵⁶.

L'analyse des pourcentages de différence entre les valeurs des indices pour chacun des scénarios et les cartes associées ont permis d'étudier :

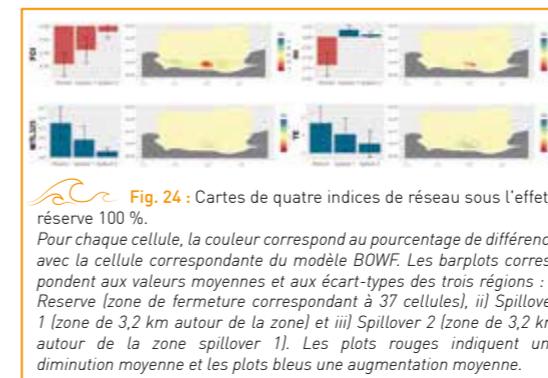
- l'impact de chaque scénario sur la structure et le fonctionnement à l'échelle de l'écosystème ;
- la sensibilité des indices aux différents scénarios et leur capacité à retranscrire visuellement les modifications subies par l'écosystème.



Résultats :

Effet réserve

Certains indices sont très sensibles à l'effet réserve et permettent de bien identifier l'effet de débordement autour du parc (FCI, TE, MTL325) (Fig. 24). **L'efficacité de transfert du système (TE)**, considérée comme un signe de maturité, est l'indice qui a la réponse la plus forte allant jusqu'à une augmentation moyenne de 1,66 % au sein du parc, puis de 1,04 % et de 0,51 % respectivement dans les zones de spillover 1 et spillover 2. La part des **flux provenant de cycles au sein du système (FCI)** diminue (- 0,78 ± 0,22 %). Un fort FCI est souvent considéré comme réponse de l'écosystème à un stress (Tecchio *et al.*, 2015)⁵⁷. Relâcher la pression de pêche permet également la forte augmentation de biomasse d'organismes de plus haut niveau trophique tels que la sole (+ 15 ± 5,9 %), qui se répercutent sur le **niveau trophique moyen des top prédateurs (MTL325 ; + 0,34 ± 0,17 %)**. La **diversité des flux (Hr)** a une réponse opposée à l'intérieur du parc (- 0,13 ± 0,05 %) et dans les zones de débordement (+ 0,03 ± 0,01 %). Cet indice est très influencé par l'augmentation considérable de la biomasse de la coquille Saint-Jacques (+ 100,1 ± 29 %), ce qui déséquilibre le réseau.



Conclusion :

Réserve : la fermeture du parc entraîne le système vers plus d'efficacité dans le transfert d'énergie, un recyclage plus important, une augmentation des niveaux trophiques due à l'augmentation de la biomasse de nombreux groupes de poissons. Ces changements se retrouvent dans les zones adjacentes au parc.

Changement climatique : le scénario RCP 8.5 entraîne des modifications dans la structure et le fonctionnement du système de manière non homogène au sein de la baie de Seine et cet impact est nettement plus important que l'effet réserve.

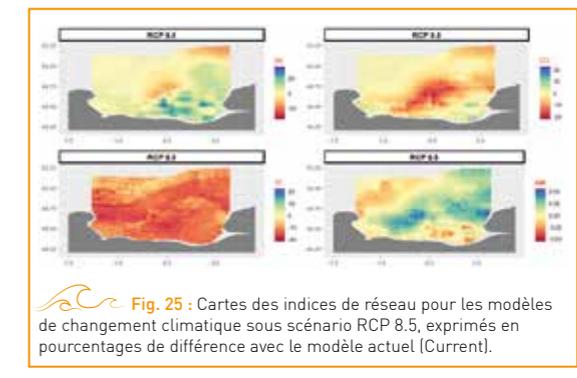
L'efficacité de transfert (TE) et l'indice du cycle de Finn (FCI) sont les indices les plus sensibles aux deux types de pression.

Effet du changement climatique

Dans la **zone proche de l'estuaire de la Seine**, le **ratio détritivorie sur herbivorie** augmente jusqu'à 34%. Malgré une augmentation de biomasse de phytoplancton allant jusqu'à 9,88 %, l'augmentation considérable de la biomasse des bactéries (jusqu'à 58,15 %), se nourrissant principalement de détritus, entraîne la zone vers un système plutôt basé sur la détritivorie et dont les flux liés au recyclage vont être plus importants (FCI + 9,6 %) (Fig. 25).

Sur la **diagonale Sud-Est**, la spécialisation du système augmente (AMI) jusqu'à + 0,53 %, le système est donc plus efficace. La part de recyclage (FCI), considérée comme agissant sur la capacité du système à résister aux perturbations (Saint-Béat *et al.*, 2015)⁵⁸, diminue jusqu'à - 21,44 %, faisant diminuer sa résistance.

L'efficacité de transfert au sein du système diminue aussi sur **l'ensemble de la zone** d'étude (- 12,12 ± 3,03 %). Le système est globalement de moins en moins capable d'être productif entre chaque niveau trophique.



⁵⁷ Tecchio, S., Rius, A.T., Dauvin, J.-C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M.C., Niquil, N., 2015. The mosaic of habitats of the Seine estuary: insights from food-web modelling and network analysis. *Ecol. Model.* 312,91-101.

⁵⁸ Saint-Béat, B., Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Bacher, C., Pacella, S.R., Johnson, G.A., David, V., Vézina, A.F., Niquil, N. 2015. Trophic networks: how do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties? *A review. Ecological indicators*, 52, 458-471.

! Limites :

L'effet du changement climatique partiel pour les groupes trophiques bas et les top prédateurs.

Pas de prise en compte des espèces non indigènes potentiellement émergentes.

Pas d'effet du changement climatique sur les paramètres physiologiques.

2 - Recommandations méthodologiques pour la modélisation écosystémique

Dans la présente étude, l'écosystème a été considéré dans son intégralité afin d'appréhender les changements de structure et de fonctionnement induits par les différentes pressions qu'il subit. Cette vision holistique permet de mieux comprendre la dynamique et l'évolution des écosystèmes anthropisés. Différentes méthodes ont été utilisées ou créées dans cette optique. Plusieurs recommandations méthodologiques sur l'utilisation des modèles trophiques sont détaillées dans les pages qui suivent.

2.1 Utilisation de données pertinentes

L'amélioration de la qualité des données utilisées est un élément clé pour la construction des modèles et l'étude des interactions trophiques. Cela concerne particulièrement la prise en compte des compartiments de bas niveaux trophiques ainsi que les analyses des contenus stomacaux et des isotopes stables.

La construction d'un modèle de représentation d'un réseau trophique requiert un grand nombre de connaissances sur l'écosystème du site d'étude. Dans le cas d'un modèle Ecopath, il est nécessaire de disposer de paramètres tels que la biomasse des espèces, le ratio production sur biomasse ou encore le régime alimentaire. Différentes sources de données sont alors à considérer.

L'échantillonnage sur le terrain permet une collecte de données précises et spécifiques, considérées comme les plus pertinentes. En effet, elles permettent une meilleure appréhension de la biomasse et du régime alimentaire des espèces qui varient dans le temps et l'espace et sont à la base de la construction des modèles.

La présence des parcs éoliens est une opportunité unique pour disposer de données sur le long terme. En plus des programmes de suivis du projet lui-même, il conviendrait de coordonner de nouvelles campagnes d'échantillonnage, dans la perspective d'alimenter l'approche intégrée du modèle trophique.



Fig.26 : Campagne d'échantillonnage en mer.

Les données non échantillonnées sur le terrain peuvent être extraites de la bibliographie existante sur la zone d'étude ou dans un écosystème équivalent. Les niveaux de confiance

associés seront considérés comme inférieurs à ceux des données acquises *in situ*. Ces niveaux de confiance sont identifiés par la suite au sein du logiciel en fonction de leur provenance (Tab.2).

| Provenance de la donnée | Index | Intervalle de confiance [%] |
|---|-------|-----------------------------|
| Estimée par un autre modèle Ecopath | 0 | +/- 80 |
| Estimée par le modélisateur | 0.1 | +/- 70 |
| Donnée d'un autre modèle | 0.2 | +/- 60 |
| Relation empirique | 0.5 | +/- 50 |
| Groupe/espèce similaire, écosystème similaire | 0.6 | +/- 40 |
| Groupe/espèce similaire, même écosystème | 0.7 | +/- 30 |
| Même groupe/espèce, écosystème similaire | 0.8 | +/- 20 |
| Même groupe/espèce similaire, même écosystème | 1.0 | +/- 10 |

Tab. 2 : Correspondance entre la provenance de la donnée d'entrée du modèle Ecopath, l'index et l'intervalle de confiance alloué.

2.1.1 Ne pas négliger les bas niveaux trophiques

La disponibilité de données n'est pas homogène entre compartiments d'un réseau trophique. Certains bas niveaux trophiques sont souvent des « boîtes noires » (ex. bactéries, microzooplancton, zooplancton) (Fig. 27) et sont mal considérés dans les modèles.

Globalement, un manque considérable de données concernant ces compartiments a été constaté en baie de Seine, notamment au cours des analyses isotopiques. En effet, ces compartiments font partie des groupes à la base du réseau trophique et vont donc impacter tout le reste. L'utilisation de données non spécifiques au site d'étude ou au type de sédiment, à la profondeur ou à la saison, entraîne des biais dans la représentation de l'écosystème. Ceci est à considérer dans l'analyse des résultats.

L'approche holistique nécessite l'intégration de l'ensemble des compartiments du réseau trophique. **En complément des suivis environnementaux réglementaires, des prélèvements ciblant les bas niveaux trophiques (ex. bactéries et plancton) permettraient de mieux intégrer ces éléments importants à la base du réseau trophique et notamment dans la fonction de recyclage du système.**



Fig. 27 : Exemple d'espèces composant le zooplancton.

Un intérêt particulier doit être porté au phytoplancton (Fig. 28) qui possède une forte variation saisonnière dépendante des apports en nutriments et des variations de lumière. En règle générale, les données satellitaires sont les plus couramment utilisées pour l'estimation d'un proxy de la biomasse phytoplanctonique, du fait de leur disponibilité. Elles permettent d'obtenir des données sur de nombreux paramètres (ex. réflectance, concentration en carbone organique dissout pour les données *SeaWiFS*). C'est notamment vrai pour la concentration en chlorophylle *a*, à partir de laquelle il est possible d'estimer la biomasse en phytoplancton au moyen de coefficients de conversion. À partir des paramètres mesurés par satellite, le modèle VGPM de

Behrenfeld et Falkowski, 1997 permet d'obtenir la production primaire nette (PP) mondiale. Il est à noter que ce modèle a tendance à surestimer la PP dans les zones à forte turbidité telles que les estuaires et leurs panaches.

Des données de prélèvements *in situ* ponctuels peuvent être utilisées pour corriger cette surestimation. Néanmoins, de nouveaux instruments de mesures à haute fréquence existent aujourd'hui et permettent d'obtenir de nombreux paramètres environnementaux tout au long de l'année. En effet, les bouées instrumentées qui récoltent des paramètres (ex. température, salinité, oxygène dissout, turbidité, fluorescence) à hautes fréquences s'avèrent être une excellente source de données si celles-ci se situent à proximité de

la zone d'étude. A défaut, elles renseignent de manière fiable sur les variations temporelles des paramètres.

À titre d'exemple, en novembre 2015, la bouée instrumentée SMILE (Fig. 29) a été mise en place au large de Luc-sur-mer (Calvados) et fournit, entre autres, des données de fluorescence à haute fréquence (toutes les 20 minutes) en subsurface. Associées à des échantillons prélevés sur le site d'implantation, **les données SMILE permettent une estimation très fine de la production primaire de la zone et de ses variations saisonnières. Pour de futures études au sein de la baie de Seine, l'utilisation des données issues de la bouée SMILE serait particulièrement pertinente.**

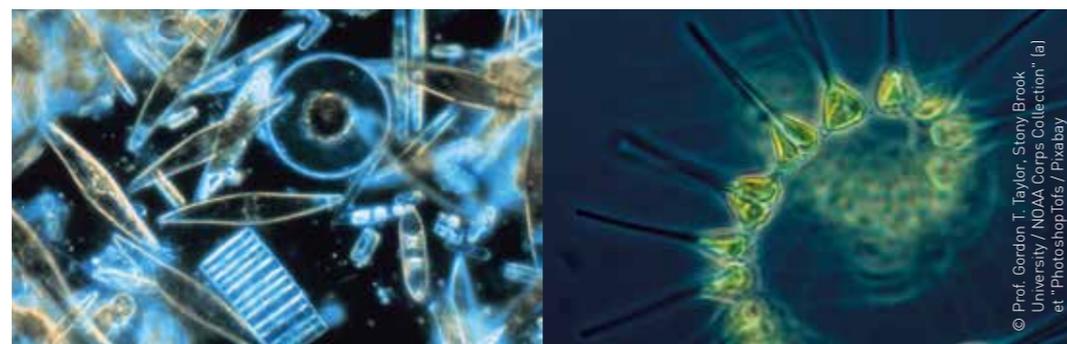


Fig. 28 : Exemple d'espèces composant le phytoplancton.



Fig. 29 : Bouée instrumentée haute fréquence SMILE.

2.1.2 Qui mange qui ? Une question clé dans la construction d'un modèle

Les représentations écosystémiques sont basées sur les liens trophiques entre les compartiments constitutifs du réseau. Déterminer ces liens et leur importance est une étape primordiale à ne pas négliger dans la conception du modèle. Pour cela, il est nécessaire de bien définir les relations trophiques, autrement dit « Qui mange qui ? ».

L'utilisation d'analyse de contenus stomacaux (Fig. 30) est la méthode la plus communément utilisée pour déterminer avec précision le régime alimentaire des espèces de poissons du site d'implantation. Cette méthode permet également d'observer plus précisément un changement notable d'alimentation pour les poissons de la zone qui, dans le cas de l'implantation d'un parc éolien, pourraient passer des proies de substrat meuble à celles de substrat dur. L'analyse des isotopes stables peut aussi permettre d'étudier les relations trophiques. Le couplage des analyses isotopiques et des contenus stomacaux, qui sont deux méthodes complémentaires, permet d'affiner l'étude des relations trophiques. En effet, les contenus stomacaux considèrent

uniquement le dernier repas de l'organisme et ne permettent pas d'identifier les proies rapidement digérées, tandis que l'analyse isotopique mesure la signature isotopique des proies assimilées dans les tissus.

Lors des campagnes scientifiques et des suivis environnementaux réalisés par tous les acteurs des différentes activités anthropiques, il serait pertinent d'étudier les contenus stomacaux des poissons et des céphalopodes et d'intégrer des prélèvements pour analyses isotopiques sur chaque compartiment du réseau.



Fig. 30 : Appareil digestif de seiche commune *Sepia officinalis*. 1 : Masse buccale, 2 : Œsophage, 3 : Glande digestive, 4 : Estomac, 5 : Intestin

2.2 Construction du modèle

Pour améliorer la structure des modèles et les adapter aux échelles appropriées en fonction des scénarios envisagés, il est nécessaire : d'agréger les groupes fonctionnels, de valider les modèles, d'adapter l'emprise spatiale et d'inclure des scénarios de pêche.

2.2.1 Agréger les espèces ayant des liens trophiques similaires

La construction d'un modèle Ecopath, ou plus globalement de n'importe quel modèle écosystémique, nécessite l'agrégation des espèces en groupes fonctionnels. Cette étape se base sur les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces, telles que les préférences alimentaires. Les espèces doivent être agrégées en fonction de leurs liens trophiques. **Les espèces d'un même groupe doivent consommer globalement les mêmes proies, dans les mêmes proportions, et donc avoir des niveaux trophiques similaires.**

Dans le modèle de la baie de Seine, les céphalopodes ont été séparés en deux groupes trophiques : céphalopodes benthiques (*Sepia officinalis*) et céphalopodes benthopélagiques (*Aloteuthis spp.* et *Loligo vulgaris*). En effet, malgré leur proximité phylogénétique, ces deux groupes

ont des régimes alimentaires très différents et, de ce fait, n'ont pas le même niveau trophique. Cette distinction a été observée lors d'étude de contenus stomacaux (Raoux, 2013) et confirmée au cours des analyses isotopiques effectuées au cours du projet.

De manière globale, **l'agrégation doit tenir compte du contexte de l'étude et de la connaissance de l'écosystème en question.** Par exemple, un intérêt particulier porté à une espèce d'intérêt commercial, ou une espèce à forte biomasse, peut justifier de la considérer seule comme groupe monospécifique.

Dans le contexte de la baie de Seine, la pêche est un enjeu majeur et certaines espèces sont fortement ciblées. Lors de la construction du modèle

BSE, le choix a donc été fait d'isoler certaines espèces de poissons, de coquillages et de céphalopodes dans des groupes spécifiques. En termes de tonnage et de revenus, la coquille Saint-Jacques est l'espèce à la plus forte importance commerciale en baie de Seine. De nombreuses espèces de poissons sont également pêchées,

2.2.2 Utiliser les isotopes stables pour valider le modèle

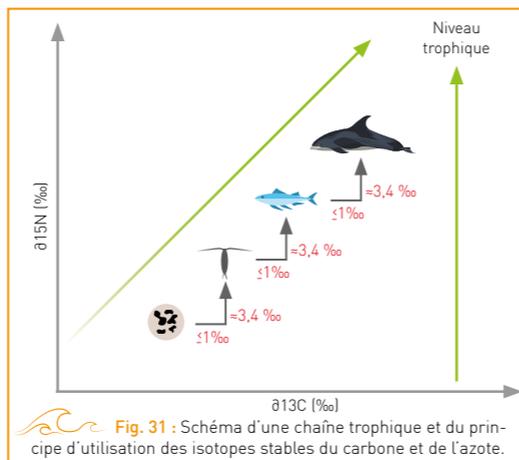
La construction des modèles, et principalement l'agrégation en groupes trophiques, doit faire l'objet d'une validation. C'est une étape cruciale qui devrait être systématique. Après la construction du modèle, il est possible de calculer le niveau trophique de chaque compartiment. La corrélation de ces niveaux trophiques à ceux calculés par une méthode de calcul indépendante permet de valider le modèle.

Les analyses isotopiques (Fig. 31) permettent notamment de calculer le niveau trophique de manière totalement indépendante, et donc d'effectuer cette validation (Lassalle *et al.*, 2014). Généralement, le nombre d'espèces permettant la validation est restreint. Cette méthode de validation a été utilisée, mais a nécessité l'ajout de données provenant d'une autre étude (Kopp *et al.*, 2015).

Afin de pallier ce manque, il est recommandé de systématiser les prélèvements à des fins d'analyses isotopiques pour chaque espèce, ou au moins pour l'espèce dominante de chaque

notamment la sole. Le nombre de groupes de poissons est en conséquence assez élevé. L'importance de ces espèces clés augmente également la facilité à disposer d'informations pertinentes tant temporellement que concernant la spécificité liée à la zone d'étude.

groupe trophique. Les analyses isotopiques ont permis de valider les modèles Ecopath de Courseulles-sur-mer et du Tréport, tous deux dans un contexte de développement d'EMR et de cumul d'impacts (Raoux *et al.*, soumis). Dans une optique de mutualisation des suivis à l'échelle nationale voire internationale, il serait nécessaire de concevoir un guide méthodologique à ce sujet.



2.2.3 Adapter l'échelle aux scénarios envisagés

L'échelle considérée lors de la construction d'un modèle spatial doit être réfléchi à l'égard de la zone étudiée mais également des scénarios envisagés. Une zone représentée trop petite ou trop grande ne sera pas adaptée selon les questions posées. La définition de l'emprise spatiale en fonction de l'étude souhaitée et des questions posées est donc primordiale.

Le but du modèle BSE était d'appréhender l'impact de l'implantation d'éoliennes offshore à une échelle bien plus large que celle de la zone du parc et de pouvoir ainsi étudier son intégration au sein de la baie de Seine en présence d'autres activités anthropiques. Ce modèle correspond à une grille de 70 lignes et 101 colonnes. Chaque cellule fait 0,015° de côté, soit 1,6 km environ.

Cependant, l'un des effets relevés dans les parcs éoliens déjà opérationnels en mer du Nord (Wilhelmsson *et al.*, 2006 ; Maar *et al.*, 2009 ; Bergström *et al.*, 2013) et le plus notable parmi ceux testés par Raoux *et al.* (2017 ; 2019) est l'effet récif. Ces résultats ont été testés statistiquement dans le cadre de la présente étude. L'introduction des fondations des éoliennes et des enrochements au pied des mâts est à l'origine de la création d'habitats et d'abris qui sont rapidement colonisés par les organismes benthiques et épibenthiques (Wilhelmsson *et al.*, 2006 ; Wilhelmsson *et al.*, 2010 ; Wilhelmsson et Malm, 2008) (Fig. 32).

La surface colonisable par ces espèces de substrat dur au sein du parc de Courseulles-sur-mer sera comprise entre 0,23 et 0,4 km².



Fig. 32 : Développement de biofouling sur un câble d'export électrique sous-marin.

A ce jour, la longueur et la surface exacte des enrochements qui seront mis en place pour protéger les câbles ne sont pas connues. Cela correspond au plus à 0,8 % de la surface totale du parc de 50 km². Or, l'emprise du modèle BSE correspond à une surface d'environ 12 500 km². La surface du substrat dur propice à l'effet récif dans ce cas ne représente que 0,003 % de la surface totale du modèle et moins de 20 % de la surface d'une cellule, le modèle en comprenant 4 907.

De ce fait, le scénario spatial d'effet récif n'a pu être testé à l'échelle de la baie de Seine étendue.

2.2.4 Définir des flottilles et les scénarios de pêche en concertation avec le comité des pêches

La pêche est souvent considérée comme un élément constitutif du réseau. Son intégration doit être faite en fonction des activités de la zone (Fig. 33). Étudier les différents métiers, l'effort de pêche et les espèces à fort intérêt commercial en amont de la construction du modèle est primordial. De la même manière que l'agrégation des compartiments trophiques, les métiers de la pêche peuvent être regroupés en fonction de leurs espèces cibles. Par exemple, les chaluts pélagiques et les chaluts de fond n'ont pas les

Cependant, comme il s'agit d'un effet important des parcs éoliens en mer, il est recommandé de l'étudier :

- Soit par la construction d'un modèle spatial à l'échelle du parc, cependant le parc a une emprise faible et en conséquence nécessitera des données à très haute résolution spatiale ;
- Soit grâce à un nouveau plug-in EwE récemment développé (*biomasse emitter*) qui permet d'intégrer des variations de biomasse à l'échelle d'une seule cellule. Cela permettrait de forcer l'augmentation de biomasse des espèces concernées par l'effet récif dans les cellules du parc. Actuellement, ce plug-in n'est pas en libre accès.

Le maillage utilisé dans le modèle spatial peut également être réfléchi à l'égard de la disposition du parc et des futures analyses. Utiliser un maillage adapté intégrant un nombre précis d'éoliennes par maille permet une analyse à différentes échelles (i.e d'une éolienne, du parc, de la zone étudiée).

Le parc éolien tel que prévu possèdera 75 éoliennes disposées en 7 lignes distantes de 900 m et comptant chacune 8 à 12 éoliennes distantes de 950 m. Le maillage est tel qu'une cellule du modèle contient entre deux et quatre éoliennes. Un maillage plus fin (< 900 m de côté) incluant seulement une éolienne par maille permettrait d'affiner les résultats et d'obtenir des informations relatives à l'échelle d'une éolienne.

Actuellement, le logiciel EwE ne permet pas d'avoir une grille non homogène, mais il serait intéressant de disposer d'un maillage plus fin lorsque les gradients horizontaux sont plus importants.

mêmes cibles. Ils n'affectent donc pas l'écosystème de la même manière : la séparation de ces deux métiers est nécessaire.

La définition des flottilles peut également être considérée en fonction des scénarios de pêche envisagés dans l'étude. Dans un souci de réalisme, travailler en accord avec le comité régional des pêches permettrait de mieux rendre compte des situations actuelle et future des activités de pêche afin d'être sûr de ne pas être trop limité dans les scénarios réalisables *a posteriori*.

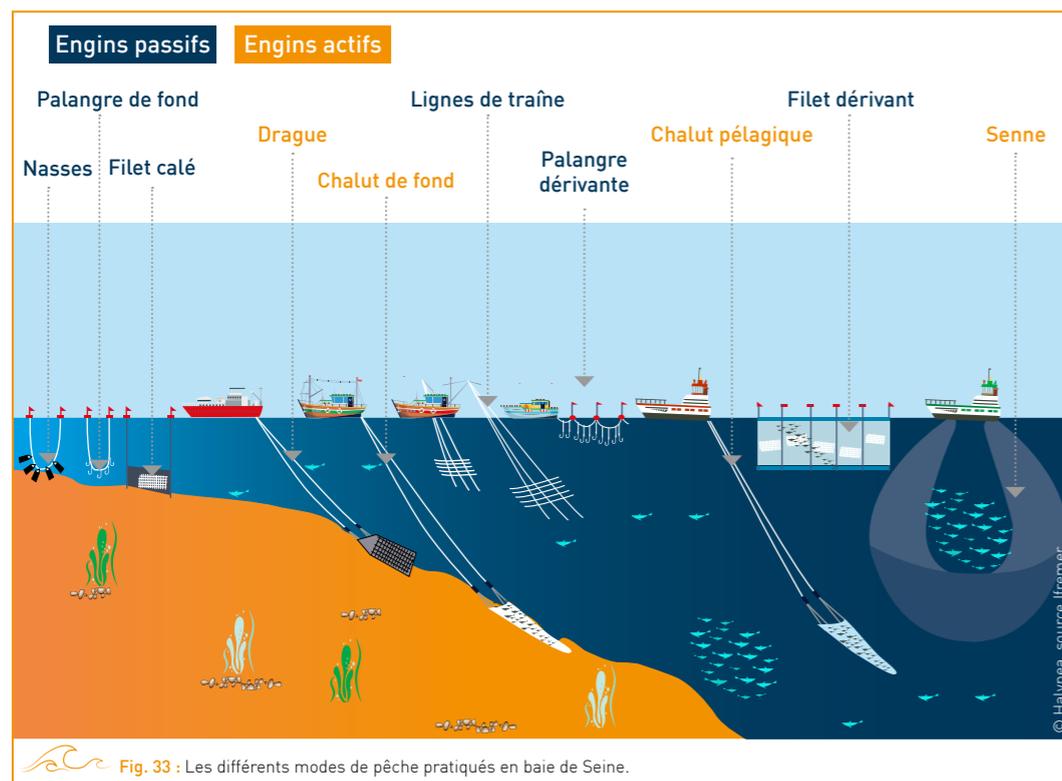


Fig. 33 : Les différents modes de pêche pratiqués en baie de Seine.

2.3 Intérêt du couplage

Pour améliorer les scénarios étudiés, il apparaît intéressant de coupler les modèles trophiques avec des modèles hydrodynamiques, socio-économiques et de niches écologiques.

2.3.1 Améliorer la caractérisation de la production primaire avec un modèle hydrodynamique

La production primaire est à la base des réseaux trophiques et représente un facteur déterminant du bon fonctionnement d'un écosystème. Bien le caractériser en amont, permet une meilleure intégration dans le modèle écosystémique et donc une meilleure représentation de l'écosystème. Un modèle tridimensionnel basé sur le **couplage entre un modèle hydrodynamique**, prenant en compte la dynamique sédimentaire (SiAM-3D), et un **modèle écologique**, pour les compartiments

biologiques, a été développé. Il permet d'étudier les cycles de nutriments et leur contribution à la régulation des stocks de phytoplancton (Cugier *et al.*, 2005). Il rend possible l'intégration des variations saisonnières, tout en considérant les différents faciès sédimentaires. **L'utilisation d'un tel modèle en amont ou couplé au modèle écosystémique pourrait apporter une estimation plus complète de la distribution de la production primaire à la base du réseau.**

2.3.2 Couplage avec un modèle socio-économique

Un travail de modélisation du socio-écosystème a été entamé afin de montrer en quoi la méthode de modélisation en digraphe orienté était susceptible d'être utile pour la prise de décision. Les informations sur le réseau d'interactions sociales étant limitées, nous avons construit un premier

modèle dont la structure devra être améliorée par des enquêtes poussées de terrain. Celui-ci permet cependant de démontrer l'intérêt de la méthode pour aborder des questions concernant les **interactions indirectes au sein du socio-écosystème et les conséquences possibles de diffé-**

rentes décisions (Raoux *et al.*, 2018 ; Haraldsson *et al.*, en prep). Les tests ont été réalisés sur un modèle équilibré, où le réseau des acteurs possède environ le même nombre de compartiments que le réseau écologique. Ce réseau a permis d'analyser les conséquences indirectes de différentes mesures de compensation sociales en utilisant différentes structures alternatives possibles du fonctionnement du socio-écosystème (Haraldsson *et al.*, en prep). La conclusion princi-

2.3.3 Intégrer les effets des changements climatiques grâce aux modèles de niches écologiques

Les modèles de niches écologiques permettent de modéliser, d'estimer et de quantifier les distributions spatiales passées, actuelles et futures des espèces (Hutchinson et MacArthur, 1959). A l'échelle de la communauté, les modèles de niches prédisent l'occurrence, l'abondance ou la biomasse des espèces marines en s'appuyant sur le postulat que les espèces vont suivre l'environnement qui correspond le plus à leur niche écologique et en particulier leur optimum de température et de salinité (Hattab *et al.*, 2014). Cependant ces modèles négligent les effets des interactions trophiques sur la dynamique des espèces (Araújo et Rozenfeld, 2014). Les modèles trophiques, eux, prennent rarement en compte la dispersion spatiale des individus. Le couplage des modèles de niches et des modèles trophiques permet de considérer conjointement l'évolution de la distribution potentielle des espèces.

Dans un contexte de changements climatiques, il reste à déterminer si les interactions biotiques joueront un rôle important. En effet, il se pourrait qu'elles soient elles-mêmes modulées par une interaction plus fondamentale encore, l'interaction niche/environnement. Des analyses actuelles suggèrent que l'impact direct des changements de température sur les espèces est déterminant (Beaugrand *et al.*, 2019). Par ailleurs, l'effet des interactions biotiques n'est pas constant dans l'espace et dans le temps, ce qui le rend difficile à modéliser (Kirby et Beaugrand, 2009). Malgré tout, des études plus anciennes ont suggéré une amplification du signal climatique le long du réseau trophique, un phénomène appelé l'amplification trophique (Kirby et Beaugrand, 2009). Il est donc important

pale de ce travail préalable est que **ces modèles peuvent être très utiles en tant qu'outils de communication pour faciliter la discussion entre les acteurs dans un processus de prise de décision.** Ce travail sur la modélisation du socio-écosystème est en cours de développement sur le site de Groix et Belle-Île dans le cadre du projet de R&D collaboratif APPEAL (détails consultables sur france-energies-marines.org)

d'investiguer le rôle direct des effets climatiques sur les espèces et ses effets plus indirects, via le réseau trophique.

Les modèles de niches écologiques élaborés dans la présente étude ont été mis en place par la méthode des filtres hiérarchiques. Ils utilisent conjointement un filtre de premier ordre, à large échelle, intégrant les variables climatiques (température et salinité) sur trois gammes de profondeurs, et un filtre de second ordre, à échelle plus fine, intégrant quatre caractéristiques physiques de l'habitat (type de fond, bathymétrie, pente, orientation de la pente). Afin d'intégrer la variabilité de ces modèles, neuf algorithmes ont été utilisés pour chacun des deux filtres. La majorité des modèles de niches utilisent des données de présence/absence malgré l'incertitude liée aux absences. En effet, il est toujours plus certain d'affirmer la présence d'une espèce dans une région que son absence. En tout, huit modèles de présence/absence implémentés dans la plateforme de modélisation BIOMOD et un modèle de « présence seulement », le modèle NPPEN ont été utilisés. NPPEN n'utilise que des données de présences et s'appuie sur la distance généralisée de Mahalanobis ainsi que sur l'analyse de variance multivariée non paramétrique (Beaugrand *et al.*, 2011). Ce modèle teste l'appartenance d'un échantillon (ou point géographique) à un autre groupe d'échantillons (ou groupe d'échantillons appartenant à la niche).

Ces neuf algorithmes ont permis de créer un atlas caractérisant la distribution spatiale potentielle présente et future sous deux scénarios du GIEC, RCP 2.6 et RCP 8.5, pour 73 espèces de la baie de Seine.

L'intégration des distributions potentielles projetées par ces modèles au sein du modèle trophique BSE a permis de mieux déterminer les préférences environnementales de 28 groupes trophiques et de tester des scénarios de changement climatique tout en considérant les liens trophiques entre compartiments.

Le couplage d'un modèle trophique avec des sorties de modèles de niches permet une meilleure appréhension de la structure et du fonctionnement de l'écosystème face au cumul des activités anthropiques telles que l'installation du parc éolien remis dans un contexte de changement climatique global.

L'évolution de la distribution spatiale des espèces actuellement présentes dans l'écosystème de la baie de Seine a été intégrée au modèle trophique (Fig. 34). Cependant, les changements climatiques peuvent entraîner une extension vers le nord des limites des niches écologiques bioclimatiques. Cette extension permettrait l'arrivée potentielle de nouvelles espèces non indigènes venant de régions plus au sud. Ces espèces n'agiraient pas systématiquement à la

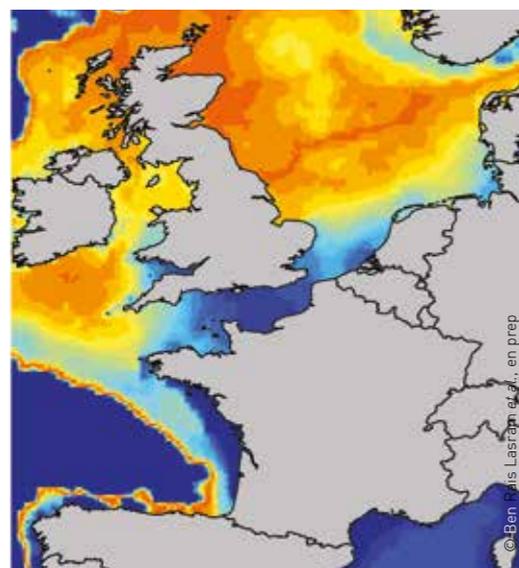


Fig. 34 : Exemple de résultat de la modélisation de la distribution spatiale potentielle de *Pecten maximus* pour le scénario actuel.

manière des espèces invasives, mais pourraient intégrer durablement l'écosystème considéré, en s'installant dans des niches écologiques laissées vides par le départ d'espèces indigènes ou en entrant directement en compétition trophique avec celles-ci.

Ces mouvements d'espèces vers les pôles s'observent dès à présent tant au niveau local que mondial (Cheung *et al.*, 2009). En combinant les départs d'espèces et les arrivées, ce remplacement de la diversité spécifique représenterait un turnover de 60 % des espèces. Il pourrait entraîner des changements considérables dans le fonctionnement des écosystèmes, engendrant ainsi des conséquences majeures dans les services qu'ils fournissent.

Les espèces non indigènes dont l'aire de répartition pourrait être étendue vers la zone d'étude doivent être considérées dans les modèles de niche. Elles devraient également être intégrées au sein du modèle écosystémique afin d'étudier l'évolution des relations trophiques suite aux départs et arrivées d'espèces.

2.4 Conclusion

D'un point de vue méthodologique, de nombreuses avancées pour la modélisation écosystémique des énergies marines renouvelables ont été réalisées. L'écosystème de la baie de Seine étendue a été caractérisé. Son évolution suite à l'implantation du parc éolien de Courseulles-sur-mer a été modélisée et remis dans un contexte de cumul d'impacts incluant changement climatique et socio-écosystème. Cependant, certaines limites dans la représentation écosystémique actuelle ont été soulevées.

Un manque de données *in situ* concernant principalement les bas niveaux trophiques entraîne une représentation souvent biaisée de ces compartiments qui sont pourtant à la base du réseau. Une mutualisation des moyens mis en oeuvre par l'ensemble des acteurs de la zone d'étude aiderait à caractériser celle-ci de manière holistique pour alimenter le modèle en données les plus pertinentes possibles. Il serait utile, dans la mesure du possible, de rendre compte des liens trophiques par analyses des contenus stomacaux des poissons et céphalopodes. On peut aussi suggérer la validation *a posteriori* de ces modèles par analyses isotopiques. Un protocole d'échantillonnage intégrant l'ensemble du réseau trophique devrait être construit et généralisable aux différents parcs.

La typologie du modèle doit rendre compte de l'écosystème représenté mais également être adaptée au contexte de la zone et de l'étude.

L'agrégation et l'échelle spatio-temporelle doivent donc considérer les espèces importantes du réseau et des questions posées par l'étude. Replacer le modèle dans son contexte local et global est donc primordial. Le cumul des pressions subies par l'écosystème doit être considéré, en particulier avec la prise en compte du changement climatique. Le modèle doit inclure non seulement les activités de pêche mais aussi idéalement tout le socio-écosystème.

La représentation des compartiments planctoniques pourrait être améliorée par un couplage avec un modèle hydrodynamique intégrant les variations saisonnières. L'intégration du modèle dans son contexte local peut être considérée en couplant le modèle écosystémique avec un modèle socio-économique des différents acteurs de la zone. Le couplage des modèles trophiques avec les modèles de niches permet de considérer l'impact direct des variations des paramètres climatiques sur la répartition spatiale des espèces. Il donne aussi des informations concernant les conséquences de cet impact sur les relations trophiques au sein de l'écosystème notamment par les départs et arrivées d'espèces.

Ces recommandations méthodologiques ont pour objectif une meilleure caractérisation de l'écosystème, et donc une meilleure compréhension des changements induits par l'ensemble des impacts qu'il subit.

3 - Recommandations d'application pour les nouvelles aires d'implantation

3.1 Approche holistique de l'étude des écosystèmes

Une approche holistique des études d'impacts en utilisant des modèles trophiques doit être menée en accord avec les directives européennes pour la gestion du milieu marin.

Face à la demande mondiale grandissante pour la transition énergétique, de nombreuses énergies marines renouvelables sont en développement. Les parcs éoliens offshore construits en Europe sont soumis à des programmes d'évaluation et de suivis environnementaux afin de quantifier les impacts effectifs du projet. Les suivis environnementaux mentionnés dans les arrêtés d'autorisation permettent de vérifier les niveaux d'impacts annoncés et les mesures associées. Ils ne concernent pas tous les compartiments, mais uniquement ceux identifiés comme potentiellement impactés en omettant les liens trophiques entre eux-ci. De ce fait, les effets sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes restent mal appréhendés et le potentiel impact environnemental sur les écosystèmes n'est considéré que partiellement. En effet, l'impact de l'implantation du parc, associé à ceux des autres activités anthropiques, peut avoir des conséquences directes et indirectes à tous les niveaux du réseau. L'approche holistique qui a émergé de ce constat est essentielle à l'appréhension de la complexité, de la dynamique et des variations naturelles du système. Celles-ci sont exprimées à travers la structure et le fonctionnement du système et les changements induits par l'accumulation

d'activités anthropiques dans les milieux marins. La DCSMM exige que ses états membres atteignent en 2020 le Bon Etat Ecologique (BEE) au regard de 11 descripteurs de l'environnement marin (Fig. 35). L'objectif du Descripteur 4, qui se concentre sur les réseaux trophiques marins, est décrit comme suit : « tous les éléments constituant les réseaux trophiques marins, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien complet de leurs capacités reproductives ».

L'approche écosystémique est spécifiquement identifiée par le Descripteur 4 comme outil pour atteindre le BEE. **L'utilisation de modèles trophiques est donc pertinente pour l'étude holistique des écosystèmes. En effet, elle intègre les interactions de tout le réseau, du phytoplancton aux top prédateurs, en considérant les liens trophiques** (Fig. 36). Cette approche basée sur la quantification des flux entre compartiments permet d'évaluer les propriétés émergentes du système (ex. structure, fonctionnement, résilience) difficilement considérées dans une approche monospécifique.

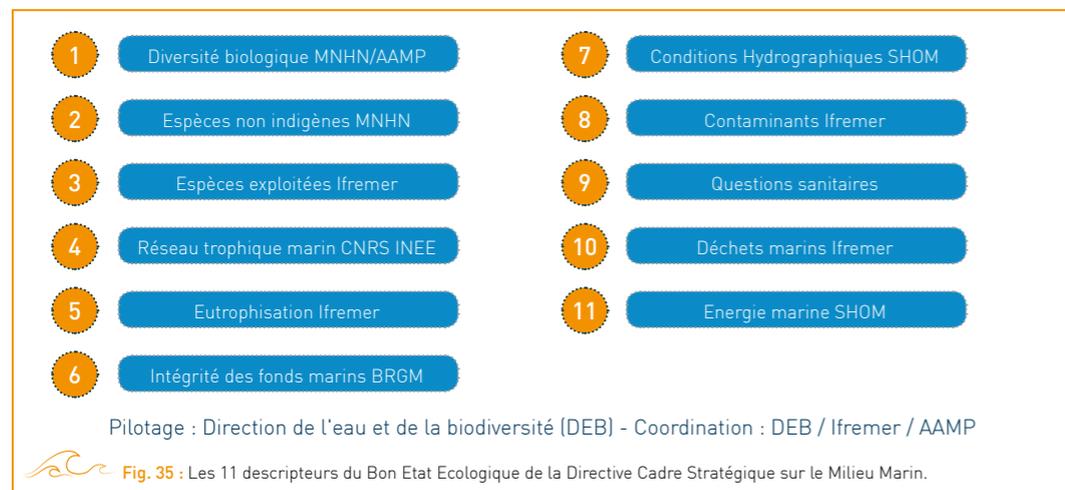


Fig. 35 : Les 11 descripteurs du Bon Etat Ecologique de la Directive Cadre Stratégique sur le Milieu Marin.

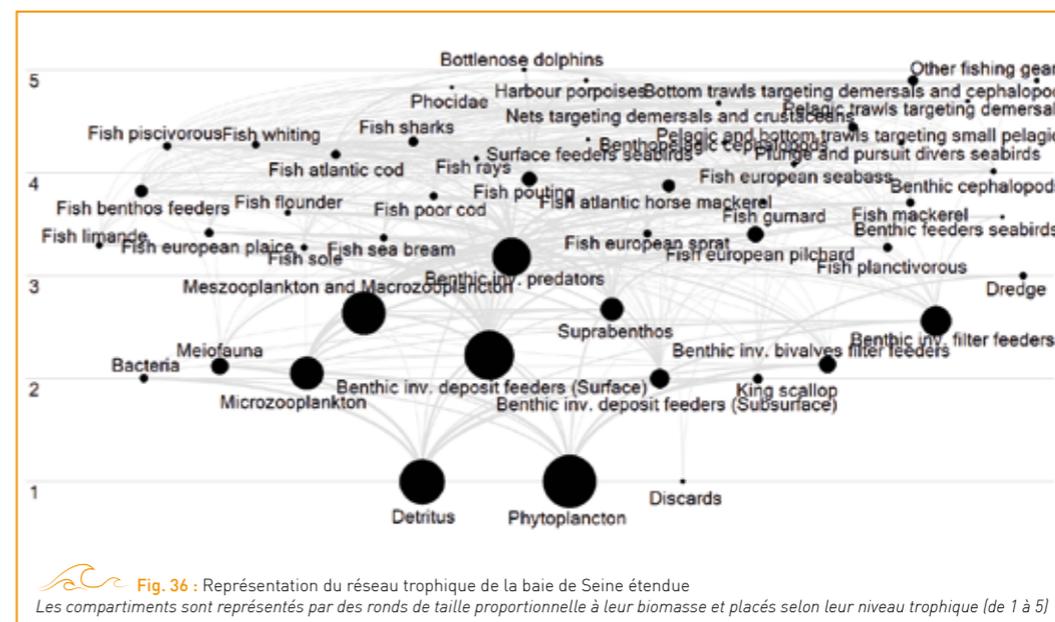


Fig. 36 : Représentation du réseau trophique de la baie de Seine étendue. Les compartiments sont représentés par des ronds de taille proportionnelle à leur biomasse et placés selon leur niveau trophique (de 1 à 5)

3.2 Indicateurs fonctionnels holistiques

Les indices de réseau ENA sont des outils pertinents pour l'étude des modifications de la structure et du fonctionnement des écosystèmes soumis à des pressions.

Dans l'optique d'atteindre le BEE, la DCSMM mentionne également le besoin urgent de développer des indicateurs pertinents capables d'évaluer l'état écologique des réseaux trophiques. Rombouts *et al.*, (2013) précisent le besoin d'indicateurs fonctionnels holistiques intégrant : différents niveaux trophiques, ou bien l'écosystème dans son ensemble, les processus et les relations trophiques ainsi que la dynamique du réseau trophique en lien avec les pressions anthropiques. L'analyse du réseau écologique est une méthodologie visant à analyser les interactions dans l'écosystème afin d'identifier les propriétés holistiques difficiles à distinguer à partir d'observations directes (Fath *et al.*, 2007). De cette méthodologie, plusieurs indicateurs ont été développés avec l'avantage d'être holistiques et fonctionnels tels que la diversité des flux et l'efficacité trophique. Ces indicateurs font partie de la liste des indicateurs proposés par le groupe d'experts réseaux trophiques de la commission OSPAR (Niquil *et al.*, 2014) et y sont identifiés comme hautement pertinents pour les réseaux trophiques. Dans ce contexte, la présente étude s'est appli-

quée à développer une approche holistique dans l'étude de l'écosystème de la baie de Seine. L'utilisation des modèles trophiques a été couplée aux indices de réseau (ENA) lorsque cela a été possible. Leur sensibilité et leur spécificité à différentes pressions, prises individuellement et cumulées, ont été testées. Les ENA ont montré leur pertinence dans l'étude des changements de structure et de fonctionnement de l'écosystème en baie de Seine face à certaines pressions anthropiques ou climatiques. Suite à la fermeture du parc, les ENA ont mis en lumière les modifications de l'écosystème induits par l'arrêt de la pêche et l'effet de débordement. **Face au cumul des activités anthropiques, les ENA ont permis d'identifier les effets de synergie des différentes pressions, et ainsi d'établir que le cumul n'est pas forcément additif. Cet aspect souligne encore plus l'importance de l'intégration de l'ensemble du réseau dans l'étude de l'impact d'une activité anthropique sur l'écosystème. Il rend surtout compte de l'intérêt de replacer cette activité dans un contexte plus global, parmi de nombreuses autres pressions et notamment le changement climatique.**

Les indices de réseau sont largement utilisés et de nombreux outils permettent leur application. Ils ont été appliqués à partir de modèles Ewe et LIM-MCMC permettant des analyses statistiques. Le nouveau plug-in implémenté au logiciel Ewe permet désormais d'étudier les variations spatiales de la structure et du fonctionnement de l'écosystème. L'aspect visuel qu'apporte cette

technique permet une meilleure appréhension des variations spatiales et de la compréhension des indicateurs par les gestionnaires. Elle a notamment permis d'identifier les zones subissant le plus de changements par le dérèglement climatique, et son application à d'autres scénarios, en particulier pour le cumul d'impacts.

3.3 Stratégie d'échantillonnage intégrative

Adopter une approche holistique dès la phase d'échantillonnage permet de mieux caractériser l'écosystème en intégrant ses variations temporelles et spatiales.

Le besoin d'adopter une approche écosystémique dans le suivi des parcs EMR a également été souligné par Pezy *et al.* (2018). Cette approche nécessite une stratégie d'échantillonnage adéquate de données locales intégrant l'ensemble du réseau et considérant les variations temporelles et spatiales des espèces. Pezy *et al.*, (2018) ont proposé un échantillonnage et des procédures d'analyse complètes pour les programmes de suivis environnementaux des EMR considérant les parcs comme des opportunités pour suivre sur le long terme les changements globaux à échelle régionale.

De manière générale, l'échantillonnage doit permettre de couvrir le plus possible les variabilités temporelles et spatiales des espèces en fonction de l'orientation et de la problématique soulevée par l'étude. **La quantification de la biomasse des**

espèces prélevées doit être systématique afin de bien caractériser l'écosystème du site d'étude.



Fig. 37 : Echantillon de faune benthique collecté lors d'une campagne en mer.

3.3.1 Variabilité temporelle

De nombreuses espèces voient leurs biomasses varier selon les saisons (ex. espèces migratrices) ou en fonction des apports en nutriments dans le milieu. Les différents groupes trophiques ont des saisonnalités très différentes qu'il est pertinent de prendre en compte dans les campagnes d'échantillonnage.

Il est à noter que le modèle de la baie de Seine étendue est une représentation de la moyenne annuelle de chaque groupe. Cependant, les estimations de la biomasse des espèces ne sont pas systématiquement tirées de campagnes ayant lieu à la même période. Ainsi, les espèces de poissons ont leurs biomasses estimées en octobre lors de la campagne CGFS tandis que l'évaluation du stock de la coquille Saint-Jacques se déroule en juillet durant la campagne COMOR.

Afin d'intégrer la variation sur les différentes échelles temporelles dans les campagnes d'échantillonnage, il est recommandé d'effectuer des prélèvements intégrants :

- **La variabilité interannuelle** : prévoir des campagnes à la même période sur au moins deux années différentes ;
- **La variabilité saisonnière** : prévoir des campagnes sur au moins deux saisons différentes (Fig. 38) ;
- **La variabilité journalière** : lorsque cela est possible, des prélèvements de jour et de nuit permettent par exemple de considérer les espèces du suprabenthos ou du zooplancton à migration nyctémérale (Fig. 38).

Afin de limiter la variabilité temporelle lors des campagnes, il est conseillé d'effectuer les échantillonnages dans la même semaine pour chaque campagne d'échantillonnage.

Lorsque que cela est possible, si l'échantillonnage nécessite plusieurs campagnes, il est recommandé que celles-ci se fassent toutes à la même période ou qu'un échantillonnage global soit effectué systématiquement afin de disposer de données permettant d'étudier la saisonnalité.

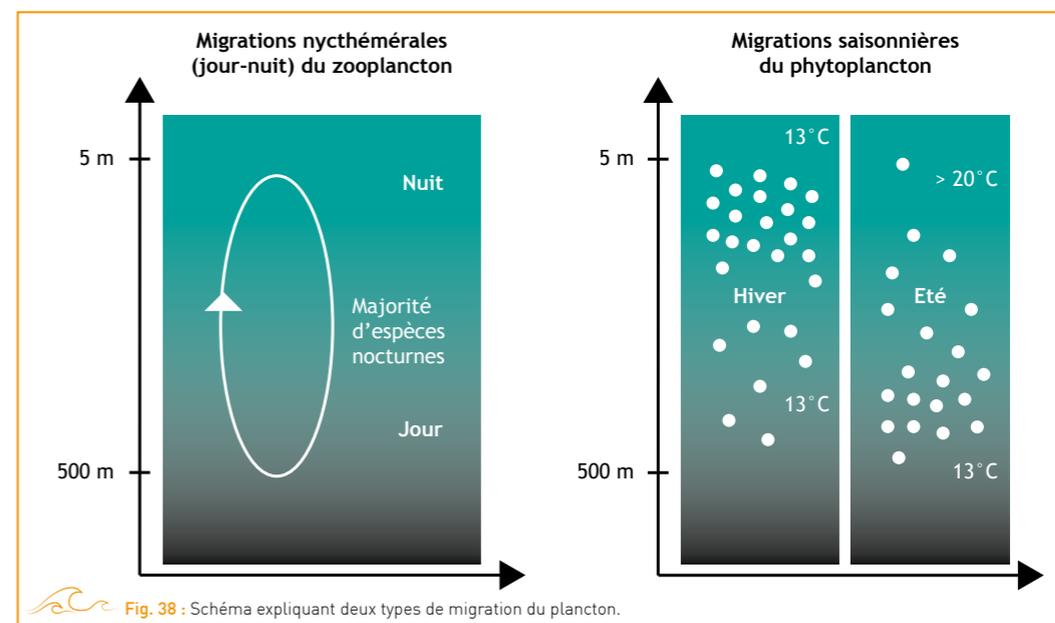


Fig. 38 : Schéma expliquant deux types de migration du plancton.

3.3.2 Variabilité spatiale

Les assemblages d'espèces sont fonction de différentes variables environnementales et notamment du type d'habitat. Afin de caractériser la zone de la manière la plus précise possible, il est important de considérer la variabilité spatiale de la zone. Pour cela, des connaissances a priori de la zone sur les différents faciès sédimentaires permettent d'établir un échantillonnage adéquat dans chaque habitat identifié. L'utilisation de transects vidéo peut compléter la caractérisation

de la nature du fond et de l'épifaune. Une bonne intégration des variations spatiales considère :

- **L'intérieur de la zone d'étude** : prélever dans chaque type de sédiment identifié en multipliant les répliquats ;
- **L'extérieur de la zone d'étude** : prélever également dans la zone adjacente au parc en multipliant les répliquats.

3.3.3 Analyses de terrain

Les campagnes d'échantillonnage visent à caractériser le site d'étude. Elles vont permettre d'effectuer :

- Une caractérisation **environnementale** du site à chaque station par des profils verticaux pour les variables physiques telles que la température de la colonne d'eau, la salinité, la turbidité, la quantité d'oxygène et la concentration en chlorophylle a, la matière organique particulaire (MOP), la matière en suspension (MES), le carbone organique particulaire, l'azote organique particulaire (sonde CTD, bouteille Niskin) ;
 - Une caractérisation des **compartiments des consommateurs** par :
 - **Echantillonnage du zooplancton dans la colonne d'eau** (remontée de filet) ;
 - **Echantillonnage du sédiment ainsi que de la meio et macrofaune benthique associée** (benne Hamon, Van Veen) (Fig. 39) ;
 - **Echantillonnage du suprabenthos** (traîneau suprabenthique), ces espèces étant concernées par les migrations nyctémérales, ces prélèvements peuvent être réalisés le jour ou la nuit ;
 - **Echantillonnage des gros invertébrés, céphalopodes et poissons** (chalut).
- Une **analyse isotopique pour chaque prélèvement** devrait être systématique afin de pouvoir calculer les niveaux trophiques de chaque compartiment et de valider les modèles.
- Sur le terrain, **l'analyse des contenus stomacaux** permet de déterminer de manière fiable les proies d'une espèce échantillonnée. Cette analyse devrait être réalisée systématiquement lors des campagnes sur les espèces de poissons et de céphalopodes.

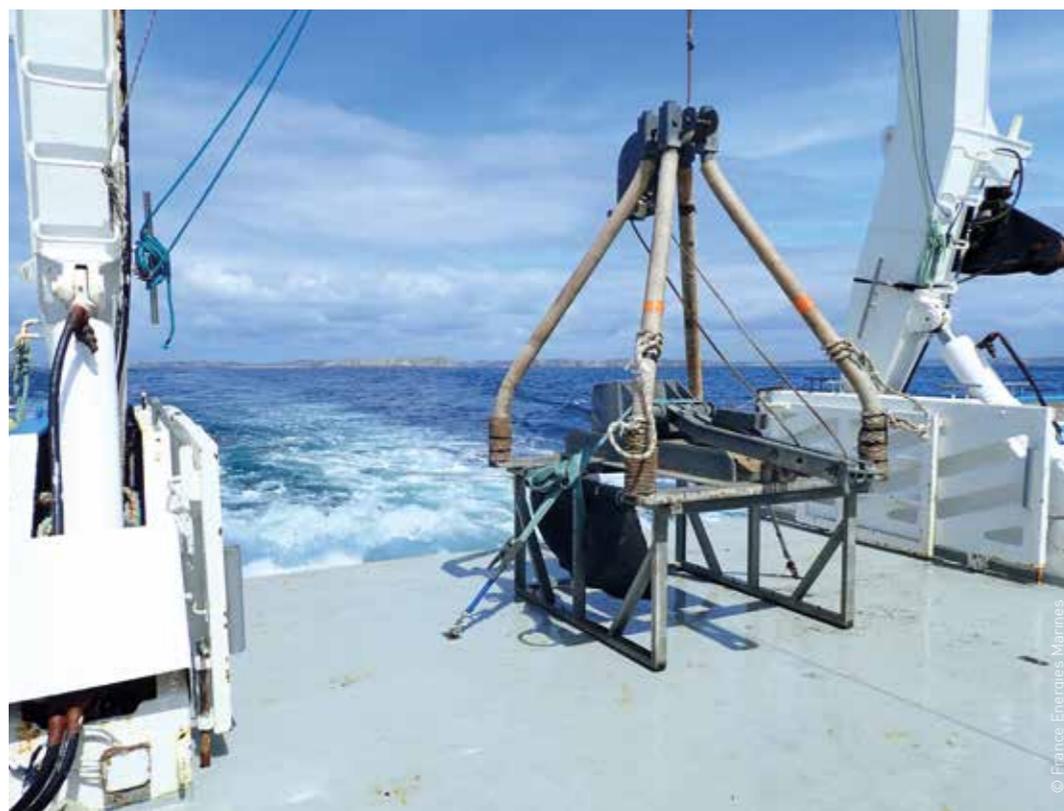


Fig. 39 : Benne Hamon utilisée pour le prélèvement de sédiments et de la faune benthique associée.

3.4 Contexte anthropique et climatique

Afin de mieux appréhender les impacts sur l'écosystème, il est nécessaire d'intégrer le projet dans un contexte de cumul de pressions.

L'intégration d'un parc EMR doit considérer le contexte local, et notamment les pressions déjà subies par l'écosystème. L'effet de l'implantation de nouvelles structures, telles que les parcs EMR, doit être remis dans un contexte de cumul d'impacts. L'effet du cumul des pressions engendrées par l'ensemble des activités anthropiques et le changement climatique ne sera pas nécessairement additif. De nombreux effets synergiques entraînent des modifications peu prévisibles par des études ciblant individuellement chaque effet (Nogues *et al.*, en prep). Comme le font remarquer Crain *et al.* (2008) une dominance des effets

synergiques peut avoir un effet dramatique sur les niveaux de perturbation des écosystèmes. La synergie négative du niveau trophique moyen va induire une diminution de la complexité de l'écosystème et conduire à un milieu plus aisément perturbable (Pauly *et al.*, 1998) (Fig. 40). Les études ayant déjà observé un cumul synergique de différents impacts anthropiques (Przeslawski *et al.*, 2005) ont soulevé le problème de « l'effet surprise » qui peut s'avérer dramatique pour l'écosystème (Paine *et al.*, 1998).

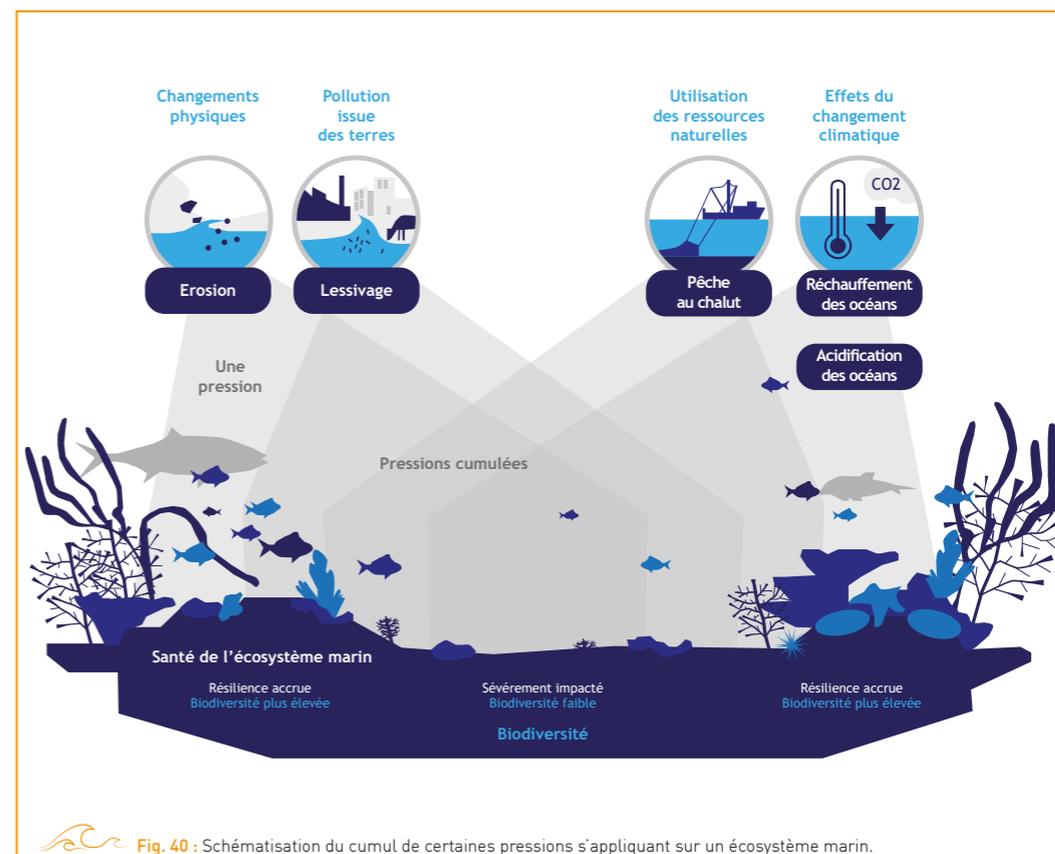


Fig. 40 : Schématisation du cumul de certaines pressions s'appliquant sur un écosystème marin.

3.5 Les parcs EMR comme zones de conservation

Aide au maintien de la biodiversité spécifique locale ainsi qu'au rétablissement des stocks halieutiques dans le parc et aux alentours.

L'étude réalisée par Halouani *et al.* (en prep), a mis en avant l'effet de l'implantation du parc éolien vu à travers la fermeture totale à la pêche. Une augmentation a été observée concernant la biomasse d'un grand nombre de groupes trophiques et principalement les espèces pêchées et les niveaux trophiques moyens des prédateurs à l'intérieur du parc.

Dans le modèle, **grâce à la création de ce qui peut être considéré comme une aire marine protégée, le parc agirait comme une réserve naturelle et préserverait les espèces présentes sur le site.** Dans le contexte de forte présence d'activités liées à la pêche en baie de Seine, cet aspect pourrait qualifier les fermes éoliennes de potentielles zones de conservation halieutique rendant des fonctions écologiques clés (frayères, nourriceries, nurseries, productivité, repos, alimentation) et permettant une gestion plus durable des ressources.

Il a été aussi montré qu'un effet de débordement jusqu'à 6,4 km autour du parc serait observé. Les effets induits par la fermeture à la pêche ne sont pas restreints aux limites géographiques du parc mais s'étendent dans les zones adjacentes. Ceci permet l'augmentation des populations d'espèces commerciales qui sont dans ce cas disponibles à la pêche. Dans le modèle, on constate que les captures augmentent dans cette zone de débordement mais également que le niveau trophique de celles-ci augmente. Cet aspect est un point intéressant à aborder lors des discussions avec les différents acteurs et principalement les pêcheurs puisqu'il met en avant ce qui pourrait être considéré comme une compensation par l'augmentation en périphérie du parc de la disponibilité d'espèces commerciales à plus haute valeur commerciale.



a : *Solea solea* (sole commune)



b : *Sepia officinalis* (seiche commune)



c : *Scyliorhinus canicula* (petite roussette)



d : *Pecten maximus* (coquille Saint-Jacques)

Fig. 41 : Espèces couramment retrouvées en baie de Seine.

4 - Conclusion générale

La présente étude a permis d'appréhender l'impact de l'implantation d'un parc éolien offshore de manière globale en intégrant un contexte fortement anthropisé et le changement climatique. L'étude du cas de l'implantation du parc éolien de Courseulles-sur-mer pose les bases d'une approche holistique pour le suivi environnemental des parcs d'énergies marines renouvelables, en accord avec les différentes directives européennes.

4.1 Innovations méthodologiques

L'étude du parc de Courseulles-sur-mer a permis de développer un ensemble de méthodes innovantes de modélisation adaptées au suivi des parcs EMR. Un cadre méthodologique complet regroupant différentes méthodes de construction et d'analyses des modèles de niches a été établi. Il a permis la création d'un atlas représentant l'aire de répartition des espèces sous différents scénarios de changement climatique.

Ces modèles de niches peuvent ainsi être couplés à la modélisation écosystémique afin d'intégrer l'évolution de la répartition spatiale et des relations trophiques à l'étude de la structure et

du fonctionnement du réseau sous différents scénarios. Le nouveau plug-in « enaR » développé et intégré dans le logiciel Ecopath with Ecosim permet d'étudier spatialement l'évolution des indices de réseau ENA afin de quantifier les propriétés du système.

De nombreux modèles construits au sein du projet, de 0 et 2D spatialisés, intégrant ou non l'incertitude, étudient la mise en place d'un parc éolien au sein des différentes autres pressions subies par l'écosystème. Ceci a permis une première approche et sert de base à un travail de cumul des impacts anthropiques et climatiques.

4.2 Perspectives de recherche

L'ensemble des travaux et les différentes méthodes de modélisation écosystémique utilisées ou développées lors du projet ont engendré plusieurs recommandations pour l'amélioration de la modélisation écosystémique.

Plusieurs projets de recherche menés à France Energies Marines et chez ses partenaires intègrent ces recommandations :

- **Le projet APPEAL** (ANR-10-IEED-0006-25), lancé en février 2018 pour une durée de trois ans, a pour but de mettre en œuvre une approche associant sciences de la nature et sciences humaines et sociales, afin de mesurer les effets des parcs éoliens offshore flottants sur le fonctionnement des socio-écosystèmes côtiers. Ce projet intègre le couplage entre modèles de niches et modèle socio-écosystémique. Il considère donc une approche holistique du contexte local et global de l'écosystème.
- **Une thèse à l'Université de Caen Normandie**, commencée en septembre 2018 par Quentin Noguès va permettre de continuer le travail d'intégration du cumul d'impacts initié au sein de la présente étude pour évaluer comment les écosystèmes réagissent à la multiplication des activités anthropiques, afin de mieux comprendre ce qui détermine la résilience

des écosystèmes côtiers. Les travaux menés consistent également à tester la sensibilité au cumul d'impacts de différents indicateurs de santé basés sur les propriétés de fonctionnement des écosystèmes, proposés par la convention OSPAR. Il s'agit aussi d'aborder la perception de l'écosystème, en lien avec les mesures de gestion, par un élargissement de la notion de service écosystémique culturel et de voir en quoi les modèles de réseaux trophiques permettent de quantifier ces services.

• **Le projet WindServ**, en cours de développement dans le cadre du processus de consolidation de R&D 2019 de France Energies Marines, propose de concilier la vision biocentrique et la vision anthropocentrique afin d'étudier le rôle des parcs éoliens dans la sécurisation des services écosystémiques. Il inclura aussi la notion de service écosystémique dans une vision centrée sur les réseaux d'interaction et une modélisation *end to end*. Celle-ci couplera un modèle biogéochimique rendant compte de la variabilité des bas niveaux trophiques, un modèle hydrodynamique et de circulation pour qualifier le rôle des parcs dans la facilitation de la colonisation par les espèces non indigènes, et des modèles de niches pour intégrer le changement climatique.

4.3 Suivis des nouvelles aires d'implantation

De manière générale, des recommandations pour le suivi des nouvelles aires d'implantation ont été générées et conseillent l'utilisation et la généralisation de l'approche holistique pour l'étude des écosystèmes en accord avec les directives européennes pour la gestion du milieu marin.

Pour comprendre la structure et le fonctionnement de l'écosystème, il faut le considérer dans son ensemble. Sa représentation doit tenir compte du fait qu'il subit de nombreuses pressions anthropiques et climatiques. Ces pressions peuvent avoir un impact direct et indirect qu'il est difficile de prévoir sans étudier l'écosystème dans un contexte de cumul d'impacts.

Une stratégie d'échantillonnage intégrative est proposée afin d'intégrer le mieux possible l'ensemble des compartiments du réseau et leurs variations spatio-temporelles. Idéalement, cette récolte de données *in situ* devrait être mise en place et intégrée aux suivis environnementaux à long terme des parcs EMR. Elle devrait être réalisée de manière coordonnée entre porteurs de

projet et équipes de recherche académique. Ces suivis environnementaux permettraient d'étudier effectivement le potentiel des parcs EMR à agir comme des zones de conservation.

L'approche écosystémique de l'intégration environnementale des EMR est inscrite comme thématique prioritaire dans la feuille de route de France Energies Marines. La présente étude, qui réunissait des équipes académiques et industrielles, apporte les premiers développements méthodologiques et résultats attendus par la filière, et déjà reconnus. Le projet a ainsi permis d'appréhender, à l'échelle écosystémique, les effets potentiels d'un parc éolien posé commercial, avec l'exemple de Courseulles-sur-mer, tels que l'effet récif, l'effet réserve ou l'effet sur les mammifères marins mais également une remise de ces effets dans un contexte de changement climatique et de cumul d'impacts anthropiques. Cette démarche, initiée avec succès se poursuit d'ores et déjà dans le cadre des travaux de projets en cours et en développement.



© Shilly / Pixabay

5 - Acronymes et définitions

- A** = Ascendance (voir « ENA »)
ACP = Analyse en Composantes Principales
AEP = Approche Ecosystémique des Pêches
AI = Analyse Isotopique
AMO = Oscillations Multi décennales Atlantiques
ANR = Agence Nationale de la Recherche
AoDC (A/DC) = Ascendance relative (voir « ENA »)
BEE = Bon Etat Ecologique
BIOMOD = plateforme multi-modèles pour la prévision d'ensemble de la distribution des espèces, permettant le traitement explicite d'une série d'incertitudes méthodologiques et l'examen des relations espèces-environnement. Au sein du projet, les modèles considérés sont : *Generalized Linear Model, Generalized Additive Model, Multiple Adaptive Regression Splines, Boosted Regression Tree, Random Forest, Classification Tree Analysis, Flexible discriminant, Analysis et Artificial Neural Network*
BOWF = *Before Offshore WindFarm*
BOWF-SI = *Before Offshore WindFarm Stable Isotope*
BSE = baie de Seine étendue (jusqu'à la limite de la zone économique exclusive française)
CAH = Classification Ascendante Hiérarchique
CBI = *Continuous Boyce Index*
CEE = Communauté Economique Européenne
CGFS = *Channel Ground Fish Survey*, campagnes océanographiques conduite par le MNHN permettant la collecte au chalut de fond de données scientifiques nécessaires à l'évaluation des stocks
COMOR = Campagnes océanographiques conduites par l'Ifremer d'évaluation du stock de coquilles Saint-Jacques en baie de Seine
COP = Carbone Organique Particulaire
CSIRO = *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*, organisme gouvernemental australien pour la recherche scientifique
CTD = *Conductivity, Temperature, Depth* (conductivité, température, profondeur)
DCPEM = Directive Cadre pour la Planification de l'Espace Maritime
DCSMM = Directive Cadre Stratégique sur le Milieu Marin
DCE = Directive Cadre sur l'Eau
D/H = Détritivorie/ Herbivorie (voir « ENA »)
DSF = Document Stratégique de Façade
EC = *European Commission*
EwE = *Ecopath with Ecosim*, outil logiciel de modélisation écosystémique intégrant trois composantes : **Ecopath** qui donne une image instantanée des flux formant le réseau trophique ; **Ecosim** le module temporel qui prend en compte la variabilité des facteurs par intégration de séries temporelles et **Ecospace** le module spatial.
EMR = Energies Marines Renouvelables
ENA = *Ecological Network Analysis*, indices de réseau qui sont des indices holistiques permettant de caractériser les propriétés émergentes du système telles que l'organisation, l'activité et la résilience à partir des flux entre compartiments : **A** = Ascendance ; **A/DC** = Ascendance relative ; **D/H** = Ratio Détritivorie sur Herbivorie ; **FCl** = Indice du cycle de Finn ; **Hr** = Indice de diversité des flux ; **R** = Redondance ; **R/DC** = Redondance relative ; **T..** = Total system throughputs
ERC = Eviter, Réduire, Compenser
FEM = France Energies Marines
FBF = *Fish Benthos Feeders* (poisons cons. benthos)
FCl = *Finn Cycling Index* (voir « ENA »)
FFI = *Flat Fish* (poissons plats)
FPI = *Fish Piscivorous* (poissons piscivores)
GIEC = Groupe d'experts Inter gouvernemental sur l'Evolution du Climat
Hr = Indice de diversité des flux (voir « ENA »)

HTI = High Trophic Index

IEED = Instituts d'Excellence dans le domaine des Energies Décarbonées

IFREMER = Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

LIM-MCMC = modélisation inverse linéaire en Monte Carlo et chaînes de Markov, méthode de modélisation quantitative qui intègre directement l'incertitude liée aux flux du système et qui permet donc une analyse statistique *a posteriori*. Les variables connues (ex. estimation des biomasses des compartiments) du système sont intégrées par des équations linéaires et les inconnues (ex. prédation, respiration) par des contraintes sous forme d'inéquations. Les inconnues y sont donc prises en compte sous la forme d'un ensemble de valeurs possibles qui est déterminée par la variabilité des paramètres biologiques et physiologiques des espèces.

MES = Matière En Suspension

mF = Multiplicateur d'effort

MNHN = Museum National d'Histoire Naturel

MODIS = Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (radiomètre spectral pour imagerie de résolution moyenne)

MOP = Matière Organique Particulaire

MTES = Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire

MTI = Marine Trophic Index (niveau trophique moyen des captures ayant un niveau trophique supérieur à 3,25)

MTL = Mean Trophic Level (niveau trophique moyen)

NPPEN = Non-Parametric Probabilistic Ecological Niche Model, modèle d'habitat non-paramétrique basé sur le concept de niche écologique (sensu Hutchinson). Le modèle ne requiert que des données de présence. Il est donc bien adapté à l'étude à macro-échelle de la biogéographie des espèces marines. Il teste la distance généralisée de Mahalanobis par un test non-paramétrique de permutations afin de produire et de cartographier les probabilités de présence des espèces.

NT = Niveau Trophique

OSPAR = Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est

PP = Production Primaire

R = Redondance (voir « ENA »)

R = Langage et logiciel de programmation pour les calculs statistiques et graphiques

RCP = Representative Concentration Pathway

REEF = Récif

RoDC (R/DC) = Redondance relative (voir « ENA »)

RTE = Réseau de Transport d'Electricité

SACROIS = Algorithme opérationnel développé par l'Ifremer ayant pour but de délivrer les données les plus complètes possibles pour évaluer l'effort de pêche et sa distribution spatiale

SIAM-3D = Modèle 3D hydro-sédimentaire

SIAR = Stable isotopes analysis with R, package qui permet de résoudre les modèles de mélange pour des données d'analyses isotopiques dans un cadre bayésien. Les modèles de mélange sont des systèmes d'équations de bilan de masse fondés sur les rapports isotopiques et élémentaires du carbone et de l'azote. Ils ont été développés afin de quantifier la contribution relative de plusieurs sources à un mélange notamment la contribution de différentes ressources au régime alimentaire d'une espèce.

SMILE = Système de Mesure Instrumenté Littoral pour l'Environnement

SNML = Stratégie Nationale Mer et Littoral

SNR = Signal to Noise Ratio

T. = Total system throughputs (voir "ENA")

TE = Trophic Efficiency (Efficacité trophique)

TL catch ou TLC = Trophic Level of Catch (niveau trophique moyen des captures)

VGPM = Vertically Generalized Production Model

6 - Bibliographie

- Araignous E., Buzowski J., Steenbeek J., Halouani G., Ben Rais Lasram F., Bourdaud P., Champagnat J., Niquil N., In prep. Spatialization of Ecological Network Analysis indicators: the new software plug-in enaR for Ecopath with Ecosim models. *Journal of statistical software*.
- Araújo, M.B., Rozenfeld, A., 2014. The geographic scaling of biotic interactions. *Ecography* 37, 406–415. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00643.x>
- Bax, N.J., 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES J Mar Sci* 55, 997–1030. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1998.0350>
- Beaugrand, G., Conversi, A., Atkinson, A., Cloern, J., Chiba, S., Fonda-Umani, S., Kirby, R.R., Greene, C.H., Goberville, E., Otto, S.A., Reid, P.C., Stemann, L., Edwards, M., 2019. Prediction of unprecedented biological shifts in the global ocean. *Nature Climate Change* 9, 237. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0420-1>
- Beaugrand, G., Lenoir, S., Ibañez, F., Manté, C., 2011. A new model to assess the probability of occurrence of a species, based on presence-only data. *Marine Ecology Progress Series* 424, 175–190. <https://doi.org/10.3354/meps08939>
- Behrenfeld, M.J., Falkowski, P.G., 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology and Oceanography* 42, 1–20. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0001>
- Ben Rais Lasram, F., Hattab, T., Nogues, Q., Le Loc'h, F., Beaugrand, G., Dauvin, J.-C., Niquil, N. & Leroy, B., In prep. From data acquisition to atlas creation: a ready to use R script for projecting future patterns of species distributions at local scale.
- Ben Rais Lasram, F., Hattab, T., Nogues, Q., Beaugrand, G., Niquil, N., Leroy, B., Species distribution models of marine organisms: to what extent does depth range matter? Submitted in *Marine Ecology Progress Series*.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U., 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series* 485, 199–210. <https://doi.org/10.3354/meps10344>
- Bourdaud, P., Araignous, E., Ben Rais Lasram, F., Champagnat, J., Halouani, G., Hattab, T., Leroy, B., Nogues, Q., Raoux, A., Safi, G., Niquil, N., Impact of climate change on the Bay of Seine ecosystem: approach by forcing of niche model predictions on a spatio-temporal trophic model. *Ecological Modelling*.
- Chaalali, A., Beaugrand, G., Raybaud, V., Lassalle, G., Saint-Béat, B., Le Loc'h, F., Bopp, L., Tecchio, S., Safi, G., Chifflet, M., Lobry, J., Niquil, N., 2016. From species distributions to ecosystem structure and function: A methodological perspective. *Ecological Modelling* 334, 78–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.022>
- Champagnat, J., Araignous, E., Bourdaud, P., Halouani, G., Niquil, N., Ben Rais Lasram, F., In prep. Assessing the sensitivity of ecosystem indicators to fishing pressure: a trophic modelling of the bay of Seine. *Ecological Indicators*.
- Cheung, W. W., Lam, V. W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., Pauly, D., 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and fisheries*, 10(3), 235–251.
- Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., Walters, C.J., 2014. Representing Variable Habitat Quality in a Spatial Food Web Model. *Ecosystems* 17, 1397–1412. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9803-3>
- Christensen, V., Pauly, D., 1992. Ecopath II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*. 61:169–185.
- Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S., 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11, 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Cugier, P., Ménesguen, A., Guillaud, J.F., 2005. Three-dimensional (3D) ecological modelling of the Bay of Seine (English Channel, France). *Journal of Sea Research, Contrasting Approaches to Understanding Eutrophication Effects on Phytoplankton* 54, 104–124. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.02.009>
- Curtin, R., Prellezo, R., 2010. Understanding marine ecosystem based management: A literature review. *Marine Policy* 34, 821–830. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.01.003>
- de Jonge, V.N., 2003. The need for new para-

digms in integrated socio-economic and ecological coastal policy making. In: Proceedings of 10th International Wadden Sea Symposium. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, Department North, Groningen, pp. 247–270 272.

de Jonge, V.N., 2007. Toward the application of ecological concepts in EU coastal water management. *Marine Pollution Bulletin* 55, 407–414. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.014>

de Jonge, V.N., Schückel, U., Baird, D., 2019. Subsets of food webs cannot be used as a substitute to assess the functioning of entire ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 613. <https://doi.org/10.3354/meps12863>

European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Off. J. Eur. Comm.* L327 22/12/200:0001e00

European Commission, 2008. Directive 2008/56/EC of the European parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (marine strategy framework directive). *Off. J. Eur. Com* L164, 19e40

European Commission, 2014. Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning. *Off. J. Eur. Com* L257

Essington, T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J., 2006. Fishing through marine food webs. *Proc Natl Acad Sci U S A* 103, 3171–3175. <https://doi.org/10.1073/pnas.0510964103>

Faillettaz, R., Beaugrand, G., Goberville, E., Kirby, R.R., 2019. Atlantic Multidecadal Oscillations drive the basin-scale distribution of Atlantic bluefin tuna. *Science Advances* 5, eaar6993. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar6993>

Fath, B.D., Scharler, U.M., Ulanowicz, R.E., Hannon, B., 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling*, Special Issue on Ecological Network Theory 208, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029>

Fu, C., Travers-Trolet, M., Velez, L., Grüss, A., Bundy, A., Shannon, L.J., Fulton, E.A., Akoglu, E., Houle, J.E., Coll, M., Verley, P., Heymans, J.J., John, E., Shinc, Y.-J., 2018. Risky business: The combined effects of fishing and changes in

primary productivity on fish communities. *Ecological Modelling* 368, 265–276.

Fulton, E.A., 2011. Interesting times: winners, losers, and system shifts under climate change around Australia. *ICES J Mar Sci* 68, 1329–1342. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr032>

Halouani, G., Villanueva, M.C., Raoux, A., Dauvin, J.-C., Ben Rais Lasram, F., Foucher, E., Hattab, T., Le Loc'h, F., Safi, G., Robin, J.P., Araigous, E., Niquil, N., In prep. A spatial food web model to investigate potential effects of an offshore wind farm. *Journal of Marine Systems*.

Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Somot, S., Loc'h, F.L., Leprieur, F., 2014. Towards a better understanding of potential impacts of climate change on marine species distribution: a multiscale modelling approach. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1417–1429. <https://doi.org/10.1111/geb.12217>

Hutchinson, G.E., MacArthur, R.H., 1959. A Theoretical Ecological Model of Size Distributions Among Species of Animals. *The American Naturalist* 93, 117–125. <https://doi.org/10.1086/282063>

Kirby, R.R., Beaugrand, G., 2009. Trophic amplification of climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 4095–4103. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.1320>

Kopp, D., Lefebvre, S., Cachera, M., Villanueva, M.C., Ernande, B., 2015. Reorganization of a marine trophic network along an inshore-offshore gradient due to stronger pelagic-benthic coupling in coastal areas. *Progress in Oceanography* 130, 157–171. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.11.001>

Lassalle, G., Bourdaud, P., Saint-Béat, B., Rochette, S., Niquil, N., 2014. A toolbox to evaluate data reliability for whole-ecosystem models: Application on the Bay of Biscay continental shelf food-web model. *Ecological Modelling* 285, 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.04.002>

Lassalle, G., Chauvelon, T., Bustamante, P., Niquil, N., 2014. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. *Progress in Oceanography* 120, 205–215. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.09.002>

Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K.

Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Aïramé, S., Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, 33–46.

Link, J., 2010. *Ecosystem-Based Fisheries Management: Confronting Tradeoffs*. Cambridge University Press. 224p.

Maar, M., Bolding, K., Petersen, J.K., Hansen, J.L.S., Timmermann, K., 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research, Metabolic organization: 30 years of DEB applications and developments* 62, 159–174. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.01.008>

Maxwell, D.L., Stelzenmüller, V., Eastwood, P.D., Rogers, S.I., 2009. Modelling the spatial distribution of plaice (*Pleuronectes platessa*), sole (*Solea solea*) and thornback ray (*Raja clavata*) in UK waters for marine management and planning. *Journal of Sea Research* 61, 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2008.11.008>

Merino, G., Barange, M., Blanchard, J.L., Harle, J., Holmes, R., Allen, I., Allison, E.H., Badjeck, M.C., Dulvy, N.K., Holt, J., Jennings, S., Mullan, C., Rodwell, L.D., 2012. Can marine fisheries and aquaculture meet fish demand from a growing human population in a changing climate? *Global Environmental Change* 22, 795–806. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.03.003>

Niquil, N., Le Loc'h, F., Tecchio, S., Chaalali, A., Vouriot, P., Mialet, B., Fizzala, X., Féral, J.-P., Lamare, S., Dauvin, J.-C., Safi, G., 2014. Ongoing research on ecosystem health indicators for food webs in the MSFD context. *Trans-Channel forum Proceedings: Science and Governance of the Channel marine ecosystem*. Caen, France, 2–3 July 2014.

Nogues, Q., Araigous, E., Raoux, A., Chaalali, A., Hattab, T., Leroy B., Ben Rais Lasram, F., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N. in prep. Cumulative effects of Marine energy and climate change: Ecological network analysis sensitivity.

Nogues Q., Araigous E., Raoux A., Chaalali A., Hattab T., Leroy B., Lasram F., Le Loch F., Dauvin J.-C., Niquil N., In prep. Sensitivity analysis of ENA indices to cumulative impacts of climate change and offshore windfarm, on a Linear inverse model (TEMP).

Odum, E.P., 1969. *The Strategy of Ecosystem*

Development. *Science* 164, 262–270. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>

Pacella, S.R., Lebreton, B., Richard, P., Phillips, D., DeWitt, T.H., Niquil, N., 2013. Incorporation of diet information derived from Bayesian stable isotope mixing models into mass-balanced marine ecosystem models: A case study from the Marennes-Oléron Estuary, France. *Ecological Modelling* 267, 127–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.07.018>

Paine, R.T., Tegner, M.J., Johnson, E.A., 1998. Compounded Perturbations Yield Ecological Surprises. *Ecosystems* 1, 535–545. <https://doi.org/10.1007/s100219900049>

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr., F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279, 860–863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>

Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361–371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>

Pezy, J.-P., Raoux, A., Dauvin, J.-C., 2018. An ecosystem approach for studying the impact of offshore wind farms: a French case study. *ICES J Mar Sci.*, fsy125. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy125>

Pikitch, E.K., 2004. *ECOLOGICAL: Ecosystem-Based Fishery Management*. *Science* 305, 346–347. <https://doi.org/10.1126/science.1098222>

Pinsky, M.L., Worm, B., Fogarty, M.J., Sarmiento, J.L., Levin, S.A., 2013. Marine Taxa Track Local Climate Velocities. *Science* 341, 1239–1242. <https://doi.org/10.1126/science.1239352>

Pitcher, T.J., 2005. Back-to-the-future: a fresh policy initiative for fisheries and a restoration ecology for ocean ecosystems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360, 107–121. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1575>

Przeslawski, R., Davis, A.R., Benkendorff, K., 2005. Synergistic effects associated with climate change and the development of rocky shore molluscs. *Global Change Biology* 11, 515–522. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00918.x>

Quétier, F., Quenouille, B., Schwoertzig, E., Gaucherand, S., Lavorel, S., Thievent, P., 2012. Les enjeux de l'équivalence écologique pour la

conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels. *Sciences Eaux HS7*, 2-7.

Raoux, A., Pezy, J.P., Ernande, B., Niquil, N., Dauvin, J.C., Grangeré, K. Isotopic analyses, a good tool to validate models in the context of Marine Renewable Energy development and cumulative impacts. Submitted in *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.-P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Loc'h, F.L., Lequesne, J., Girardin, V., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2019. Measuring sensitivity of two OSPAR indicators for a coastal food web model under offshore wind farm construction. *Ecological Indicators* 96, 728–738. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.014>

Raoux, A., Dambacher, J.M., Pezy, J.-P., Mazé, C., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2018. Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Marine Policy* 89, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.007>

Raoux, A., Tecchio, S., Pezy, J.-P., Lassalle, G., Degraer, S., Wilhelmsson, D., Cachera, M., Ernande, B., Le Guen, C., Haraldsson, M., Grangeré, K., Le Loc'h, F., Dauvin, J.-C., Niquil, N., 2017. Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning? *Ecological Indicators* 72, 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.037>

Raoux, A., Grangeré K., Ernande B., 2013. Spatial characterization of stomach contents and stable isotopes of *Sepia officinalis*. *Rapport de Master* 2. 30p.

Richardson, W.J., Jr, C.R.G., Malme, C.I., Thomson, D.H., 2013. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press. 576 p.

Rodriguez, N.J.I., 2017. A comparative analysis of holistic marine management regimes and ecosystem approach in marine spatial planning in developed countries. *Ocean & Coastal Management* 137, 185–197. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.023>

Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L.F., Dauvin, J.-C., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M.C., Kirby, R.R.

2013. Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators* 24, 353–365. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.001>

Rombouts, I., Beaugrand, G., Fizzala, X., Gaill, F., Greenstreet, S.P.R., Lamare, S., Le Loc'h, F., McQuatters-Gollop, A., Mialet, B., Niquil, N., Percelay, J., Renaud, F., Rossberg, A.G., Féral, J.P., 2013b. Food web indicators under the Marine Strategy Framework Directive: From complexity to simplicity? *Ecological Indicators* 29, 246–254. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.021>

Safi, G., Giebels, D., Arroyo, N.L., Heymans, J.J., Preciado, I., Raoux, A., Schückel, U., Tecchio, S., de Jonge, V.N., Niquil, N., 2019. Vitamine ENA: A framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers. *Ocean & Coastal Management* 174, 116–130. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.005>

Saint-Béat, B., Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Bacher, C., Pacella, S.R., Johnson, G.A., David, V., Vézina, A.F., Niquil, N., 2015. Trophic networks: How do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties? A review. *Ecological Indicators* 52, 458–471. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.017>

Shin, Y.-J., Houle, J.E., Akoglu, E., Blanchard, J.L., Bundy, A., Coll, M., Demarcq, H., Fu, C., Fulton, E.A., Heymans, J.J., Salihoglu, B., Shannon, L., Sporcic, M., Velez, L., 2018. The specificity of marine ecological indicators to fishing in the face of environmental change: A multi-model evaluation. *Ecological Indicators* 89, 317–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.010>

Sunday Jennifer M., Bates Amanda E., Dulvy Nicholas K., 2011. Global analysis of thermal tolerance and latitude in ectotherms. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278, 1823–1830. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1295>

Tecchio, S., Rius, A.T., Dauvin, J.-C., Lobry, J., Lassalle, G., Morin, J., Bacq, N., Cachera, M., Chaalali, A., Villanueva, M.C., Niquil, N., 2015. The mosaic of habitats of the Seine estuary: Insights from food-web modelling and network analysis. *Ecological Modelling* 312, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.026>

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., Pi-

per, W., 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. *COWRIE Report*. 62p.

Ulanowicz, R. E., 2004. Quantitative Methods for Ecological Network Analysis. *Computational Biology and Chemistry* 28 (5-6). 321-339. <https://doi.org/10.1016/j.compbiolchem.2004.09.001>

Ulanowicz, R. E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer New York. 178p.

Ulanowicz, R.E., 1986. NETWRK3: A package of Computer Algorithms to analyze ecological flow networks. Chesapeake Biological Laboratory.

Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B., Gomez, R., 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological Complexity* 6, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.10.005>

United Nations Environment Program (UNEP). 2011. Taking Steps toward Marine and Coastal Ecosystem-Based Management – an Introductory Guide. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*. 68p.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O., Dubi, A., 2010. *Greening Blue Energy: Identifying and Managing the Biodiversity Risks and Opportunities of Offshore Renewable Energy*. Gland, Switzerland: IUCN. 102p.

Wilhelmsson, D., Malm, T., 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 459–466. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.020>

Wilhelmsson, D., Malm, T., Öhman, M.C., 2006. The influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES J Mar Sci* 63, 775–784. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.02.001>

Würsig, B., Greene, C.R., Jefferson, T.A., 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research* 49, 79–93. <https://doi.org/>

Les études d'impact environnemental menées en amont des projets éoliens offshore considèrent chaque compartiment de manière individuelle, et non pas l'écosystème dans son ensemble.

La compréhension des liens trophiques et l'appréhension de l'écosystème de manière holistique est pourtant un enjeu important rapporté par les politiques publiques telles que la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (Directive 2008/56/EC).

Le projet collaboratif TROPHIK (ANR-10-IEED-0006-12) pose les bases d'une approche écosystémique des Energies Marines Renouvelables (EMR) destinée à permettre une démarche holistique et intégrée avant installation de parcs éoliens en mer. Cette approche s'appuie sur un cas d'étude français, le site du futur parc éolien au large de Courseulles-sur-mer développé par le consortium « Parc éolien en mer du Calvados ».

Le réseau trophique est considéré dans sa globalité, du plancton aux prédateurs supérieurs (oiseaux et mammifères marins), de la baie de Seine jusqu'à la zone économique exclusive française. Différentes approches de modélisations abordant plusieurs dimensions ont été utilisées et/ou développées afin d'appréhender les effets directs et indirects des EMR de manière holistique. Elles permettent également l'intégration de ces dispositifs de récupération d'énergie dans un contexte plus global de cumul d'impacts et au sein d'un réseau socio-écologique.

La première partie de cet ouvrage est consacrée à des fiches récapitulatives présentant l'objectif, la méthode et les résultats principaux du projet ainsi que les personnes impliquées dans la valorisation scientifique qui en a découlé.

Dans l'optique de la mise en place d'une approche écosystémique des EMR, la seconde partie recense les recommandations et perspectives issues de ces travaux afin de contribuer à l'étude et à l'amélioration de la compréhension des effets liés à l'intégration de nouvelles infrastructures dans les écosystèmes marins.



Bâtiment Cap Océan
Technopôle Brest Iroise
525, avenue Alexis de Rochon
29280 **PLOUZANÉ**

02 98 49 98 69

www.france-energies-marines.org

ISBN 978-2-9567155-2-8



9 782956 715528 >