

GIEC NORMAND
Thème : Pêche et Aquaculture

Eric FOUCHER¹, Francis ORVAIN² et Jean-Paul ROBIN^{2*}

Contributeurs : Arnaud Auber³, Clothilde Berthelin², Marilyn Houssin², Kristell Kellner^{2*}

¹ Laboratoire Ressources Halieutiques/Unité Halieutique Manche Mer-du-Nord, Ifremer Station de Normandie, Avenue du Général de Gaulle 14520 Port-en-Bessin

² UMR BOREA, Université de Caen Normandie, Esplanade de la paix 14032 Caen cedex 5

³ Laboratoire Ressources Halieutiques/Unité Halieutique Manche Mer-du-Nord, Ifremer Centre Manche Mer-du-Nord, 150 Quai Gambetta 62200 Boulogne/mer

* Ordre alphabétique

1. Introduction : les effets du changement climatique sur les ressources vivantes marines dans les océans.

Au niveau global, les océans sont de plus en plus chauds, acides et désoxygénés (dernier rapport du GIEC/IPCC Ocean report, 2019 ; FAO/Barange *et al*, 2018). Cury (2019) estime que « *Le changement climatique modifie la productivité des écosystèmes marins et a un impact sur la pêche, alors que la demande de poisson destinée à la consommation humaine augmente, que le poisson est la principale source de protéines animales pour un milliard de personnes et qu'il s'agit de l'une des ressources renouvelables les plus échangées au monde. Les changements des caractéristiques physico-chimiques de l'eau de mer ont un impact sur le métabolisme des individus, sur les cycles de vie des espèces, sur les relations entre les proies et les prédateurs et sur les modifications des habitats. Les répartitions géographiques des poissons (vitesse de déplacement en direction des pôles de $72,0 \pm 13,5$ km par décennie) ainsi que la dynamique des écosystèmes pourraient subir de profondes perturbations dans les décennies à venir, affectant ainsi les pêcheries au niveau mondial et compromettant la sécurité alimentaire dans nombre de pays du sud.* ». Les changements de la température de l'eau, de la teneur en oxygène dissous et des propriétés physico-chimiques de l'océan ont ainsi un effet direct sur l'ensemble des organismes marins, du phytoplancton aux prédateurs supérieurs. Ils influent sur le cycle de vie au niveau du métabolisme (effet direct sur la croissance et la reproduction), sur les relations proies/prédateurs, sur la modification des habitats (Goulletquer *et al*, 2013).

A l'échelle planétaire, les experts estiment que le réchauffement climatique va entraîner une perte globale de biodiversité marine, et une chute de la production marine, avec une baisse estimée de 7 à 16% de la production primaire, entraînant une diminution globale du potentiel de capture maximal des pêcheries de l'ordre de 20 à 25% d'ici la fin du siècle (FAO, 2018 ; Smale *et al*, 2019 ; IPCC report 2019). Parallèlement, on assiste d'ores et déjà de manière globale à une « tropicalisation » des captures, c'est-à-dire à une augmentation dans les zones tempérées, telles que la Normandie, des espèces à optimum thermique élevé au détriment des espèces d'eaux plus froides (Cheung *et al*, 2013 ; FAO, 2018).

La mer de la Manche, façade nord du littoral français, est particulièrement impactée par le changement global. Elle est la plus vulnérable au réchauffement climatique en comparaison avec les façades littorales de la France métropolitaine (cf Fiche Biodiversité – Encart 1 « observatoire »). La modification de l'environnement thermique, sédimentaire et l'acidification de l'eau de mer est réelle. L'augmentation de la température de surface de l'eau de mer a été constatée, de manière significative,

au large des côtes normandes : en l'espace de 15 ans, la température moyenne annuelle a augmenté de 1°C (Annexe 1, source : Ifremer/RHLN ; observatoire SOMLIT ; données en estuaire de Seine, Morelle *et al*, 2020). L'augmentation récente de la salinité autour des îles britanniques est également avérée (Dye *et al*, 2013). Ces changements ont déjà des effets bien ressentis sur les organismes marins.

Cependant, l'une des grandes difficultés dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes côtiers face au réchauffement climatique est le contexte multifactoriel (Rabalais *et al*, 2014 ; Goberville *et al*, 2010). Les risques d'impacts écologiques en réponse au changement climatique sont majeurs, irréversibles, non-linéaires, brutaux et imprédictibles (Beaugrand *et al*, 2019). Il ne s'agit pas d'étudier simplement l'effet du paramètre thermique puisque le changement est global et il concerne de nombreux processus affectés de manière plus ou moins rapide, et ce niveau de complexité peut rendre difficile l'analyse des facteurs qui co-agissent dans le milieu naturel. Certains effets sont déjà bien détectés (voir fiche Biodiversité – Encart 1 « observatoire ») comme l'acidification des eaux côtières normandes, la hausse des températures, la baisse des apports par les fleuves côtiers, la baisse de la production primaire phytoplanctonique (Morelle *et al*, 2020) et les changements morpho-sédimentaires avec un ensablement des estuaires (Lesourd *et al*, 2016), pour les plus visibles. Cependant, d'autres perturbations des écosystèmes côtiers normands sont attendues à plus long terme, comme des changements hydrodynamiques (vagues et courants), l'élévation du niveau marin et l'apparition de nouvelles espèces dont certaines peuvent s'avérer invasives et/ou pathogènes. A cela s'ajoute le fait que les écosystèmes côtiers et les ressources halieutiques sont par ailleurs soumises à des niveaux de pression déjà très élevés (capture, extraction des granulats, modification des fonds marins, ...).

L'objectif de cette synthèse est de faire le bilan de cet impact climatique sur l'état des ressources marines aquacoles et halieutiques et des prédictions possibles en réponse au réchauffement climatique.

2. Spécificité des productions aquatiques normandes.

En 2019, la pêche maritime concerne 605 navires en Normandie. Ces navires sont en moyenne de taille modeste (11,5 mètres) et relativement âgés (27 ans d'âge moyen). Ils embarquent en moyenne 3 hommes à bord, soit plus de 1600 marins (Source : SIH/Ifremer, 2020). La pêche en Normandie est caractérisée par une grande diversité des métiers pratiqués, majoritairement des engins trainants en Manche Est et baie de Seine (drague à coquille Saint-Jacques l'hiver, chalut à poissons l'été), et plutôt des engins dormants dans le golfe normand-breton à l'ouest de la presqu'île du Cotentin (casiers à crustacés, à bulot et à seiche, filets à poissons). Même si les plus grosses unités normandes (chalutiers de Port-en-Bessin et Cherbourg) peuvent exploiter des zones de pêche au large, la pêche normande est très majoritairement artisanale et concentrée dans la bande côtière, et de ce fait tributaire des eaux limitrophes de la Normandie (Annexe 2). Ces zones côtières sont également sujettes à de nombreuses autres pressions anthropiques, en particulier en baie de Seine (extraction de granulats marins, éolien off-shore, nautisme, trafic maritime, ...).

Avec 104 000 tonnes débarquées pour une valeur de 200 millions d'Euro (Ifremer, 2020), la Normandie est aujourd'hui la 2^{ème} région française pour les pêches maritimes (Annexe 3). La coquille Saint-Jacques européenne (*Pecten maximus*) est la première espèce débarquée, et de loin (22600 tonnes, soit 22% des débarquements totaux pour une valeur de 61 millions d'Euro, 31% de la valeur), suivie du bulot (*Buccinum undatum*, 11000 tonnes pour 26 millions d'Euro) et du hareng (*Clupea harengus*, 21000 tonnes et 21 millions d'Euro). La Normandie est la première région française pour la pêche des coquillages (coquille Saint-Jacques, bulot, amande, praire, pétoncle) et céphalopodes (seiche et

calmars). La plupart de ces espèces ne sont pas gérées au niveau communautaire dans le cadre de la Politique Commune des Pêches. Leur exploitation est toutefois très encadrée au niveau régional, à la fois par un système de licences de pêche limitant l'accès à la ressource (limitation du nombre de navires, de la période d'ouverture et du nombre de jours de mer autorisés, ...), et par des mesures techniques (limitation du nombre d'engins autorisés, amélioration de la sélectivité des engins...).

La filière conchylicole régionale compte aujourd'hui environ 400 producteurs d'huîtres creuses *Crassostrea gigas*, plus de 2 000 emplois directs et 6 500 emplois indirects en 2016. La Normandie produit chaque année 25 000 tonnes d'huîtres ainsi que 19 000 tonnes de moules de bouchot réparties sur 420 kilomètres de côtes (source CRC, Comité Régional Conchylicole). La Normandie est la 1^{ère} région productrice d'huîtres et la 2^{ème} région productrice de moules en 2018. L'essor de la conchyliculture en Normandie est lié à la qualité des eaux riches en nutriments et très favorable à la production primaire du phytoplancton. Elle est également la 1^{ère} région pour les coquillages pêchés avec une importante pêche à pied professionnelle (plus de 400 pêcheurs à pied, notamment pour la coque commune). La région Normandie est la première productrice de saumons d'élevage, mais aussi de méduses et d'hippocampes (aquariophilie). En eau douce, elle compte à elle seule plus de 100 entreprises piscicoles qui produisent essentiellement de la truite arc-en-ciel. Les maladies infectieuses représentent un des facteurs limitants les plus importants pour l'aquaculture, responsable d'une perte estimée à 10 % de la production piscicole, mais qui a pu atteindre certaines années jusqu'à 60% pour l'ostréiculture.

3. Les changements subis par les écosystèmes marins liés au changement climatique.

3.1. Impact du réchauffement climatique sur l'aquaculture.

3.1.1. Impact sur la croissance, la reproduction et les mortalités des bivalves cultivés.

3.1.1.1. Relations entre phytoplancton et croissance.

Les huîtres creuses sont utilisées pour l'ostréiculture depuis 1967 en métropole, elles sont arrivées en 1968 pour la première fois en Normandie en baie des Veys. Les huîtres sont élevées en Normandie dans les zones estuariennes comme la baie des Veys, car les conditions y sont particulièrement riches en sels nutritifs. La croissance y est deux fois plus élevée qu'en baie de Marennes-Oléron par exemple (Costil *et al*, 2005). La croissance est donc rapide au printemps lorsque les floraisons phytoplanctoniques alimentent ces filtreurs. Les variations de charge trophique disponible (phytoplancton) sont directement corrélées aux charges nutritives apportées par les fleuves côtiers et à leurs débits (Carmichael *et al*, 2004 ; Grangeré *et al*, 2009). Les années les plus propices aux fortes croissances sont des années à hiver doux et pluvieux avec des vents d'ouest dominants apportant de fortes précipitations alors qu'à l'inverse les années à hiver froid et sec avec une dominance de vents de nord / nord-est sont des années à faible croissance des bivalves cultivés. L'indice NAO (North Atlantic Oscillation) permet de synthétiser des informations multiparamétriques et toutes liées au climat (Grangeré *et al*, 2009 ; Thomas *et al*, 2018). Il est un bon indicateur des effets multiples en montrant les oscillations climatiques naturelles entre des années à hiver sec (notées NAO-) et à hiver humide (notées NAO+).

Le changement climatique, en jouant sur la température de l'eau et la production de phytoplancton a également un impact déterminant sur la reproduction des espèces aquacoles. Les espèces comme l'huître creuse, dont la gonade peut représenter à maturité jusqu'à 70% du poids de chair, seront

particulièrement sensibles à ces changements environnementaux. Chez cette espèce, la température agit sur toutes les étapes du cycle de reproduction (cycle annuel de production et d'émission des gamètes, Fabioux *et al*, 2005). L'énergie allouée à la reproduction est puisée à la fois dans l'alimentation (phytoplancton) et dans des réserves préalablement stockées, chez l'huître sous forme de glycogène (Heude-Berthelin *et al*, 2000). La qualité de ces réserves constituées en période de forte alimentation détermine la qualité de la reproduction (Jouaux *et al*, 2012, 2013) qui joue sur différents paramètres d'élevage : le taux de remplissage des animaux, la qualité des géniteurs, le recrutement. Par ailleurs, ces réserves en glycogène ont un lien direct avec la saveur gustative des huîtres. Les changements environnementaux, chez l'huître mais également chez les autres espèces de bivalves élevés en milieu ouvert, entraînent donc des modifications du cycle de reproduction impactant les élevages. Le RIN ECUME (Etude Intégrée multi-échelles d'écosystèmes côtiers) étudie actuellement ces questions chez l'huître creuse.

Des études en modélisation des flux de matière et de l'énergie dans les écosystèmes côtiers ont été réalisées grâce à des outils numériques simulant le mouvement des masses d'eau et l'assimilation des sels nutritifs par le phytoplancton (N, P, Si) de manière dynamique dans l'espace et le temps (Grangeré *et al*, 2009). Les simulations donnent des niveaux de développement phytoplanctonique (variable d'état de la biomasse en chlorophylle *a*) et de son ingestion par les filtreurs cultivés sous forme de scénarios. Ces scénarios peuvent être explorés pour étudier l'impact de changements climatiques. Les résultats révèlent que les différences interannuelles peuvent être expliquées à la fois par la dynamique thermique et les concentrations en sels nutritifs. Par exemple, ces simulations ont été validées pour des années typiquement humides NAO+ comme les années 2000 et 2001 et des années typiquement NAO- comme 2002 et 2003 (Figure 1). Les années NAO- sont aussi des années où le niveau de turbidité (Matières minérales En Suspension : MES) est élevé à cause des apports fluviaux et ces niveaux de MES élevés impliquent également une baisse de la pénétration de la lumière qui vient limiter les taux de photosynthèse et donc les blooms (ou floraisons) phytoplanctoniques au printemps. Les résultats montrent que la dynamique thermique explique peu les variations interannuelles de croissance, mais que la dynamique de la chlorophylle *a* phytoplanctonique constitue le paramètre le plus important pour expliquer la dynamique de croissance.

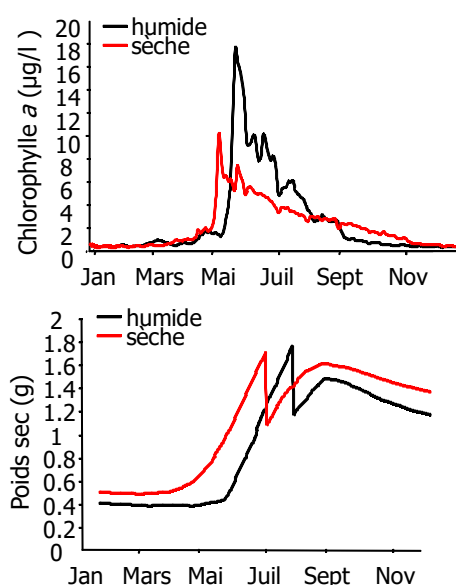


Figure 1 : Variations annuelles de la biomasse phytoplanctonique simulées par modèle (Chl *a*) et de la croissance des huîtres des réserves totales pour des huîtres creuses de 2 ans (source : Grangeré *et al*, 2009).

En ce qui concerne les autres bivalves, les moules pourraient être impactées par le même type de variations interannuelles comme c'est le cas pour de nombreux bivalves (Zwarts, 1991), car tous

dépendent des ressources phytoplanctoniques disponibles avec des effets de compétitions inévitables entre espèce et même au sein d'une seule et même espèce. Les ostréiculteurs adaptent leurs densités d'élevage aux croissances et abaissent les densités lorsque les croissances sont moins bonnes pour mieux éviter des effets de compétition intra-spécifiques (déplétion du phytoplancton). Les autres bivalves non-cultivés montrent le même type d'alternance entre des années NAO- à faible croissance (2010-2011) et des années à fortes croissances, comme cela a été démontré lors du projet GECOGECO sur les coques communes *Cerastoderma edule* en baie des Veys (Orvain *et al*, 2013).

3.1.1.2. Impact sur les mortalités.

Les courbes de simulations comparant des années NAO+ et NAO- dans l'étude de Grangeré *et al* (2009) sont donc des années intéressantes à comparer et les taux de mortalité des huîtres en baie des Veys étaient de 30% en 2000 et 45% en 2001 (années humides) alors qu'elles étaient de 25% en 2002 et 10% en 2003 (années sèches).

Les taux de mortalité ont été étudiées par un réseau d'observation national depuis les années 1980 (Samain & Mc Combie, 2008). Le jeu de données permet de mieux comprendre les relations entre les indicateurs climatiques et les mortalités d'huîtres à long terme (Thomas *et al*, 2018). Il s'avère que les occurrences NAO+ hivernales (mois décembre à mars) forment un très bon prédicteur des mortalités d'huîtres dans le passé (Figure 2). Par ailleurs, cet indicateur intègre bien l'ensemble des paramètres thermiques et hydrologiques dans l'ensemble des bassins ostréicoles de la métropole avec des corrélations positives avec les températures, les débits des rivières locales et les niveaux de concentration en chlorophylle *a* dans l'eau et des corrélations négatives avec la salinité.

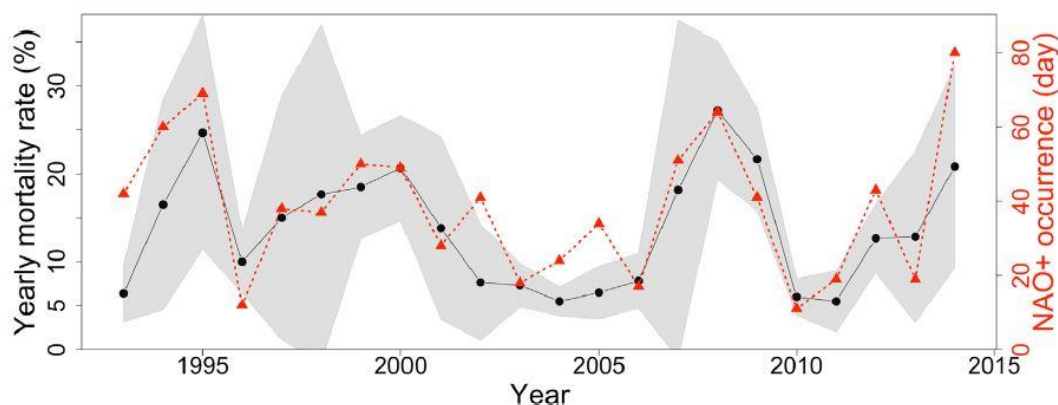


Figure 2 : Variations inter-annuelles des indices climatiques DJFM NAO+ (Décembre/Janvier/Février/Mars – anomalies positives de la NAO, Oscillation Nord-Atlantique) et des pourcentages de mortalités sur la façade Atlantique (Baie d'Arcachon, Pertuis Breton, baie de Bourgneuf, baie de Vilaine et Baie des Veys, (source : Thomas *et al*, 2018). Le coefficient de corrélation entre les 2 variables est de $r = 0.77$ ($p < 0.01$).

Avec un rythme d'alternance à 5-10 ans, les oscillations climatiques naturelles de type NAO sont relativement complexes et semblent elles-mêmes être imbriquées dans les oscillations multi-décennales (AMO) qui expliquent une alternance entre des longues périodes de 40 ans à faible ou forte occurrence NAO+ (Figure 3). L'étude des modulations décennales des hivers NAO+ sur une longue période de 1900 à 2014 montrent une succession de 3 phases climatiques naturelles :

- la période 1900-1940 (AMO+ sur la figure 3C) à forte occurrence NAO+
- la période 1940-1980 (AMO- sur la figure 3C) à faible occurrence NAO+
- le retour d'une phase AMO+ de 1980 à 2014.

Si le cycle AMO continue de s'exercer comme depuis un siècle, Il est probable que nous soyons en ce moment en train de revenir à une nouvelle phase AMO-. Cela limiterait ainsi les risques de mortalités

dans les 40 ans à venir, puisqu'ils sont plus élevés pendant les phases AMO+ que pendant les phases AMO-.

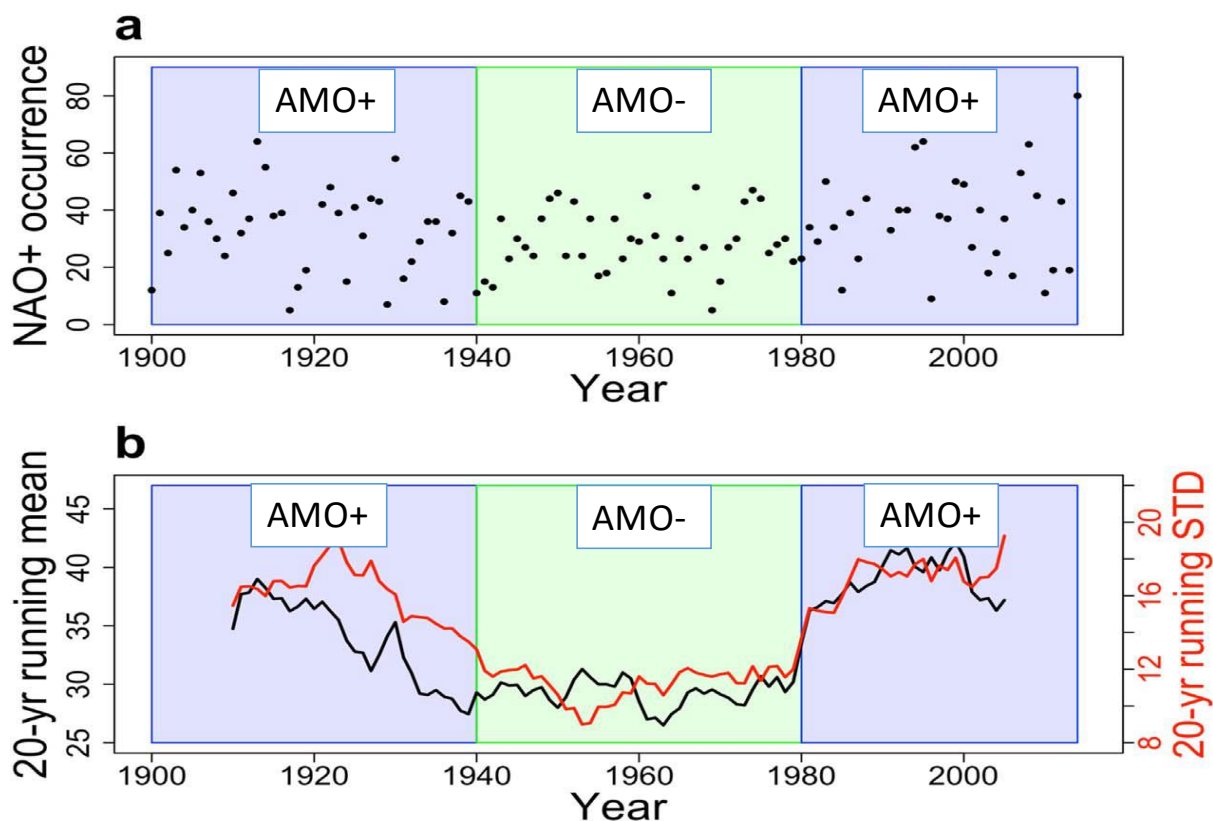


Figure 3 : Modulation des indices climatiques NAO+ de 1900 à 2014 et conséquences sur les mortalités d'huîtres (a) fréquence cumulée des jours NAO+ en hiver (DJFM) des analyses NOAA-20CR/NCEP-NCAR, (b) moyenne mobile lissée sur 20 ans (en noir) et écart-type (STD en rouge) pour identifier les périodes de quelques décennies avec de fortes occurrences NAO+ (AMO+, fond bleu), ou celle à variabilité faible à événements NAO+ rares (AMO-, fond vert). Le taux moyen de mortalités en période multi-décennale AMO+ est de 19% et de 10% en période AMO- (source : Thomas *et al*, 2018).

3.1.1.3. Prédiction pour l'ostréiculture.

Le réchauffement climatique est très net en Manche. Il est vraisemblable qu'il ait déjà provoqué des gamétogénèses et des émissions de gamètes plus précoces à la fin du printemps. La baisse de chlorophylle *a* prédite (diminution de 37% de biomasse de chlorophylle *a* en moins en 14 ans à Luc sur mer - encart 2 de la fiche « Biodiversité ») due à la baisse de charges nutritives apportées par les rivières en lien avec des crues hivernales plus réduites provoquerait des baisses nutritives (30% de stress hydrique en plus et baisse des régimes fluviaux voir fiche 10), la croissance des huîtres serait donc plus faible et plus précoce que celle que l'on a pu observer dans le passé lors des années NAO-. Nous pouvons donc raisonnablement prédire une baisse de la croissance des huîtres dans des scénarios futurs mais aussi une vulnérabilité face aux risques de mortalité plus faible. La salinisation des estuaires liées à la baisse des débits des rivières et des niveaux de production primaire phytoplanctonique et des niveaux de turbidité sont des variables participant à une probable baisse des taux de mortalité pour la période AMO- de 2020 à 2060. Les taux de mortalité des huîtres semblent en effet diminuer depuis 2015 en lien avec une atténuation des phénomènes NAO+.

Il est encore difficile de prédire ce qui se passera dans 40 ans, mais le retour de conditions climatiques NAO+, dans un contexte de quelques degrés supplémentaires peuvent induire un retour de fortes

mortalités dans une nouvelle phase AMO+ qui devrait avoir lieu de 2060 à 2100. Cela dépend des précipitations et des débits des rivières à la fin du siècle lors de cette nouvelle phase à forte occurrence NAO+ qui pourraient dans un contexte de climat plus chaud se traduire par une forte augmentation des précipitations. L'étude de Thomas et al (2018) estime les facteurs de risques de mortalité qui seraient de l'ordre de 60% en appliquant le scénario du GIEC RCP2.6, mais jusqu'à 100% dans un contexte à la fin du siècle avec le scénario RCP8.5.

3.1.2. Pathogènes et épizooties.

Dans l'environnement marin, les mollusques bivalves sont colonisés par une flore bactérienne notamment de la famille des *Vibrionaceae* et les concentrations bactériennes peuvent être 100 fois plus élevées que dans l'eau de mer dans le milieu (Destoumieux-Garzon *et al*, 2020). Les effets sont généralement neutres, mais il existe des contextes favorisant des infections. Les Vibrios sont thermosensibles et beaucoup d'espèces prolifèrent quand un seuil thermique dépasse 17°C. Le réchauffement global des eaux pourrait donc exacerber les risques infectieux dans le futur (Pernet *et al*, 2019) si l'on se contente d'analyser les effets thermiques, mais les interactions sont complexes et multifactorielles et il est difficile d'être affirmatif.

De nombreuses études (Jouaux *et al*, 2013 ; Gangnery *et al*, 2019 ; Pernet *et al*, 2019) montrent que les mortalités massives des naissains et d'adultes d'huître sont liées à des co-infections par des pathogènes viraux (comme l'Ostreid Herpes Virus 1 OsHV-1 et son microvariant OsHV-1 μ Var) et bactériens et que l'infection virale agit d'abord sur les défenses immunitaires qui meurent ensuite d'infections bactériennes (de Lorgeril *et al*, 2018 ; Petton *et al*, 2019). Le facteur thermique est essentiel pour déclencher les mortalités et ces mortalités pourraient donc être plus précoces au printemps dans les années à venir (Petton *et al*, 2013). Par contre, il est encore difficile d'anticiper si les crises de mortalités seront plus fortes ou plus fréquentes dans un contexte de réchauffement global. Si les tendances de diminution des blooms phytoplanctoniques continuent comme le montrent les observations enregistrées depuis 15 ans en baie de Seine (Gohin *et al*, 2019 ; encart 2 de la fiche « Biodiversité »), ce facteur trophique pourrait contribuer à compenser l'effet positif de la température sur la mortalité, au détriment de la croissance. Cependant, les effets multifactoriels dans les écosystèmes côtiers rendent les projections difficiles. Par ailleurs, les efflorescences de microalgues toxiques en été pourraient être plus fréquentes dans le cadre du changement global (voir encart 2 de la fiche « Biodiversité »). Le réchauffement climatique fera augmenter les événements météorologiques extrêmes et cela pourrait entraîner une hausse de la fréquence des fermetures temporaires des activités conchylicoles.

Il est difficile d'anticiper les risques d'émergences de nouveaux pathogènes dans les océans. Par exemple, les mortalités de moule bleue *Mytilus edulis* sont liées à la présence de multiples pathogènes létaux comme de la famille des Vibrionaceae (*Vibrio splendidus*) mais aussi des protozoaires (*Marteilia* sp.) et des trématodes, alors que d'autres parasites comme le copépode *Mytilicola intestinalis* qui provoque des lésions, sans être létaux (Villalba *et al*, 1997).

Des mortalités massives multi-infectieuses surviennent fréquemment depuis plusieurs années en Normandie depuis 2016 (Charles *et al*, 2019). Cependant, les causes de mortalité de ces moules sont liées à des agents pathogènes encore mal identifiés, même si des observations laissent suggérer un rôle important de *Vibrio splendidus* et de possible co-infections et de contaminations par des polluants chimiques (Charles *et al*, 2019). Un article récent (Charles *et al*, 2020) montre même qu'une bactérie émergente *Francisella haliotida* a été détectée récemment et pour la première fois en Normandie et en Bretagne nord chez *Mytilus edulis*. Ce pathogène est connu pour décimer des ormeaux *Haliotis tuberculata* et des pétoncles *Mizuhopecten yessoensis* au Japon et au Canada en étant responsable de mortalités massives (~80%). L'exemple des moules montre bien la vulnérabilité d'une production

ostréicole dans un contexte multi-infectieux et avec des risques que de nouveaux pathogènes trouvent un environnement thermique qui leur devienne favorable.

Les coques *Cerastoderma edule* par exemple peuvent être contaminées par de nombreuses espèces de pathogènes différents (de Montaudouin *et al*, 2009). Parmi ces parasites, les trématodes digénéens forment le groupe dominant avec au moins 16 espèces parasitant *C. edule* (de Montaudouin *et al*, 2009). Le risque d'émergence virale, dans le contexte global du réchauffement climatique est clairement un facteur d'apparition de nouveaux pathogènes ou des mutations liées à des eaux chaudes et/ou des migrations latitudinales venant du Sud. Les risques d'espèces de pathogènes invasifs sont très élevés à l'heure actuelle puisque le trafic maritime mondialisé et le relargage des eaux de ballaste par des bateaux peuvent apporter des pathogènes du monde entier. Le réchauffement faisant augmenter rapidement la température en baie de Seine (1°C en 15 ans – Encart 2) et les eaux plus chaudes et plus acides peuvent devenir propices à des pathogènes qui ne rencontraient pas leur optimum thermique sur les côtes du Calvados jusqu'à présent.

3.1.3. Impact de l'acidification.

Les risques d'acidification des eaux côtières du Calvados sont manifestes, puisque le pH a baissé de 0,26 en 14 ans à Luc sur mer (Encart 2 de la fiche « Biodiversité ») et il est passé au-dessous de la valeur de 8 en 2020 pour la première fois quand on analyse la courbe de tendance interannuelle. Parmi la faune marine, les espèces vulnérables sont celles à test (exosquelette) carbonaté, nombreuses en Normandie, et en particulier les bivalves dont plusieurs espèces sont emblématiques sur ce territoire, car elles sont élevées en aquaculture marine (huîtres, moule commune) ou exploitées par la pêche (coquille Saint-Jacques, coque commune, praire, palourde, telline). Des études sont actuellement en cours sur différents genres d'huîtres (l'huître creuse implantée *Crassostrea gigas* et l'huître plate native *Ostrea edulis*) pour mieux comprendre expérimentalement les risques biologiques liés à l'acidification des eaux côtières. Les résultats seront prochainement publiés (com pers, C. Di Poi).

Les études publiées sur d'autres organismes marins à test carbonaté comme les oursins (Dorey *et al*, 2013) montrent clairement que les performances biologiques et la croissance sont affectées par une baisse du pH (Figure 4). Les taux de croissance diminuent progressivement en passant d'un pH de 8.2 jusqu'à 7.2, puis au-delà de cette valeur seuil (« titting point »), la croissance s'effondre complètement et les oursins meurent massivement. Sans atteindre des valeurs aussi basses de pH, la perte de -0,26 de pH enregistré à Luc sur mer les 14 dernières années entraîneraient déjà une réduction de 7% de la croissance de ces oursins si nous appliquons l'équation de l'étude de Dorey *et al* (2013). Au-delà de la croissance, l'acidification fragilise le métabolisme général des organismes à test carbonatés, qui doivent investir plus d'énergie pour réaliser la minéralisation de leurs coquilles si le pH diminue. Ce processus peut impliquer à plus longs termes des effets délétères sur l'immunité et les mortalités d'huîtres, qui deviendraient moins capables de se défendre dans une eau de mer plus acide. La chute du pH enregistré depuis 14 ans à Luc sur mer est déjà très alarmante.

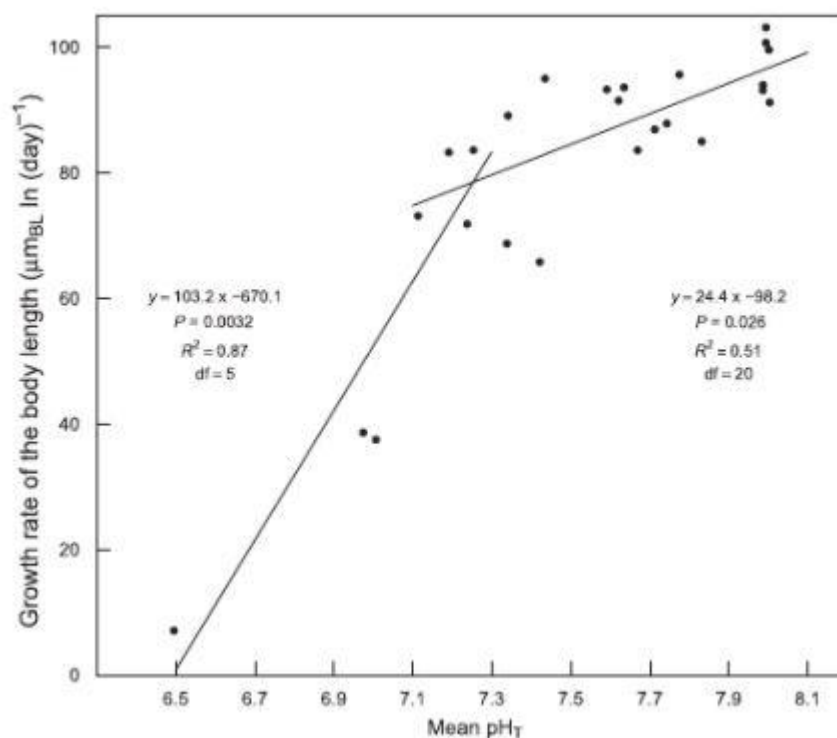


Figure 4 : Relation entre le taux de croissance de larves d'oursins (exprimées en longueurs) et le pH moyen. Chaque point correspond au coefficient de régression de la relation croissance – Temps du développement pour différentes cultures (Source : Dorey *et al*, 2013).

3.1.4. Interactions entre aquaculture et écosystème en réponse au réchauffement climatique.

Les relations entre l'ostréiculture et l'écosystème sont complexes. L'origine du changement de distribution résulte principalement du réchauffement climatique global favorisant ainsi de plus en plus l'extension des zones où la température de l'eau de mer dépasse 18°C chaque année. Une des conséquences est que les huîtres creuses élargissent l'éventail des conditions environnementales dans lesquelles elles établissent des populations sauvages (Lejart, 2009), aujourd'hui considérée comme invasive (sous le nom d'huîtres férales).

L'influence des années sèches/humides est forte pour les écosystèmes marins ouverts (Grangeré *et al*, 2012). La présence de fortes densités d'élevage et de la capacité de charge des écosystèmes conchylicoles par les bivalves cultivés induit une compétition trophique accrue entre filtreurs sauvages et cultivés. L'exclusion marquée de suspensivores au niveau des structures conchylicoles dans les écosystèmes estuariens ou marins ouverts témoigne de la pression trophique exercée par les mollusques cultivés (Ubertini *et al*, 2012). Les autres bivalves et fouisseurs comme les coques très abondantes en baie des Veys habituellement, sont sensibles à la présence massive des huîtres et ces populations sauvages sont littéralement exclues de la zone.

Les prédictions déjà décrites d'une baisse des occurrences NAO+ et de la tendance générale de la baisse de la production primaire phytoplanctonique dans le contexte du réchauffement climatique, devrait exacerber les risques trophiques et de fortes baisses de croissance et de recrutement de ces populations de bivalves sauvages. Il est possible d'anticiper un déclin des coques en baie des Veys en réponse au changement climatique. Par ailleurs, cette espèce est déjà menacée par les modifications drastiques des conditions hydrodynamiques dans les zones estuariennes où elle vit comme cela a été démontré en estuaire de l'Escaut aux Pays-bas (Cozzoli *et al*, 2013). Le facteur trophique et la

compétition avec des bivalves cultivés en Normandie est un facteur supplémentaire s'additionnant à un risque déjà établi pour les populations de coques induit par un stress physique.

3.2. Les effets déjà constatés en Normandie sur les ressources de la pêche.

3.2.1. Sur la coquille Saint-Jacques.

La coquille Saint-Jacques est l'espèce phare des pêches normandes. Le stock de Manche Est, et en particulier le gisement de la Baie de Seine, sont aujourd'hui considérés en bon état, avec des populations très abondantes (Foucher, 2019). Si l'amélioration du système de gestion des pêches mis en place par la profession depuis une vingtaine d'années a permis d'améliorer considérablement l'état du stock, l'augmentation de la température de l'eau est également un facteur très favorable pour la réussite de la reproduction de cette espèce. En effet, Foucher et Duhem (2013) ont montré que l'abondance des juvéniles, et donc le succès de la reproduction, est positivement corrélé avec la température de surface, en particulier la température moyenne lors de la période printanière pendant la maturité de la gonade (Fig. 5).

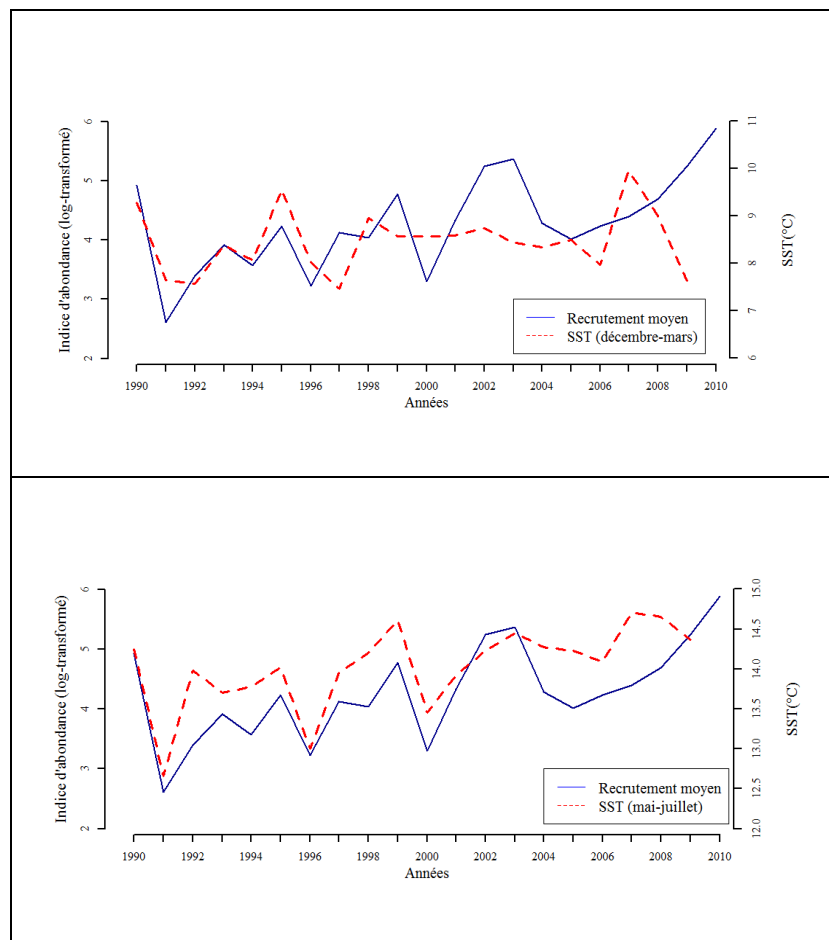


Figure 5 : Relation entre la température de surface moyenne (SST – Sea Surface Temperature) en Manche Est et le recrutement moyen de coquilles Saint-Jacques en baie de Seine (Foucher et Duhem, 2013).

3.2.2. Sur le bulot.

Le projet BestClim (Hégron-Macé *et al*, 2017) mené récemment en Normandie avait pour objectif de montrer les effets directs de l'élévation de température de l'eau sur la physiologie du bulot *Buccinum undatum* (ou buccin), l'une des espèces principales débarquées par la pêche normande (voir précédemment). En effet, le bulot est une espèce de l'Atlantique Nord présente depuis les côtes françaises jusqu'en Norvège et en Islande. C'est une espèce boréale à préférendum thermique faible, qui se trouve en Manche en limite sud de son aire de répartition géographique, le gisement de la baie de Granville étant l'un des stocks des plus méridionaux de cette espèce. Différents travaux ont déjà permis de décrire précisément le cycle de reproduction du bulot en Normandie (Heude-Berthelin *et al*, 2011). Des essais en milieu contrôlé montrent que l'élévation de la température de l'eau impacte la reproduction du bulot en retardant le déclenchement de la gamétogenèse des mâles. Elle a pour effet de réduire de manière importante l'émission de pontes par les femelles et l'éclosion de juvéniles (Fig. 6).

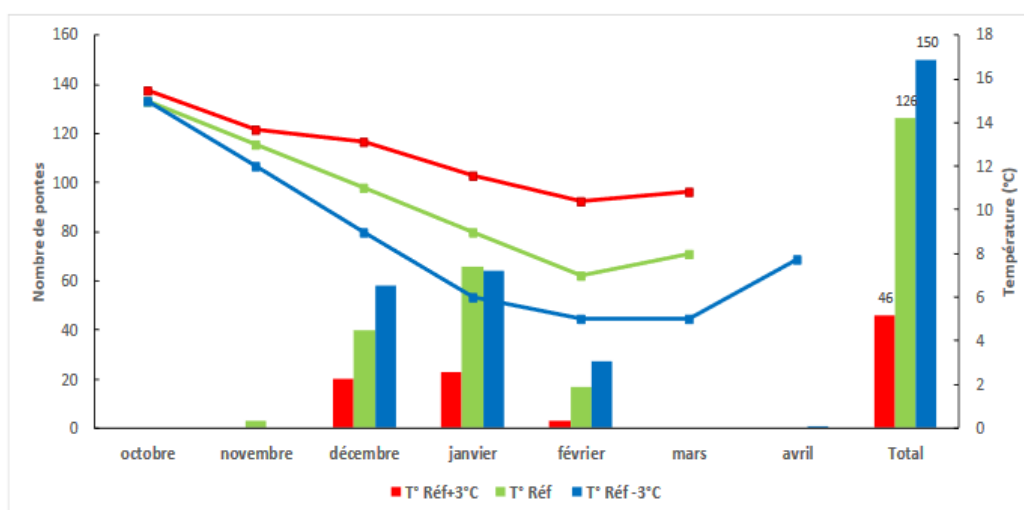


Figure 6 : Comparaison des pontes 2014-2016 observées en milieu contrôlé sous 3 conditions de températures (les lignes décrivent les températures et les barres les pontes correspondantes) (Hégron-Macé *et al*, 2017).

Par ailleurs, l'effet de la température sur la saisonnalité des débarquements est avéré. En effet, une relation entre l'augmentation de la température estivale et la baisse récurrente de l'indice d'abondance est observée sur la période 2009-2015. Elle peut être reliée à la réaction d'enfouissement du buccin qui se traduit par une estivation plus ou moins longue selon les années.

3.2.3. Tropicalisation des communautés halieutiques en Manche.

A partir d'une série historique de plus de 30 années de données issues des campagnes halieutiques réalisées en baie de Somme CGFS (Schlaich *et al*, 2018), l'étude des communautés de poissons démersaux en Manche Est montre que cette communauté a changé à la fin des années 1990. L'abondance des espèces pélagiques, espèces de petite taille à stratégie démographique *r*, ayant des cycles de vie courts, atteignant rapidement leur maturité sexuelle et produisant de nombreux œufs de petite taille, est largement tributaire des conditions environnementales (Alheit and Hagen, 1997 ; Southward *et al*, 2005). McLean *et al* (2018) montrent que ces espèces pélagiques ont considérablement diminué en abondance (Fig. 7). Cette diminution a été observée en parallèle à l'augmentation de la température de l'eau, elle-même largement expliquée par le phénomène

d'Oscillation Atlantique Multi-décennale. Ce changement notable dans la structure des communautés a toutefois très vraisemblablement été exacerbé du fait du long historique de pêche en Manche au travers d'effets indirects positifs sur les espèces sensibles aux variations environnementales principalement composées d'espèces à stratégie *r*. En revanche, les espèces démersales à stratégie démographique *K*, ayant des cycles de vie plus longs, de plus grande taille, tardant davantage à devenir mature sexuellement et dont les pontes sont caractérisées par moins d'œufs mais de plus grande taille, ont augmenté en abondance (Fig. 7). Enfin, cette même étude de McLean *et al* (2018) montre que le type de changement de communauté a été le même dans la quasi-totalité des sites échantillonnés en Manche orientale, seule l'amplitude du changement différant d'un site à l'autre, suggérant ainsi l'existence d'un forçage agissant au moins à l'échelle de la Manche.

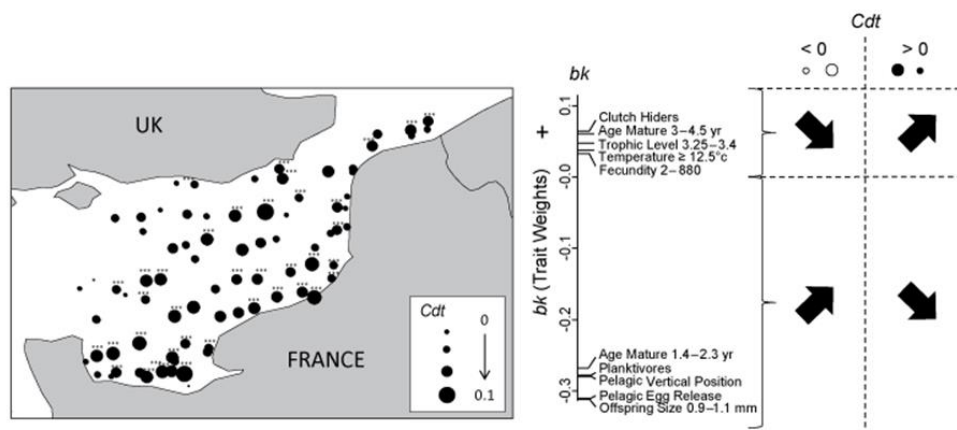


Figure 7: Amplitude du changement temporel de la structure de communautés (taille des cercles) sur chaque site d'échantillonnage et type de changement communautaire (cercle vide vs. rempli). Les coefficients *bk* indiquent la contribution de chaque groupe fonctionnel dans la réponse globale des communautés (les groupes ayant un coefficient *bk* positif ont augmenté en abondance sur les sites où les cercles sont remplis ; les groupes ayant un coefficient *bk* négatif ont diminué en abondance sur les sites où les cercles sont remplis). (In McLean *et al*, 2018).

Au regard des analyses, ce « regime shift » s'explique par les variations naturelles de la température de l'eau à l'échelle de l'Océan Atlantique Nord (Atlantic Multidecadal Oscillation, voir Fig. 3 plus haut) qui est passée d'une phase « froide » à une phase « chaude » entre 1994 et 1998 générant des apports d'eaux exceptionnellement chaudes. Bien que la Manche orientale soit une zone où l'exploitation des ressources halieutiques est très forte et bien que des effets significatifs de la pêche sur la structure de la communauté ichthyologique aient été détectés, la pêche n'a contribué que secondairement au « regime shift ». Ces résultats sont uniques dans le sens où les « regime shift » sont très rarement observés pour des communautés de poissons (zooplancton le plus souvent) et à d'aussi grandes échelles spatiales (Aubert *et al*, 2015).

Dans la même zone de la Manche Est, des études récentes ont mis en évidence une réorganisation des communautés principalement caractérisée par une diminution de l'abondance des espèces à préférence thermique « faible ». Ce changement a été observé en parallèle au basculement d'une phase froide (AMO-) vers une phase chaude (AMO+) du phénomène naturel d'Oscillation Multi-décennale de l'Atlantique (Fig. 3) entre la fin des années 90 et le début des années 2000 (Aubert *et al*, 2017 ; Auber, 2017 ; McLean *et al*, 2019). En effet, au sein de chacune des classes de préférence thermique faible, la majorité des taxons (plie, le groupe des gobiidae, le callionyme, la limande commune, le petit tacaud, le tacaud commun, la souris de mer et le lançon écuille) ont diminué en abondance en parallèle à la hausse de la température, renforçant ainsi l'hypothèse d'une influence de la température (voir Annexe 4).

3.2.4. Cas du cabillaud.

Le cabillaud *Gadus morhua* est une espèce emblématique des pêches françaises, dont normandes (tradition de la « Grande Pêche » à Fécamp, d'où les navires morutiers partaient pour les grands bancs de Terre-Neuve dès le XVI^e siècle). C'est une espèce boréale, préférant les eaux froides, dont l'aire de répartition en Atlantique Nord-Est englobe l'ensemble de la Manche au sud.

Une étude au début des années 2000 (Drinkwater, 2005) faisait l'hypothèse que l'abondance du cabillaud est tributaire de la température moyenne de l'eau, et que selon le niveau de réchauffement l'espèce pourrait pratiquement disparaître de certaines zones. Ainsi, un réchauffement de l'ordre de 1°C en moyenne conduirait à un effondrement des stocks en Europe de l'Ouest, dans la Manche, la Mer Celtique et le sud de la Mer du Nord (Fig. 8).

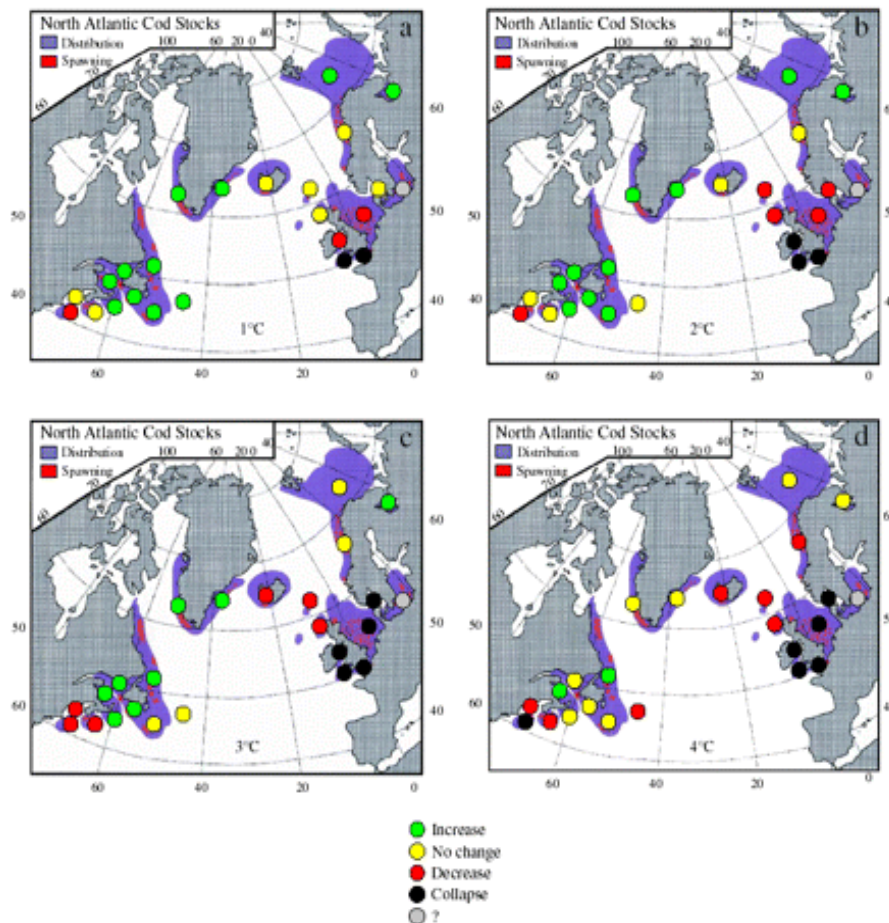


Figure 8 : Estimation des changements dans l'abondance des stocks de cabillaud, selon une augmentation de la température de (a) 1°C, (b) 2°C, (c) 3°C et (d) 4°C.

En 2020, soit 20 ans après cette étude (en tous cas des données qui ont été utilisées pour réaliser l'étude de Drinkwater), un réchauffement de 1°C a bien été observé en Manche. Les stocks de cabillaud des Mers Celtique et de Manche sont considérés comme effondrés (ICES 2019a,b), bien que la pêche dirigée sur cette espèce ait été pratiquement stoppée.

3.2.5. Les céphalopodes.

Le contexte mondial concernant ces espèces est celui d'une augmentation de l'abondance des poulpes, seiches et calmars et d'une augmentation des quantités pêchées (Doubleday, 2016). Parmi les hypothèses avancées pour expliquer cette tendance, les traits de vie particuliers de ces mollusques (durée de vie très courte, croissance rapide, semelparité) feraient que le changement climatique leur serait favorable (Rodhouse *et al*, 2014 ; Pecl and Jackson, 2008).

Dans les pêches normandes, les céphalopodes exploités par la pêche sont les calmars côtiers (*Loligo forbesii* et *Loligo vulgaris*) et la seiche (*Sepia officinalis*) avec des productions moyennes entre 2018 et 2019 respectivement de 1 300 tonnes et 9,2 M€ (calmars) et 1 800 tonnes et 6,6 M€ (seiche) (Ifremer, 2020). A l'échelle de la Manche, ces ressources sont partagées avec les Anglais et dans une moindre mesure par les Belges et les Hollandais. Elles ne sont pas gérées par la politique communautaire des pêches mais elles ont néanmoins fait l'objet de suivis et d'évaluations ponctuelles par l'Université de Caen et par le groupe de travail "Céphalopodes" du CIEM (ICES WGCEPH, 2020).

Pour les calmars de Manche, la présence de deux espèces qui ne sont pas distinguées par les pêcheurs mais qui ont un cycle biologique décalé et des préférences thermiques différentes complexifie l'analyse. Une relation positive entre les températures d'hiver et du printemps et les pêches de la saison démarquant l'été suivant a d'abord été décrite (Robin et Denis, 1999). Cependant, le recrutement de l'espèce la plus nordique (*Loligo forbesii*) est négativement corrélé aux températures hivernales (Challier *et al*, 2005) ce qui semble dû à l'influence de la température sur les migrations (Sims *et al*, 2001) ou sur la distribution spatiale (Denis *et al*, 2002). La présence de *L. forbesii* dans les eaux plus méridionales de l'Atlantique est aussi décrite comme irrégulière (Chen *et al*, 2006). A l'inverse l'espèce *Loligo vulgaris* est absente des eaux écossaises mais sa présence au sud de la mer du Nord est connue depuis longtemps (Tinbergen and Verwey, 1945), et ce calmar reste rare au centre de la mer du Nord (Oosterwind *et al*, 2010).

La série temporelle d'observations des débarquements à la criée de Port-en-Bessin collectée par l'Université de Caen montre sur 28 saisons de pêche une tendance à l'augmentation de la part de *L. vulgaris* dans les débarquements et aussi une diminution significative de la durée de la saison de pêche, dès lors que celle-ci ne repose plus que sur une seule espèce (Fig. 9).

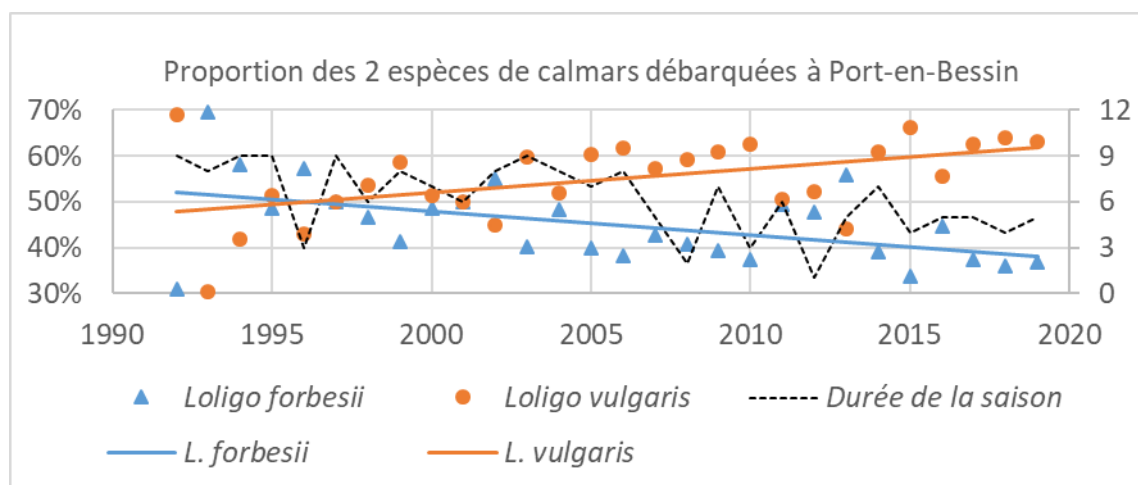


Figure 9 : Proportion des deux espèces de calmars Loliginidés débarqués à la criée de Port-en-Bessin de 1992 à 2019. La durée de la saison de pêche est estimée à partir du nombre de mois avec des débarquements mensuels supérieurs à 23 tonnes (soit 5% d'une saison de pêche moyenne, sur la période)

Paradoxalement, alors que la biologie et le cycle migratoire de la seiche *Sepia officinalis* sont mieux connus que ceux des calmars, les liens entre la dynamique de ses populations et l'environnement sont moins quantifiés. La population de seiches de Manche présente un cycle biologique de 2 ans (Boucaud-Camou *et al*, 1991a) alors que les populations plus méridionales se reproduisent dès l'âge d'un an (et à une taille plus petite) (Guerra *et al*, 2015 ; Robin *et al*, 2000). Dans le golfe de Gascogne, Le Goff et Daguzan (1991) estiment qu'environ 20% de la population se reproduit dès la 1^{ère} année. Dans les eaux anglaises de la Manche, Dunn (1999) ne trouve que 4% de mâles sexuellement matures. La mise à jour des caractéristiques des reproducteurs dans les eaux françaises de la Manche (Gras *et al*, 2015) conclut à une taille à la maturité sexuelle plus petite en 2010-2011 qu'à la fin des années 1980 mais ne remet pas en cause l'idée que les géniteurs d'un an restent très minoritaires. Les migrations saisonnières des seiches en Manche sont bien connues (Boucaud-Camou *et al*, 1991b) elles vont des zones côtières de frai et de nourrissage fréquentées au printemps et en été à l'hivernage dans les profondeurs du centre de la Manche Ouest où les seiches de plusieurs origines se mélangent (Gras, 2013). Lors d'hivers rigoureux, la zone d'hivernage se déplace vers l'Ouest tandis que des printemps doux favorisent l'expansion des géniteurs vers le Nord (Wang *et al*, 2003). La contribution des différentes frayères côtières au renouvellement du stock de Manche n'est pas connue mais l'exploitation de ce stock semble s'être modifiée depuis 2016 car les pêches anglaises dépassent depuis cette date celles de la France (ICES, 2020).

3.2.6. Effets prédits sur les ressources de la pêche.

Si les effets du réchauffement climatique sont déjà sensibles en Manche, soit positivement (cas de la coquille Saint-Jacques actuellement) ou négativement (impact négatif sur la reproduction du buccin, changement dans les communautés de poissons, déclin des stocks de coques), les projections à plus long terme montrent que dans le cas d'un scénario d'augmentation continue de la température de surface de l'eau, les conséquences sur la répartition des espèces présentes en Atlantique Nord-Est pourraient être majeures. Des études en cours basées sur des travaux de modélisation (thèse de Q. Noguès, Université de Caen, *comm. pers.*) montrent que selon le scénario du GIEC RCP8.5, les espèces aujourd'hui majeures pour les pêches normandes, mais en limite sud de leur aire de répartition (cas de la coquille Saint-Jacques et du bulot) pourraient, sous certaines hypothèses, fortement chuter voire disparaître des eaux normandes à l'horizon 2100 (habitats qui deviennent complètement défavorables en raison d'une température moyenne trop élevée).

Burrows *et al* (2011 ; 2014) étudient les changements climatiques à large échelle qui obligent les organismes à s'adapter ou à se déplacer pour suivre l'évolution de l'environnement dans l'espace et le temps. Ils mettent en évidence une grande complexité de prévisions de déplacements de l'aire de répartition et de changements phénologiques qui s'écartent de la simple migration vers les pôles et des printemps plus précoces ou des hivers plus tardifs. Ils mettent également l'accent sur les problèmes potentiels de conservation, car les zones de grande biodiversité marine présentent souvent une plus grande vitesse de changement climatique et des changements saisonniers. Des cartes mondiales et régionales (Europe de l'Ouest) de la direction et du taux de déplacement des organismes pour s'adapter au changement climatique sont établies. Elles suggèrent des zones de perte potentielle de la richesse des espèces.

Rombouts *et al* (2012) étudient la répartition géographique potentielle de plusieurs espèces benthiques en Europe de l'Ouest à l'horizon 2100, en fonction du réchauffement des eaux. Ils montrent un déplacement vers le nord marqué du centre de gravité de l'aire de distribution de la coquille Saint-Jacques et de l'amanche de mer, qui pourrait conduire à la fin du siècle à une baisse substantielle des abondances en Manche. Jones *et al* (2013) montrent enfin que certaines espèces sensibles (pocheteau gris *Dipturus batis* et ange de mer *Squatina squatina*) pourraient disparaître des eaux européennes.

4. Priorités de recherches en Normandie concernant l'effet du changement climatique sur les ressources aquatiques.

4.1. Quelle recherche dans le domaine de l'aquaculture ?

Les études des interactions entre l'environnement et les mollusques cultivés sont souvent complexes et multifactorielles. Les axes de recherche pour mieux comprendre leur réponse écophysio-logique et les risques environnementaux liés à la conchyliculture sont relativement nombreux.

4.1.1. Adaptation des méthodes d'élevage et apport de la génétique.

Des facteurs génétiques ont été identifiés chez les pathogènes dans l'expression des maladies et la colonisation des tissus hôtes des espèces cultivées. Les études en biologie moléculaire, comme l'étude des microbiomes, font l'objet d'avancées scientifiques majeures et sont clairement prioritaires aujourd'hui dans le contexte du réchauffement climatique, avec des risques élevés de voir apparaître de nouvelles infections chez les bivalves. La recherche sur ces aspects génétiques est donc un enjeu capital à développer afin d'identifier des lignées de géniteurs susceptibles de mieux résister à la présence de pathogènes. Une bonne plasticité phénotypique des populations en interaction avec différents pathogènes peut permettre de favoriser des lignées évolutives susceptibles d'avoir une chance de meilleure survie face aux maladies déjà présentes et celles émergentes. Les mécanismes précis de l'expression des gènes dans différents contextes et l'étude des processus épigénétiques sont de ce fait essentiels à soutenir dans ce contexte.

Des études expérimentales sur l'écophysio-logie des mollusques marins (croissance, survie, reproduction) doivent permettre de mesurer l'impact des changements climatiques sur les espèces pour accompagner des changements de pratiques culturelles. L'intégration des signaux de l'environnement par l'animal est actuellement explorée à différentes échelles : de l'organisme, cellulaire, transcriptomique, épigénétique... Ces études expérimentales doivent être couplées avec de la recherche appliquée sur les méthodes d'élevage et un travail plus collaboratif avec les professionnels afin de mieux intégrer les enjeux socio-économiques. Des interactions entre scientifiques et professionnels existent et doivent être encouragées pour permettre de tester de nouvelles méthodes d'élevage et des lignées évolutives intéressantes.

Les effets des facteurs de risques en lien avec le changement global (température, nourriture, pH, oxygène, salinité, turbidité) sont plus élevés chez les populations cultivées que chez les huîtres sauvages, ce qui laisse supposer que les huîtres sauvages sont plus fréquemment asymptomatiques que les huîtres cultivées. La présence d'huîtres creuses sauvages en Normandie peut être une opportunité pour étudier les mécanismes génétiques impliqués. Par ailleurs, le développement des systèmes d'écloserie au cours de la dernière décennie apparaît également comme une opportunité scientifique qui pourrait permettre de mieux maîtriser et d'orienter la sélection de certains gènes par un travail de sélection de géniteurs.

Enfin, l'étude des interactions avec les différents pathogènes doit être approfondie. Le rôle de l'acidification doit être mieux intégré dans les connaissances actuelles des risques face au réchauffement climatique.

4.1.2. Améliorer la compréhension du fonctionnement du réseau trophique, des processus cellulaires à l'écosystème.

Afin d'améliorer la prédictibilité de phénomènes écologiques de manière complexe et dynamique, l'effort de modélisation des interactions Bivalves-Phytoplancton-Nutriments doit être renforcé en améliorant les outils numériques actuels. Les enjeux de prédiction et l'impact du changement climatique peuvent se faire avec des outils de modélisation de type ECOMARS-3D qui simulent bien les processus physiques et biologiques à basse et haute fréquence. Même si des études en modélisation de ce type ont pu être faites par le passé, le passage de la science fondamentale à une gestion appliquée n'a pas été finalisé. Il est nécessaire désormais de relancer ces efforts de modélisation et d'améliorer ces outils. Cela est possible par une meilleure prise en compte de la physique (transport hydrosédimentaire), de la stoechiométrie des éléments nutritifs (N, P, Si), des cycles biogéochimiques complexes, de la diversité des ressources trophiques (ex : microphytobenthos remis en suspension) et de la diversité des espèces phytoplanctoniques ou de leur état physiologique pour mieux intégrer la notion de qualité nutritive. Les modèles de réseaux trophiques à l'équilibre intégrant les jeux complexes d'interactions entre espèces (ex : ECOPATH/ECOSIM) sont aujourd'hui couplés à des modèles de niche (SDM, « Species Distribution Model ») en fonction de leur préférence thermique. Ces modèles doivent encore être améliorés pour plus de réalisme en intégrant mieux le couplage physique-biologie et les effets des autres facteurs environnementaux susceptibles de changer avec le réchauffement climatique et de modifier les habitats marins, comme l'intensité des courants marins. Ces différents modèles sont également très pertinents pour répondre à des questions comme le stress induit lorsqu'une espèce invasive comme l'huître creuse prolifère et entre en compétition avec les autres espèces suspensivores.

Les interactions entre l'aquaculture et les autres espèces doivent être mieux comprises en fonction de l'état du milieu pour anticiper les risques de stress trophiques et la vulnérabilité des communautés biologiques. Les outils numériques de modélisation trophique devraient être développés pour aider à mieux répondre à des enjeux socio-économiques de la profession.

Enfin, des programmes de restauration écologique de certaines espèces natives comme les huîtres plates déjà implémentés doivent être soutenus pour lutter contre une perte d'espèces natives emblématiques en termes de conservation de la biodiversité. Ces populations d'huîtres plates sont déjà très menacées et le réchauffement climatique est une menace supplémentaire. Il apparaît donc de plus en plus crucial de lutter contre le déclin d'espèces natives en Normandie par la mise en place de programmes participatifs de restauration écologique impliquant scientifiques, gestionnaires et citoyens.

4.2. Quelle recherche dans le domaine des pêches ?

De la même manière que dans le domaine de l'aquaculture, les études des interactions entre l'environnement et les espèces exploitées sont complexes, multifactorielles et pour pratiquement toutes les espèces à une échelle spatiale large (au-delà du littoral normand, voire de l'espace Manche).

4.2.1. L'approche écosystémique des pêches.

Toutes les recherches en halieutiques ou écosystèmes marins exploités s'inscrivent aujourd'hui dans une approche écosystémique. Les conséquences du changement climatique sur les ressources aquatiques ont jusqu'à présent surtout été étudiées "espèce par espèce" et face à une tendance d'augmentation de la température "moyenne à long terme". Même l'exemple de l'étude des communautés démersales de baie de Somme reste descriptif et n'intègre pas vraiment les relations

interspécifiques au sein de l'écosystème. Cependant, l'approche écosystémique est en cours d'application en Manche ou à des secteurs particuliers de cette mer (Manche-Est, Baie de Seine, etc.). Plusieurs plateformes de modélisation sont utilisées comme Atlantis (Girardin et al, 2018), Osmose (Travers et al, 2019) ou EwE (Halouani et al, 2020). Tout modèle étant une simplification de l'écosystème il est important de tenir compte des hypothèses de chacun et autant que possible d'en comparer les résultats. L'approche écosystémique replace l'effet du changement climatique au sein des multiples facteurs de stress subis par les écosystèmes et permet la prise en compte des effets cumulés (cadre du GIS ECUME et objectif de projets en cours d'évaluation, comme le H2020 EMFASIS, etc..).

4.2.2. Utiliser des résolutions spatio-temporelles fines.

Pour suivre l'évolution de la répartition spatiale d'espèces et pour prédire les contraintes auxquelles les flottilles pourraient être exposées en matière de zones de pêche des modèles spatialisés sont nécessaires. L'accès plus aisé à des données d'activités des navires finement localisées (VMS) et leur croisement possible avec les données de production est un contexte favorable. Pour de nombreuses ressources il est nécessaire de dépasser l'analyse de la simple "tendance moyenne interannuelle" et d'appréhender l'augmentation d'amplitude et de fréquence des phénomènes climatiques. La résolution temporelle doit donc ainsi prendre en compte les variations saisonnières de l'habitat d'espèces qui effectuent souvent des migrations au cours de l'année et peuvent être sensibles à des anomalies de courte durée.

4.2.3. Analyser les capacités d'adaptation des populations.

Les scénarios à moyen ou long terme de changement de répartition géographiques des ressources s'appuient sur la connaissance des traits de vie et des préférences actuelles (parfois décrites dans une littérature déjà ancienne). Les capacités d'adaptation physiologiques des organismes ou les changements génétiques pouvant faire évoluer les populations peuvent être mieux décrits notamment grâce aux approches "-omiques" qui permettent une caractérisation de plus en plus fine de la valeur adaptative (fitness).

Par ailleurs, on a vu précédemment que la coquille Saint-Jacques est l'espèce emblématique de la pêche normande. C'est aussi un formidable « marqueur » climatique, puisque chaque jour, cette espèce marque sur ses valves une strie de croissance qui est une source d'informations considérable sur le climat. La lecture de ses stries ne peut aujourd'hui se faire qu'à Brest. Le développement d'une plate-forme de schlérochronologie en Normandie, première région française pour la production de coquillage, permettrait aux équipes académiques locales de développer des programmes de recherche sur l'impact du changement climatique et l'adaptation des espèces à ce changement, sur la croissance, la reproduction, l'adaptabilité....

5. Conclusion.

Il est tout de même possible pour les scientifiques de donner des éléments de prédiction pour optimiser les plans de gestion territoriaux. Face à une baisse attendue de la production primaire phytoplanctonique, les croissances des organismes marins cultivés devraient connaître des baisses de performances physiologiques qui impacteraient significativement les taux de productions ostréicoles et mytilicoles. De plus, les autres paramètres hydrologiques tels que la baisse des apports nutritifs par les fleuves, la stratification thermique, l'acidification et l'ensablement général des estuaires (perte de productivité) se cumulent à ce stress trophique et devraient également rendre les populations moins

performantes en termes de croissance. Les vulnérabilités et les risques des mortalités pour ces espèces sont plus difficiles à établir puisqu'une baisse globale des croissances et de turbidité semblent être favorables aux survies, mais *a contrario* les risques d'apparition de nouveaux pathogènes, dans une mer où le trafic maritime ne décroît pas, existent dans un contexte de remontée latitudinale par migration de nouvelles espèces potentiellement pathogènes. Dans ce contexte, la hausse des températures faciliterait le succès reproductif d'espèces implantées pour l'élevage comme les huîtres pacifiques qui sont devenues invasives avec le réchauffement des eaux. Cela modifie les jeux d'interactions trophiques ou non-trophiques (liées à la création de nouveaux habitats et de récifs) qui peuvent défavoriser les croissances d'espèces sauvages comme les moules bleues *Mytilus edulis* ou même les coques *Cerastoderma edule*.

En ce qui concerne les pêches maritimes, il n'est pas facile, voire impossible, de se projeter à long terme sur ce que pourrait être la pêche en Normandie à la fin du siècle. Comme on l'a vu précédemment, les espèces s'adaptent ou se déplacent en fonction du réchauffement climatique. Cependant, les espèces exploitées sont également soumises à une pression anthropique forte, par la pêche ou l'impact des activités humaines sur leurs habitats, et des différences d'abondance, locales ou globales, de certaines espèces peuvent avoir des conséquences en cascade sur les autres espèces de la communauté halieutique de Manche Est (par le jeu des relations proies-prédateurs et des perturbations du réseau trophique).

Il faut toutefois s'attendre à une diminution des espèces tempérées à froides, diminution déjà amorcée aujourd'hui (dont la plupart des espèces structurantes de la pêche normande actuelle). Il est difficile de statuer si elles seront remplacées, ou non, par des espèces à préférendum thermique plus élevé, comme certains calmars, ou certaines espèces méditerranéennes ou subtropicales...

Remerciements :

Nous tenons ici à remercier l'ensemble des collègues, que nous ne pouvons pas tous citer, de l'UMR BOREA, du SMEL, de la station Ifremer de Port-en-Bessin, qui depuis des années apportent et continuent d'améliorer les connaissances dans le vaste domaine des pêches et de l'aquaculture en Normandie, bases de cette synthèse.

6. Références.

- Alheit, J., & Hagen, E., 1997. Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. *Fisheries Oceanography*, 6(2), 130-139.
- Auber A., 2017. Warming in the Channel leads to a decline in cold - water fish. *Science for Environment Policy*, (497), 1-2. Open Access version: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00412/52309/>
- Auber A., Gohin F., Goascoz N., Schlaich I., 2017. Decline of cold-water fish species in the Bay of Somme (English Channel, France) in response to ocean warming. *Estuarine Coastal And Shelf Science*, 189, 189-202. Publisher's official version: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.010>, Open Access version: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00374/48551/>
- Auber A., Travers-Trolet M., Villanueva M.C., Ernande B., 2015. Regime shift in an Exploited Fish Community related to Natural Climate Oscillations. *Plos One*, 10(7): e0129883.
- Barange, M., Bahri, T., Beveridge, M.C.M., Cochrane, K.L., Funge-Smith, S. and Poulain, F., eds. 2018. Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO. 628 pp.
- Boucaud-Camou E. and Boismery J., 1991. The migrations of the cuttlefish (*Sepia officinalis* L.) in the English Channel. In Boucaud-Camou E. (ed.) *La seiche/The cuttlefish*. Caen: Centre de publication de l'Université de Caen Basse-Normandie, pp. 179–189.
- Boucaud-Camou E., Koueta N., Boismery J. and Medhioub A., 1991. The sexual maturity of *Sepia officinalis* L. from the Bay of Seine. In Boucaud-Camou E. (ed.) *La seiche/The cuttlefish*. Caen: Centre de publication de l'Université de Caen Basse-Normandie, pp. 141–151.
- Beaufrand 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., Stemman L., Edwards M., 2019. Prediction of the unprecedented biological shifts in the global ocean. *Nature Climate Change*, 9, 237-243. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0420-1>
- Burrows M., Schoeman D., Richardson A. et al, 2014. Geographical limits to species-range shifts are suggested by climate velocity. *Nature* 507, 492–495. <https://doi.org/10.1038/nature12976>
- Burrows M.T., Schoeman D.S., Lauren B. Buckley L.B., Moore P. et al, 2011. The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems, *Science* 04 Nov 2011: Vol. 334, Issue 6056, pp. 652-655. Doi: 10.1126/science.1210288
- Carmichael R.H., Shriver A.C., Valiela I., 2004. Changes in shell and soft tissue growth, tissue composition, and survival of quahogs, *Mercenaria mercenaria*, and softshell clams, *Mya arenaria*, in response to eutrophic-driven changes in food supply and habitat. *Journal of Marine Biology and Ecology* 313: 75-104
- Challier L., Royer J., Pierce G.J., Bailey N., Roel B.A., Robin J.P., 2005. Environmental and stock effects on recruitment variability in the English Channel squid *Loligo forbesi*. *Aquat. Living Resour.*, 18, 353-360. DOI: 10.1051/alr:2005024
- Charles M., Bernard I., Villaba A., Oden E., Burioli E., Allain G., Trancart S., Bouchart V., Houssin M., 2020. High mortality of mussels in northern Brittany – Evaluation of the involvement of pathogens, pathological conditions and pollutants. *Journal of Invertebrate Pathology* 170: 107308. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2019.107308>
- Charles M., Villaba A., Meyer G., Trancart S., Lagy C., Bernard I., Houssin M., 2020. First detection of *Francisella haliotidica* in mussels *Mytilus spp.* Experiencing mortalities in France. *Diseases of Aquatic Organisms* 140, 203-208. <https://doi.org/10.3354/dao03505>
- Chen C.S., Pierce G.J., Wang J., Robin J.P., Poulard J.C., Pereira J., Zuur A.F., Boyle P.R., Bailey N., Beare D.J., Jereb P., Ragonese S., Mannini A. and Orsi-Relini L., 2006. The apparent disappearance of *Loligo forbesi* from the south of its range in the 1990s: Trends in *Loligo spp.* abundance in the northeast Atlantic and possible environmental influences. *Fisheries Research* 78: 44-54
- Cheung W., Watson R. and Pauly D., 2013. Signature of Ocean Warming in Global Fisheries Catch. *Nature* 497: 365-368.
- Costil K., Royer J., Ropert M., Soletchnik P., Mathieu M., 2005. Spatio-temporal variations in biological performances and summer mortality of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Normandy (France). *Helgoland Marine Research* 29, 286-300.
- Cozzoli F., Eelkema M., Bouma T., Ysebaert T., Escaravage V., Herman P.M.J., 2013. A mixed modeling approach to predict the effect of environmental modification on species distributions. *Plos One* 9, e89131.
- Cury P., 2019. Biodiversité marine exploitée et changement climatique. Fiche scientifique n°7, Plateforme Océan-Climat, <https://ocean-climate.org/wp-content/uploads/2020/01/7.-Biodiversit%C3%A9-marine-exploit%C3%A9e-et-changement-climatique-Fiches-S-2019.pdf>

- De Montaudouin X., Thieltges D.W., Gam M., Krakau M., Pina S., Bazairi H., Dabouineau L., Russell-Pinto F., Jensen T., 2009. Digenean trematode species in the cockle *Cerastoderma edule*: identification key and distribution along the north-eastern Atlantic shoreline. *Journal of the Marine Biological Association U.K.*, 89 (3), 543-556.
- De Lorgeril J., Lucasson A., Petton B., Toulza E., Montagnani C., Clerissi C., Vidal-Dupiol J., Chapirro C., Galinier R., Escoubas J.-M., et al., 2018. Immune-depression by OsHV1 viral infection causes fatal bacteraemia in Pacific oysters. *Nature Communications* 9, 4215.
- Denis V., Lejeune J., Robin J.P., (2002). Spatio-temporal analysis of commercial trawler data using General Additive models: patterns of Loliginid squid abundance in the north-east Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.*, 59, 3, 633-648
- Destoumieux-Garzon D., Canesi L., Oyanedel D., Travers M.-A., Charrière G., Pruzzo C., Vezzulli L., 2020. *Vibrio*-bivalve interaction in health and disease. *Environmental Microbiology* 22 (10), 4323-4341
- Dorey N., Lançon P., Thorndyke M., Dupont S., 2013. Assessing physiological tipping point of sea urchin larvae exposed to a broad range of pH. *Global change Biology* 9, 3355-3367, doi: 10.1111/gcb.12276
- Doubleday, Z. A., Prowse, T. A. A., Arkhipkin, A., Pierce, G. J., Semmens, J., Steer, M., Leporati, S. C., et al, 2016. Global proliferation of cephalopods. *Current Biology*, 26: R406–R407 <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.04.002> .
- Drinkwater K.F., 2005. The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. *ICES Journal of Marine Science*, Volume 62, Issue 7, 1327-1337. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.05.015>
- Dunn M.R., 1999. Aspects of the stock dynamics and exploitation of cuttlefish, *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758), in the English Channel. *Fisheries Research* 40, 277–293.
- Dye S.R., Holliday P. N., Hughes S.L., Inall M., Kennington K., Smyth T., Tinker J., Andres O. and Beszczynska-Möller A., 2013. Climate change impacts on the waters around the UK and Ireland: Salinity. *MCCIP Science Review* 2013: 60-66. doi:10.14465/2013.arc07.060-066
- Fabioux C., Huvet A., Le Souchu P., Le Pennec M. and Pouvreau S., 2005. Temperature and photoperiod drive *Crassostrea gigas* reproductive internal clock *Aquaculture* November 2005; 250(1-2): 458-470 <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.02.038>
- Foucher E. et Duhem E., 2013. Comment les conditions environnementales influencent le recrutement de la population de coquilles Saint-Jacques en Manche (exemple de la baie de Seine). Réunion finale du projet ANR-COMANCHE, Région Normandie, Abbaye aux Dames, Caen, 10-11 décembre 2013.
- Foucher E., 2019. Evaluation du stock de coquilles Saint-Jacques *Pecten maximus* de la baie de Seine. Résultats de la campagne scientifique COMOR 2019 (2 au 20 juillet 2019). Convention PFEA280017DM0250009. <https://doi.org/10.13155/62739>
- Gangnery A., Normand J., Duval C., Cugier P., Grangeré K., Petton B., Orvain F., Pernet F., 2019. Connectivities with shellfish farms and channel rivers are associated with mortality risk in oysters. *Aquaculture Environment interactions* 11, 493-506.
- Girardin, R., Fulton, E. A., Lehuta, S., Rolland, M., Thébaud, O., Travers-Trolet, M., ... & Marchal, P., 2018. Identification of the main processes underlying ecosystem functioning in the Eastern English Channel, with a focus on flatfish species, as revealed through the application of the Atlantis end-to-end model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 208-222.
- Goberville E., Beaugrand G., Sautour B., Tréguer P., SOMLIT team, 2010. Climate-driven changes in coastal marine systems of western Europe. *Marine Ecology Progress Series* 408, 129-147.
- Gohin F, Van der Zande D, Tilstone G, Eleveld MA, Lefebvre M, Andrieux-Loyer F, Blauw AN, Bryere P, Devreker D, Gamesson P, Farinas TH, Lamaury Y, Lampert L, Lavigne H, Menet-Nedelec F, Pardo S, Saulquin B., 2019. Twenty years of satellite and in situ observations of surface chlorophyll-a from the northern Bay of Biscay to the eastern English Channel. Is the water quality improving? *Remote Sensing of Environment* 233. doi:10.1016/j.rse.2019.111343
- Goulletquer P., Gros P., Bœuf P. and Weber J., 2013 – Biodiversité en environnement marin. QUAE Editions.
- Grangeré K., Lefebvre S., Blin J.-L., 2012. Spatial and temporal dynamics of biotic and abiotic features of temperate coastal ecosystems as revealed by a combination of ecological indicators. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 108, 109-118.
- Grangeré K., Ménesguen A., Lefebvre S., Bacher C., Pouvreau S., 2009. Modelling the influence of environmental factors of the physiological status of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in an estuarine embayment: The Baie des Veys (France). *Journal of Sea Research* 62, 147-158.
- Gras M., 2013. Contribution des frayères côtières au recrutement du stock de seiche *Sepia officinalis* de Manche: lien entre le succès de la phase pré-recrutée et l'abondance de la ressource. PhD thesis. Université de Caen Basse-Normandie.

- Gras, M., Safi, G., Lebretonchel, H., Quinquis, J., Foucher, É., Koueta, N., and Robin, J.-P., 2015. Stock structure of the English Channel common cuttlefish *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) during the reproduction period. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 1 10.
- Guerra, A., Robin, J. P., Sykes, A., Koutsoubas, D., Jereb, P., Lefkaditou, E., ... & Allcock, A., 2015. *Sepia officinalis*. In *Cephalopod Biology and Fisheries in Europe*; Jereb, P., Allcock, A., Lefkaditou, E., Piatkowski, U., Hastie, LC, Pierce, GJ, Eds, 53-73.
- Halouani, G., Villanueva, C. M., Raoux, A., Dauvin, J. C., Lasram, F. B. R., Foucher, E., et al., 2020. A spatial food web model to investigate potential spillover effects of a fishery closure in an offshore wind farm. *Journal of Marine Systems*, 212, 103434.
- Hégron-Macé L., Legrand V., Kellner K., Grangere K., Cochard M-L., Vigneau J., Daurès F., 2017. BESTCLIM. Buccin Espèce Sentinelle pour le CLIMat. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00422/53394/>
- Heude-Berthelin C., Laisney J., Espinosa J., Martin O., Hernandez G., Mathieu M. and Kellner K., 2001. Storage and reproductive strategy in *Crassostrea gigas* from two different growing areas (Normandy and the Atlantic coast, France). *Invertebrate Reproduction and Development*. 40 (1), 79-86.
- Heude-Berthelin C., Hégron-Macé L., Legrand V., Jouaux A., Adeline B., Mathieu M., Kellner K., 2011. Growth and reproduction of the common whelk *Buccinum undatum* in west Cotentin (Channel), France. *Aquatic Living Resources* 24: 317-327. <https://doi.org/10.1051/alr/2011048>
- ICES, 2019a. Cod (*Gadus morhua*) in Subarea 4, Division 7.d, and Subdivision 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). <http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/cod.27.47d20.pdf>
- ICES, 2019b. Cod (*Gadus morhua*) in divisions 7.e-k (western English Channel and southern Celtic Seas). <http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/cod.27.7e-k.pdf>
- ICES, 2020. Working Group on Cephalopod Fisheries and Life History (WGCEPH; outputs from 2019 meeting). *ICES Scientific Reports*. 2:46. 121 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.6032>
- Ifremer. Système d'Informations Halieutiques (2020). Région Normandie. 2019. Activité des navires de pêche. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00650/76233/>
- Ifremer/RHLN. <https://wwwz.ifremer.fr/lern/Reseaux-d-Observations/Environnement/Hydrologie-RHLN>.
- IPCC, 2019: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press. © 2019 Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jones M.C., Dye S.R., Fernandes J.A., Frölicher T.L., Pinnegar J.K. et al, 2013. Predicting the Impact of Climate Change on Threatened Species in UK Waters. *PLoS ONE* 8(1): e54216. doi:10.1371/journal.pone.0054216.
- Jouaux A., Franco A., Heude Berthelin C., Sourdain P., Blin J.L., Mathieu M., Kellner K., 2012. Identification of Ras, Pten and P70S6K homologs in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* and diet control of insulin pathway. *Gen. Comp. Endocrinol.* 176(1):28-38. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2011.12.008>
- Jouaux A., Lafont M., Blin J.-L., Houssin M., Mathieu M., Lelong C., 2013. Physiological change under OsHV1 contamination in Pacific oyster *Crassostrea gigas* through massive mortality events on fields. *MMC genomics* 14
- Jouaux A., Blin J.L., Adeline B., Heude-Berthelin C., Sourdain P., Mathieu M., Kellner K., 2013. Impact of energy storage strategies on gametogenesis and reproductive effort in diploid and triploid Pacific oysters *Crassostrea gigas* – Involvement of insulin signaling. *Aquaculture* 388-391: 173-181. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.01.009>
- Le Goff R. and Daguzan J., 1991. Growth and life cycles of the cuttlefish *Sepia officinalis* L. (Mollusca: Cephalopoda) in South Brittany (France). *Bulletin of Marine Science* 49, 341–348.
- Lejart M., 2009. Etude du processus invasif de *Crassostrea gigas* en Bretagne: Etat des lieux, dynamique et conséquences écologiques. *Ecologie, Environnement*. Université de Bretagne Occidentale - Brest, 2009.Français.tel-00444262
- Lesourd A., Lesueur P., Fisson C., Dauvin J.-C., 2016. Sediment evolution in the mouth of the Seine estuary (France): A long-term monitoring during the last 150 years. *Compte-rendus Geosciences* 348, 442-450
- Mann R., 1979. Some biochemical and physiological aspects of growth and gametogenesis in *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis* grown in sustained elevated temperatures. *Journal of Marine Biological Association U.K.* 59, 95-110
- McLean M.J., Mouillot D, Auber A., 2018. Ecological and life-history traits explain a climate induced shift in a temperate marine fish community. *Marine Ecology Progress Series* <https://doi.org/10.3354/meps12766>

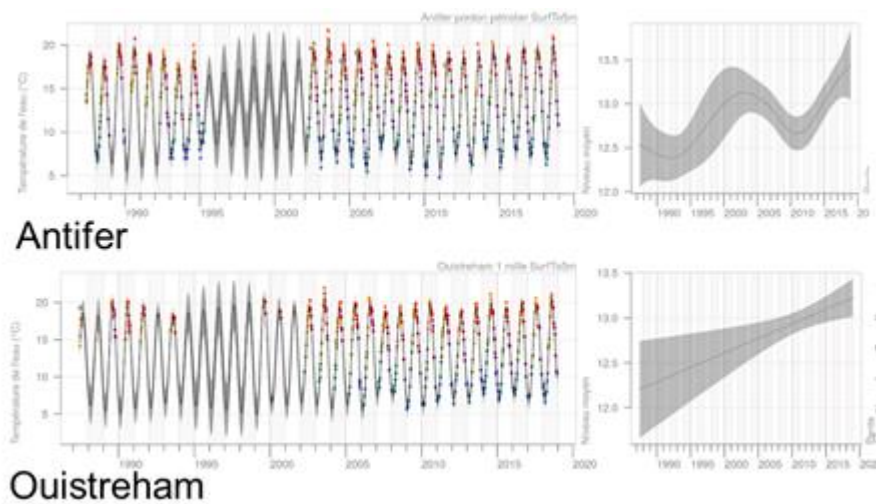
- McLean M.J., Mouillot D., Goascoz N., Schlaich I., Auber A., 2019. Functional reorganization of marine fish nurseries under climate warming. *Global Change Biology*, 25(2), 660-674. Publisher's official version: <https://doi.org/10.1111/gcb.14501>
- Morelle J., 2020. Projet SPORES : Synthèse sur les nutriments et la production primaire dans l'estuaire de la Seine. Rapport d'étude réalisé par le GIP Seine-Aval 84 p.
- Oesterwind, D., ter Hofstede, R., Harley, B., Brendelberger, H., & Piatkowski, U., 2010. Biology and meso-scale distribution patterns of North Sea cephalopods. *Fisheries Research*, 106(2), 141-150.
- Orvain, F. et al., 2013. Gestion des écosystèmes conchylicoles pour guider l'exploitation des coques. Rapport d'étude pour le conseil régional de Basse-Normandie et le Comité Régional des Pêches. 130 pp.
- Pecl, G. T., & Jackson, G. D., 2008. The potential impacts of climate change on inshore squid: biology, ecology and fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 373-385.
- Pernet F., Tamayo D., Fuhrmann M., Petton B., 2019. Deciphering the effect of food availability, growth and host condition on disease susceptibility in a marine invertebrate. *Journal of Experimental Biology*, doi: 10-1242/jeb.210534
- Petton B., de Lorigeril J., Mitta G., Daigle G., Pernet F., Alunno-Bruscia M., 2019. Fine-scale temporal dynamics of herpes virus and vibrios in seawater during a polymicrobial infection in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Disease of Aquatic Organism* 135, 97-106.
- Petton B., Pernet F., Robert R., Boudry P., 2013. Temperature influence on pathogen transmission and subsequent mortalities in juvenile Pacific oysters *Crassostrea gigas*. *Aquaculture Environment Interactions* 3, 257-273.
- Rabalais N.N., Cai W.-J., Carstensen J., Conley D.J., Fry B., Hu X., Quiñones-Rivera Z., Rosenberg R., Slomp C.P., Turner R.E., Voss M., Wissel B., J. Zhang J., 2014. Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean. *Oceanography* 27(1), 172-183, <https://doi.org/10.5670/oceanog.2014.21>.
- Robin J.P., Koutsoubas D., Moreno A., Denis V., Arvanitidis C., Cunha M., Pereira J., Kotoulas G., Magoulas A., & Shaw P., 2000. Global patterns of the cuttlefish *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758 (Cephalopoda, Sepiidae) stocks in the Northeastern Atlantic and the Mediterranean: an integrated overview. CIAC 2000 Millenium Cephalopod Conference Aberdeen, Scotland, July 3-7 2000 (poster).
- Robin J.P., V. Denis. (1999). Squid stock fluctuations and water temperature: temporal analysis of English Channel Loliginidae. *Journal of Applied Ecology*, 36, 101-110.
- Rodhouse, P. G. K., Pierce, G. J., Nichols, O. C., Sauer, W. H. H., Arkhipkin, A. I., Laptikhovsky, V. V., Lipinski, M. R., et al., 2014. Environmental effects on cephalopod population dynamics: implications for management of fisheries. *Advances in Marine Biology*, 67: 99-233.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Dauvin, J.C., 2012. Potential changes in distribution of macro-benthic fauna from the English Channel simulated under climate change scenarios. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 99, 153-161.
- Samain J.-F., Mc Combie H., 2008. Summer mortality of Pacific oyster *Crassostrea gigas*: The mores project.
- Schlaich I., Antajan E., Francoise S., Loots C., Lamort L., Maheux F., Rabiller E., Ropert M., Simon B., 2018. Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly. Année 2017. Rapport scientifique annuel. IFREMER/RBE/HMMN/RHPEB 18-001. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00450/56199/>
- Sims, D. W., Genner, M. J., Southward, A. J., & Hawkins, S. J., 2001. Timing of squid migration reflects North Atlantic climate variability. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1485), 2607-2611.
- Smale D.A., Wernberg T., Oliver E.C.J., Thomsen M., Harvey B.P., Straub S.C., Burrows M.T., Alexander L.V., Benthuyse J.A., Donat M.D., Feng M., Hobday A.J., Holbrook N.J., Perkins-Kirkpatrick S.E., Scannell H.A., Sen Gupta A., Payne B.L. and Moore P.J., 2019. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services, *Nature*, <http://doi.org/10.1038/s41558-019-0412-1>
- Southward, A. J., Langmead, O., Hardman-Mountford, N. J., Aiken, J., Boalch, G. T., Dando, P. R., ... & Harris, R. P., 2005. Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. *Advances in marine biology*, 47, 1-105.
- Thomas Y., Cassou C., Gernez P., Pouvreau S., 2018. Oysters as sentinels of climate variability and climate change in coastal ecosystems. *Environment Research Letters*, 13 (2018) 104009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae254>
- Tinbergen, L., Verwey, J., 1945. Zur biologie von *Loligo vulgaris* Lam. *Arch. N  er. Zool.*, 7: 213-286.

- Travers-Trolet, M., Coppin, F., Cresson, P., Cugier, P., Oliveros-Ramos, R., & Verley, P., 2019. Emergence of negative trophic level-size relationships from a size-based, individual-based multispecies fish model. *Ecological Modelling*, 410, 108800.
- Ubertini, M., Lefebvre, S., Gangnery, A., Grangeré, K., Le Gendre R., Orvain, F., 2012. Spatial Variability of Benthic-Pelagic Coupling in an Estuary Ecosystem: Consequences for Microphytobenthos Resuspension Phenomenon. *Plos One* 7(8):e44155.
- Villalba A., Mourelle S., Carballal M., Lopez C., 1997. Symbionts and diseases of farmed mussels *Mytilus galloprovincialis* throughout the culture process in the Rias of Galicia (NW Spain). *Diseases of Aquatic Organisms* 31, 127-139. <https://doi.org/10.3354/dao031127>.
- Wang J., Pierce G.J., Boyle P.R., Denis V., Robin J.P., Bellido J.M., (2003). Spatial and temporal patterns of cuttlefish (*Sepia officinalis*) abundance and environmental influences: a case study using trawl fishery data in French Atlantic coastal, English Channel, and adjacent waters. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 1149-1158.
- Zwarts L., 1991. Seasonal variation in body weight of the bivalves *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria* and *Cerastoderma edule* in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 28, 231-245

ANNEXES

Annexe 1 :

Augmentation de la température de surface moyenne en Manche, observations à Antifer et Ouistreham (Ifremer/RHLN).

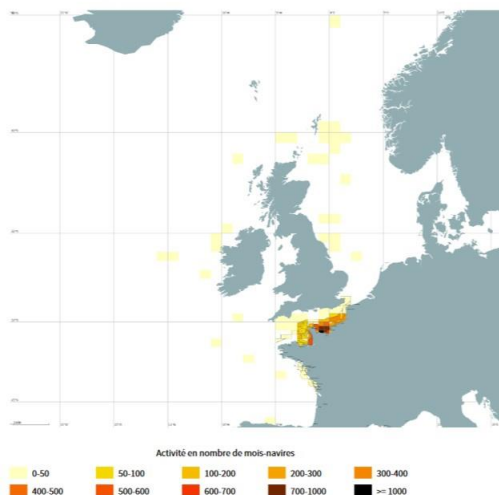


Annexe 2 :

Les zones de pêche fréquentées par les flottilles normandes en 2019 (Source : SIH/Ifremer, 2020).

Les zones de pêche fréquentées

Les informations relatives aux activités sont cartographiées par zone "statistique". Cette carte ne donne pas une information de l'intensité de l'activité par unité de surface. Elle restitue, pour chaque zone, le nombre total de mois d'activité des navires concernés. Seules les deux principales zones de pêche par métier et par mois sont renseignées dans le calendrier d'activité et donc représentées sur cette carte.

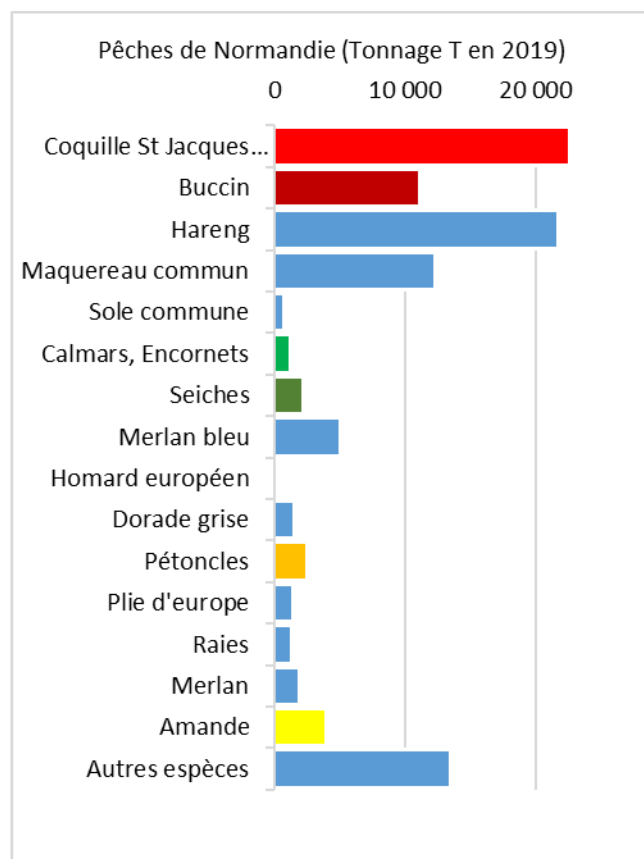
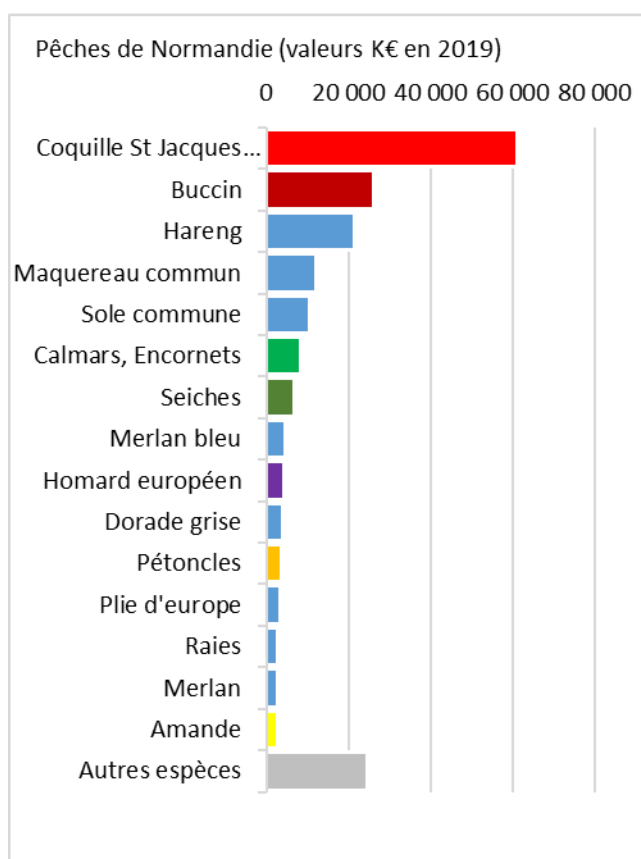


Annexe 3 :

Production en Normandie (2019) des 15 espèces principales en valeur

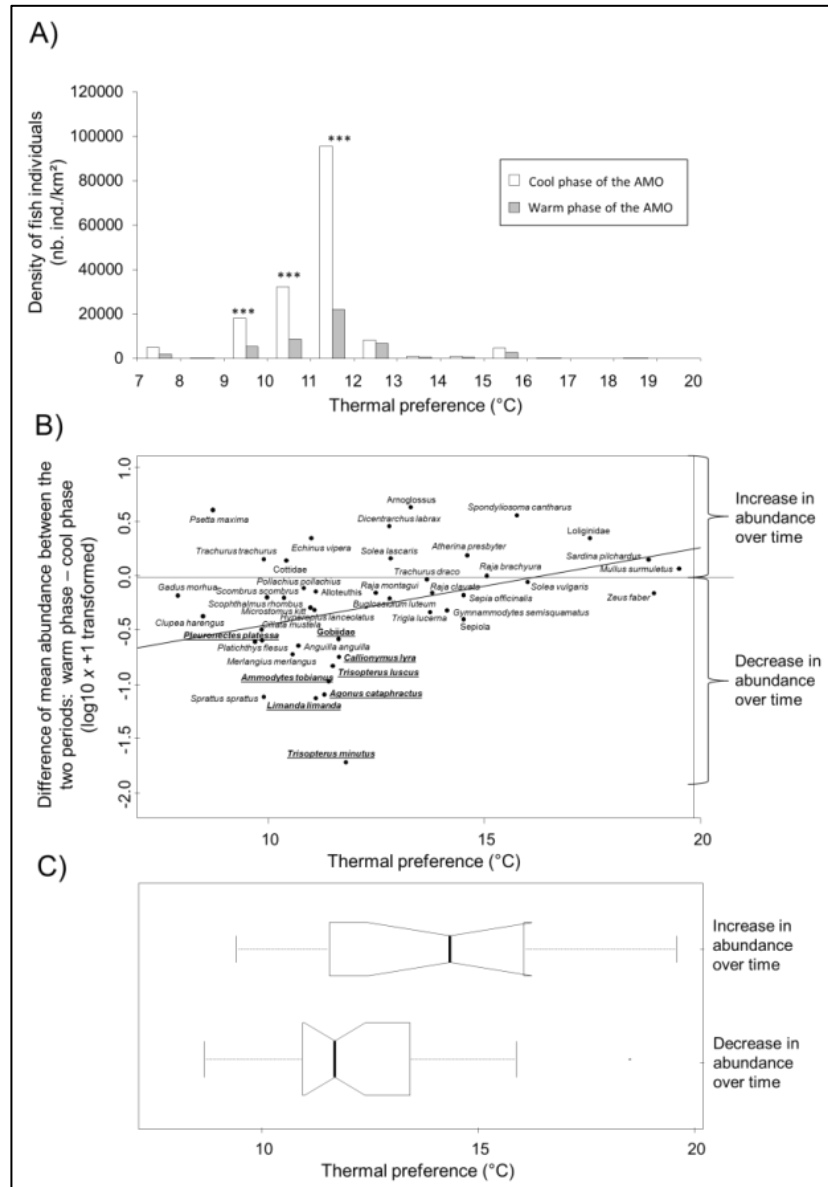
Espèce	Valeur (k€)		Tonnage (T)		Prix moyen calculé (€ / kg)
Coquille St-Jacques atlantique	61 005	(31 %)	22 638	(22 %)	2,69
Buccin	26 167	(13 %)	11 170	(11 %)	2,34
Hareng	21 514	(11 %)	21 746	(21 %)	0,99
Maquereau commun	12 147	(6 %)	12 378	(12 %)	0,98
Sole commune	10 626	(5 %)	777	(1 %)	13,68
Calmars, Encornets	8 508	(4 %)	1 285	(1 %)	6,62
Seiches	6 778	(3 %)	2 222	(2 %)	3,05
Merlan bleu	4 580	(2 %)	5 031	(5 %)	0,91
Homard européen	4 250	(2 %)	201	(0 %)	21,16
Dorade grise	3 860	(2 %)	1 550	(1 %)	2,49
Pétoncles	3 827	(2 %)	2 554	(2 %)	1,50
Plie d'Europe	3 338	(2 %)	1 467	(1 %)	2,28
Raies	2 797	(1 %)	1 334	(1 %)	2,10
Merlan	2 717	(1 %)	1 908	(2 %)	1,42
Amande	2 622	(1 %)	3 948	(4 %)	0,66
Autres espèces	24 736	(12 %)	13 543	(13 %)	1,83
Total (toutes espèces confondues)	199 471	(100 %)	103 751	(100 %)	1,92

Source : SIH/Ifremer, 2020.



Annexe 4 :

Tropicalisation des communautés ichtyologiques en Baie de Somme (Auber et al, 2017)



Structure thermique des communautés de poissons avant et après 1998. Pour chaque espèce, amplitude du changement d'abondance entre les deux périodes 'avant 1998' et 'après 1998' en fonction de la préférence thermique. Les espèces soulignées correspondent à celles ayant significativement changé en abondance entre les deux périodes. (Auber *et al*, 2017).