



Projet ANR-COMANCHE 2010-STRA-010

Interactions écosystémiques et impacts anthropiques dans les populations de COquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) de la MANCHE

Ecosystem interactions and anthropogenic impacts on King scallop (*Pecten maximus*) populations in the English Channel

Rapport scientifique final.

Eric FOUCHER (Coordinateur), Ifremer



Pour citer ce document :

Foucher Eric, Blanchard Michel, Cugier Philippe, Desroy Nicolas, Dreanno Catherine, Fauchot Juliette, Fifas Spyros, Guyader Olivier, Jean Fred, Le Gallic Bertrand, Riou Philippe, Schapira Mathilde et Thiébaud Eric (2015). Le projet ANR-COMANCHE 2010-STRA-010. Interactions écosystémiques et impacts anthropiques dans les populations de COquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) de la MANCHE, Rapport scientifique final, 35p. <http://dx.doi.org/10.13155/36236>

Contact : Eric.Foucher@ifremer.fr

Table des matières

Résumé.....	3
Abstract.....	4
1. Coordination Générale.....	5
Axe 1 : Caractérisation des populations de coquilles Saint-Jacques en Manche.....	6
2. Identification (bio)géographique et prédictive des gisements de coquilles Saint-Jacques et typologie des communautés benthiques associées.	6
2.1. Identification biogéographique des gisements de coquilles Saint-Jacques en Manche. 6	
2.2. Structure des assemblages de mega-faune épibenthiques en Manche orientale. Quelle est la place de la coquille Saint-Jacques?	7
3. Connectivité entre stocks et dispersion larvaire.....	9
4. Relations recrutement – conditions environnementales.	10
4.1. Relation température/recrutement : revisite d’un modèle empirique du recrutement et explorations bioénergétiques en baie de Saint-Brieuc.....	10
4.2. Modélisation du recrutement en fonction des indices climatiques en baie de Seine... 12	
Axe 2 : Interactions entre la coquille Saint-Jacques et son écosystème.	13
5. Etude des efflorescences d’algues toxiques en baie de Seine : impact sur les pêcheries de coquilles Saint-Jacques.....	13
5.1. Description des évènements toxiques ASP (<i>Pseudo-nitzschia</i>) et suivi de la contamination des coquilles Saint-Jacques en baie de Seine.	13
5.2. Identification, cultures et écophysiologie de différentes espèces de <i>Pseudo-nitzschia</i> 14	
5.3. Développement de méthodes rapides d’identification des espèces d’algues toxiques : développement d’une biopuce pour la détection du phytoplancton.	15
5.4. Etude statistique des évènements toxiques ASP en baie de Seine en relation avec les conditions environnementales.	16
5.5. Modélisation hydrodynamique des efflorescences algales toxiques en baie de Seine. 17	
6. Modélisation de la coquille Saint-Jacques dans son environnement.	18
6.1. Développement d’un modèle énergétique individuel pour <i>Pecten maximus</i>	18
6.2. Modélisation de la distribution de la coquille Saint-Jacques (<i>Pecten maximus</i>) en Manche.....	19
7. Impact de la crépidule sur les Coquilles Saint-Jacques.....	25
7.1. Inventaire et extension de la crépidule (<i>Crepidula fornicata</i>) en Manche.	25

7.2.	Impact de la phorésie des crépidules sur les coquilles Saint-Jacques.	25
7.3.	Compétition spatiale entre la coquille Saint-Jacques (<i>Pecten maximus</i>) et la crépidule (<i>Crepidula fornicata</i>) en baie de Saint-Brieuc.	26
Axe 3 : Activités de pêche à la coquille Saint-Jacques : impacts et filières.....		27
8.	Impacts des engins de pêche sur les habitats benthiques.	27
8.1.	Evaluation de l'impact des dragues à coquilles Saint-Jacques sur les communautés benthiques en baie de Seine.....	27
8.2.	Identification des habitats benthiques sensibles en Manche Orientale - baie sud de la mer du Nord.	28
9.	Performances économiques des circuits d'approvisionnement.....	30
10.	Références.....	33

Résumé.

La coquille Saint-Jacques européenne *Pecten maximus* constitue pour les pêcheries françaises la première espèce débarquée en tonnage, et la deuxième ou troisième en valeur. La Manche représente plus de 90% de ces débarquements : l'exploitation de cette espèce y est donc vitale pour les flottilles riveraines. Le projet COMANCHE (Interactions écosystémiques et impacts anthropiques dans les populations de COquilles Saint-Jacques de la MANCHE) se proposait d'améliorer la connaissance de la coquille Saint-Jacques à l'échelle de l'ensemble de la Manche, à travers une approche écosystémique des pêcheries, en faisant appel à un large éventail de disciplines scientifiques (physique, chimie, génétique, écologie, géostatistique, modélisation, économie...) : localisation spatiale des gisements, connectivité entre gisements par dérive larvaire, variabilité des traits de vie et du recrutement, dynamique des communautés planctoniques et déterminisme des efflorescences d'algues toxiques, place de ce filtreur dans le réseau trophique, développement des espèces invasives, dont la crépidule, impact de son exploitation sur le substrat et enfin analyse des principaux circuits d'approvisionnement de cette espèce. Ce projet s'inscrit dans une logique de développement durable d'une pêcherie, soutenue par l'administration, les collectivités territoriales et les associations professionnelles.

Selon les différentes actions de recherche entreprises, des méthodes numériques de modélisation, de la cartographie, des techniques de biologie moléculaire, l'utilisation de marqueurs génétiques, des mises en culture en laboratoire, etc ... ont été utilisées. Pour cela, le projet COMANCHE s'est appuyé à la fois sur l'utilisation de données *in situ*, à partir de séries chronologiques de données biologiques acquises soit lors de campagnes scientifiques à la mer menées depuis plus de 30 ans par l'Ifremer, soit obtenues directement dans le cadre du projet, mais également sur des données issues du flux déclaratif (statistiques de pêche) des navires de pêches.

Une carte de la connectivité entre les différents gisements a été proposée, mettant en évidence trois unités fonctionnelles majeures (baie de Seine, golfe normano-breton et côtes sud-ouest de l'Angleterre). Par ailleurs, il a été montré que l'influence de la température de surface et des grands cycles climatiques explique les fluctuations inter-annuelles du recrutement du stock de la baie de Seine, vraisemblablement en raison de l'effet de la température sur la gamétogénèse et les premiers stades du cycle de vie. Des avancées significatives ont été réalisées pour la compréhension de l'apparition des phénomènes algaux toxiques qui influencent grandement la stratégie d'exploitation de l'espèce : plus de 70 souches de 4 espèces de *Pseudo-nitzschia* différentes ont été identifiées à partir d'échantillons prélevés en baie de Seine et ont été mises en culture. Une biopuce permettant l'identification rapide des différentes espèces de *Pseudo-Nitzschia* a été mise au point et pourra constituer un outil majeur de surveillance de ces espèces toxiques. Un modèle d'écophysiologie individuel ainsi qu'un modèle de dynamique des populations de l'espèce ont été mis au point. Ces modèles ont été couplés à un modèle d'écosystème afin d'être spatialisés à l'échelle de la Manche. L'analyse économique des pêcheries pose la question de l'adéquation entre les mesures de gestion et le fonctionnement du marché dans un contexte global de progression importante de la production de coquilles en Manche.

Abstract.

The King scallop *Pecten maximus* constitutes the first landed species in terms of tonnage and the second or third one in terms of value for the French fisheries. More than 90% of these landings come from the English Channel indicating that its exploitation is essential to local fleets. The COMANCHE project (Ecosystem Interactions and anthropogenic impacts on King scallops populations in the English Channel) proposed to improve the knowledge of the scallop within the Channel, through an ecosystem-based approach for fisheries, appealing to a wide range of scientific disciplines (physics, chemistry, genetics, ecology, geostatistics, modeling, economics ...). Researches on the spatial location of scallop beds, connectivity by larval dispersal between beds, life history and recruitment variability, dynamics of plankton communities and determinism of toxic algal blooms, place of this bivalve in the food web, development of invasive species like the American slipper limpet, impact of dredging on seabed and also analysis of the main market supplies for this species, have been conducted. The aim of this project was to contribute to a sustainable development of a fishery, supported by government, local authorities and stakeholders' associations.

According to the research activities, different conceptual approaches and tools, as numerical modeling methods, mapping, molecular biology techniques, use of genetic markers, laboratory cultivations of algae, etc ... have been used. For this, the COMANCHE project was built on the use of *in situ* data, but also on biological data time-series collected during scientific sea surveys conducted for more than 30 years by Ifremer or on data collected during the project. Data coming from the declarative flow (fisheries statistics) of fishing vessels have also been used.

A map of the connectivity between the different scallop populations has been proposed, highlighting three major functional units (Bay of Seine, Normand-Breton Gulf and Southwestern coast of England). It was shown that the influence of the sea surface temperature and related climatic indexes could explain inter-annual fluctuations of the recruitment for the stock in the Bay of Seine, probably because of the role of temperature on the gametogenesis and the early life stages. Significant progresses have been made in understanding the emergence of harmful algal blooms which affect the scallop fisheries. Over 70 strains of 4 different species of *Pseudo-nitzschia* were isolated from samples taken in the Bay of Seine and were kept in culture. A biochip for the rapid identification of different species of *Pseudo-Nitzschia* was developed and could be used for the biomonitoring of toxic phytoplankton. An ecosystem model coupled with a biogeochemical model and a population dynamics model was developed for English Channel scallop populations. The economic analysis of fisheries raises the question of the adequacy of the management measures and the operation of the market in a global context of the King scallop production increase.

1. Coordination Générale.

La coordination générale a été assurée depuis Ifremer Port-en-Bessin. Outre la mise en relation entre les différentes équipes et le relais entre elles des informations portées par l'ANR, le suivi administratif et financier du projet (ceci essentiellement pour les équipes de l'Ifremer, chaque partenaire universitaire gérant de manière autonome son budget), des réunions de projet ont eu lieu régulièrement en cours de projet. Un colloque final regroupant l'ensemble des partenaires scientifiques du projet, ainsi que des représentants de l'Etat (services déconcentrés et centraux), des collectivités territoriales concernés et des représentants de la filière pêche (Comités National, Régionaux et Départementaux, Organisations de Producteurs) a été organisé à Caen en décembre 2013 et a permis de présenter les principaux résultats obtenus. Une large communication médiatique a été organisée autour de cet événement.

Axe 1 : Caractérisation des populations de coquilles Saint-Jacques en Manche.

2. Identification (bio)géographique et prédictive des gisements de coquilles Saint-Jacques et typologie des communautés benthiques associées.

2.1. Identification biogéographique des gisements de coquilles Saint-Jacques en Manche.

(Coordinateur : Nicolas DESROY, IFREMER)

La distribution et l'abondance des coquilles Saint-Jacques sont connues sur les principaux gisements exploités, à la fois par les campagnes scientifiques et par les pêcheries. Toutefois, la coquille Saint-Jacques est aussi présente dans d'autres zones, encore méconnues, à larges étendues spatiales et avec des densités moindres que dans les secteurs exploités. Il était donc indispensable, pour une gestion durable de cette ressource non communautaire, de disposer d'une cartographie la plus précise possible à l'échelle de la Manche de façon à bien connaître la distribution des stocks de géniteurs potentiels.

Après un travail long de récolte de données, une carte des gisements de coquilles Saint-Jacques a été réalisée, à l'échelle de la Manche, à partir de différentes sources : étude bibliographique, campagnes et premières interviews de pêcheurs (Figures 1 et 2). Cette cartographie a servi de base pour comprendre les échanges larvaires et la connectivité entre gisements (Action 3).

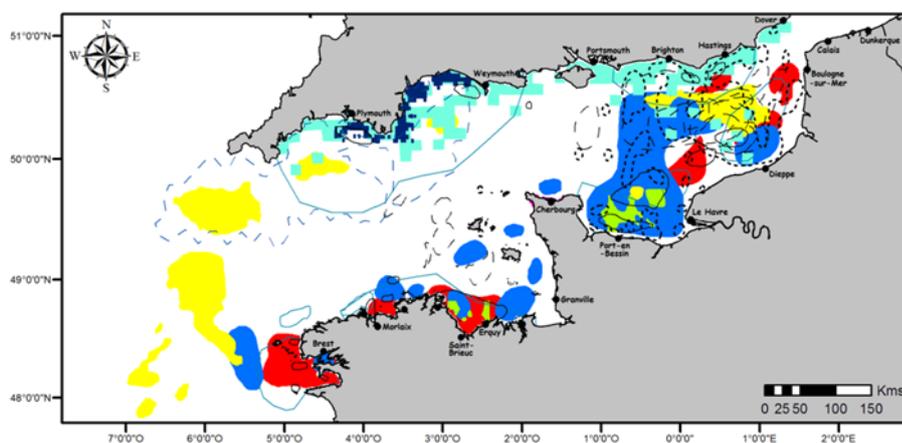


Figure 1 : Carte de présence de *Pecten maximus* définie sur la base de l'ensemble des données recueillies (12 sources différentes de données représentées par des contours et couleurs différentes).

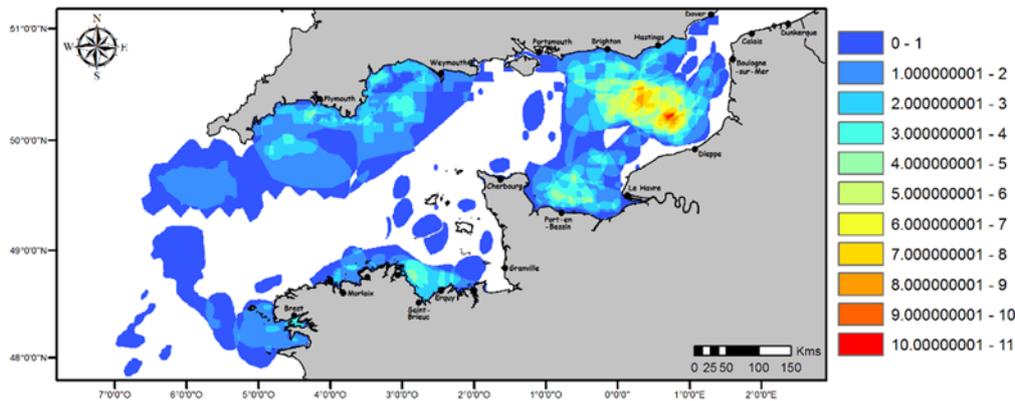


Figure 2 : Carte de présence de *P. maximus* pondérée par la fréquence des données intégrées (classe 0-1 : données signalées une seule fois...).

Dans les zones les mieux connues (baies de Seine et de Saint-Brieuc), des cartes de distribution (168 krigeages) ont été dressées, selon des regroupements par âge (1, 2, 3 ans et 4 ans et plus, carte moyennée), à l'aide d'une approche géostatistique (technique de cartographie probabiliste, Figure 3).

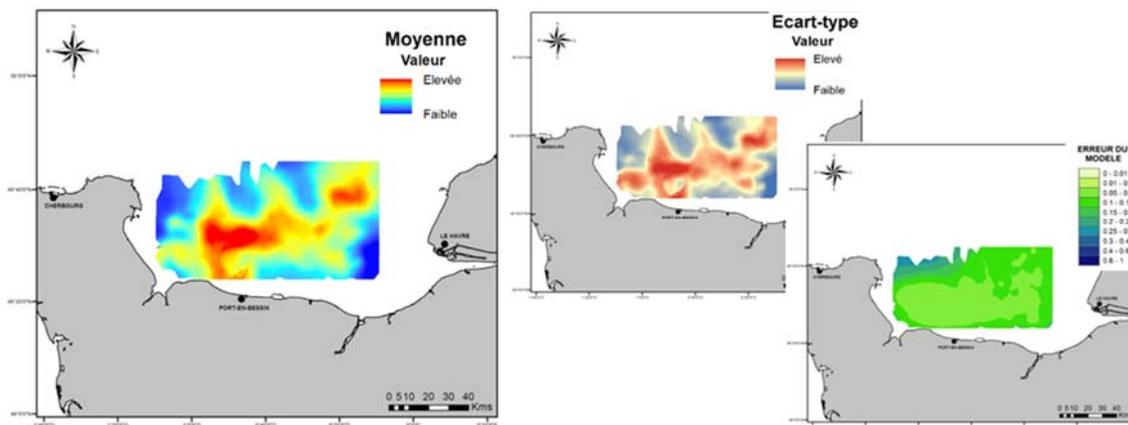


Figure 3 : Exemple de la distribution moyenne de 1990 à 2011 (données COMOR) en baie de Seine.

2.2. Structure des assemblages de mega-faune épibenthiques en Manche orientale. Quelle est la place de la coquille Saint-Jacques?

(Coordinateur : Sandrine VAZ et Nicolas DESROY, IFREMER)

La typologie des assemblages de méga-faune épibenthiques en Manche orientale a été dressée à l'aide des données acquises lors des campagnes CGFS et IBTS réalisées entre 2008 et 2013. Un total de 236 taxa a été recensés et seuls les taxa présents dans plus de 5% des stations ont été retenus, soit 55 taxa (dont les abondances ont été exprimées en nbre.km⁻²). L'analyse de la structure des assemblages observés a été réalisée en utilisant une analyse en composantes principales et une classification par la méthode K-means et l'utilisation du critère de Calinski pour définir le nombre optimal de groupes. Les groupes obtenus ont été représentés géographiquement (Figure 4) et caractérisés par des associations d'espèces caractéristiques.

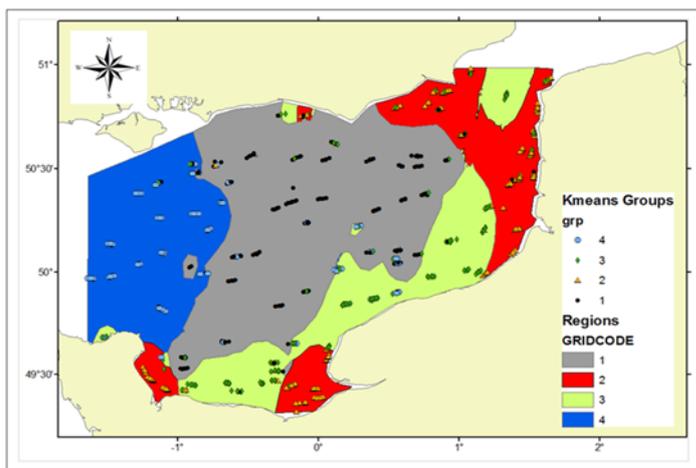


Figure 4 : cartographie des assemblages de méga-faune épibenthique en Manche orientale.

La coquille Saint-Jacques n'est pas une espèce indicatrice des différentes sous-régions et n'est pas typique d'une association particulière. Son occurrence est de 30% dans la région 3 et de 10% dans les autres régions (Figure 5). Lorsqu'elle est présente, *P. maximus* est en densité plus importante dans les régions 1 et 3.

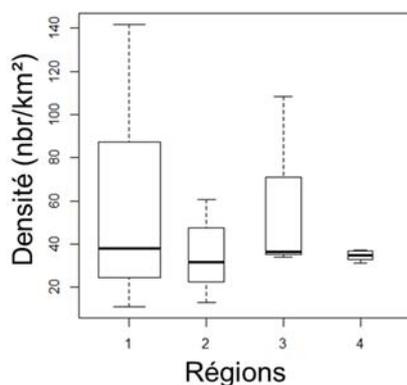


Figure 5 : Densité de *Pecten maximus* dans les différentes sous-régions identifiées.

Une démarche similaire a été conduite spécifiquement en baie de Seine, à partir des données COMOR acquises entre les années 1998 et 2011. Un total de 144 taxa a été recensé et seuls 25 d'entre eux ont été retenus sur la base d'une occurrence dans plus de 2% des stations. La coquille Saint-Jacques est présente à de fortes densités dans toutes les quatre bio-régions identifiées (Figure 6) et n'est typique d'aucune association particulière. Son occurrence est comprise entre 92 et 96% dans toutes les sous-régions.

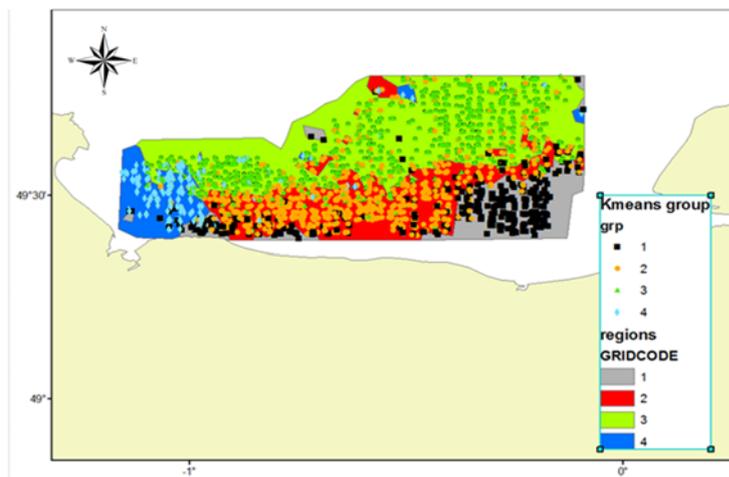


Figure 6 : cartographie des assemblages de méga-faune épibenthique en baie de Seine.

En conclusion, quelle que soit l'échelle spatiale considérée, la coquille Saint-Jacques n'apparaît pas être une espèce particulièrement structurante ou indicatrice des bio-régions identifiées, même si son occurrence et sa densité moyenne peuvent être plus importantes dans certaines d'entre elles.

3. Connectivité entre stocks et dispersion larvaire.

(Coordinateur : Eric THIEBAUT, UPMC/Station Biologique de Roscoff)

L'objectif de cette action était d'acquérir une connaissance fine des schémas de dispersion et des échanges larvaires entre les différents stocks adultes de coquille Saint-Jacques en Manche, prérequis indispensable à toute gestion spatialisée de la pêcherie. Dans un premier temps, un modèle couplé biologie-physique de dispersion a été développé afin d'établir la sensibilité du modèle aux différents paramètres biologiques pris en compte, en particulier la date de ponte, la durée de vie larvaire, le comportement migratoire des larves et l'hétérogénéité spatiale de la distribution du stock de géniteurs, sur l'exemple des deux principaux stocks de l'espèce, en baie de Seine et en baie de Saint-Brieuc (Nicolle et al., 2013¹, 2012^{2,3}). En fonction du stock considéré, la variabilité intra et inter-annuelle du transport larvaire dépend du rôle relatif de la circulation de marée, majeure en baie de Saint Brieuc, et de la circulation induite par le vent, dominante en baie de Seine. La température joue pour sa part un rôle non négligeable en contrôlant tout à la fois la date de ponte et la durée de vie des larves, donc partiellement la distance moyenne de dispersion. A l'échelle de chacun des stocks, les secteurs clefs pour la persistance locale des populations, en raison des spécificités locales de l'hydrodynamisme et de leur contribution à l'effort de reproduction, ont été identifiés. A titre d'exemple, il s'agit en baie de Saint Brieuc du secteur nord-est de la baie au large d'Erquy.

Dans un second temps, le modèle lagrangien développé a été appliqué aux 18 stocks de coquilles identifiés en Mer Celtique et en Manche à partir de différentes sources (i.e. données VMS, campagnes scientifiques, dires d'expert) (Ogor et al., 2014⁴, Thiébaud et al.⁵). La contribution de chacun des stocks à l'effort de reproduction régionale a été estimée à partir des données de débarquement fournies par le CIEM (Ogor et al. 2014⁴, Thiébaud et al.⁶). A cette échelle, l'importance relative des processus locaux (i.e. rétention larvaire locale) et des processus régionaux (i.e. flux allochtones) dans le maintien des populations est extrêmement variable d'un

stock à l'autre en fonction de leur taille et de l'hydrodynamisme. Trois unités fonctionnelles majeures, objet d'échanges larvaires importants et réguliers, ont été mis en évidence : (i) la Manche orientale avec le stock clef de la baie de Seine, (ii) le golfe normano-breton et la côte nord-bretonne, et (iii) les côtes sud-ouest de l'Angleterre (Figure 7). La rade de Brest apparaît isolé des autres stocks. Un faible stock au nord de Cherbourg assure la liaison entre les bassins occidental et oriental de la Manche le long des côtes françaises.

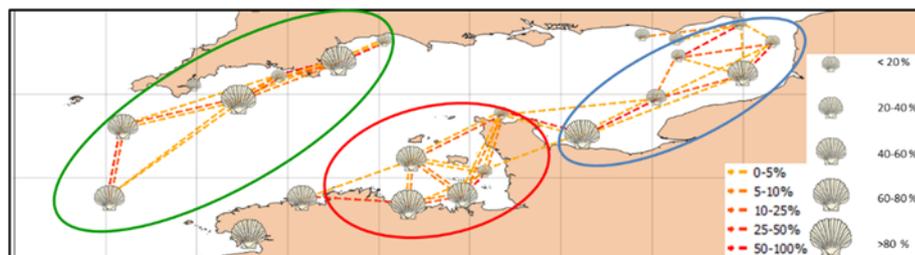


Figure 7 : Carte de connectivité moyenne entre différents gisements de coquilles Saint-Jacques en Manche, permettant de définir 3 unités potentielles de gestion.

Ces différents résultats ont constitué une première étape indispensable à la compréhension de la dynamique régionale de l'espèce et à la prise en considération de cette dimension dans la gestion des stocks. Par ailleurs, le modèle mis au point permettra le cas échéant de répondre à différentes questions de gestion telles que le développement de cantonnements de pêche populaires en Grande Bretagne, l'efficacité desensemencements dans le renforcement des stocks ou les interactions avec les implantations d'EMR. Il constitue enfin une opportunité d'appréhender la dynamique des stocks à une échelle pan-européenne incluant en particulier les îles britanniques et l'Irlande (Nicolle et al. 2014⁷).

4. Relations recrutement – conditions environnementales.

4.1. Relation température/recrutement : revisite d'un modèle empirique du recrutement et explorations bioénergétiques en baie de Saint-Brieuc.

(Coordinateur : Spyros FIFAS, IFREMER)

Les fortes fluctuations du recrutement des stocks de coquilles Saint-Jacques ont été examinées par le passé dans le cadre du Programme National du Déterminisme du Recrutement (P.N.D.R.) avec un zoom particulier sur le stock de la baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest). Avec la baie de Seine, ce secteur se trouve à une place prépondérante en termes de production coquillière avec, en outre, les plus fortes densités de cette espèce observées à l'échelle européenne. Par ailleurs, la base de données existante provenant des échantillonnages des débarquements commerciaux depuis 1974 a permis d'élaborer un modèle empirique du recrutement (abondance des animaux à 2 ans) en fonction de la température (Fifas et al., 1990⁸ ; Fifas, 1991⁹). Ce modèle construit sur les données 1974-1986 a mis l'accent sur le rôle explicatif majeur de la température notamment sur deux périodes critiques (début mars et fin juillet). La contribution hautement significative de la première période traduirait les variations interannuelles de la fécondité réelle des géniteurs (à distinguer de la fécondité potentielle en raison des atrésies usuellement observables lors du développement des gamètes chez les mollusques bivalves) tandis que la seconde période correspondrait à une phase-clé du développement larvaire.

Sur la base de ces acquis, en combinant les données commerciales déjà évoquées avec celles des campagnes annuelles d'évaluation directe du stock (protocole standardisé depuis 1991), le modèle a été testé sur une série étendue d'années (1972-2002). Pour cela, une série temporelle des températures de l'eau de mer sur la période 1902-2002 a été statistiquement explorée. Sur ces données d'un siècle, la température peut être analysée selon trois composantes :

- évolution à long terme positive non linéaire avec accélération au cours de 40 dernières années ;
- fluctuations périodiques (sinusoïdales) avec un cycle de 7,5 - 8 ans ;
- fluctuations intra-annuelles ou saisonnières (sinusoïdales)).

Il est à signaler un réchauffement moyen supérieur à 2° C depuis un siècle ce qui induirait une adaptation de l'espèce au long terme en matière de reproduction selon la stratégie singulière propre aux populations coquillères du golfe normand-breton (stimulus thermique des pontes de $\pm 16^\circ\text{C}$).

Les tentatives de validation du modèle thermique empirique sur la série étendue se sont avérées infructueuses. Des fenêtres temporelles calculées à partir des phases et amplitudes des séries de Fourier (inter- ou intra-annuelle) employées pour l'explication de l'évolution des températures ont été testées à la lumière des connaissances actuelles (processus de gamétogénèse et de ponte des coquilles Saint-Jacques conditionnés par la combinaison température/photopériode). Les intervalles en nombre de jours ainsi que les degrés*jours entre fenêtres fixes ou mobiles ont été investigués en terme explicatif (jour à $T^\circ=16^\circ\text{C}$ [J16], explicatif de la 1^{ère} ponte des animaux, jours des températures minimale [Jmin] et maximale [Jmax], jours d'équinoxe printanier [Ep] et automnal [Ea], solstice d'été [Se] et d'hiver [Sh]).

L'inadéquation du modèle bâti sur les données milieu des années 70/années 80 souligne son caractère empirique non extrapolable. La perspective de construction des modèles bioénergétiques a été explorée par la suite selon la théorie des «switches» (Figure 8) mettant l'accent sur la stratégie de reproduction particulière la coquille Saint-Jacques briochine.

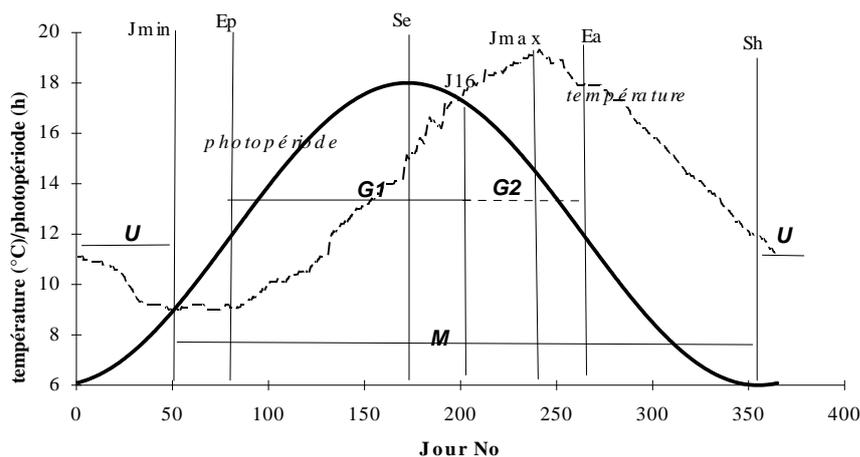


Figure 8 : La stratégie de reproduction de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc sous l'angle de la théorie des «switches» (G1= croissance gonadique entre le début de la vitellogénèse et le début de la 1^{ère} ponte ; G2= croissance gonadique entre la 1^{ère} et la (ou les) les ponte(s) suivante(s) ; M= croissance musculaire ; U= phase de repos hivernal).

4.2. Modélisation du recrutement en fonction des indices climatiques en baie de Seine.

(Coordinateur : Eric FOUCHER, IFREMER)

L'état du stock de coquilles Saint-Jacques de la baie de Seine est estimé chaque année à partir des données recueillies lors des campagnes scientifiques de prospection. Les estimations de l'abondance de recrutement (jeunes coquilles de 2 ans rentrant pour la première fois dans la pêcherie) montrent une forte variabilité inter-annuelle (Foucher¹⁰, 2013), indépendante du niveau de la biomasse de géniteurs présente. Des études précédentes ont montré que les conditions environnementales peuvent affecter le développement de la coquille Saint-Jacques, à différents stades de son cycle de vie (Antoine 1979¹¹ ; Allison 1994¹² ; Chauvaud et al. 1998¹³ ; Robert and Nicolas, 2000¹⁴). En partant du postulat que la réussite de la reproduction, et de ce fait du niveau du recrutement deux années plus tard (coquilles Saint-Jacques d'âge 2), est directement liée aux conditions environnementales durant la gamétogénèse ou pendant la période larvaire, cette action se proposait dans un premier temps d'identifier les principaux facteurs environnementaux durant ces périodes clés qui permettent d'expliquer la variabilité de ce recrutement, puis de les utiliser dans un second temps afin de modéliser, à des fins prédictives, ces fluctuations.

Afin de décrire globalement les conditions environnementales, on s'appuie sur l'approche des conditions météorologiques récemment mis au point par la communauté des climatologues (Cassou et al., 2004¹⁵). Le climat en Europe du Nord est caractérisé par quatre situations distinctes en hiver et en été, qui dépendent de la force de l'oscillation Nord-Atlantique (NAO). Les analyses réalisées montrent que les températures moyennes de l'eau entre mai et juillet (au moment de la période de reproduction dans la baie de Seine) ont une influence majeure sur les variations de recrutement. L'effet des autres conditions environnementales est plus difficile à estimer. Néanmoins, l'indice climatique Atlantique Low (AL), qui résume un ensemble de conditions environnementales au printemps et au début de l'été (vent d'ouest, températures élevées), est la variable la plus pertinente pour expliquer les variations du recrutement. Un modèle de type GLM incorporant ces variables "température" et "indice du climat AL" entre mai et juillet a été mis au point : il permet d'expliquer jusqu'à 70% des fluctuations du recrutement de la coquille Saint-Jacques en la baie de Seine (Figure 9).

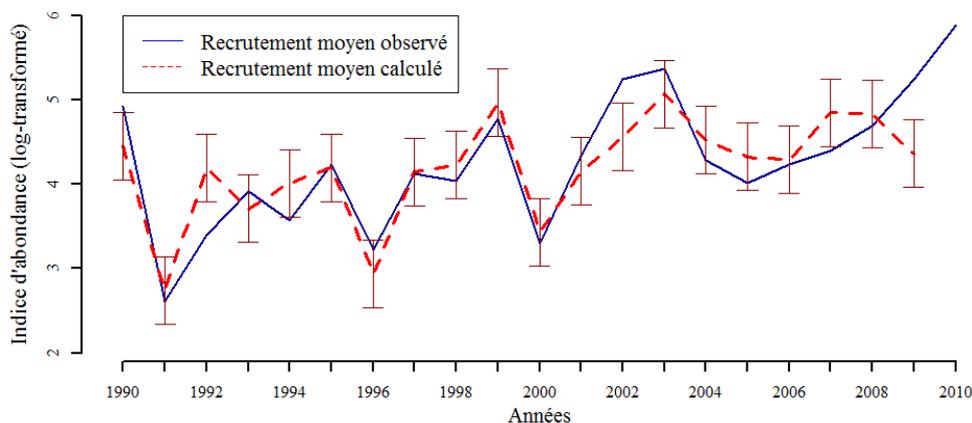


Figure 9 : Indice d'abondance du recrutement moyen estimé par le modèle linéaire généralisé avec pour variables explicatives la somme des occurrences du régime de temps AL (Atlantic Low) et la température moyenne de surface entre mai et juillet. L'intervalle de confiance est égal à l'écart-type de la moyenne des résidus.

Axe 2 : Interactions entre la coquille Saint-Jacques et son écosystème.

5. Etude des efflorescences d'algues toxiques en baie de Seine : impact sur les pêcheries de coquilles Saint-Jacques.

5.1. Description des évènements toxiques ASP (*Pseudo-nitzschia*) et suivi de la contamination des coquilles Saint-Jacques en baie de Seine.

(Coordinateur : Philippe RIOU, IFREMER)

L'objectif de cette tâche était de suivre les niveaux de contamination en phycotoxines des différents gisements normands de coquille Saint Jacques à différentes périodes de l'année et en particulier en dehors des périodes de pêche (i.e. mai à septembre), afin de mieux identifier les périodes potentielles de contamination et de suivre la cinétique de décontamination de ces bivalves en Baie de Seine. A cette fin, des analyses de phycotoxines sur les coquilles Saint Jacques ainsi que des flores phytoplanctoniques ont été réalisées sur chaque zone des différents gisements (i.e. intérieur et extérieur Baie de Seine, Les Minquiers, Nord cotentin) tous les 15 jours en période de pêche. Hors période annuelle d'ouverture, la surveillance s'effectuait dans un premier temps à la côte. En cas d'apparition d'espèce toxique (i.e. $>50\ 000\ \text{cell l}^{-1}$ pour *Pseudo-nitzschia* et $>500\ \text{cell l}^{-1}$ pour *Dinophysis*) des radiales étaient effectuées plus au large afin de suivre l'étendue de la contamination algale. Quatre sorties ont été réalisées en dehors des périodes d'ouverture de la pêche suite à la crise sanitaire liée à la contamination des gisements par l'acide domoïque au cours du printemps 2012 (septembre et octobre 2012 – juin et août 2013). Des prélèvements et analyses ont également été réalisés lors de la campagne COMOR d'estimation des stocks de Coquilles se déroulant en juillet et lors d'une surveillance globale précédant l'ouverture des gisements. L'ensemble de ces résultats a permis d'identifier pour la première fois en baie de Seine la période précise de contamination des gisements (i.e. dès le mois de juin 2012). Par ailleurs le suivi des concentrations en acide domoïque dans la colonne d'eau réalisé en parallèle au cours du projet TAPAS (Toxic Algal bloom Phenology in the bAy of Seine, financement AESN¹ et FEP²) a permis de mettre en relation les concentrations en acide domoïque dans les bivalves et celles mesurées dans la colonne d'eau. Ainsi, en 2012, les concentrations en acide domoïque dans les coquilles Saint-Jacques des gisements situés à proximité de l'estuaire de la Seine ont augmenté 10 à 12 jours après l'observation de forts niveaux d'acide domoïque dans la colonne d'eau sur les zones de Cabourg et de Luc-sur-Mer. Il existe donc un certain synchronisme entre l'apparition d'un bloom toxique en surface et la contamination des bivalves benthiques. Par ailleurs, le suivi réalisé au cours de l'année 2012 dans les coquilles Saint-Jacques nous a permis de suivre l'évolution spatio-temporelle de la contamination. Ces données nous ont permis d'acquérir de précieuses informations sur le couplage entre les blooms phytoplanctoniques toxiques et la contamination des bivalves benthiques. La cinétique de décontamination de *Pecten maximus* est très lente. Ainsi, en 2012 il aura fallu 420 jours pour passer de 300 à 20 $\mu\text{g/g}$ sur la zone la plus impactée de la baie de Seine, ce qui représente une décontamination de 0.21% par jour. Les analyses réalisées au cours du projet ont également permis de réaliser une étude de la variabilité inter-individuelle des

¹ Agence de l'Eau Seine Normandie

² Fonds Européens de la Pêche

niveaux de contamination sur différents lots de coquilles Saint-Jacques issus de zones ayant des degrés de contamination différents. Les résultats obtenus en baie de Seine montrent une forte variabilité inter-individuelle, qui est d'autant plus élevée que la concentration en acide domoïque est forte.

5.2. Identification, cultures et écophysiologie de différentes espèces de *Pseudo-nitzschia*

(Coordinateur : Juliette FAUCHOT, UCBN)

Entre 2011 et 2013, 5 espèces de *Pseudo-nitzschia* ont été identifiées dans les échantillons naturels prélevés en Baie de Seine : *P. americana*, *P. pungens*, *P. fraudulenta*, *P. australis* et *P. delicatissima* (Fauchot et al., 2013¹⁶, Thorel, 2014¹⁷). Différentes souches de chaque espèce ont été isolées et mises en culture au laboratoire BOREA : 4 souches de *P. americana*, 10 souches de *P. delicatissima*, 29 souches de *P. pungens*, 40 souches de *P. fraudulenta* et 10 souches de *P. australis*. Ces souches ont été identifiées en microscopie électronique à transmission et aussi, pour certaines, par séquençage des ARN ribosomiaux (en collaboration avec la tâche 5.3). L'étude de la toxicité de ces différentes espèces en culture en milieu fermé (ou culture en mode batch) a montré que *P. delicatissima*, *P. fraudulenta*, *P. pungens* et *P. australis* étaient capables de produire de l'acide domoïque. *P. delicatissima* et *P. fraudulenta* sont caractérisées par des contenus cellulaires en acide domoïque très faibles : entre 0,06 et 0,4 et entre 0,2 et 0,3 fg d'acide domoïque/cellule, respectivement. *P. pungens* apparaît un peu plus toxique : de 0,5 à 17 fg d'acide domoïque/cellule. C'est chez l'espèce *P. australis* que les contenus cellulaires en acide domoïque les plus importants ont été détectés : 45-720 fg d'acide domoïque/cellule. Il existe donc d'importantes différences interspécifiques dans le contenu cellulaire en acide domoïque chez les espèces du genre *Pseudo-nitzschia* (Thorel, 2014¹⁷). Les gammes de concentrations en acide domoïque observées suggèrent également une variabilité intraspécifique non négligeable, dépendant probablement des conditions de culture, de l'état physiologique des cellules ainsi que du stade du cycle de vie considéré. L'influence de la température et de la lumière sur la croissance et la production d'acide domoïque a aussi été étudiée chez les deux espèces les plus toxiques, *P. australis* et *P. pungens*, en cultures semi-continues. Les résultats montrent que *P. australis* présente de larges gammes de température (< 5-21 °C) et de lumière (35-400 $\mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) favorables à sa croissance et des optima de croissance de 17 °C et de 100 $\mu\text{mol photons.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Thorel et al., 2013¹⁸, Thorel et al., 2014¹⁹). Les expériences menées sur *P. pungens* ont montré des capacités de croissance pour les différentes intensités lumineuses testées similaires à celles de *P. australis*. Les résultats révèlent par contre des gammes de températures favorables à la croissance différentes pour les deux espèces puisque la souche de *P. pungens* isolée en Baie de Seine est capable de croître dans une gamme de températures plus étendue (de 5 à 28 °C) et son optimum thermique est plus élevé (21 °C) (Thorel et al., 2014²⁰). Durant ces expériences, une faible production d'acide domoïque a été détectée chez *P. pungens*. Chez *P. australis*, la souche étudiée produisait de l'acide domoïque en phase de croissance exponentielle en l'absence de limitation en éléments nutritifs. De plus, la production de toxine augmentait de façon exponentielle avec le taux de croissance. Ces résultats suggèrent que *P. australis* est probablement la principale espèce responsable des événements ASP en Baie de Seine (Thorel, 2014¹⁷). De plus, ces résultats montrent que, chez *P. australis*, la production de toxine n'a pas seulement lieu en conditions de croissance défavorables, ce qui a d'importantes conséquences pour la dynamique de production de toxine durant les efflorescences de cette espèce en Baie de Seine (Thorel et al., 2014¹⁹).

5.3. Développement de méthodes rapides d'identification des espèces d'algues toxiques : développement d'une biopuce pour la détection du phytoplancton.

(Coordinateur : Catherine DREANNO, IFREMER, en collaboration avec Véronique Le Berre, EAD2 Biopuces – Bionanotechnologies LISBP INSA, Toulouse)

Les techniques actuelles de dénombrement du phytoplancton reposent sur des observations par microscopie optique ; ces analyses sont longues, difficiles et dépendantes de la compétence de l'expérimentateur en taxonomie des algues (Karlson et al., 2010²¹). L'identification rapide et fiable du phytoplancton représente un enjeu majeur pour la prévention du risque toxique. En effet, la surveillance de la qualité environnementale des eaux côtières (présence de microalgues toxiques) et de la qualité des coquillages (présence de toxines) est aujourd'hui la seule façon de protéger la santé des consommateurs, puisqu'il n'existe pas de moyen de lutte efficace contre l'apparition de ces efflorescences toxiques. La détermination exacte des taxons est également primordiale pour comprendre la dynamique des efflorescences et épisodes toxiques et analyser leurs interactions et rôle au sein de la communauté phytoplanctonique. Depuis une dizaine d'années, plusieurs approches alternatives de détermination du phytoplancton basée sur la taxonomie moléculaire se sont développées afin d'augmenter la sensibilité et la rapidité des identifications de ces organismes. La plupart de ces méthodes reposent sur les principes d'hybridation moléculaire (FISH (Miller et Scholin, 1998²²), biopuces (Gescher *et al.*, 2008²³; Galluzzi *et al.*, 2011²⁴) ou d'amplification sélective (PCR (Mc Donald *et al.*, 2007²⁵). La technique que nous avons choisi de développer est celle des biopuces à ADN ou phylochip. L'intérêt de cette technologie pour l'identification génétique des espèces est incontestablement sa facilité d'utilisation, sa rapidité, son coût, et surtout qu'elle permette une détermination simultanée de groupes ou d'espèces ciblées, mais aussi une estimation du nombre de taxons présents dans les échantillons. L'utilisation des biopuces est très récente et innovante en écologie marine (Humbert *et al.*, 2010²⁶). La biopuce développée cible les principales espèces de microalgues toxiques récurrentes sur le littoral français, comme les diatomées appartenant au genre *Pseudo-nitzschia*, et certaines espèces de dinoflagellés responsables d'épisodes toxiques tel que *Dinophysis*, *Alexandrium* et *Ostreopsis*. La phytochip possède 8 zones d'analyse, comportant chacune 81 sondes différentes de 25 paires de bases, immobilisées sur des lames de verre spécifiques (Trevisol *et al.*, 2009²⁷). Les sondes oligonucléotidiques ont été sélectionnées selon un plan hiérarchique à partir des alignements des séquences des gènes 18S, ITS1-5,8S-ITS2, et 28S de l'ADN ribosomal (Noyer *et al.*, 2012²⁸). Le protocole mis au point consiste à extraire l'ADN génomique des échantillons de phytoplancton collecté par filtration, d'amplifier et de marquer les ADN cibles par PCR asymétrique, de réaliser l'hybridation sur la biopuce, et de déterminer les hybridations positives. L'analyse d'un échantillon, du prélèvement d'eau à l'identification des espèces présentes est réalisée en une journée (Noyer *et al.*, 2013²⁹). La spécificité et la sensibilité de la puce ont été testées avec des échantillons d'ADN de références, de cultures (monoculture, mélanges de cultures), des échantillons d'eau de mer enrichis avec des cultures. La biopuce est capable de détecter 12 espèces de *Pseudo-nitzschia*, 11 espèces de dinoflagellés, dont *Alexandrium minutum*, *A. catenella*, *A. tamarense*, *Ostreopsis*, etc (Noyer *et al.*, 2013³⁰). Cet outil de diagnostic se révèle être une méthode sensible, puisque elle est capable de détecter 50 cellules d'*A. minutum* et 500 cellules de *P. delicatissima* dans un litre d'eau de mer (Noyer *et al.*, 2014³¹). La phytochip a été validée à partir d'échantillons environnementaux prélevés en Bretagne sud, dont l'identification des microalgues avait été établie par microscopie et aussi par l'analyse des séquences obtenues à partir de banques de clones réalisées sur chacun des échantillons. Les résultats obtenus par les trois méthodes sont concordants (Noyer *et al.*, 2014³¹). Les échantillons de phytoplancton prélevés en baie de Seine (Cabourg et Luc sur mer)

ont été analysés à l'aide de la biopuce afin de déterminer la composition et la phénologie des espèces de *Pseudo-nitzschia* de mai à décembre 2012. Plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia* ont été identifiées dont *P. americana*, *P. australis*, *P. delicatissima*, *P. fraudulenta* et *P. pungens*. On peut noter que le complexe *seriata* domine très largement l'assemblage de *Pseudo-nitzschia* sur l'ensemble de la période étudiée. On peut observer une forte hétérogénéité temporelle (hebdomadaire), saisonnière et spatiale suggérant une dynamique rapide des populations de *Pseudo-nitzschia* (Noyer *et al.*, 2014³²).

La phytochip, conçue pour être la plus exhaustive possible dans la détection des espèces toxiques pourrait être utilisée comme support à la surveillance environnementale.

5.4. Etude statistique des événements toxiques ASP en baie de Seine en relation avec les conditions environnementales.

(Coordinateurs : Mathilde SCHAPIRA et Philippe RIOU, IFREMER).

En Baie de Seine, le genre *Pseudo-nitzschia* constitue une part importante de la biomasse phytoplanctonique. Par ailleurs, des événements toxiques ASP (Amnesic Shellfish Poisoning, toxicité due à l'acide domoïque) sont observés certaines années via la contamination des coquilles Saint Jacques. Cependant, les mécanismes à l'origine de ces événements toxiques restent encore mal compris. La toxicité, si elle dépend des espèces, est également liée au contexte environnemental. Dans ce contexte, les objectifs de cette tâche étaient: (i) d'identifier la phénologie des blooms et des événements toxiques en Baie de Seine, (ii) de mettre en évidence les liens possibles entre blooms, toxicité et conditions environnementales et (iii) d'identifier des périodes à risques en fonction d'indices hydro-climatiques. Cette tâche représente essentiellement une synthèse/analyse des données issues des réseaux REPHY/RHLN de l'IFREMER sur la période 2002-2011. Les paramètres hydro-biologiques utilisés dans cette analyse sont ceux obtenus sur le point REPHY situé au large de Cabourg (baie de Seine). Cette station, ainsi que la période d'étude ont été choisies sur des critères de stabilité des fréquences d'échantillonnage et des protocoles analytiques (i.e. flores et paramètres physico-chimiques) et de fréquence et d'amplitude des efflorescences de *Pseudo-nitzschia* sp. sur la même période. Les données issues du réseau sanitaire de suivi des concentrations en ASP dans les coquilles Saint-Jacques ont été utilisées pour l'identification des années « saines » et des années « toxiques ». L'analyse de ces données a permis de mettre en évidence deux événements ASP majeurs en Baie de Seine en 2004 et 2011 et d'améliorer nos connaissances sur la phénologie des blooms de *Pseudo-nitzschia* sp. sur ce site. Les résultats mettent en évidence la succession de deux blooms majeurs de *Pseudo-nitzschia* spp : le premier a lieu au printemps (maximum d'abondance en Juin) et le second en fin d'été (août) de plus faible intensité. Les résultats laissent supposer que l'événement toxique de l'année 2011 serait lié au bloom estival de *Pseudo-nitzschia* sp.. En revanche, les données acquises en 2004, ne permettent pas de conclure sur l'origine de la toxicité observée dans les coquilles Saint Jacques avant l'ouverture de la pêche en octobre. Les analyses montrent par ailleurs une forte variabilité interannuelle en termes d'amplitude de ces deux efflorescences. Cependant aucune relation significative n'a pu être mise en évidence entre l'amplitude des blooms de *Pseudo-nitzschia* sp. et les concentrations en acide domoïque dans les coquilles Saint-Jacques. Ce manque de corrélation peut être lié à la non identification des espèces potentiellement toxiques dans le cadre du REPHY. En effet, différentes espèces de *Pseudo-nitzschia* ont été recensées en Baie de Seine et ce genre est largement représenté dans la communauté phytoplanctonique tout au long de l'année. Or toutes les espèces appartenant à ce genre ne sont pas toxiques. Il s'avère donc indispensable d'améliorer nos connaissances sur la dynamique temporelle des espèces toxiques et en particulier de *P. australis*, identifiée *a posteriori* comme l'espèce responsable des événements

toxiques de 2004 et 2011 (Thorel, 2014¹⁹). Par ailleurs, dans le cadre du REPHY, la toxicité est seulement suivie à travers les concentrations en acide domoïque dans les bivalves. Afin d'établir un lien direct entre l'abondance des espèces potentiellement toxiques et leur niveau de toxicité, mais aussi d'identifier les périodes à risque, il s'avère indispensable de suivre les concentrations en acide domoïque dans la colonne d'eau, à l'instar de ce qui est fait en routine dans d'autres pays où ce dispositif sert à la fois d'alerte dans le cadre sanitaire et apporte des données essentielles à la compréhension des phénomènes. Cette étude a néanmoins permis de mettre en évidence un lien étroit entre les événements toxiques et un déséquilibre en sels nutritifs. En effet, les années 2004 et 2011 se caractérisent par une limitation potentielle de la croissance du phytoplancton par la silice au cours de l'été. Les concentrations en silice pendant la période estivale pourraient jouer un rôle majeur sur le déclenchement des blooms toxiques en Baie de Seine. En particulier, de faibles concentrations en silice ont été observées durant l'été 2004 et 2011. Ces conditions particulières en silice pourraient être la conséquence de faibles niveaux de régénération de la silice biogène au cours de cette période ou de faibles flux de silice par les bassins versants. L'analyse des données a permis de proposer plusieurs hypothèses qui pourraient expliquer la faible intensité de ces processus au cours des étés 2004 et 2011, telles que des températures plus faibles en été ou le développement d'un bloom précoce de dinoflagellés au cours du printemps. Cependant des analyses complémentaires, portant en particulier sur les flux de sels nutritifs des bassins versant, sont nécessaires pour valider nos hypothèses.

5.5. Modélisation hydrodynamique des efflorescences algales toxiques en baie de Seine.

(Coordinateur : Romain LE GENDRE, IFREMER).

Le travail dédié à cette sous-tâche a permis la mise en place et la validation d'une nouvelle emprise du modèle d'écosystème ECO-MARS3D. Cette configuration couvre l'intégralité de la baie de Seine. Elle utilise le cœur hydrodynamique du code MARS3D de l'Ifremer auquel sont couplés un module sédimentaire et un module biogéochimique. La grille cartésienne générée a une résolution horizontale de 500 m et est discrétisée sur 10 niveaux verticaux. Une grande attention a été portée à la calibration afin de représenter le plus fidèlement possible les caractéristiques hydrodynamiques de l'ensemble de la Baie mais également de l'estuaire de Seine (déformation de l'onde de marée, temps de transit dans l'estuaire, bouchon vaseux). Les données des réseaux de surveillance (RHLN et REPHY), ainsi que des images de couleur de l'eau ont été utilisées pour valider ce modèle sur les aspects « écologiques ». L'outil a notamment permis de simuler les efflorescences de diatomées observées en baie de Seine en 2004 (Figure 10).

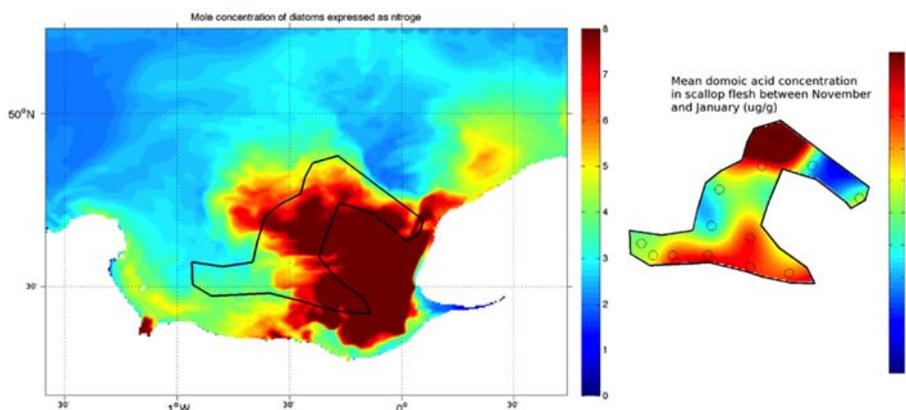


Figure 10 : Diffusion de l'efflorescence algale (diatomées) observée en baie de Seine en 2004.

6. Modélisation de la coquille Saint-Jacques dans son environnement.

6.1. Développement d'un modèle énergétique individuel pour *Pecten maximus*.

(Coordinateur : Fred JEAN, UBO/LEMAR).

Le modèle d'écophysiologie basé sur la théorie du D.E.B. (Dynamic Energy Budget) permettant de simuler la croissance en fonction des paramètres environnementaux (température et nourriture) a été mis au point dans le cadre de la thèse de doctorat de Romain Lavaud (Lavaud, 2014³³), de septembre 2010 à octobre 2014 (Figure 11).

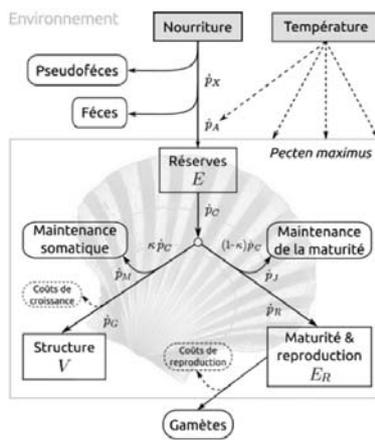


Figure 11 : Schéma conceptuel du modèle DEB individuel pour *Pecten maximus*. Les variables forçantes sont en gris (food et temperature) ; les variables d'état sont les réserves (E), la structure (V) et la maturité et la reproduction (ER) dans les rectangles blancs. Les flèches noires représentent les flux d'énergie et les flèches en pointillés représentent l'influence de la température sur ces flux.

Le modèle permet de représenter quantitativement la croissance individuelle et les processus métaboliques sur l'ensemble du cycle de vie de l'animal. La paramétrisation a été effectuée en se basant sur des expérimentations en écophysiologie et en utilisant la méthode de covariation (Lika et al, 2011³⁴). *Pecten maximus*, comme d'autres suspensivores microphages, est capable de se nourrir en utilisant des ressources trophiques variées, des débris organiques aux microalgues, en les sélectionnant selon leur taille, leur densité énergétique ou leur qualité. Pour décrire ce processus complexe, nos travaux ont permis d'inclure dans le modèle un module mécaniste décrivant la sélection des particules en reprenant le principe des « Synthesizing Units » (Kooijman, 2010³⁵) et permettant de gérer plusieurs sources trophiques simultanément (Figure 12).

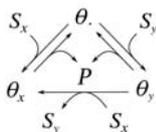


Figure 12 : Représentation graphique des interactions dans le concept des Synthesizing units (SU) de Kooijman (2010³⁵) ; il permet la substitution d'un substrat par un autre. Ici S_x correspond aux cellules microalgales et S_y représente la matière organique particulaire autre. θ est une SU libre alors que θ_x et θ_y sont des SU liées respectivement à une particule de type X et à une particule de type Y. P est le

« produit » qui est libéré par les SU, ici figuré par la particule qui sera ingérée (initialement ce concept s'appliquait à des transformations enzymatiques).

En utilisant les forçages issus de données d'observation (REPHY IFREMER Lanvéoc, SOMLIT INSU-CNRS Brest), les simulations de la hauteur, du taux de croissance en hauteur journalier, du poids sec et de l'indice gonado somatique ont été réalisées et comparées aux données de terrain issues d'un suivi réalisé en rade de Brest pour six années différentes, de 1998 à 2003. Le modèle a permis de simuler correctement (Figure 13) l'ensemble des observations, et de confirmer la plasticité du régime alimentaire de *Pecten maximus* et la préférence de cette espèce pour les microalgues vivantes par rapport aux autres particules de matière organique.

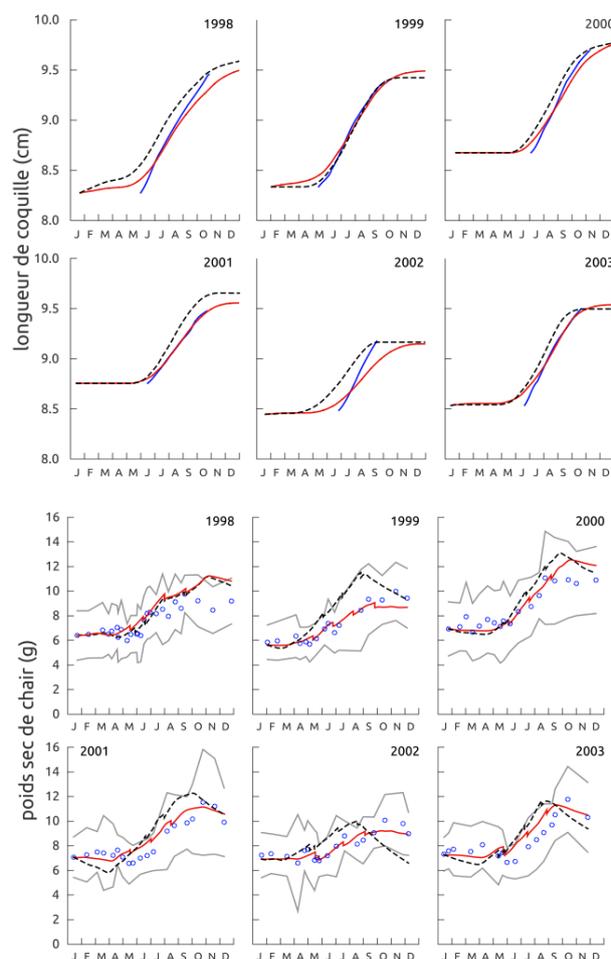


Figure 13 : Simulations de la masse de chair sèche et de la longueur de la coquille de 1998 à 2003 pour des individus de la classe d'âge 2. Bleu : observations issues du suivi ; Noir : simulation avec une seule source trophique ; Rouge : simulations avec prise en compte de deux ressources trophiques (voir Figure 12) ; Gris : intervalle de confiance des observations.

6.2. Modélisation de la distribution de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) en Manche.

(Coordinateur : Philippe CUGIER, IFREMER)

L'objectif de cette action de recherche est d'aboutir à une modélisation déterministe de la distribution de la coquille Saint Jacques en Manche. La coquille Saint-Jacques est une espèce benthique avec une phase larvaire pélagique et il est donc indispensable de tenir compte du

cycle de vie complet de l'espèce dans la modélisation proposée. La stratégie de modélisation a consisté à développer 3 types de modèles représentant chacun un élément a priori clé de l'explication de la distribution :

- une modélisation visant à représenter l'environnement hydro-biologique de la Manche. Pour cela, le modèle hydrodynamique MARS3D de l'Ifremer associé au module ECO-MARS3D de production primaire a été mis en œuvre.
- Une modèle de dynamique de population de l'espèce permettant de simuler le nombre d'individus par classe d'âge.
- Un modèle d'écophysiologie basé sur la théorie du D.E.B. (Dynamic Energy Budget) permettant de simuler la croissance en fonction des paramètres environnementaux (température et nourriture) (Kooijman, 2010³⁵).

Les 2 premiers modèles ont fait l'objet d'un développement spécifique du laboratoire d'Ecologie Benthique de l'Ifremer, le troisième a fait l'objet d'un développement par l'équipe de l'IUEM/LEMAR (Université de Brest) dans le cadre d'un travail de thèse. Un contrat post-doctoral de 18mois, financé par l'ANR, s'est déroulé de mars 2012 à septembre 2013 avec pour objectif de mettre au point le modèle de dynamique de population puis de réaliser son couplage avec le modèle d'écosystème et le modèle d'écophysiologie.

Le modèle d'écosystème ECO-MARS3D utilisé couvre la Manche depuis le cap Lizard à l'ouest jusqu'au Pas-de-Calais à l'est avec une résolution spatiale horizontale (mailles carrées) de 2 km et un découpage verticale en 10 couches sigma. Ce modèle sert de base à la modélisation de l'écosystème Manche et sera utilisé également pour la spatialisation du modèle coquille Saint-Jacques (dynamique de population et écophysiologie). Il permet de calculer en chaque maille du domaine les courants 3D, la marée, le transport, la température, la salinité et grâce au module biogéochimique, la chlorophylle *a*.

Le modèle de dynamique de population s'inspire de celui développé par Savina et Ménesguen (2008³⁶) et décrit les individus adultes en 12 classes d'âges distinctes de durée 1 an (Figure 14).

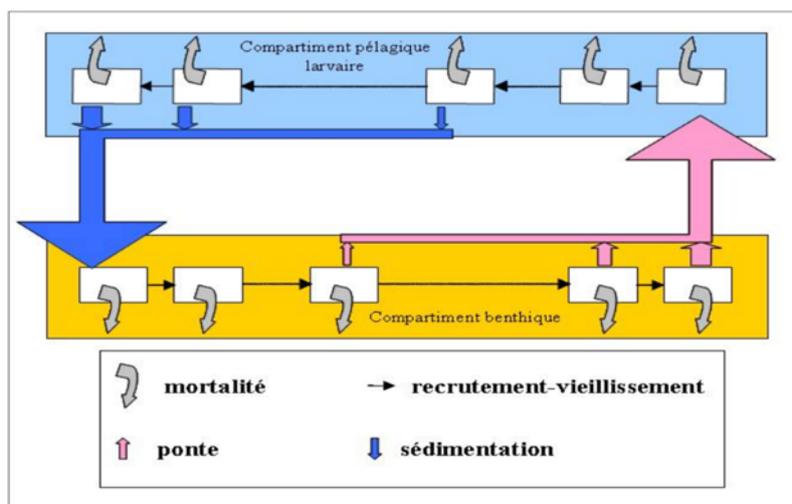


Figure 14 : Schéma conceptuel du modèle de dynamique de population.

La classe d'âge 1 correspond donc à des individus de 1 an et la classe d'âge 12 à des individus de 12 ans. Chaque classe d'âge possède sa mortalité propre répartie suivant une loi exponentielle. Le passage d'une classe d'âge à une autre (supérieure) a lieu juste avant la date anniversaire et

donc la ponte de l'année suivante (date fixée à la mi-août). La phase larvaire est quant à elle constituée de 10 classes d'âge de durée 3 jours avec une même mortalité constante et une vitesse de sédimentation nulle pour les 4 premières classes et constante non nulle à partir de la classe d'âge 5 (15 jours) traduisant la tendance des larves à se rapprocher du fond pour recruter (Mileikovsky, 1973³⁷). Le recrutement larvaire est conditionné par les caractéristiques hydrodynamiques. Si le courant de fond est supérieur à un certain seuil les larves ne peuvent pas recruter et elles continuent d'être advectées jusqu'à ce que les conditions soient favorables ou qu'elles meurent par mortalité naturelle. Le recrutement, quand il a lieu, correspond au passage des larves dans la classe d'âge 1 adulte.

L'équipe du LEMAR (Université de Brest) partenaire du programme COMANCHE a développé le modèle d'éco-physiologie de la coquille Saint-Jacques basé sur la théorie du DEB (Action 6.1., chapitre précédent). Ce modèle permet de simuler pour un individu, la croissance, la fécondité et l'état physiologique en fonction des paramètres environnementaux (température et nourriture) (Lavaud, 2014³³).

Un premier couplage a été réalisé entre le modèle hydrodynamique et le modèle de dynamique de population. Dans ce premier travail, la ponte est représentée suivant une loi de type gaussienne centrée sur le jour julien 225 (mi-août) avec un écart type de 5 jours. Chaque coquille adulte de plus de 3 ans (Paulet et Fifas, 1989³⁸) donne naissance à un million de larves. Cette fécondité est constante quel que soit l'âge et quel que soit la position géographique. Les larves émises dans le milieu chaque année, sont advectées par le modèle en fonction des conditions hydrodynamiques simulées jusqu'à leur recrutement sur le fond ou leur mort.

Les simulations ont été initialisées à partir d'une situation volontairement irréaliste où la coquille Saint-Jacques est répartie de manière homogène en Manche avec des individus de classe d'âge 3 (premières matures) à une concentration de 0.1 ind/m². L'idée est de voir si le modèle permet de lui-même de converger vers une distribution réaliste et stable. Il a été exécuté sur une durée totale de 30 ans et la figure 15 représente l'évolution du nombre total d'individus dans la Manche sur cette période. Une stabilisation du nombre d'individus est obtenue à partir d'une vingtaine d'années simulées.

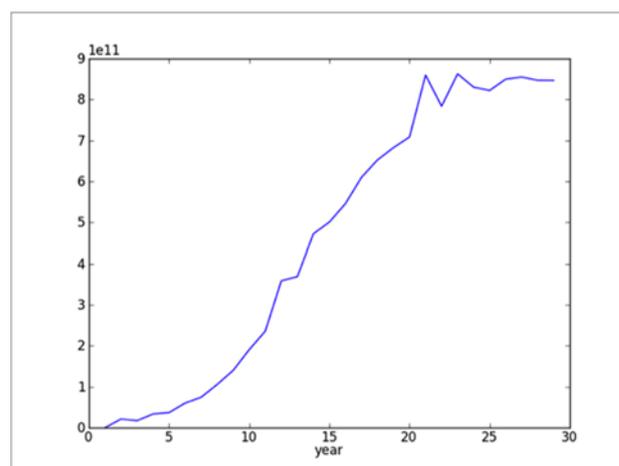


Figure 15 : Evolution du nombre total d'individus en Manche au cours des 30 années simulées.

La figure 16 montre la distribution obtenue. La coquille est majoritairement répartie le long des côtes françaises en baie de St-Brieuc, dans le golfe Normand-Breton, en baie de Seine et à l'extrême nord de la Manche est. Le modèle la distribue également le long des côtes anglaises mais sur une frange plus restreinte.

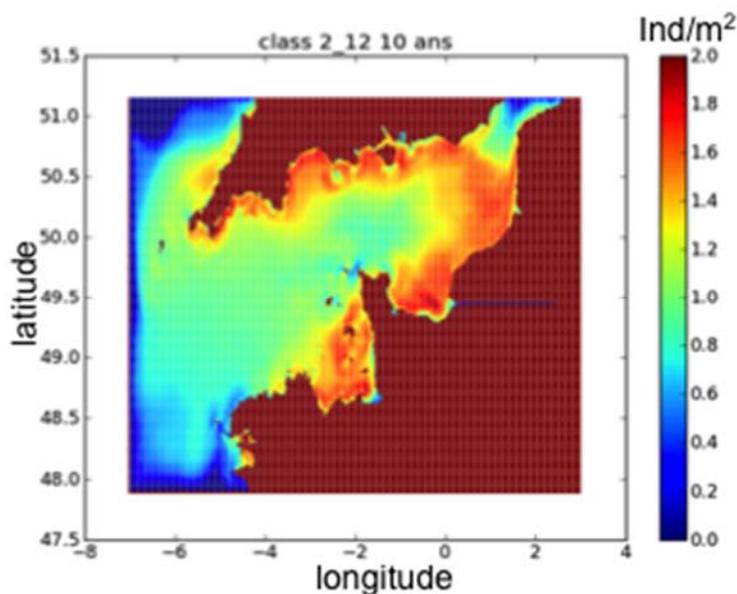


Figure 16 : Distribution simulée de la coquille Saint-Jacques à l'issue de 30 ans de simulation

Qualitativement, les principaux secteurs de la distribution connue de la coquille Saint-Jacques le long des côtes Françaises sont identifiés par le modèle. Il semble donc que l'hydrodynamique et la dispersion de la phase larvaire puissent expliquer une bonne partie de la distribution observée. Néanmoins, les densités simulées sont extrêmement fortes avec des valeurs dépassant plus de 2 individus par m^2 dans les secteurs les plus denses et jusque 1 individu par m^2 dans toute la partie centrale de la Manche Ouest.

Dans ces premières simulations, seule la variabilité spatiale environnementale est hydrodynamique. Or, la variabilité des conditions trophiques est aussi un élément important pouvant expliquer la distribution des espèces. La Manche est d'ailleurs caractérisée par un net gradient croissant d'Ouest en Est de la production primaire lié aux apports massifs eutrophisants des bassins versant de la Seine et de la Somme. La disponibilité potentielle en nourriture (illustrée par le proxy chlorophylle a, Figure 17) est donc nettement supérieure en Manche-Est.

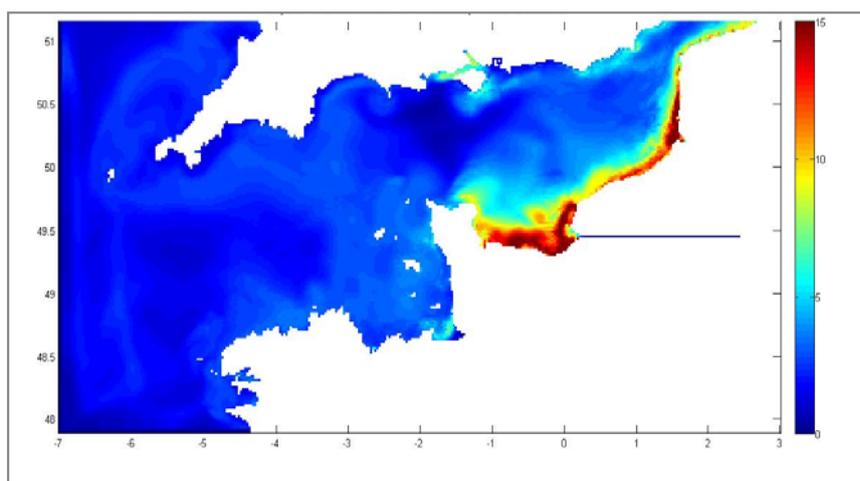


Figure 17 : Concentration en chlorophylle a en surface simulée par le modèle ECO-MARS3D le 25/03/2003.

Afin d'étudier le rôle joué par la variabilité spatiale des conditions trophiques, en collaboration

avec l'équipe du LEMAR, le modèle d'écophysiologie de la coquille Saint-Jacques a été couplé aux sorties de chlorophylle et de température provenant du modèle ECO-MARS3D. Ces 2 variables issues du modèle d'écosystème sont les variables d'entrées du modèle DEB et permettent de calculer en chaque maille du modèle d'écosystème la croissance potentielle théorique d'une coquille Saint-Jacques (Figure 18). Les cartes obtenues permettent d'identifier les zones potentiellement favorables à la croissance.

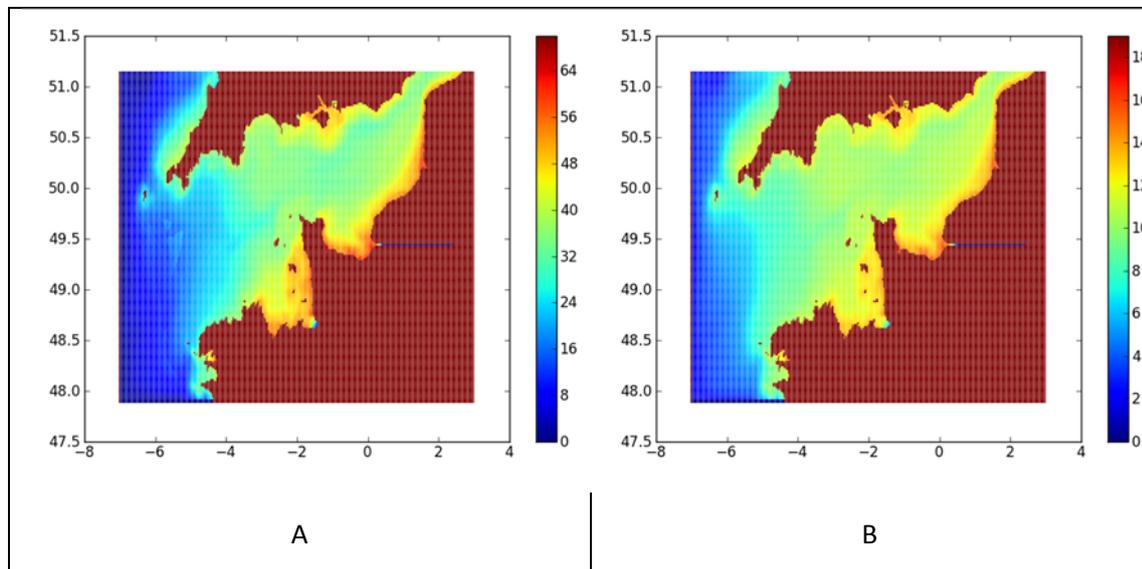


Figure 18 : Poids (A, g poids sec) et longueur (B, cm) potentiels de la coquille Saint-Jacques simulés en Manche.

La comparaison avec des données de croissance en baie de Seine montre la capacité du modèle DEB à reproduire dans ce secteur les croissances à partir des forçages issus du modèle d'écosystème (Figure 19).

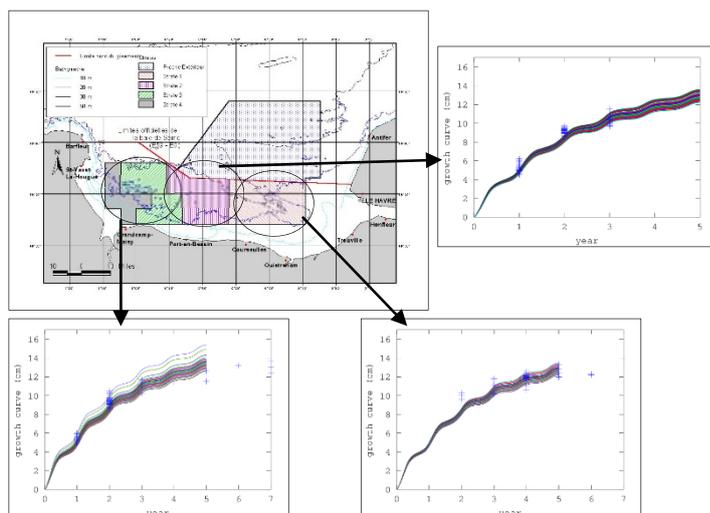


Figure 19 : Croissances simulées (courbes) et mesurées (croix) dans 3 secteurs de la baie de Seine.

Outre la croissance individuelle, le modèle d'écophysiologie permet de calculer la fécondité de chaque coquille en lien avec les conditions trophiques. La figure 20 montre la distribution spatiale simulée du nombre d'œufs produit pour une année donnée. La croissance, comme la fécondité simulée est plus importante dans les zones côtières plus productives. Les premières

simulations réalisées avec le modèle de dynamique de population l'ont été avec une fécondité constante spatialement et temporellement. Dans une deuxième série de simulations, la distribution simulée de la fécondité a été utilisée comme paramètre forçant du modèle de dynamique de population.

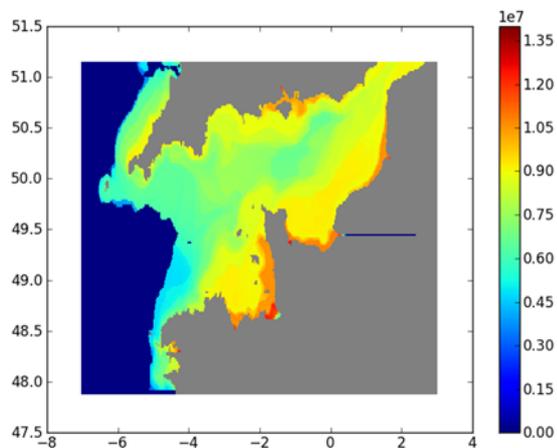


Figure 20 : Distribution simulée du nombre total d'œufs pondus.

Les mêmes conditions initiales ont été imposées et le modèle exécuté sur une période de 30 ans aboutissant, comme dans le premier cas, à une stabilisation de la population. La carte de distribution ainsi obtenue est représentée Figure 21. Les patrons de distribution sont globalement les mêmes. Toutefois, les densités simulées sont nettement inférieures et plus réalistes. La baie de St Brieuc, la baie de Seine et le secteur de Dieppe, principaux gisements exploités en France, ressortent toujours comme des secteurs où les densités sont importantes. Le centre Manche et la Manche Ouest voient les densités largement diminuer.

Néanmoins, les densités simulées dans d'autres secteurs semblent encore irréalistes, notamment en baie du Mont Saint-Michel où les plus fortes densités simulées sont obtenues. Même si il existe effectivement une pêcherie dans ce secteur et donc un gisement, il est loin d'être aussi important que ceux de Saint-Brieuc ou de la baie de Seine. Sur la côte Anglaise, le tour de l'île de Wight semble être également fortement surestimé.

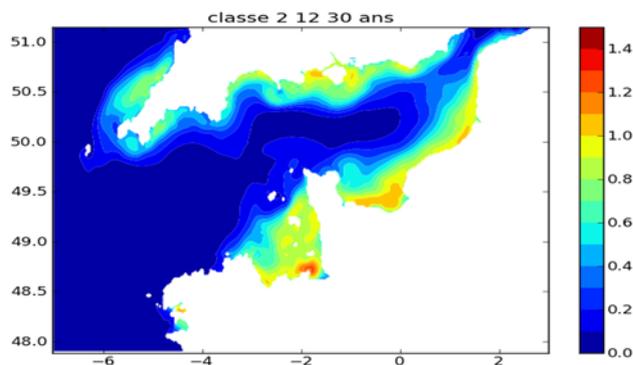


Figure 21 : Distribution simulée de la coquille Saint-Jacques (ind.m⁻²).

Deux pistes majeures d'évolution du modèle sont envisagées pour essayer d'améliorer encore les résultats des simulations. La baie du Mont Saint-Michel ainsi que le tour de l'île de Wight où les densités semblent largement surestimées par le modèle sont connus pour être des secteurs particulièrement turbides. Or, les matières en suspension présentes dans l'eau peuvent jouer

un rôle non négligeable sur la filtration des bivalves en limitant l'assimilation de nourriture et donc impactant pour leur croissance. Dans la version du modèle d'écophysiologie utilisée ici, il n'y a pas de prise en compte de ce facteur. L'intégrer pourrait significativement améliorer les résultats notamment dans ces 2 secteurs. Par ailleurs, outre la fécondité, un autre paramètre important de la dynamique de population est la mortalité. Jusqu'à présente elle dépend uniquement de la classe d'âge mais est constante spatialement et temporellement pour une classe d'âge donnée. Comme pour la fécondité, une piste d'amélioration serait de relier la mortalité individuelle à l'état physiologique grâce au modèle DEB. Ainsi les secteurs peu propices à la croissance du fait de la limitation trophique, ou de fait les individus se trouvent dans un état physiologique moins « bon », pourraient se caractériser par un taux de mortalité plus élevé. La prise en compte de ce processus pourrait contribuer à la diminution globale des densités et améliorer encore les distributions simulées.

7. Impact de la crépidule sur les Coquilles Saint-Jacques.

7.1. Inventaire et extension de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en Manche.

(Coordinateurs : Philippe CUGIER et Michel BLANCHARD, IFREMER).

La crépidule est distribuée aujourd'hui d'une extrémité à l'autre de la Manche, sur les rives françaises et anglaises, à part égale. Si le domaine côtier est le plus colonisé, l'espèce est présente jusqu'au centre de la Manche. Les peuplements de crépidules occupent des surfaces considérables en certaines baies, et les stocks sont estimés en millions de tonnes. L'intensité de prolifération ne semble pas faiblir. Crépidule et Coquille Saint-Jacques occupent les mêmes milieux, en partie du fait que l'activité de récolte de l'une entraîne la présence de l'autre. Cette activité intense de dragage dans certaines zones littorales depuis 40 ans a profondément modifié le milieu benthique et favorise l'installation et le développement de la crépidule.

Les impacts de la crépidule dans le milieu apparaissent dès que les populations se densifient et couvrent plus de 50% du fond. Ces impacts sont pluriels (occupation spatiale, modification du substrat, envasement, compétition trophique...). La biodiversité est modifiée durablement. L'historique de sa prolifération a été retracé. Par ailleurs, une revue générale des interactions possibles avec la coquille Saint-Jacques a été effectuée. Enfin, l'exploitation des suivis historiques des stocks de Coquille Saint-Jacques en baie de Seine (campagnes de prospection COMOR) a permis de retracer la chronologie de l'expansion de la crépidule au cours des 10 dernières années sur le secteur.

7.2. Impact de la phorésie des crépidules sur les coquilles Saint-Jacques.

(Coordinateur : Michel BLANCHARD, IFREMER).

Un bilan des impacts de la fixation des chaînes de crépidules sur la Coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) a été réalisé, d'une part à l'aide de diverses mesures de laboratoire et d'autre part en effectuant la synthèse des résultats présentés dans la littérature. Différents types d'impacts possibles ont été recensés et évalués : impacts physiques sur l'enfouissement et la nage, impact sur l'état de santé (croissance, indice de condition et force musculaire), et impacts trophiques. Les résultats des différentes mesures effectuées en laboratoire montrent que la fixation de la crépidule sur la valve de la coquille Saint-Jacques ne semble avoir que peu d'impacts sur le comportement, sur sa croissance et son état de santé. Il ne semble pas y avoir non plus de

compétition trophique notable entre les populations adultes de crépidules et de coquilles Saint-Jacques. Par contre les juvéniles et les larves de *Pecten* peuvent être impactées par la présence des crépidules. D'autres mesures avec des taux de colonisation nettement supérieurs seraient à refaire, pour avoir des résultats plus en rapport avec les quelques travaux cités sur d'autres espèces qui montrent en général un affaiblissement possible des hôtes colonisés. Il apparaît que la colonisation (et le nombre de crépidules fixées par coquille) doit être très élevée pour impacter réellement la coquille Saint-Jacques, tant au niveau de son comportement de bivalve libre, qu'en tant que compétiteur trophique.

7.3. Compétition spatiale entre la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) et la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Saint-Brieuc.

(Coordinateur : Spyros FIFAS, IFREMER).

L'occupation progressive de l'espace en baie de Saint-Brieuc par la crépidule et son incidence sur la réussite du recrutement de la coquille Saint-Jacques démontre l'intérêt de calculer un indice d'abondance de cette espèce. La campagne de prospection du stock de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc COSB, avec son protocole standardisé, fournit depuis plusieurs années la possibilité de disposer de cet estimateur. Par station de dragage, on répertorie le volume de charge de la drague et son contenu (cinq types de contenu sont rencontrés en baie de Saint-Brieuc, la crépidule étant l'un d'eux). Le volume est exprimé par la hauteur de charge (nombre de mailles du sac de la drague expérimentale) et par son épaisseur (mesurée sur quelques stations). L'ajustement d'une courbe sigmoïde permet le calcul de l'épaisseur en fonction de la hauteur et, par la suite, du volume qui est bien corrélé avec le poids total de crépidules dans la drague.

Le poids des crépidules ainsi obtenu contient aussi bien les individus vivants que morts. Le ratio entre les crépidules vivantes et l'effectif total dans la drague varie entre 55% et 85% selon le secteur de la baie : une plus forte présence d'animaux morts est décelée à l'ouest de la baie expliquée par la courantologie (résiduelle des courants plus faible au voisinage du littoral Ouest), mais également par l'historique de la colonisation (les zones Ouest ont été les premières colonisées par la crépidule, il y a une trentaine d'années). Le ratio a été calculé sur différentes stations de la baie sur plusieurs années et un développement géostatistique (sans effet de pépité) a permis d'extrapoler sur l'ensemble de la zone échantillonnée. Une première analyse sur les années 2001-2012 montre que la biomasse totale de crépidules dans la baie Saint-Brieuc peut être estimée entre 230 000 et 300 000 tonnes.

Axe 3 : Activités de pêche à la coquille Saint-Jacques : impacts et filières.

8. Impacts des engins de pêche sur les habitats benthiques.

8.1. Evaluation de l'impact des dragues à coquilles Saint-Jacques sur les communautés benthiques en baie de Seine

(Coordinateurs : Nicolas DESROY et Eric FOUCHER, IFREMER)

La coquille Saint-Jacques est une espèce dont l'activité de pêche affecte la quasi-totalité des fonds côtiers de la Manche et de la macrofaune associée. Les effets des dragues à coquilles sur les fonds et la faune benthique ont été le sujet de différentes études aux résultats contrastés. Si cette pratique est connue pour être destructrice à court-terme, les effets à plus long terme sont bien moins connus, notamment du fait de la nature complexe des interactions impliquées dans l'évolution des habitats et souvent, de l'absence d'état initial ou d'observations à long terme. Il a été montré qu'un fort impact de pêche est susceptible de détruire l'endofaune et d'être (comme en Mer du Nord) favorable aux carnivores et nécrophages (type *Nassarius* ou *Buccinum* et décapodes *Pagurus* et *Macropisus*) (Pinnegar et al., 2000³⁹).

En baie de Seine, après que la récupération des données environnementales contemporaines de la période d'acquisition des données benthiques (1998-2011) ait été réalisée, la base de données COMOR a été mise en forme et analysée. Des cartes de distribution des espèces majeures ont été réalisées ainsi qu'une analyse exploratoire des relations avec les conditions environnementales. Les données COMOR disponibles sur une période de plus de 10 ans ont été utilisées pour tester l'hypothèse d'un basculement entre endofaune filtreuse et dépositivore et épifaune vagile carnivore-nécrophage. Le premier problème auquel nous nous sommes heurtés fut l'absence d'état initial lié à l'impossibilité de disposer des données historiques acquises en baie de Seine dans les années 1970. De fait, les premiers échantillonnages ont été conduits sur des communautés benthiques déjà impactées. Les résultats montrent, selon les espèces considérées, une tendance à l'augmentation ou à la stabilité de l'abondance de la macrofaune benthique ainsi qu'une diminution de l'effort de pêche. Localement, on peut observer une régression nette (de 30-40% à 10-15%) de la part des organismes prédateurs et nécrophages au sein de la macrofaune benthique (Figure 22).

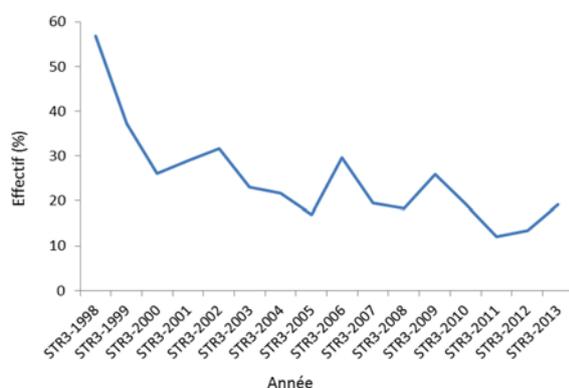


Figure 22 : Evolution de la contribution (%) des organismes prédateurs et nécrophages au sein de la macrofaune dans la strate 3 (secteur compris entre Grancamp-Maisy et Port-en-Bessin).

Le second problème fut que l'estimation de l'impact de l'activité de pêche à la drague s'est heurtée à l'impossibilité de disposer des données spatialisées de pression de pêche associées à la flotte coquillière. Un effort particulier a toutefois été fourni sur l'analyse de l'évolution de la flotte coquillière en baie de Seine et ses possibles effets, mais il n'est donc pas possible d'établir de lien direct entre l'augmentation de l'abondance d'une partie de la macrofaune benthique et la diminution de l'effort de pêche.

Cette approche a été complétée par la construction d'un modèle de sensibilité/vulnérabilité des habitats benthiques, appliqué sur une zone d'étude couvrant la Manche orientale et la baie sud de la mer du Nord.

8.2. Identification des habitats benthiques sensibles en Manche Orientale - baie sud de la mer du Nord.

(Coordinateurs : Nicolas DESROY et Sandrine VAZ, IFREMER)

La méthode utilisée dans cette action tient compte de l'influence de l'environnement physique sur les stratégies de développement des espèces (Kostylev, 2005⁴⁰ ; Valentine, 2005⁴¹). Dans ce modèle, on considère que les propriétés de l'habitat, et donc les stratégies de développement des organismes, sont déterminées par deux forces principales :

- la stabilité de l'habitat dans le temps (axe « perturbation ») ;
- la rigueur des conditions ambiantes ('axe « potentiel de croissance »).

La perturbation reflète l'intensité de l'altération de l'habitat. Elle se définit comme une force purement naturelle et mécanique déterminée par l'action des courants et des vagues sur le substrat. Le potentiel de croissance est relié à l'énergie dont disposent les organismes pour leur reproduction et leur croissance après avoir suffi à leurs besoins métaboliques essentiels. Ces deux indicateurs peuvent être combinés pour produire une « carte de risque » qui facilite l'interprétation des résultats et met en évidence les zones où la somme de perturbations physiques est susceptible de causer des dégradations des habitats.

Les données biologiques utilisées ont été extraites des campagnes annuelles de chalutage de fond (GOV, CGFS et IBTS). Les données couvrent la période 2006-2012. Il n'existe pas de méthode pour combiner perturbation et potentiel de croissance en une seule valeur. On visualise ces deux axes indépendants à l'aide d'une carte de classification des habitats benthiques selon une échelle continue de couleurs (Figure 23).

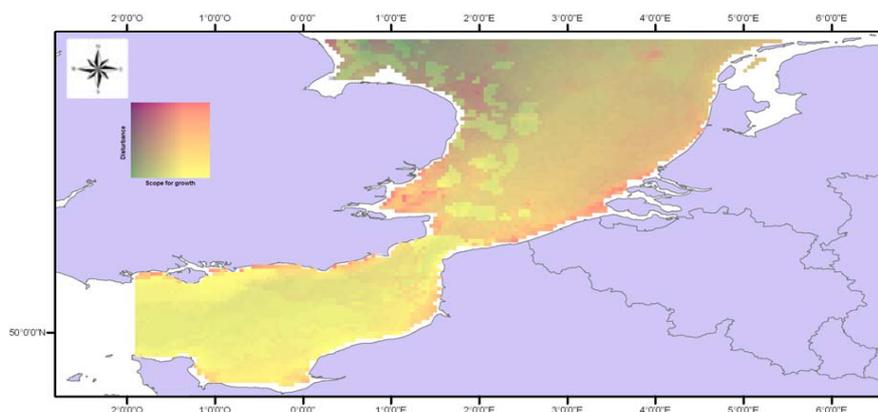


Figure 23 : Carte de classification des habitats benthiques en Manche Orientale et mer du Nord.

Il existe donc des secteurs potentiellement plus favorables et stables que d'autres, tels que le large du pays de Caux ou le secteur de l'île de Wight. *A contrario*, les contraintes les plus fortes sont observables en mer du Nord, notamment au nord de l'estuaire de la Tamise.

Il est possible, secondairement, de définir une carte de risque (Figure 24), le risque étant une fonction dépendant du potentiel de croissance et de la perturbation établi par l'équation : $Risque = \sqrt{(1 - SfG)^2 - (1 - Dist)^2}$. Ainsi, plus le potentiel de croissance et le niveau de perturbation sont faibles, plus le risque est fort pour qu'un habitat soit déstructuré suite à une perturbation (naturelle ou anthropique) est fort.

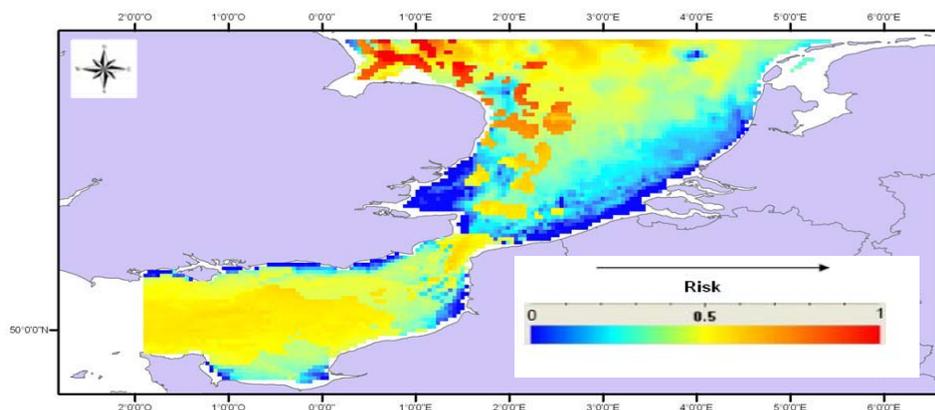


Figure 24 : Carte de risque pour le secteur Manche orientale – mer du Nord.

Les surfaces couvertes par les sédiments grossiers (cailloutis et graviers en Manche orientale) sont les habitats benthiques les plus sensibles. Ces fonds sont également ceux sur lesquels sont rencontrées les communautés benthiques les plus riches (communauté des cailloutis à épifaune sessile, Foveau, 2009⁴²).

La confrontation de la carte de risque avec celle de la distribution de *Pecten maximus* (Figure 25) met en évidence que l'essentiel de la distribution de cette espèce se situe dans un secteur où le risque est (à l'exception de la baie de Seine) de niveau intermédiaire. Les communautés benthiques associées présentent donc potentiellement un niveau de résilience moyen.

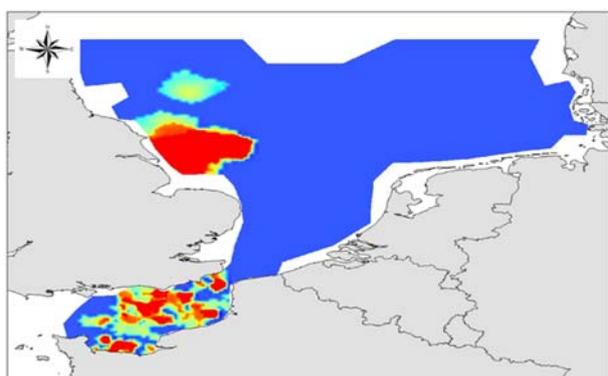


Figure 25 : Carte de distribution de *Pecten maximus* (données CGFS et IBTS – 2006 à 2012).

Le modèle de risque se concentre sur les impacts physiques subis par les invertébrés benthiques et n'intègre pas les impacts chimiques et biologiques. Il est perfectible, puisqu'il ne comprend pas d'incertitude sur les calculs de la perturbation et du potentiel de croissance et ne prend pas en compte la dimension temporelle.

9. Performances économiques des circuits d'approvisionnement.

(Coordinateurs : Bertrand LE GALLIC UBO/AMURE, et Olivier GUYADER, IFREMER/AMURE)

L'objectif de l'action 9 était d'étudier les relations entre gestion des pêcheries et dynamique de filière (Bas et al., 2013⁴³). La pêche est subdivisée en 18 zones de pêche (Figure 26) sur lesquelles sont mises en œuvre des mesures de gestion spécifiques adaptées aux contextes écologiques et socio-économiques de chaque zone (Lesur-Irichabeau et al. 2014⁴⁴ ; Le Gallic et al. 2013⁴⁵).

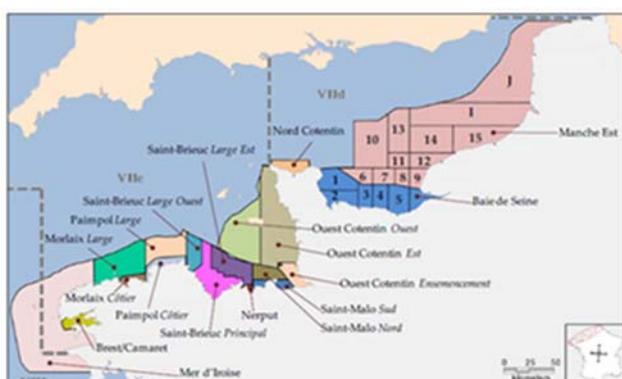


Figure 26 : Carte des principales de zones de gestion de la coquille en Manche (partie française).

Cela se traduit en aval de la filière par une relative indépendance des marchés, par une faible substituabilité des coquilles selon leur origine mais aussi par des différences de prix de vente au sein d'une même zone (Figures 27 et 28), qui sont en partie liées aux comportements des pêcheurs et des acheteurs (Lesur-Irichabeau et al. 2014⁴⁶).

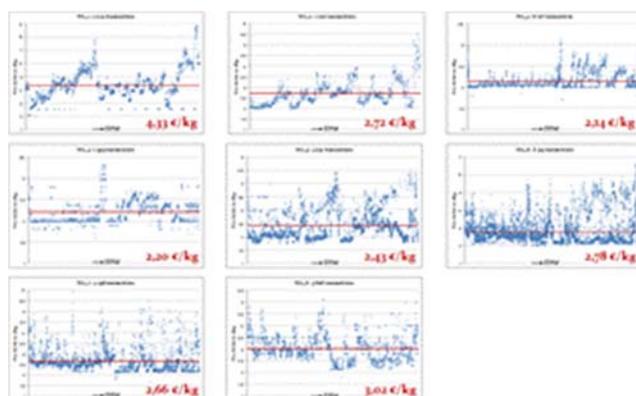


Figure 27 : Evolution des prix dans les principales zones de gestion (année 2012)

	MA concerned								Effect (for a positive change in explanatory variables)
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Type of transaction									⊕ / ⊖
Product category									⊕ / ⊖
Month of the transaction									⊕ / ⊖
Number of buyers									⊕
Local daily supply (volume)									⊕
National daily supply (volume)									⊕ (MA_1) / ⊖
Daily individual production									⊕ / ⊖
Daily individual purchase									⊕ (MA_4) / ⊖
Vessels length									⊕
Dependence of sellers to scallop									⊕
Dependence of buyers to scallop									⊕ / ⊖
Activity of buyer									⊕ / ⊖
Buyer importer									⊕
Buyer exporter									⊕ / ⊖ (MA_3)
Loyalty of sellers to buyers									⊕ (Nb) / ⊖ (vol.)
Loyalty of buyers to sellers									⊕ (Nb) / ⊖ (vol.)
Diligence rate of operators									⊕ / ⊖ (buyers in MA_4)

⊕ Positive change in price ⊖ Negative change in price

Figure 28 : Principaux déterminants de l'évolution des prix par zone de gestion (année 2012)

L'originalité des travaux est notamment d'avoir pu quantifier l'impact sur les prix de l'assiduité et la fidélité de ces opérateurs lors des transactions (Lesur-Irichabeau et al. 2014⁴⁷). De manière plus générale, l'analyse du fonctionnement du marché pose la question de l'adéquation des mesures de gestion à l'évolution des conditions de production et de marché dans un contexte global de progression importante de la production de coquilles en Manche au cours des dix

dernières années. L'accroissement des capacités productives des stocks de coquilles les plus importants durant de la dernière décennie (Fifas et Huet, 2012⁴⁸) s'est traduit par une augmentation marquée (facteur 3) de la productivité apparente de la plupart des navires opérant en Manche avec cependant une baisse constatée en Manche Ouest en fin de période (Figures 29 et 30).

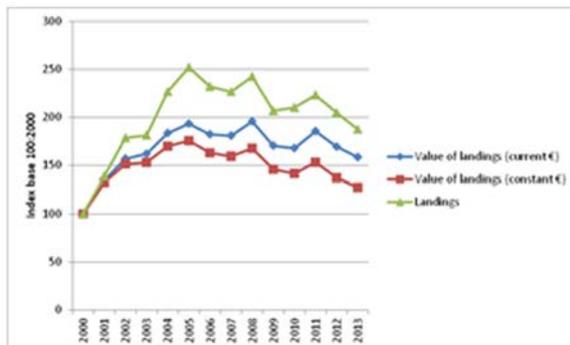


Figure 29 : Indices d'évolution des débarquements en quantité, valeur courante et constante (Source DPMA-Sacrois)

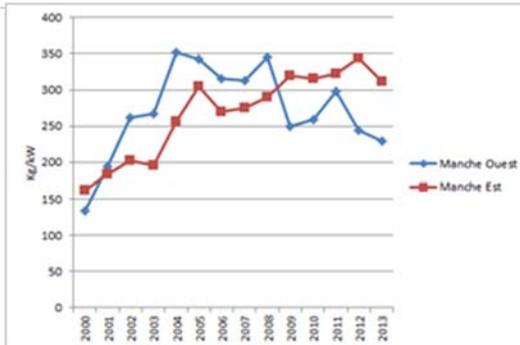


Figure 30 : Evolution de la productivité apparente moyenne des navires de pêche - Débarquements de coquilles (kg) par unité de puissance motrice (kW) - en Manche Ouest et Est (Source DPMA-Sacrois)

Cette évolution a été combinée à une homogénéisation de ces productivités entre la Manche Est et la Manche Ouest (Guyader et al., 2014⁴⁹). Les bénéfices économiques pour les flottilles de pêche sont cependant plus limités du fait, d'une part d'effets prix négatifs sur les marchés liés à l'augmentation de l'offre, et d'autre part de l'augmentation des coûts de production liée principalement à la progression des prix du pétrole (Frésard et al., 2014⁵⁰). Même si les performances économiques sont satisfaisantes pour certaines flottilles, ce qui semble confirmé par l'attractivité de cette activité et la relative stabilisation des effectifs de navires impliqués, la plupart des entreprises de pêche restent très dépendantes de la coquille Saint-Jacques (Frésard et al., 2013⁵¹ ; Guyader et al., 2014⁴⁹) (Figures 31 et 32).

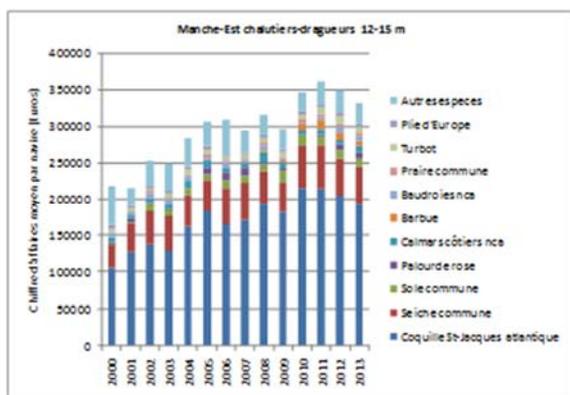


Figure 31 : Exemple d'évolution du chiffre d'affaires (€ courants) d'une flottille coquillière de Manche Est. Source : DPMA-Ifremer

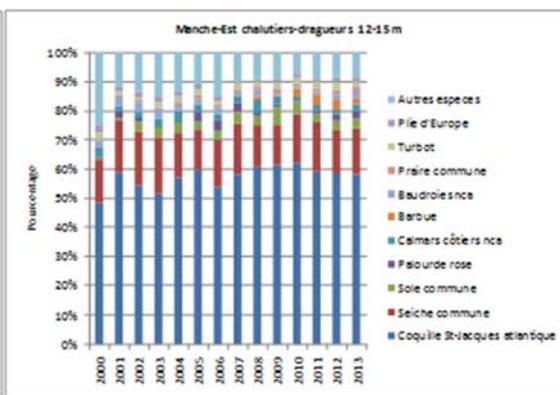


Figure 32 : Exemple d'évolution de la dépendance d'une flottille coquillière de Manche-Est. Source DPMA-Ifremer

Cela conduit à poser la question de la vulnérabilité de la filière à l'évolution de la disponibilité de la ressource dans un contexte de raréfaction de certains stocks et de contraintes croissantes liées à la contamination par l'ASP de certains stocks de coquilles Saint-Jacques.

10. Références.

- ¹ Nicolle A., Dumas F., Foveau A., Foucher E., Thiébaud E. (2013) Modelling larval dispersal of the king scallop (*Pecten maximus*) in the English Channel: examples from the bay of Saint-Brieuc and the bay of Seine. *Ocean Dyn.*, 63, 661-678.
- ² Nicolle A., Dumas F., Thiébaud E. (2012) Modelling larval dispersal of the great scallop in the English Channel. 16th biennial Workshop Joint Numerical Sea Modelling Group. Brest, France. 21-23 mai 2012.
- ³ Nicolle A., Dumas F., Thiébaud E. (2012) Modélisation de la dispersion larvaire des coquilles Saint Jacques (*Pecten maximus*) en Manche : exemples de la baie de Saint Brieuc et de la baie de Seine. Journées du GDR Marco. Roscoff, France. 8-11 octobre 2012.
- ⁴ Ogor J., Nicolle A., Dumas F., Foveau A., Foucher E., Thiébaud E. (2014) Modelling the connectivity between king scallop population in the English Channel: which consequences for stocks management? *ICES J. Mar Sci.* (in prep).
- ⁵ Thiébaud E., Nicolle A., Ogor J., Dumas F. (2013). Dispersion larvaire et connectivité : une composante essentielle à la gestion spatialisée des stocks de coquille Saint-Jacques en Manche. Réunion finale du projet ANR CoManche. Caen, France. 10-11 décembre 2013.
- ⁶ Thiébaud E., Ogor J., Dumas F., Foucher E., Nicolle A. (2014). Modélisation de la dispersion larvaire de *Pecten maximus* en Manche – Un outil pour une gestion spatialisée des stocks. Journées du GDR Marco. Sète, France. 2-3 juin 2014.
- ⁷ Nicolle A., Ogor J., Dumas F., Foucher E., Thiébaud E. (2014). Modelling larval dispersal of *Pecten maximus* in the English Channel: a tool for the spatial management of the stocks. *ICES Scallop Working group*. Nantes, France. octobre 2014.
- ⁸ Fifas S., Dao J.C. et Boucher J. (1990). Un modèle empirique du recrutement. Exemple de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*, L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche, France). *Aquatic Living Resources*, 3(1) : 13-28.
- ⁹ Fifas S. (1991). Analyse et modélisation des paramètres d'exploitation du stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*, L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest, France). Thèse de Doctorat d'Université, IFREMER/UBO, Brest : 422 p.
- ¹⁰ Foucher E. (2013). Evaluation annuelle du stock de coquilles Saint-Jacques de la baie de Seine: résultats de la campagne COMOR 43 (3 au 24 juillet 2013), 17p. <http://dx.doi.org/10.13155/26890>
- ¹¹ Antoine L. (1979). La croissance de la coquille st. jacques *Pecten maximus* (L.) et ses variations en mer celtique et en manche. Thèse de doctorat. Université de Bretagne Occidentale.
- ¹² Allison E. H. (1994). Seasonal growth models for great scallops (*Pecten maximus* (L.)) and queen scallops (*Aequipecten opercularis* (L.)). *Journal of Shellfish Research*, 13(2), 555–564.
- ¹³ Chauvaud L., Thouzeau G., et Paulet Y.-M. (1998). Effects of environmental factors on the daily growth rate of *Pecten maximus* juveniles in the Bay of Brest (France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 227(1), 83–111. doi:10.1016/S0022-0981(97)00263-3
- ¹⁴ Robert R., et Nicolas L. (2000). The effect of seawater flow and temperature on metamorphosis and postlarval development in great scallop. *Aquaculture International*, 8, 513–530.
- ¹⁵ Cassou C., Terray L., Hurrell J. W., et Deser C. (2004). North Atlantic Winter Climate Regimes: Spatial Asymmetry, Stationarity with Time and Oceanic Forcing. *American Meteorological Society*, 1055–1068.
- ¹⁶ Fauchot J., Thorel M., Schapira M., Le Gendre R. and Claquin P. (2013). Environmental control of *Pseudo-nitzschia* spp. bloom dynamics and domoic acid concentrations in the Bay of Seine (English Channel, France). 10th International Phycological Congress. 4-10th August 2013. Orlando, Floride, USA. Poster.
- ¹⁷ Thorel M. (2014). Ecologie et écophysiole des espèces du genre *Pseudo-nitzschia*. Thèse de doctorat. Université de Caen Basse-Normandie.
- ¹⁸ Thorel M., Fauchot J., Jobert S., Morelle J. and Claquin P. (2013) Effects of irradiance and temperature on growth, photosynthesis and toxin production of toxic diatom *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae). 10th International Phycological Congress. 4-10th August 2013. Orlando, Floride, USA.
- ¹⁹ Thorel M., Fauchot J., Morelle J., Raimbault V., Le Roy B., Miossec C., Kientz-Bouchart V. and Claquin P. (2014). Interactive effects of irradiance and temperature on growth and domoic acid production of the toxic diatom *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae). *Harmful Algae*, 39, 232–241.
- ²⁰ Thorel M., Fauchot J., Raimbault V., Jobert S., Morelle J., Kientz-Bouchart V. and Claquin P. (2014). Effects of irradiance and temperature on the physiology of two *Pseudo-nitzschia* species: *P. australis* and *P. pungens*. Réunion du GdR Phycotox. 4-5 février 2014. Nantes, France. Poster.
- ²¹ Karlson B., Cusack C., Bresnan E. (2010). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris, (109 pp.).
- ²² Miller P.E., Scholin C.A. (1998). Identification and enumeration of cultured and wild *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) using species-specific LSU rRNA-targeted fluorescent probes and filter based whole cell hybridization. *J. Phycol.* 38, 371-382.

- ²³ Gescher C., Metfies K., Medlin L.K. (2008). The ALEX Chips: Development of a DNA chip for identification and monitoring of *Alexandrium*. *Harmful Algae*, 7, 485-494.
- ²⁴ Galluzzi L., Cegna A., Casabianca S., Penna A., Saunders N., Magnani M., 2011. Development of an oligonucleotide microarray for the detection and monitoring of marine dinoflagellates. *J. Microbiological Methods*, 84, 234-242.
- ²⁵ McDonald S.M., Sarno D., Zingone D. (2007). Identifying *Pseudo-nitzschia* species in natural samples using genus-specific PCR primers and clone libraries, *Harmful Algae* 6, 849-860.
- ²⁶ Humbert J.F., Quiblier C., Cugger M. (2010). Molecular approaches for monitoring potentially toxic marine and freshwater phytoplankton species. *Anal. Bioanal. Chem.*, 397: 1723-1732.
- ²⁷ Trevisiol, E., Leclaire, J., Pratviel, G., Caminade, A.M., François, J.M., Majoral, J.P., Meunier B. (2009). Solid supports functionalized with phosphorus-containing dendrimers, process for preparing them and uses thereof, US patent 7, 517, 538.
- ²⁸ Noyer C., LeBerre-Anton V., Dreanno C. (2012). Détection et identification de *Pseudo-nitzschia* par PCR et biopuce, Les séminaires de Port-en-Bessin, 13-14/12/2012.
- ²⁹ Noyer C., LeBerre-Anton V., Dreanno C. (2013). Phytochip: a new tool to study the diversity of toxic phytoplankton in the Bay of Seine. *Advanced in Microarray Technologies*, 05-06/03/2013, Barcelone, Espagne.
- ³⁰ Noyer C., LeBerre-Anton V., Dreanno C. (2013). Phytochips: a new tool to study *Pseudo-Nitzschia sp.* Diversity. When Genetics meets oceanography, 14-16/10/13. Banyuls sur mer, France.
- ³¹ Noyer C., Trouilh L., LeBerre-Anton V., Dreanno C. (2014). Development of a DNA-microarray for a rapid and accurate identification of *Pseudo-nitzschia spp* and other harmful algal species, soumis à *Journal of Microbiological Methods*.
- ³² Noyer C., LeBerre-Anton V., Dreanno C. (2014). Développement d'une nouvelle biopuce dédiée à l'identification du phytoplancton. *Rapport d'activités. Ifremer.*
- ³³ Lavaud R. (2014). Environmental variability and energetic adaptability of the great scallop, *Pecten maximus*, facing climate change. PhD thesis, Vrije Universiteit Amsterdam (The Netherlands), 221p.
- ³⁴ Lika K., Kearney M. R. Freitas V., van der Veer H.W., van der Meer J., Wijsman J.W.M., Pecquerie L., Kooijman S.A.L.M. (2011). The "covariation method" for estimating the parameters of the standard Dynamic Energy Budget model I: Philosophy and approach. *Journal of Sea Research* 66(4), 270-277.
- ³⁵ Kooijman S.A.L.M. (2010). *Dynamic Energy Budget theory for metabolic organization*. Cambridge, UK, third edition. University Press.
- ³⁶ Savina M. and Ménesguen A. (2008). A deterministic population dynamics model to study the distribution of a benthic bivalve with planktonic larvae (*Paphia rhomboïdes*) in the English Channel (NW Europe). *Journal of Marine Systems*, 70, 63-76.
- ³⁷ Mileikovsky S.A. (1973). Speed of active movement of pelagic larvae of marine bottom invertebrates and their ability to regulate their vertical position. *Mar.Biol.*23:11-17
- ³⁸ Paulet Y.M et Fifas S. (1989). Etude de la fécondité potentielle de la coquille Saint-Jacques *Pecten Maximus* en baie de Saint-Brieuc. *Haliotis*, 19: 275-285
- ³⁹ Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M.-L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., d'Anna G., Pipitone C. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation* 27: 179-200
- ⁴⁰ Kostylev V.E., Todd B.J., Longva O. and Valentine P.C. (2005). Characterization of benthic habitat on northeastern Georges Bank, Canada. *Characterization of benthic habitat on northeastern Georges Bank, Canada*. In P.W. Barnes and J.P. Thomas (Eds). *Benthic habitats and the effects of fishing*. American Fisheries Society Symposium 41: 141-152.
- ⁴¹ Valentine P.C., Todd B.J. and Kostylev V.E. (2005). Regional Habitat Classification as Applied to Marine Sublittoral Environments of Northeastern North America. In P. W. Barnes and J. P. Thomas (Eds). *Benthic habitats and the effects of fishing*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- ⁴² Foveau A., 2009. Les communautés macrobenthiques de la Manche orientale : comparaison des distributions actuelle et historique (années 1970 à 1980). Thèse de troisième cycle - Université de Lille.
- ⁴³ Bas A., Frésard M., Guyader O., Lesur-Irichabeau G., Fournier N. et Le Gallic B. (2013). Apports et limites de l'économie industrielle à l'analyse des performances d'une filière halieutique, Rapport AMURE N° R-31-2013, projet ANR COMANCHE, http://www.umr-amure.fr/electro_rapports_amure/R_31_2013.pdf
- ⁴⁴ Lesur-Irichabeau G., Guyader O., Foucher E. et Fifas S. (2014). Approche comparée de la gestion des pêcheries de coquilles Saint-Jacques en Manche, rapport projet ANR COMANCHE (*en cours*)
- ⁴⁵ Le Gallic B., Guyader O., Frésard M., Foucher E., Fournier N. (2014). Comparaison des systèmes de gestion de la pêche à la coquille Saint-Jacques entre la baie de Saint-Brieuc et la baie de Seine, Rapport, 15p. (*en cours*)
- ⁴⁶ Lesur-Irichabeau G., Guyader O. et Frésard M. (2014) Comportements et typologies des acheteurs de coquilles Saint-Jacques en criée, rapport projet ANR COMANCHE (*en cours*)
- ⁴⁷ Lesur-Irichabeau G., Guyader O., Frésard M., Leroy C., Latouche K. and Le Grel L. (2014). Information on sellers and buyers characteristics: added value to explain price formation at primary fish markets in managed French scallop fisheries (soumis à *Applied Economics*).

- ⁴⁸ Fifas S. et Huet J. (2012). Gisement de coquilles Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc. Campagne 2012 d'évaluation directe. Résultats et analyse. Rapport STH/LBH, Ifremer, Brest, France, 19 pages.
- ⁴⁹ Guyader O., Frésard O., Fifas S., Foucher E. (2014). Structure et évolution des flottilles de pêche coquillères en Manche. Rapport ANR Comanche (en cours)
- ⁵⁰ Frésard M., Guyader O., Meunier M. (2014). Analyse des performances économiques des flottilles coquillières de la baie de Saint-Brieuc, Rapport AMURE (référence à finaliser)
- ⁵¹ Frésard M., Guyader O., Le Grand C. et Meunier M. (2013). Description des flottilles coquillières de la Manche et analyse des performances économiques en baie de Saint-Brieuc. Réunion finale du projet ANR CoManche. Caen, France. 10-11 décembre 2013.

