



**IMPACTS DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET DES PRATIQUES CONCHYLICOLES SUR L'ECOSYSTEME DE LA BAIE DU MONT SAINT MICHEL ET LA PRODUCTION CONCHYLICOLE. ETUDES DE SCÉNARIII PAR MODÉLISATION (IPRAC)**

***IMPACTS OF ENVIRONMENTAL FACTOR OR/AND FARMING PRACTICE EVOLUTIONS ON THE MONT SAINT MICHEL BAY ECOSYSTEM: A MODELLING STUDY***

**Programme LITEAU 3**

**RAPPORT FINAL**

Coordinateur : Philippe CUGIER  
Département DYNECO  
Laboratoire d'Ecologie Benthique  
IFREMER – Centre de Brest  
B.P. 70, 29280 Plouzané

Date : 21/07/2010

N° de contrat : 07-000041

Date du contrat : 12/12/2007



## **TABLE DES MATIERES**

<b>Résumé long</b>	<b>3</b>
<b>Résumé</b>	<b>7</b>
<b>Rapport scientifique</b>	<b>9</b>
<b>Annexes</b>	<b>97</b>





## Résumé Long

Dans le cadre de la démarche de GIZC entreprise en Baie du Mont Saint Michel et pilotée par l'association Interdépartementale Manche - Ile-et-Vilaine de nombreuses rencontres entre les différents acteurs de la baie (scientifiques, professionnels, décideurs,...) ont été organisées. L'analyse croisée des attentes " citoyennes " et " institutionnelles " issues de la démarche participative et des rencontres bilatérales, a permis d'identifier des enjeux transversaux à l'échelle de la Baie, dont certains concernent la partie maritime. Certaines questions relèvent particulièrement de l'utilisation et du partage de la ressource trophique de cette baie maritime, révélant les craintes, voire les conflits qui existent.

Ainsi, le principal objectif de notre projet est de fournir des éléments d'appréciation qualitatifs et quantitatifs sur l'évolution de la ressource trophique et des peuplements qui en dépendent, sous différentes hypothèses de modification des forçages environnementaux et anthropiques. Pour réaliser ce projet, nous exploitons de manière prospective les modèles numériques qui ont été développés dans le cadre du chantier PNEC « Baie du Mont Saint Michel » : modèle hydrodynamique et de transport sédimentaire (SiAM), modèle de production primaire, modèle de croissance des filtreurs cultivés (huîtres, moules).

Résolument scientifique dans la réalisation technique, la méthode consiste cependant à interagir avec des décideurs, des usagers et des gestionnaires de la baie pour identifier les principales questions qui se posent autour du partage de la ressource trophique de la baie, auxquelles la modélisation permettrait d'apporter des réponses ou des nouveaux éléments à intégrer pour une gestion durable de cet espace aussi convoité.

Il s'agit notamment d'explorer un certain nombre de scénarios possibles ou probables d'évolution du niveau de la ressource trophique planctonique et de sa distribution en réponse à des modifications de facteurs environnementaux (années climatiques contrastées, variations de la biomasse de crépidules,...) ou de facteurs anthropiques (modification des apports des bassins versants, des pratiques conchylicoles,...). L'objectif est à terme de fournir des indications permettant de quantifier les évolutions de la ressource trophique et les risques associés et ainsi faciliter la discussion entre les acteurs ainsi que les prises de décisions.

Dans le but de faire émerger ces scénarii, la première année du projet a principalement consisté à rencontrer les différents groupes d'acteurs de la baie afin de les informer sur le projet, les faire réagir et susciter de leur part des idées ou des questionnements à explorer grâce à l'outil de modélisation. Le projet s'appuie donc sur des interactions entre scientifiques, gestionnaires et usagers sous forme de rencontres. Un comité de pilotage regroupant **les scientifiques** et un représentant de chacun des groupes d'acteurs a été mis en place. Les acteurs concernés sont :

- **Les professionnels** de la pêche et des cultures marines: conchyliculteurs et pêcheurs (Comités locaux de pêche) ;
- **Les amateurs** : pêcheurs à pied de loisir ;
- **Les associations environnementales** (collectif VIGIBAIE regroupant 14 associations) ;
- **Les institutionnels** : Agence de l'eau, DDAM, DIREN et Conservatoire du Littoral, les élus (via l'AIMIV).

Par ailleurs, l'outil de modélisation lui-même a été amélioré par une meilleure intégration des compartiments benthiques ainsi qu'un couplage avec des modèles de croissance pour les espèces cultivées (huîtres et moules).

Suite aux discussions avec les différents groupes d'acteurs, 3 grandes catégories de scénarii sont ressorties :

- Le lien terre-mer au travers des apports des bassins versants : Les 3 principaux apports en baie du Mont-Saint-Michel sont la Sée et la Sélune sur la côte normande et le Couesnon sur la côte bretonne. Les éléments nutritifs, notamment nitrates mais aussi phosphates et silicates, amenés par ces rivières vont jouer un rôle important en stimulant la production planctonique en baie. Ainsi toute modification de ces apports pourrait avoir un impact sur la disponibilité de la ressource trophique primaire en baie et donc sur les peuplements qui en dépendent. Divers scénarii ont été imaginés allant de la réduction des apports, notamment basée sur les objectifs du SDAGE, jusqu'à une augmentation des apports sur certains bassins versants afin d'explorer des hypothèses en lien avec des modifications de pratiques agricoles.
- La problématique des espèces invasives en baie du Mont et notamment le rôle de la crépidule : La crépidule est abondante en baie (entre 150000 et 200000 tonnes) et les études récentes ont montré que son expansion est extrêmement forte (50% d'augmentation en 8 ans). Outre que par sa présence elle occupe un espace qui n'est alors plus disponible pour des espèces autochtones, c'est également un filtreur qui entre en compétition pour la ressource trophique avec les autres filtreurs de la baie, sauvages ou cultivés. Il est apparu lors des multiples réunions que les différents acteurs avaient conscience de la présence de la crépidule en baie et percevaient son impact de manière négative. Nous avons donc imaginé des scénarii afin d'étudier une poursuite de l'expansion de la crépidule et la résultante en terme de compétition pour la ressource. Néanmoins, un projet récent d'exploitation industrielle de la crépidule a vu le jour et des essais d'extraction ont démarré en 2009. Selon les premières estimations, ces extractions pourraient permettre limitation de l'accroissement du stock. Ainsi, des scénarii explorant l'impact trophique de telles situations seront également réalisés.

L'invasion de certains secteurs par l'huître sauvage (massifs des Hermelles notamment) a été rappelée par plusieurs acteurs de la baie. Quelques scénarii explorant l'impact trophique de cette invasion ont donc été proposés.

- L'exploitation de la baie par la conchyliculture : la conchyliculture, activité incontournable de la baie, est directement concernée par la disponibilité et le partage de la ressource trophique. Toute modification de cette ressource pourra directement impacter cette activité avec des retombées économiques potentielles (qu'elles soient positives ou négatives). De même, toute modification des pratiques conchylicoles pourra se répercuter sur la ressource trophique. Cette activité anthropique est parfaitement adaptée à la réalisation de scénarii reposant sur des évolutions de pratiques culturelles comme des modifications de stocks et/ou des variations de surfaces de zones de culture. De plus, le modèle mis en place en baie permet non seulement de prendre en compte l'impact des filtreurs cultivés (huîtres et moules) sur la ressource trophique planctonique, mais aussi de simuler leur croissance en fonction des paramètres de l'environnement (disponibilité en nourriture, température,...). Ainsi, tous les scénarii réalisés pourront également être interprétés en termes de performance de croissance des espèces cultivées.

Parmi l'ensemble des scénarii étudiés, ceux concernant la prolifération de la crépidule apparaissent comme ayant potentiellement le plus d'impact en termes de compétition trophique. Les projections à 10 ans pour différentes hypothèses de prolifération montrent notamment des pertes de performance de croissance pour les espèces cultivées pouvant dépasser 15% selon les secteurs. Par contre, les objectifs affichés de réductions des

concentrations d'apports azotés par les bassins versants (approximés par une réduction moyenne de 30%) ne semblent avoir qu'un impact modéré sur la production planctonique et sur la croissance des filtreurs. Enfin, les scénarios explorant différentes hypothèses de modification des densités d'élevage des espèces cultivées (notamment les réductions de densité) montrent un impact conséquent sur la disponibilité en nourriture et donc sur la croissance des filtreurs, en particulier les coquillages d'élevage eux-mêmes. Ainsi, il semble exister ici un levier de contrôle potentiel de la capacité trophique de la baie permettant, dans une certaine mesure, de compenser l'effet négatif dû à la prolifération de la crépidule qui semble aujourd'hui difficilement contrôlable.



## RESUMES

### En français

---

#### RESUME

½ à 1 page

Les communautés macrobenthiques de la baie du Mont Saint Michel en Manche sont principalement dominées par les filtreurs dont certains sont cultivés (huîtres et moules). Des baisses de rendement d'élevage, ainsi que l'apparition et le développement explosif d'une espèce invasive, la crépidule (*Crepidula fornicata*), ont amené à se poser des questions sur les équilibres trophiques entre les espèces cultivées et sauvages, que ces dernières soient indigènes (zoobenthos filtreur intertidal et subtidal) ou exogènes invasives (la crépidule). Pour cela, un modèle d'écosystème a été développé couplant un modèle hydrosédimentaire à 2 dimensions horizontales avec un modèle de production primaire et un modèle simulant les compartiments filtreurs et notamment leur croissance pour ce qui concerne les espèces cultivées. Le principal objectif du projet est de fournir aux acteurs de la baie des éléments d'appréciation qualitatifs et quantitatifs de l'évolution de la ressource trophique primaire sous différentes hypothèses de modification des forçages environnementaux et anthropiques sur la base de simulations réalisées grâce au modèle de scénarios co-construits.

Pour cela, des groupes de travail ont été organisés au cours desquels scientifiques et acteurs ont interagi et échangé pour identifier des scénarios concernant les pratiques culturelles, les apports de bassins versants et la prolifération de la crépidule.

Une fois réalisés, les résultats des scénarios ont été présentés à 6 groupes d'acteurs différents. A cette occasion, une sociologue a analysé à la fois les interactions entre scientifiques et acteurs et la perception que ces derniers ont eue de cette interaction, de l'outil de modélisation et des résultats sur les risques trophiques auxquels la baie pourrait avoir à faire face dans le futur.

#### MOTS CLES :

Modèle d'écosystème, scénarios, acteurs, ressource trophique primaire, conchyliculture, crépidule, Baie du Mont-Saint-Michel, Manche, France.

### In English

---

#### ABSTRACT

½-1 page

The macro-benthic communities of Mont-Saint-Michel Bay, located in the Norman-Breton Gulf (English Channel) along the French coast, are mainly dominated by filter-feeders which include cultivated species (oysters and mussels). The decline in shellfish farms production and the significant spreading of the invasive slipper-limpet *Crepidula fornicata* have caused scientists and stakeholders to point out a possible trophic competition between cultivated and wild (native or invasive non-native) filter-feeders. For that, an ecological model of the bay was developed, coupling a 2D hydro-sedimentary model along with biological models for primary production and filter-feeder growth. The objectives of the project were first to provide indicators to stakeholders of the future evolution of the trophic resource taking into account environmental modifications and human pressure, and establish with them the scenarios to be explored by the model.

To accomplish these objectives different meetings were organised between scientists and stakeholders. Based on the scenarios identified during these exchanges, various shellfish

practices, watershed runoffs and *Crepidula fornicata* spreading, were investigated through numerical modeling tools.

Then results of the models were presented to 6 stakeholders' focus groups, and a social scientist has analysed, first the interaction between scientists and stakeholders, second the perception of the models by the stakeholders and the ideas of stakeholders concerning the environmental problems faced within the Bay.

**KEY WORDS:**

Ecosystem modelling, scenarios, stakeholders, primary trophic resource, shellfish farming, slipper limpet, Mont-Saint-Michel Bay, English Channel, France.

## **RAPPORT SCIENTIFIQUE**

# **IMPACTS DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET DES PRATIQUES CONCHYLICOLES SUR L'ECOSYSTEME DE LA BAIE DU MONT SAINT MICHEL ET LA PRODUCTION CONCHYLICOLE (IPRAC). ETUDES DE SCENARIOS PAR MODELISATION.**

### **PROGRAMME LITEAU 3 Rapport Final**

**Responsable scientifique :** Philippe Cugier, Département DYNECO,  
Laboratoire d'Ecologie Benthique, Ifremer Brest

**Partenaires scientifiques :** Ifremer Brest, La Trinité, Dinard, Argenton  
Université de Bretagne Occidentale/UMR M101 AMURE  
Agrocampus Ouest, Rennes  
Muséum National d'Histoire Naturelle, CRESCO, Dinard  
Association Interdépartementale Manche-Ile et Vilaine







## I. INTRODUCTION : RAPPEL DU CONTEXTE ET DES OBJECTIFS DU PROJET

Située au fond du golfe normand-breton, la baie du Mont Saint-Michel *sensu stricto* est une vaste enclave sédimentaire de plus de 500 km<sup>2</sup> s'étendant au sud d'une ligne joignant la pointe du Grouin de Cancale à la pointe du Roc à Granville. Le jeu des marées y découvre, lors des forts coefficients, près de 240 km<sup>2</sup> d'estran, siège d'une activité biologique intense.

Une analyse approfondie du réseau trophique, utilisant le modèle Ecopath (Leloup *et al.*, 2008) a mis en évidence la prépondérance dans cette baie des premiers échelons (phytoplancton, mollusques filtreurs).

Sur ce site de renommée internationale, les interactions sont multiples et complexes entre l'environnement, la faune, la flore et les hommes. Environ 18 000 tonnes de coquillages sont produites dans la baie chaque année (premier centre mytilicole national avec 10 000 tonnes de production annuelle). Les 650 exploitants et employés conchylicoles génèrent ainsi un chiffre d'affaire annuel de plus de 30 millions d'euros. Il s'agit d'un centre conchylicole majeur au niveau national, et le véritable moteur économique pour la partie bretonne de la baie.

Pour essayer de contrecarrer une baisse de croissance des moules et des huîtres de la partie la plus occidentale de la baie et un envasement problématique, les conchyliculteurs ont procédé entre 2003 et 2004 à une restructuration qui a principalement consisté en un glissement conséquent des bouchots à moules vers la partie orientale de la baie réputée plus productive et une redistribution de l'ostréiculture d'estran sur les espaces mytilicoles libérés (figure I.1).

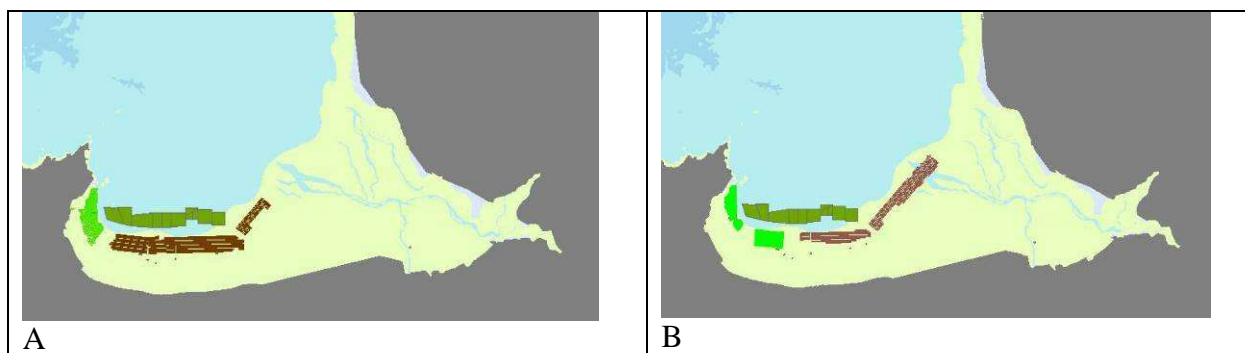


Figure I.1 : Cadastre conchylicole avant (A) et après (B) restructuration (Vert clair : huîtres creuses ; Vert foncé : huîtres plates ; Marron : bouchots à moules).

Par ailleurs, les baisses de rendement d'élevage, ainsi que l'apparition dès le début du 20<sup>e</sup> siècle puis le développement exponentiel en baie de Cancale, d'une espèce invasive, la crépidule (*Crepidula fornicata*), ont amené à se poser des questions sur les parts trophiques respectives que s'attribuent les espèces cultivées et sauvages, que ces dernières soient indigènes (zoobenthos filtreur intertidal et subtidal) ou exogènes invasives (la crépidule). Ainsi, la production primaire de cette baie qui joue le rôle d'une ressource commune est utilisée en accès libre par tous les organismes consommateurs (sauvages et élevés), ce qui peut conduire, au plan du régime de gestion de cette baie, à une dissipation de la rente trophique, et de là, économique pour les activités commerciales conchylicoles (Fontenelle, 2000).

De 2001 à 2006, la baie du Mont Saint Michel a été le site atelier d'un chantier PNEC (Programme National d'Ecologie Côtière). L'ambition du chantier était d'établir un ou des modèles de description du fonctionnement de la partie maritime de la baie du Mont Saint-Michel et de mettre à la disposition de différents acteurs (organismes de recherche, administrations, établissements publics, collectivités territoriales, professions maritimes et associations) des outils et des résultats de recherche qui pourraient contribuer à une gestion intégrée du littoral et du milieu marin. Une des questions principales de ce projet concernait la capacité trophique de la Baie. **Celle-ci peut-elle devenir limitante notamment pour le développement de la conchyliculture?**

Pour tenter de répondre à cette question un modèle de l'écosystème de la baie a été développé et utilisé de manière à estimer le poids respectifs des principaux filtreurs de la baie dans le contrôle de la production phytoplanctonique (Cugier et al., 2010). Les principales caractéristiques de ce modèle seront rappelées plus loin.

Parallèlement, l'Association Interdépartementale Manche-Ille-et-Vilaine associant les deux collectivités territoriales a mené un projet financé par la DIACT sur la thématique du développement équilibré des territoires littoraux. L'objectif était de créer un nouveau mode de gouvernance pour une gestion durable de la baie du Mont-Saint-Michel en considérant que la sauvegarde et la mise en valeur la Baie ne peuvent se faire sans les acteurs de ce territoire (habitants, professionnels, associations, institutions,...).

Les études scientifiques ont montré à quel point l'estran joue un rôle fondamental dans le fonctionnement de l'écosystème de la baie du Mont-Saint-Michel : zone de nurserie, de gagnage pour les oiseaux, apports de nutriments pour la baie maritime... Mais l'espace maritime (estran, milieu marin incluant Chausey) est aussi un espace très convoité par de nombreux acteurs aux intérêts différents, parfois contradictoires (professionnels de la conchyliculture, pêcheurs, touristes ou visiteurs, plaisanciers, activités sportives en mer, éleveurs d'agneaux de pré-salé ...). La compétition entre activités pour l'utilisation d'une même ressource (espace et ressource trophique) est particulièrement vive sur l'estran : elle peut être source de désaccords voire de conflits entre les utilisateurs de cet espace. Il est par exemple fait mention d'une compétition pour l'utilisation de la ressource trophique en Baie entre la production de moules, d'huîtres, et le développement de la crépidule.

Il existe bien un certain nombre d'enjeux, de questionnements et/ou de conflits réels ou potentiels autour de l'utilisation de l'espace et de la ressource trophique de la baie.

L'objet du présent projet est donc, en partenariat avec les acteurs et décideurs locaux, et en utilisant les modèles développés dans le cadre du chantier PNEC, d'apporter des réponses et/ou des nouveaux éclairages à ces questions afin d'alimenter les débats et discussions à la base de choix collectifs. Il s'agit notamment d'explorer un certain nombre de scénarios possibles ou probables d'évolution du niveau de la ressource trophique planctonique et de sa distribution en réponse à des modifications de facteurs environnementaux (années climatiques contrastées, variation de la biomasse de crépidule,...) ou de facteurs anthropiques (modification des apports des bassins versants, des pratiques conchylicoles,...). L'objectif est de fournir des indications permettant de quantifier les évolutions de la ressource trophique et les risques associés et ainsi faciliter la discussion entre les acteurs et, à terme, leurs prises de décisions.

Dans le but de faire émerger ces scénarios, la première année du projet a principalement consisté à rencontrer les différents groupes d'acteurs de la baie afin de les informer sur le projet, les faire réagir et susciter de leur part des idées ou des questionnements à explorer grâce à l'outil de modélisation.

Dès sa mise en place, il a été décidé que le projet devait prendre appui sur la constitution d'un partenariat associant scientifiques, gestionnaires et usagers, à la fois au travers d'un comité de pilotage regroupant des représentants de chacun de ces groupes d'acteurs mais aussi et surtout au travers de groupes de travail thématiques. L'objectif d'une telle démarche consistait d'abord à faire émerger, sous forme d'échanges, l'expression des besoins de connaissance des acteurs à partir desquels le groupe scientifique pourrait construire des scénarios intéressant tout ou partie de ces groupes d'acteurs.

Le comité de pilotage du projet a été constitué de la façon suivante :

**Scientifiques** environnementalistes et économistes (voir plus bas pour la liste détaillée).

**Association Interdépartementale Manche – Ile-et-Vilaine.**

**Institutionnels :**

- Agence de l'Eau Seine-Normandie et Loire-Bretagne,
- Directions Départementales des Affaires Maritimes 35 et 50,
- Directions Régionales de l'Environnement Normandie et Bretagne,
- Conservatoire du littoral et des rivages lacustres.

**Utilisateurs professionnels** de la baie :

- Sections Régionales Conchylicoles Bretagne Nord et Normandie Mer du Nord,
- Comités locaux des pêches

**Utilisateurs amateurs** de la baie :

- Comité des pêcheurs amateurs granvillais,
- Comité 50 de la pêche maritime de loisir.

**Associations environnementales :**

- Groupe Ornithologique Normand,
- Vigibaie (Collectif regroupant plusieurs associations de l'environnement des départements de la Manche et de l'Ile-et-Vilaine).

### **Rappel de la composition de l'équipe scientifique du projet**

#### **IFREMER**

**Philippe CUGIER** (cadre de recherche, **responsable scientifique du projet**)

**Florence CAYOCCA** (cadre de recherche)

**Michel BLANCHARD** (cadre de recherche)

*IFREMER, Centre de Brest, Département Dynamiques de l'Environnement Côtier, BP70, 29280 Plouzané*

**Stéphane POUVREAU** (cadre de recherche)

*IFREMER, Station expérimentale d'Argenton/Département de Physiologie des organismes marins, 11 presqu'île du vivier, 29840 Argenton-Landunvez*

**Joseph MAZURIE** (cadre de recherche)

*IFREMER, Laboratoire Environnement Ressources Morbihan-Pays de Loire, 12 rue des résistants, BP 86, 56470 La Trinité sur Mer.*

**Patrick LE MAO** (cadre de recherche)

*IFREMER, CRESCO, 38 rue du Port Blanc, 35800 DINARD*

**José PEREZ** (cadre de recherche)

**Rémi MONGRUEL** (cadre de recherche)

*IFREMER, Centre de Brest, Département d'Economie Maritime, BP70, 29280 Plouzané*

**Agrocampus Ouest, Rennes**

**Guy FONTENELLE** (professeur)

*Agrocampus Ouest, Pôle halieutique, 65 rue de Saint Briec, CS 84215, 35042 Rennes Cedex*

**Muséum National d'Histoire Naturelle / UMR 5178 BOME**

**Frédéric OLIVIER** (maître de conférences)

*Muséum National d'Histoire Naturelle, CRESCO, Département Milieux et Peuplements Aquatiques, UMR 7208 BOREA, 38 rue du Port Blanc, 35800 DINARD*

**Université de Bretagne Occidentale / UMR M101 AMURE**

**Katia Frangoudès** (chargée de recherche)

*IFREMER, Centre de Brest, UMR AMURE, BP70, 29280 Plouzané*

**Association Interdépartementale Manche – Ile-et-Vilaine**

**Thierry ROBIN** (Chargé de mission)

*21, route de la Roche Torin, 50220 COURTILS.*

## **II. ETABLISSEMENT DES SCENARIOS EN BAIE DU MONT-SAINT-MICHEL**

Une liste de scénarios a donc été établie sur la base de multiples rencontres avec les acteurs de la baie. Au total, 5 réunions ont eu lieu dont une du comité de pilotage en février 2008. Les 4 autres réunions ont été thématiques :

- le 17/04/2008 à Agrocampus Ouest Rennes en présence de l'Agence de l'Eau Seine Normandie,
- le 13/10/2008 à la maison de la Baie du Vivier/mer avec les professionnels de la conchyliculture,
- le 13/01/2009 matin avec les représentants des associations de pêcheurs de la baie,
- le 13/01/2009 après midi avec les représentants de VIGIBAIE, collectif regroupant plusieurs associations de l'environnement des départements de la Manche et de l'Ile-et-Vilaine.

### **1. Réunion du comité de pilotage du 20/02/2008**

Cette réunion a été l'occasion d'un premier contact avec l'ensemble des acteurs et/ou de leurs représentants, de faire le point sur les moyens et les attendus du projet et de définir la manière la plus efficace d'atteindre les objectifs.

### **2. Etablissement des scénarios sur la base des rencontres avec les acteurs de la baie**

Les différentes rencontres avaient pour but de faire émerger les scénarios intéressants à étudier. A chaque fois, ces réunions regroupaient des représentants des différents acteurs ciblés et les scientifiques du projet (biologistes, physiciens, modélisateurs, économistes). Ces rencontres ont été l'occasion de redéfinir à chaque début de réunion quels étaient les objectifs du projet, les limites de notre outil de modélisation et à quel type de questionnement il était adapté. Ainsi, nous avons rappelé que c'est à la question de l'évolution de la ressource trophique et de son partage par les principaux filtreurs

benthiques de la baie que nous nous proposons de répondre. La ressource trophique est un élément essentiel pour la structuration du paysage et des activités en baie du Mont. Ainsi, les scénarios qui seront réalisés fourniront des éléments d'appréciation spatialisés de modification de la ressource trophique. Une chute importante de la disponibilité en ressource primaire dans une zone de la baie pourra être identifiée comme un risque potentiel pour les espèces présentes qu'elles soient benthiques ou pélagiques. Les filtreurs pour lesquels les outils de modélisation sont les plus développés sont les espèces cultivées huîtres (*Crassostrea gigas*) et moules (*Mytilus edulis*). Pour ces dernières, la modélisation permettra de reproduire leur croissance en fonction des paramètres environnementaux et c'est par conséquent pour ces espèces que l'analyse des scénarios pourra être la plus élaborée.

En fonction des discussions avec les différents groupes d'acteurs, 3 grandes catégories de facteurs de changement sont ressorties :

- l'étude du lien terre-mer au travers des apports des bassins versants,
- la problématique des espèces invasives en baie du Mont et notamment le rôle de la crépidule (*Crepidula fornicata*)
- l'exploitation de la baie par la conchyliculture.

Nous avons, dans un premier temps, identifié les différents facteurs de changement sur lesquels un contrôle pouvait être opéré via des options de gestion et réfléchi à leurs gammes de variations, fournissant ainsi autant de scénarios possibles (ce que nous appellerons ensuite les scénarios sectoriels ou thématiques). Dans un deuxième temps, il convenait d'identifier quelles pouvaient être les combinaisons pertinentes de ces modifications de facteurs pour des scénarios croisés.

## 2.1 Les scénarios sectoriels (ou thématiques)

### 2.1.1 Les bassins versants

Trois bassins versants principaux contribuent à alimenter la baie en éléments nutritifs grâce à trois rivières : la Sée et la Sélune sur la côte normande et le Couesnon sur la côte bretonne. Ces éléments nutritifs, notamment azotés vont permettre (en association avec des conditions d'éclairement et de température favorables) la croissance phytoplanctonique dans la baie et donc conditionner la ressource trophique disponible. Ainsi, toute modification des apports peut modifier cette ressource trophique.

Le SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) fixe pour chaque grand bassin hydrographique des orientations fondamentales pour une gestion équilibrée de la ressource en eau, de même que sa déclinaison locale le SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux). Dans la perspective de limiter les phénomènes d'eutrophisation en rivière et en domaine côtier, les orientations concernant les éléments nutritifs, notamment azotés, vont globalement vers une réduction des apports. Ainsi, suite aux échanges avec les agences de l'eau, il est apparu intéressant d'envisager ces scénarios de réductions d'apports. Afin de limiter les scénarios, il a été convenu de tester :

- un scénario « réaliste » correspondant à une réduction globale sur l'ensemble des cours d'eau de 30% des concentrations des apports azotés,
- un scénario extrême où les apports d'azote sont ramenés à 13mg/l sur l'ensemble des cours d'eau, ce qui correspond aux objectifs de la convention OSPAR (Oslo-Paris) visant à réduire par deux les flux azotés.

L'objectif de ces scénarios était de voir si la production planctonique de la baie serait modifiée. Si oui, de combien ? Et quel serait l'impact trophique potentiel sur l'écosystème, notamment sur les filtreurs cultivés ?

- Même si la volonté de réduction des apports azotés est forte sur la plupart des cours d'eau, l'Agence de l'Eau Seine Normandie a aussi montré un intérêt à ce que nous explorions des hypothèses d'augmentation de ces apports sur les cours d'eau Normand (Sée et Sélune). Cela se justifie par une tendance à la modification de certaines pratiques agricoles sur les bassins versants normands conduisant à la mise en place de modèles d'élevage intensif à l'instar de ce qui est pratiqué en Bretagne.

Enfin, les flux nutritifs venant des cours d'eau vont dépendre du régime hydrologique de ces cours d'eau et donc varier selon les périodes sèches ou humides. Il a donc été proposé d'explorer l'effet d'années sèches et humides sur la production planctonique en baie.

### 2.1.2 Les espèces proliférantes

#### *La crépidule*

Comme dans la plupart des sites ostréicoles français, la crépidule s'est propagée dans les parcs de Cancale au début des années 70 suite à l'introduction sur estran de l'huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*) ; elle a ensuite proliféré dans le secteur des parcs en eau profonde mis en élevage à la même époque (Blanchard, 1995, 1999). A la demande des professionnels, une cartographie et une évaluation de la crépidule entre le cap Fréhel et le Mont Saint-Michel a été réalisée en 1995 et 1996 (Blanchard, 1999). La biomasse présente était d'environ 100 000 tonnes. En 2003 et 2004, 3 campagnes à la mer, réalisés dans le cadre du Programme National d'Environnement Côtier, ont permis une actualisation des données obtenues en 1995-96 sur la même zone et avec des moyens similaires (sonar à balayage latéral et vidéo sous-marine). La nouvelle estimation obtenue a donné une biomasse d'environ 150 000 tonnes, l'augmentation durant l'intervalle de 8 ans y serait donc équivalente à 50 000 tonnes, soit 50% du stock initial (Figure II.1).

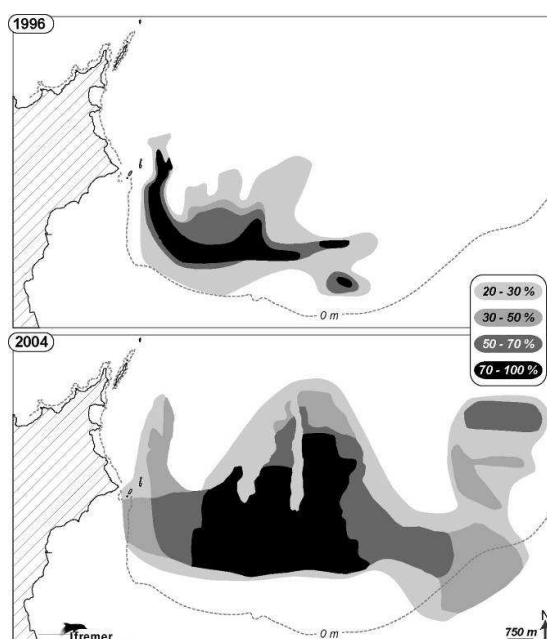


Figure II.1 : Evolution de la population de crépidules entre 1996 et 2004. Les différents niveaux de gris représentent le pourcentage de recouvrement du fond (Blanchard et al., 2009).

Les effets liés à la présence de populations denses de crépidules sont multiples (Hamon et al. 2002), notamment :

- Changement du peuplement : au fur et à mesure que sa densité augmente, la population envase et hétérogénéise le milieu ce qui change la nature et la structure des assemblages benthiques.

- Recouvrement des fonds : la multiplication des colonies entraîne une extension spatiale horizontale de la population sous forme de taches de plus en plus larges se rejoignant entre elles jusqu'à recouvrir totalement la surface du sédiment et former un tapis uniforme, ce qui exclut alors la présence d'espèces endogées ou d'espèces inféodées à un type de sédiment pour leur recrutement (coquilles Saint-Jacques par ex.)

- Phorésie : la crépidule se fixe en priorité sur la coquille d'un congénère, mais également sur tout support, vivant ou mort, pourvu qu'il soit plat et de taille suffisante. C'est ainsi qu'elle se fixe sur la coquille des bivalves de grande taille : coquille Saint-Jacques, amande de mer, lutraire, bucarde, etc... Elle se fixe également sur les huîtres plates et creuses, ce qui impose aux exploitants un nettoyage de leurs produits avant la commercialisation

- Compétition trophique : la crépidule, qui est un gastéropode filtreur, consomme une part du phytoplancton disponible, au détriment des autres filtreurs de la baie.

Ces effets ont un impact négatif notamment sur les activités conchyliques en eau profonde, par le tri imposé aux produits de dragage, par le nettoyage des concessions et des abords, avant toute mise en culture, et dans les situations extrêmes par le déplacement des concessions vers des zones moins colonisées. Ces opérations ont un coût et motivent en conséquence une recherche de solutions remédiatrices.

La présence de crépidules en baie est bien connue par l'ensemble des acteurs et ce sujet est systématiquement revenu lors des différentes discussions. La crépidule est globalement perçue comme une nuisance, mais celle-ci diffère selon les acteurs. Pêcheurs et défenseurs de l'environnement perçoivent plutôt les impacts liés à l'extension spatiale qui vont par exemple modifier les zones de pêche ou la nature des fonds. La question de la compétition trophique et donc du partage de la ressource a plutôt été exprimée par les professionnels de la conchyliculture, même si le problème de la prolifération physique dans les parcs a été soulevé.

Lors de la présentation du présent projet de recherche à l'appel d'offre 2007 Liteau, le rôle de la crépidule dans l'écosystème avait été évoqué comme un type de scénario qu'il faudrait très probablement aborder. Ceci s'est confirmé lors des différentes rencontres. Toutefois à l'époque, les scénarios imaginés allaient plutôt vers une augmentation du stock. En effet, les dernières cartographies montraient une augmentation massive de la biomasse (50% en 8 ans) et le programme de récolte industriel mis sur pied par l'association AREVAL (Association pour la REcolte et la VALorisation de la crépidule en Bretagne-nord) ne semblait pas en mesure d'inverser la tendance (tout au plus permettait-il de ralentir légèrement le phénomène). Les crépidules récoltées étaient utilisées principalement pour de l'amendement calcaire et les quantités prélevées (~5000 tonnes/an) restaient inférieures au taux de renouvellement du stock (~10000 T/an).

Depuis fin 2008, un nouveau projet industriel voit le jour en baie du Mont Saint-Michel qui a pour objectif une valorisation « gastronomique » sous forme de plats cuisinés (dépêche AFP du 03/10/2008, article dans Ouest-France du 9 octobre 2008). Ce projet associant divers partenaires industriels est porté par une société finistérienne « Britexia ». Une usine de décorticage du produit, la SLP (Slipper Limpet Processing) a vu le jour à Cancale. Les prévisions d'extraction avancées tournent autour de 20 tonnes par jour ce qui revient à

extraire par an la moitié de ce qui est produit naturellement. Ainsi, les scénarios d'augmentation du stock de crépidules peuvent être modulés.

Ainsi, 2 types d'évolution ont été retenus pour la crépidule :

- le stock de crépidules augmente : ces scénarios se basent 1/ sur l'hypothèse que l'exploitation n'est finalement pas concluante et qu'elle est à terme abandonnée. Le stock augmente alors sur la base du taux actuellement observé (~50% en 8 ans) et en fonction des zones potentielles de colonisation ; 2/ l'exploitation se poursuit mais selon le niveau d'extraction prévu (20 tonnes/jour) ne permettant que de ralentir l'évolution du stock.

- Le stock de crépidules diminue significativement (extraction de 60 tonnes/jour). Dans ce dernier cas, l'effet sur l'écosystème pourra être recherché au travers d'indicateurs comme le niveau moyen de chlorophylle ou sa valeur maximale, l'amélioration éventuelle de la croissance des filtreurs cultivés...

### ***L'huître creuse***

L'huître creuse du Pacifique, *Crassostrea gigas*, est élevée en France depuis les années 70 pour compenser l'effondrement des stocks des autres espèces : l'huître « portugaise », *Crassostrea angulata*, et l'huître « plate » *Ostrea edulis*. Certains sites, notamment sur la côte atlantique, ont vu l'espèce s'établir durablement et former des populations naturelles. Aujourd'hui le phénomène s'est accéléré et on peut véritablement parler d'une prolifération de cette espèce sur certains secteurs où elle va jusqu'à recouvrir entièrement les substrats sous-jacents. En France, la prolifération s'étend des côtes occidentales de la Manche à la façade atlantique, principalement sur les côtes rocheuses, n'épargnant que certaines zones. Le phénomène en baie du Mont Saint-Michel est également observé et touche particulièrement les massifs d'hermelles. Certains acteurs dont les associations de l'environnement ou les pêcheurs à pied ont évoqué ce problème. Comme pour la crépidule, nous ne pourrions pas, à partir de notre modèle, étudier la dynamique de colonisation de l'espèce mais plutôt son impact sur la ressource trophique. Ainsi, nous avons convenu de tester au moins un scénario « catastrophe » où des huîtres sauvages seront supposées coloniser l'ensemble des supports possibles de la baie à la densité maximale.

#### 2.1.3 La conchyliculture

La conchyliculture en baie du Mont Saint-Michel est une activité ancienne qui, aujourd'hui, est devenue très dynamique et génère une économie locale importante. Sur la partie occidentale de l'estran (345 ha), la culture sur tables de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) représente une biomasse en place d'environ 8000 tonnes. Sur les zones centrale et orientale, s'est développée depuis 1954 la culture des moules sur bouchots (*Mytilus edulis*) avec une biomasse de 10000 tonnes. A cela s'ajoute la culture en eau profonde de l'huître plate (*Ostrea edulis*) sur 880 ha, avec un stock de 3000 tonnes. Ces stocks de filtreurs cultivés représentent évidemment un élément majeur dans l'utilisation de la ressource trophique primaire. Les résultats de modélisation obtenus dans le cadre du chantier PNEC ont montré l'impact de ces filtreurs cultivés, et notamment des moules, sur les concentrations en chlorophylle *a* de la baie. Ces stocks étant cultivés, ils peuvent faire l'objet de nombreux scénarios de gestion. Par conséquent, ce sont les échanges avec les professionnels de la conchyliculture qui ont permis de fournir le plus grand nombre de scénarios. En effet, c'est pour les espèces cultivées (huîtres et moules) que nos modèles sont les plus aboutis (couplage avec des modèles de croissance) et permettent donc d'aller le plus loin dans l'analyse et l'interprétation des scénarios.



Les scénarios relatifs aux stocks cultivés vont correspondre à des modifications de densité et/ou des modifications de la répartition spatiale.

### ***La mytiliculture***

La culture des moules en baie du Mont Saint-Michel se fait sur bouchot. Comme le cycle d'élevage sur pieux dure plus d'un an dans la majorité des zones, le pourcentage de pieux ensemencés chaque année est inférieur à 100%. Actuellement ce taux d'ensemencement des pieux est de 55% (i.e. un peu plus d'un pieu sur deux est ensemencé) sur la nouvelle zone à l'est et de 65% sur les secteurs plus anciens à l'ouest. L'idée des scénarios est qu'en augmentant ou limitant l'ensemencement sur les zones mytilicoles, on modifie la pression trophique sur l'écosystème et on améliore ou détériore la productivité globale. Afin de vérifier cela, une des demandes de la profession est de tester un taux d'ensemencement de 70%. A noter que ce fut transitoirement le cas dans la nouvelle zone après la restructuration qui s'est déroulée en 2003-2004. Les professionnels ont relaté qu'alors une baisse de productivité avait été observée à l'ouest avec une cassure nette à hauteur du banc des Hermelles. Il a été également suggéré de tester un taux d'ensemencement de 50% afin de voir si un gain de productivité pouvait être espéré avec ce taux minimum d'ensemencement.

Par ailleurs, la densité des pieux est actuellement de 140 pieux par ligne de 100 m dans la nouvelle zone (la plus à l'est) et de 110 pieux par ligne de 100 m sur les zones plus anciennes (qui existaient préalablement à la restructuration). Dans l'idée de tester le gain éventuel (en termes de croissance) d'une réduction des densités en élevage, un scénario teste une configuration où l'ensemble de la zone est harmonisée à 110 pieux par 100 mètres.

Bien que la création de nouvelles zones de bouchots ne soit pas, a priori, à l'ordre du jour, le représentant de la SRC-Normandie a montré son intérêt pour un scénario qui testerait l'implantation de nouveaux bouchots sur la partie normande de la baie. L'intérêt est double : d'une part, il permettrait de voir quelles seraient les performances à espérer dans cette extension à l'est ; d'autre part, il permettrait d'estimer l'impact éventuel sur les bouchots existants dans la baie mais également d'avoir une idée d'une modification potentielle des flux de matières (chlorophylle *a*, matière organique,...) vers le nord le long de la côte du Cotentin qui pourrait alors affecter les exploitations normandes plus au nord.

### ***L'ostréiculture***

Dans cette baie, l'ostréiculture se pratique de deux manières: 1/ dans des poches sur « tables » pour l'huître creuse sur l'estran de la baie de Cancale, 2/ à même le sol, en eaux profondes pour l'huître plate. Pour cette activité, la restructuration a consisté à déplacer une partie des tables de la zone de Cancale (environ 150 ha), fortement envasée, plus à l'est vers la zone libérée par d'anciens bouchots (voir carte figure 1). La densité d'exploitation, qui était d'environ 6000 poches par hectare dans les années 70, a été réduite par la suite à 4000 poches par hectare à cause de problèmes d'envasement. Avec la restructuration, la densité sur l'ancienne zone est restée à 4000 poches par hectare mais a été diminuée à 3600 poches par hectare sur la nouvelle zone. La discussion avec les ostréiculteurs a soulevé la question d'une diminution générale de la densité des poches. *Peut-on en attendre une amélioration significative des performances de croissance et donc une amélioration de la qualité ?* Il a donc été décidé de tester deux scénarios : 1/ une réduction très forte ramenant la densité à 2500 poches par hectare sur l'ensemble des zones ostréicoles 2/ une réduction plus modérée avec une densité de 3000 poches par hectare.

Les zones de cultures en eaux profondes concernent l'huître plate. En Bretagne sud et notamment en baie de Quiberon, c'est l'huître creuse qui est cultivée en eau profonde. Nous proposons ici de tester un scénario où l'ensemble des huîtres plates de la baie du Mont Saint-Michel seraient remplacées par des huîtres creuses à l'instar de ce qui est fait en Bretagne sud. Ce remplacement n'est pas anodin dans la mesure où l'huître creuse se cultive à plus forte densité et qu'elle a une capacité de filtration de l'ordre de 4 fois supérieure à celle de l'huître plate. Ainsi, l'impact en terme trophique sur l'écosystème pourrait ne pas être négligeable. Ce scénario se justifierait par exemple dans l'hypothèse d'un nouvel effondrement du stock d'huîtres plates (tel qu'observé dans les années 70) ou d'une aptitude particulière de ces sites profonds à l'élevage des huîtres creuses, dans un contexte différent (avantage en termes épidémiologiques...).

## 2.2 Les scénarios croisés

L'évolution des paramètres décrits précédemment et pris un à un constitue autant de scénarios « thématiques » qu'il convient de réaliser pour identifier leur impact individuel. Toutefois, dans le monde réel, il est évident que plusieurs de ces paramètres évoluent simultanément et la réponse résultante risque de ne pas être la simple moyenne des effets individuels. Il est donc primordial de réaliser des scénarios croisés qui seront des combinaisons des scénarios « thématiques » précédents (chaque scénario croisé pourra donc avoir une composante « bassins versants », une composante « espèces invasives » et une composante « pratiques conchyliques »).

Deux grandes catégories de scénarios croisés peuvent être imaginées :

- des scénarios explorant les évolutions probables ou souhaitables de la baie,
- des scénarios explorant des évolutions extrêmes, voire « catastrophiques » où plusieurs facteurs évoluent eux mêmes de manière extrême ou incontrôlable.

### i. Evolutions probables ou souhaitables

L'idée est donc ici d'explorer un certain scénario qu'il paraît raisonnable d'imaginer à une échéance de 5 à 10 ans (2015-2020). L'exercice n'est pas trivial et se base sur les connaissances scientifiques et/ou réglementaires d'aujourd'hui qui peuvent être imparfaites et évoluer rapidement. Il s'agit donc de faire évoluer simultanément les 3 options.

#### Composante « bassins versants »

Il paraît raisonnable de se baser sur les objectifs du SDAGE. Par simplification, il est proposé de fixer une réduction globale de 30% des apports azotés sur tous les bassins versants.

#### Composante « espèces invasives »

Pour la crépidule l'extraction industrielle se déroule comme convenu sur la base de 20 tonnes/jour, ce qui revient à limiter la prolifération du stock de crépidule

#### Composante « pratiques conchyliques »

La volonté affichée par la profession mytilicole de chercher à optimiser les performances de croissance et donc de chercher globalement à réduire les densités en élevage conduit pour le croisement de scénarios de plutôt choisir cette option. C'est l'harmonisation à 110 pieux par 100 mètres qui est retenue ici.

## ii. Evolutions extrêmes

Même si des évolutions extrêmes sont peu probables et surtout non souhaitables, il est intéressant de voir grâce à la modélisation comment l'écosystème pourrait réagir à de telles situations. Nous proposons de tester le cas extrême visant à contraindre fortement la disponibilité de la ressource trophique.

### Composante « bassins versants »

Les apports d'origine azotés sont ramenés à 13 mg/l avec comme conséquence importante une limitation possible de la croissance planctonique en baie.

### Composante « espèces proliférantes »

Les contraintes sur la ressource trophique sont maximales avec une augmentation du stock de crépidule selon le rythme actuel.

### Composante « pratiques conchylicoles »

Comme pour les espèces proliférantes, la pression sur la ressource trophique est maximisée avec la création d'une nouvelle zone de bouchots sur la partie Normande de la baie.

## III. OUTILS DE MODELISATION

### 1. Le modèle d'écosystème

La modélisation est basée sur le modèle hydrosédimentaire SiAM calculant sur une grille irrégulière (figure III.1) les caractéristiques hydrodynamiques (courant et marée) ainsi que le transport de toute substance dissoute ou particulaire (Cayocca et al, 2008).

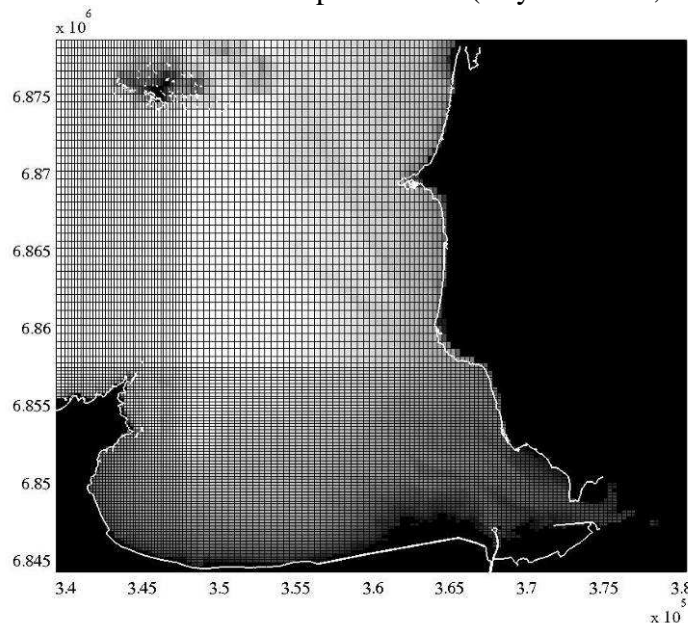


Figure III.1 : maillage du modèle baie du Mont Saint-Michel. La taille minimale des mailles en fond de baie est de 200m.

A ce modèle hydrodynamique est couplé un modèle de production primaire ainsi qu'un module benthique simulant l'impact sur le phytoplancton des principaux filtreurs de la

baie. Le modèle d'écosystème appliqué à la baie du Mont-Saint-Michel est complètement décrit dans Cugier et al. (2010) et placé en annexe de ce rapport. Nous ne rappellerons donc ici que les éléments essentiels.

La figure III.2 présente le schéma conceptuel du modèle biogéochimique. Ce modèle tient compte de deux classes phytoplanctoniques, les diatomées qui utilisent la silice et les dinoflagellés dont certaines espèces peuvent être toxiques. Il simule également le cycle des éléments nutritifs du phytoplancton (azote, phosphore et silicium) sous leur forme dissoute ou particulaire détritique et adsorbée sur les particules en suspension pour le phosphore.

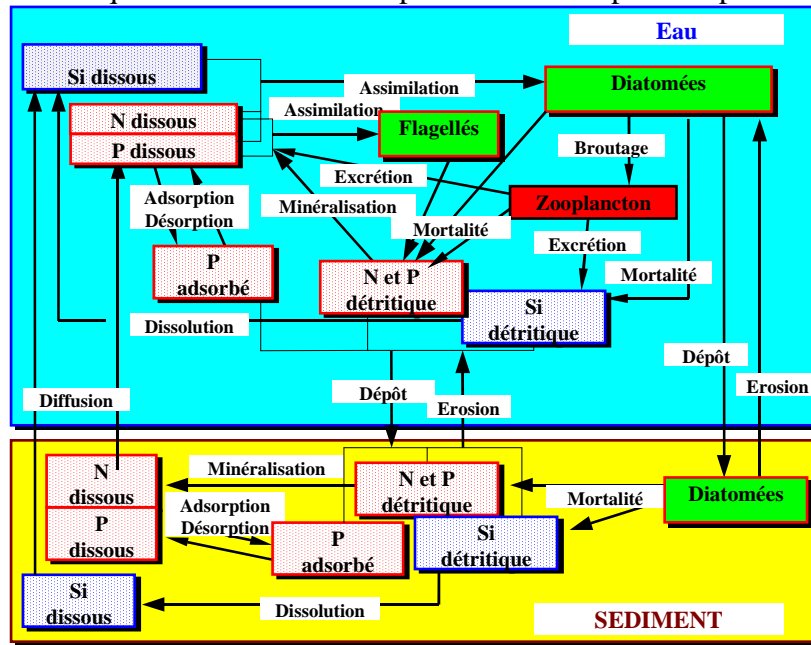


Figure III.2 : Schéma conceptuel du modèle de production primaire.

Les données acquises en 2002-2003 lors du chantier PNEC, concernant la distribution et les densités pour les principales espèces de filtreurs sauvages et invasifs ont été interpolées et introduites de manière réaliste dans le modèle. Les filtreurs sauvages considérés comprennent 6 espèces de bivalves (*Abra alba*, la coque *Cerastoderma edule*, l'amande de mer *Glycymeris glycymeris*, la palourde rose *Paphia rhomboides*, *Macoma balthica* et la spicule *Spisula ovalis*) et 2 espèces de polychètes, les lanices *Lanice conchilega* et les hermelles *Sabellaria alveolata*. La figure III.3 illustre la répartition des densités de ces filtreurs.

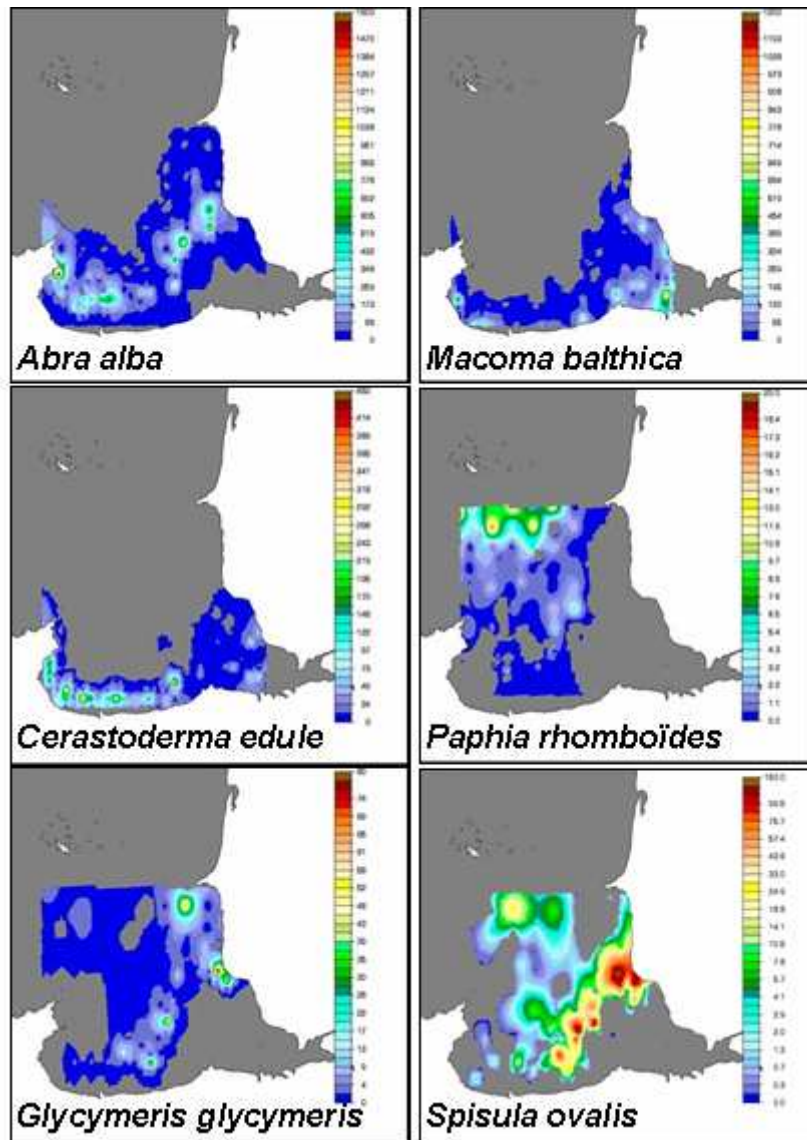


Figure III.3 : densités (individus/m<sup>2</sup>) des filtreurs sauvages introduits dans le modèle.

Une cartographie de la crépidule a également été réalisée au cours du chantier PNEC et introduite dans le modèle (Figure II.1 chapitre II).

Enfin, les filtreurs cultivés (huîtres et moules) ont également été pris en compte en se basant sur les cadastres conchylicoles et sur les estimations de biomasse en élevage.

Associées à des taux de filtration moyens pour chacune de ces espèces, ces données permettent de reproduire de manière plus réaliste la pression de filtration exercée par ces communautés sur l'écosystème. Ce modèle a été principalement validé sur les données acquises lors du chantier PNEC baie du Mont Saint Michel. Cette validation est présentée dans Cugier et al. 2010.

Une des améliorations majeures au modèle proposées dans le cadre du projet IPRAC concerne la prise en compte dans le modèle d'écosystème de la croissance des filtreurs cultivés (huîtres et moules). Lors du chantier PNEC, des modèles d'écophysiologie basés sur la théorie du DEB (Dynamic Energy Budget) ont été développés pour la moule *Mytilus edulis* et l'huître *Crassostrea gigas*. Ces modèles permettent de simuler la croissance individuelle en fonction des conditions environnementales de température et de nourriture. Dans le PNEC, ils ont été alimentés par des données mesurées in-situ ou via l'imagerie satellitaire (Thomas *et al.*, 2006). L'objectif ici est de les coupler au modèle d'écosystème, celui-ci calculant donc les

conditions environnementales nécessaires au calcul de croissance (température et chlorophylle). Ainsi, toute modification de ces conditions au travers des scénarios décrits précédemment pourra influencer la croissance des filtreurs. Il sera donc possible d'estimer l'incidence de chacun des scénarios sur la ressource trophique et sur les espèces cultivées. Le couplage entre le modèle d'écophysiologie et le modèle d'écosystème se fait dans les deux sens. En effet, le modèle d'écosystème force le modèle d'écophysiologie en fournissant en entrée de celui-ci la température et la chlorophylle mais en retour le modèle d'écophysiologie calcule la biomasse phytoplanctonique filtrée et donc soustraite à la colonne d'eau. Par multiplication de cette biomasse filtrée individuellement par le nombre total d'huîtres ou de moules par mailles, on obtient alors la filtration totale à l'échelle de chacune des mailles.

## 2. La modélisation écophysiologique

### 2.1 La théorie du DEB (Dynamic Energy Budget)

La théorie du budget énergétique dynamique (DEB pour *Dynamic Energy Budget*) a été proposée par Kooijman (1986) et est largement détaillée dans Kooijman (2000). La théorie du DEB se base sur un certain nombre de règles mécanistiques simples provenant de connaissances physiologiques permettant de décrire l'acquisition et l'utilisation d'énergie tout au long du cycle de vie d'un individu en fonction des conditions environnementales (nourriture et température). Cette théorie est basée sur un ensemble d'hypothèses dont la formulation mathématique permet de décrire et de quantifier les flux entrants et sortants d'énergie, en respectant les lois fondamentales de la thermodynamique. Les modèles DEB considèrent que l'énergie assimilée est d'abord stockée sous forme de réserves et que ces réserves sont ensuite utilisées pour alimenter l'ensemble des processus métaboliques (maintenance, croissance, développement et reproduction). La figure III.4 présente le schéma conceptuel du modèle écophysiologique tel qu'appliqué à l'huître (d'après Pouvreau *et al.* 2006). Dans ce schéma, les variables qui sont calculés (encore appelées variables d'état) sont représentées en gris. Il s'agit des réserves (E), du volume structurel (V) et la maturité/reproduction (Er). A partir de ces trois variables, deux variables additionnelles sont calculées, la longueur de la coquille (L) qui est proportionnelle au volume structurel (V) et le poids sec (DW) qui est fonction du stock d'énergie des trois variables d'état (V, E, Er). Les variables d'entrée du modèle (appelées variables forçantes) cerclées d'ovale sont les variables de l'environnement calculées par le modèle d'écosystème. Il y a la température et la quantité de phytoplancton exprimée sous forme de chlorophylle a. Enfin les « overheads » constituent les dépenses courantes en énergie et correspondent notamment à la production de dioxyde de carbone et à la consommation d'oxygène.

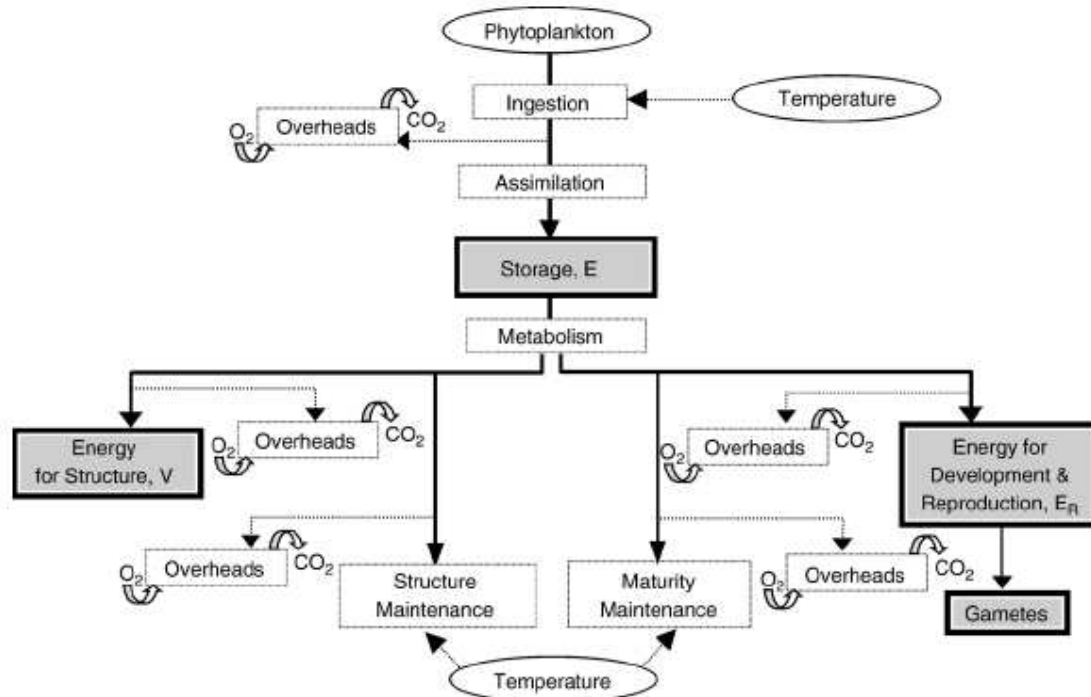


Figure III.4 : Schéma conceptuel du modèle d'écophysiologie selon la théorie du DEB (Pouvreau *et al.* 2006).

L'application à la moule ou à l'huître se fait en utilisant nombre de paramètres génériques (énergie pour la structure ou la maintenance) et quelques paramètres écophysiologiques spécifique (le flux ingestif par exemple).

## 2.2 Validation du modèle de croissance et de son couplage au modèle d'écosystème

Le calcul de la croissance individuelle se fait en chacune des mailles du modèle où des huîtres ou des moules sont présentes. Afin de valider le modèle et donc le couplage entre le DEB et l'écosystème, les croissances simulées ont été comparées à des croissances observées lors de suivis réalisés en plusieurs points de la baie en 2006 pour les huîtres et les moules (figure III.5). La croissance des moules a été suivie sur 5 stations selon un gradient est-ouest. Les huîtres ont été suivies sur 6 points selon des gradients est-ouest et nord-sud dans le secteur de St Benoit et sur 3 points selon un gradient nord-sud dans le secteur de Cancale.

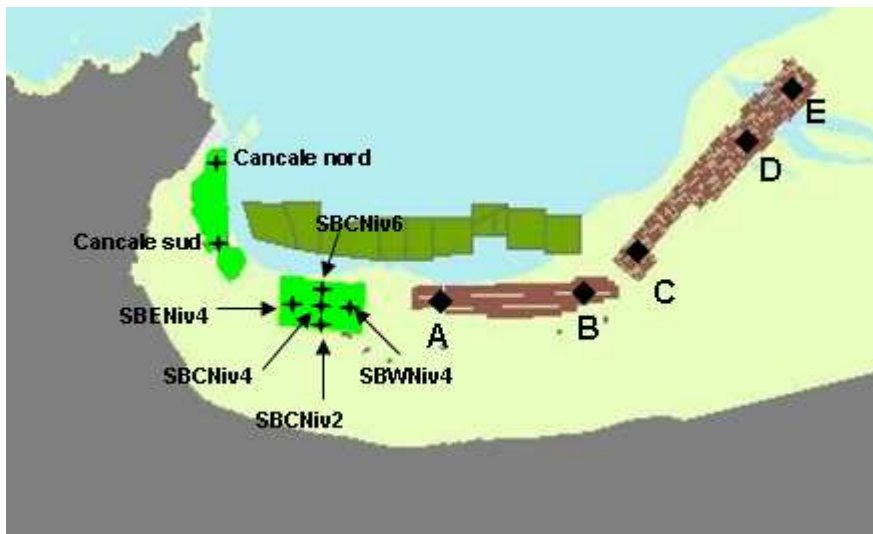


Figure III.5 : Localisation des points de suivis de croissance des huîtres et des moules pour l'année 2006.

L'année 2006 a été simulée grâce au modèle en imposant les conditions réelles de forçages (météorologie, marée, houle, apports de bassins versants). Aux 5 stations moules, les données mesurées de température et de chlorophylle disponibles nous permettent de valider le modèle pour ces 2 paramètres (figure III.6). Le cycle annuel de chlorophylle est correctement reproduit tant au niveau du démarrage du bloom qu'au niveau des concentrations atteintes. De la même manière le cycle annuel de la température simulée montre une très bonne adéquation avec la donnée mesurée. Les 2 variables principales d'entrée du modèle d'écophysiologie sont donc bien reproduites par le modèle.

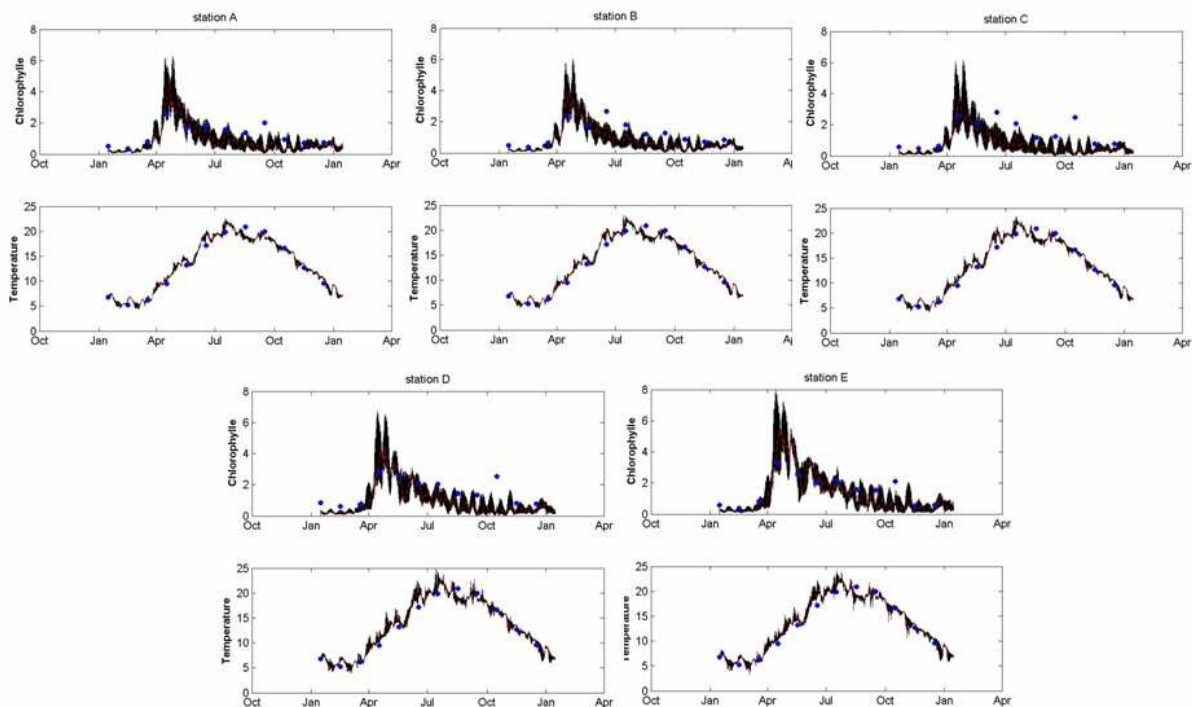


Figure III.6 : comparaison entre simulation (trait plein) et mesure (points) pour la température et la chlorophylle en 5 stations de la zone mytilicole.



La figure III.7 montre la comparaison entre la croissance des moules simulée et mesurée aux 5 points de suivis. Les données montrent un gradient positif de croissance d'est en ouest que le modèle suit également. La dynamique de croissance ainsi que le poids final atteint sont correctement reproduits par la simulation.

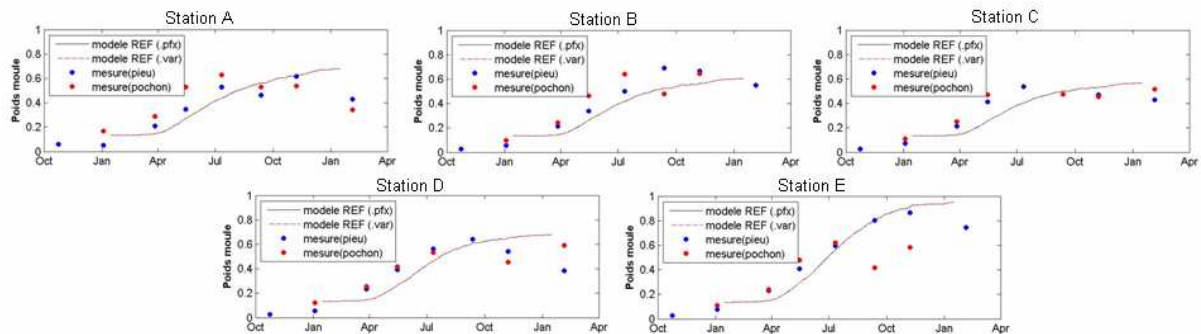


Figure III.7 : comparaison de la croissance simulée (trait plein) et mesurée sur les pieux (points bleus) ou des poches expérimentales (points rouges) en 5 station des la zone mytilicole.

Concernant la croissance simulée des huîtres, les comparaisons aux données pour la zone de Saint Benoit sont satisfaisantes (figure III.8) à l'exception du point SBCNiv6, où le modèle semble surestimer la croissance. Il faut toutefois noter qu'à cette station il n'y a que 2 valeurs mesurées disponibles sur l'année et qu'il est délicat de conclure.

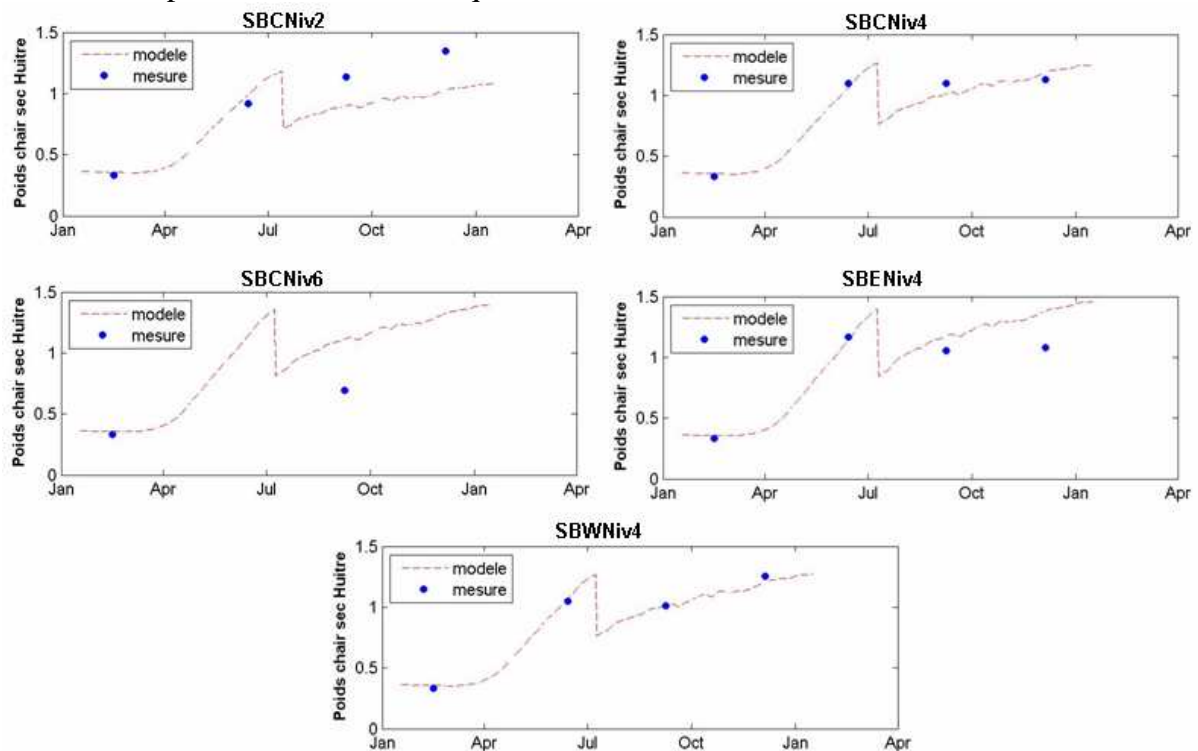


Figure III.8 : comparaison de la croissance simulée et mesurée des huîtres à Saint Benoit

Par contre les comparaisons entre croissances simulées et mesurées à Cancale (figure III.9) sont nettement moins bonnes avec une surestimation systématique du modèle.

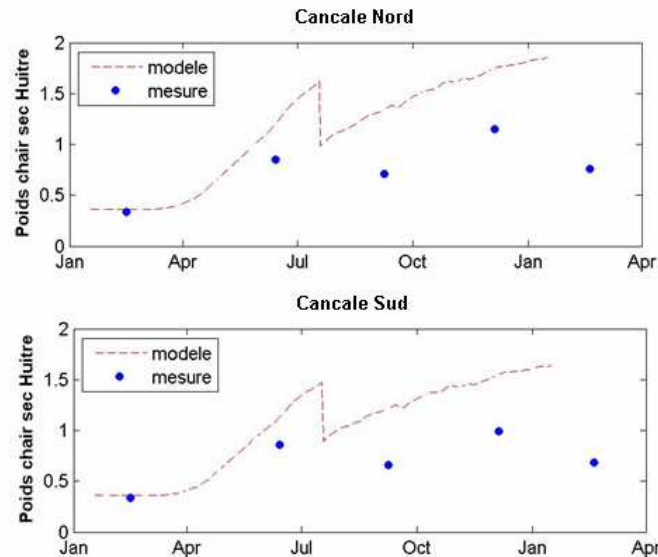


Figure III.9 : comparaison de la croissance simulée et mesurée des huîtres à Cancale

Il est difficile de déterminer précisément les causes de cette surestimation. Cela peut venir d'un défaut du modèle à reproduire correctement les caractéristiques locales de l'écosystème. Par exemple, même si le modèle reproduit de manière satisfaisante les conditions de turbidité à l'échelle de la baie (Cayocca *et al.*, 2008, Cugier *et al.*, 2010), il n'est pas exclu que très localement elles soient mal simulées. La zone de Cancale est connue pour être une zone assez envasée au niveau des tables conchylicoles. Le modèle, du fait de sa résolution et parce que les tables (et leur effet sur le piégeage des sédiments) ne sont pas explicitement prises en compte, ne permet pas de reproduire cette caractéristique. La turbidité locale peut donc être sous-estimée et par conséquent la filtration des huîtres surestimée puisque pas entravée par la charge en particules. La simulation surestime alors la croissance. Une autre hypothèse permettant d'expliquer cette surestimation de la croissance par le modèle pourrait venir de l'utilisation de la variable chlorophylle pour alimenter le modèle de croissance. En effet, la chlorophylle n'est qu'une approximation de la population phytoplanctonique constituée de cellules de tailles et de natures très différentes. Les filtreurs en général et les huîtres en particulier sont capables de trier les cellules présentes dans le milieu et d'en sélectionner préférentiellement certaines. Des études sur le modèle DEB (Bourlès *et al.*, 2009) ont montré que les résultats en termes de croissance pouvaient être très fortement améliorés en utilisant en entrée du modèle une flore phytoplanctonique sélectionnée plutôt que la chlorophylle générale. Ainsi, même si le modèle reproduit correctement les niveaux de chlorophylle à Cancale, cela ne reflète pas précisément la nature et la qualité de la flore phytoplanctonique. La circulation résiduelle en baie du Mont se faisant globalement d'est en ouest rien n'interdit de penser que la masse d'eau arrivant au niveau de Cancale est passée au gré des cycles de marée au dessus des autres parcs conchylicoles (huîtres et moules) et qu'une sélection sur le phytoplancton s'est opérée lors de la filtration. Le « bon phytoplancton » (pour la croissance des huîtres) a déjà été filtré et il ne reste plus pour les huîtres situées à Cancale qu'un phytoplancton de profil moins favorable à leur croissance. Dans cette étude, nous ne pouvons qu'émettre des hypothèses et nous ne sommes pas en mesure de répondre clairement à la question. Cela nécessiterait une étude très fine des flores phytoplanctoniques en différents points de la baie.

#### **IV. PRESENTATION DES RESULTATS DE LA MODELISATION**

Les scénarios décrits au chapitre II peuvent être rangés en 3 grandes catégories :

- scénarios relatifs à la conchyliculture,
- scénarios relatifs aux espèces invasives et en premier lieu le problème de la crépidule,
- scénarios relatifs aux modifications d'apports des bassins versants

Les résultats sont nombreux et il est impossible de les présenter de manière exhaustive dans ce document. Le modèle tel qu'il a été développé se focalise principalement sur l'aspect compétition trophique pour la ressource primaire (i.e. le phytoplancton), comment cette ressource trophique est modifiée en fonction des conditions environnementales et anthropiques et comment sont impactés les peuplements qui en dépendent.

Pour représenter l'effet des différents scénarios, nous avons choisi de les comparer à la référence, c'est-à-dire à la situation réelle de l'année simulée. L'année de référence choisie est l'année 2006, principalement parce qu'il s'agit d'une année où des données étaient disponibles (suivi de croissance pour les huîtres et moules, chlorophylle) permettant la validation du modèle (voir chapitre III).

Les paramètres retenus pour analyser les scénarios sont :

- la chlorophylle qui est la base de la ressource trophique des filtreurs. Les résultats sont présentés sous forme de cartes de l'écart moyen annuel (exprimé en %) entre le scénario analysé et la référence. On visualise ainsi l'impact direct du scénario sur la quantité de nourriture disponible ;
- la croissance des huîtres et des moules. Dans ce cas, la croissance obtenue à l'issue d'une année de simulation pour chaque scénario est comparée à celle obtenue dans la situation de référence et le résultat est présenté sous forme de cartes de la différence de poids (en %) ;
- la quantité de nourriture filtrée par les espèces sauvages (capacité de ponction). Contrairement aux huîtres et moules, le modèle ne simule pas leur croissance et ne tient compte que de la filtration. Ainsi le seul impact qui peut être observé est celui d'une modification de la quantité filtrée. Cela ne donne qu'une information qualitative sur les secteurs, et donc sur les populations impactés, et quantitative sur un gain ou une perte potentielle de nourriture pour les filtreurs. Toutefois, dans la mesure où il n'y a pas de modèles d'écophysiologie pour ces espèces, rien ne peut être conclu sur les conséquences en termes de croissance de ces pertes ou gains de nourriture. Tout au plus, une diminution conséquente de la quantité de nourriture filtrée pour une espèce et dans un secteur donné, pourra être considérée comme un risque trophique potentiel. Les résultats sont présentés sous forme de carte de différences de la filtration totale annuelle (en %) entre le scénario et la référence. Les écarts sont calculés dans toutes les mailles où des filtreurs sont présents, qu'ils soient en grande quantité ou non. Ainsi, un écart de filtration important ne sera significatif que si à cet endroit la densité des filtreurs considérés est elle aussi significative (voir figure III.3).

Nous allons reprendre dans la suite les scénarios sélectionnés et les analyser au travers des 3 paramètres précédents.

## 1. Les scénarios pour la conchyliculture

### 1.1 La mytiliculture

Les scénarios pour la mytiliculture considèrent soit des modifications des densités d'élevage (modification du taux d'ensemencement et/ou de la densité des pieux), soit l'augmentation de la biomasse en élevage par ajout de nouvelles zones sur la partie normande de la baie.

#### - Cas d'un ensemencement global de 50% (figures IV.1 et IV.2)

Actuellement le taux d'ensemencement varie de 65% dans l'ancienne zone à 55% dans la nouvelle zone. Il s'agit donc ici de voir l'incidence d'une réduction globale de la densité en élevage dans toute la baie.

La figure IV.1A représente l'écart moyen annuel de la chlorophylle par rapport à la référence. La réduction du nombre de moules en élevage a pour conséquence de diminuer la pression de filtration sur le milieu et donc d'augmenter la concentration en chlorophylle dans la baie. L'impact est très fort en fond de baie sur toute la zone de bouchots ou l'excédent de chlorophylle peut atteindre ou dépasser 15%. Cet effet reste toutefois local et l'écart de chlorophylle diminue rapidement lorsqu'on s'éloigne vers le large.

Ceci va profiter directement aux filtreurs de la baie et en premier lieu aux moules elles-mêmes. A l'issue d'une année de croissance, le gain en poids pour les moules va être de 5 à plus de 10% selon les zones (figure IV.1B). Dans la zone dénommée « centre », le gain de poids est maximum et atteint 15% car c'est à cet endroit que le différentiel du taux d'ensemencement est le plus important (on passe de 65% dans le cas réel à 50% dans le scénario). Une augmentation du poids final des huîtres est également observée, notamment dans la zone St Benoît la plus proche des bouchots (~7%).

Ce surplus de nourriture disponible devrait également profiter aux filtreurs sauvages présents dans le secteur des bouchots. La quantité de nourriture filtrée au cours de l'année est augmentée de 10 à 20% à cet endroit (figure IV.2).

#### - Cas d'un ensemencement global de 70% (figures IV.3 et IV.4)

Ce scénario est opposé au précédent et vise à évaluer l'impact d'une augmentation globale des densités en élevage en homogénéisant le taux d'ensemencement à 70%, c'est-à-dire à une valeur légèrement supérieure au taux maximum actuellement observé sur certains secteurs (65%).

A l'opposé du cas précédent, l'augmentation du nombre de moules en élevage a pour conséquence d'augmenter la pression de filtration sur le milieu et donc d'entraîner une baisse de la concentration moyenne en chlorophylle (figure IV.3A). Cette diminution est comprise entre 5 et 15% et reste très localisée au secteur des bouchots et à son environnement proche. La croissance annuelle des moules en est affectée puisque la perte de poids varie de 5% à l'ouest à 8.5% dans la partie la plus à l'est ou l'écart d'ensemencement avec la référence est la plus importante (de 55 à 70% à l'est contre 65 à 70% à l'est). Les huîtres en élevage dans l'ouest de la baie sont peu impactées par ce scénario. L'impact en termes de poids est même légèrement positif à Cancale et peut être relié à un effet légèrement positif sur la chlorophylle dans ce secteur. Ce résultat au premier abord surprenant peut s'expliquer par le fait que la concentration en phytoplancton étant plus faible à l'est de la baie (du fait de l'augmentation de la pression de filtration dans ce secteur), les éléments nutritifs (azote, phosphore, silicium) apportés dans ce secteur par les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon sont

eux-mêmes moins assimilés par le phytoplancton. Ainsi une quantité plus importante de sels nutritifs atteint le large contribuant à stimuler légèrement la production phytoplanctonique, notamment à l'ouest de la baie.

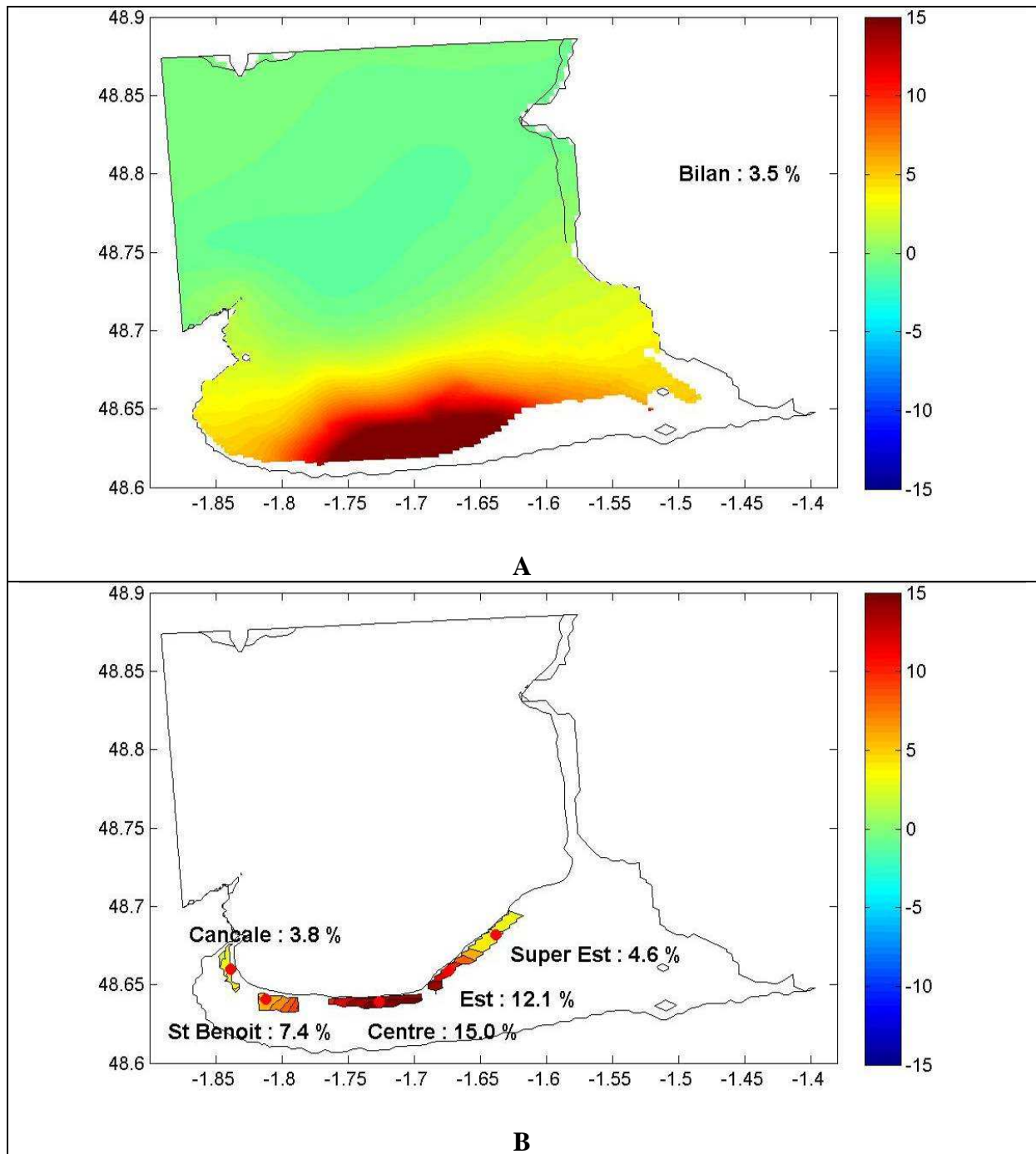


Figure IV.1 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 50% sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

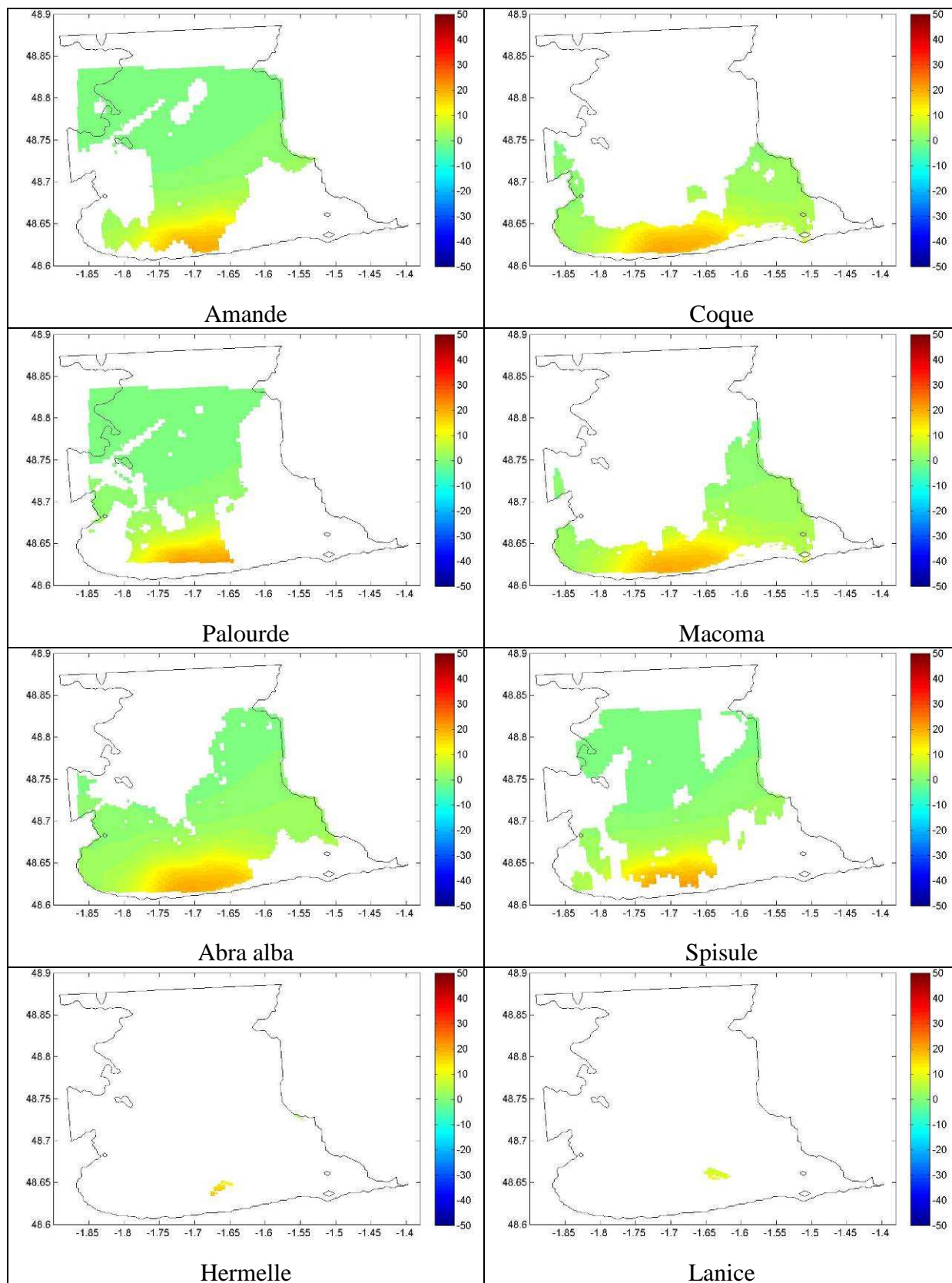


Figure IV.2 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 50% sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



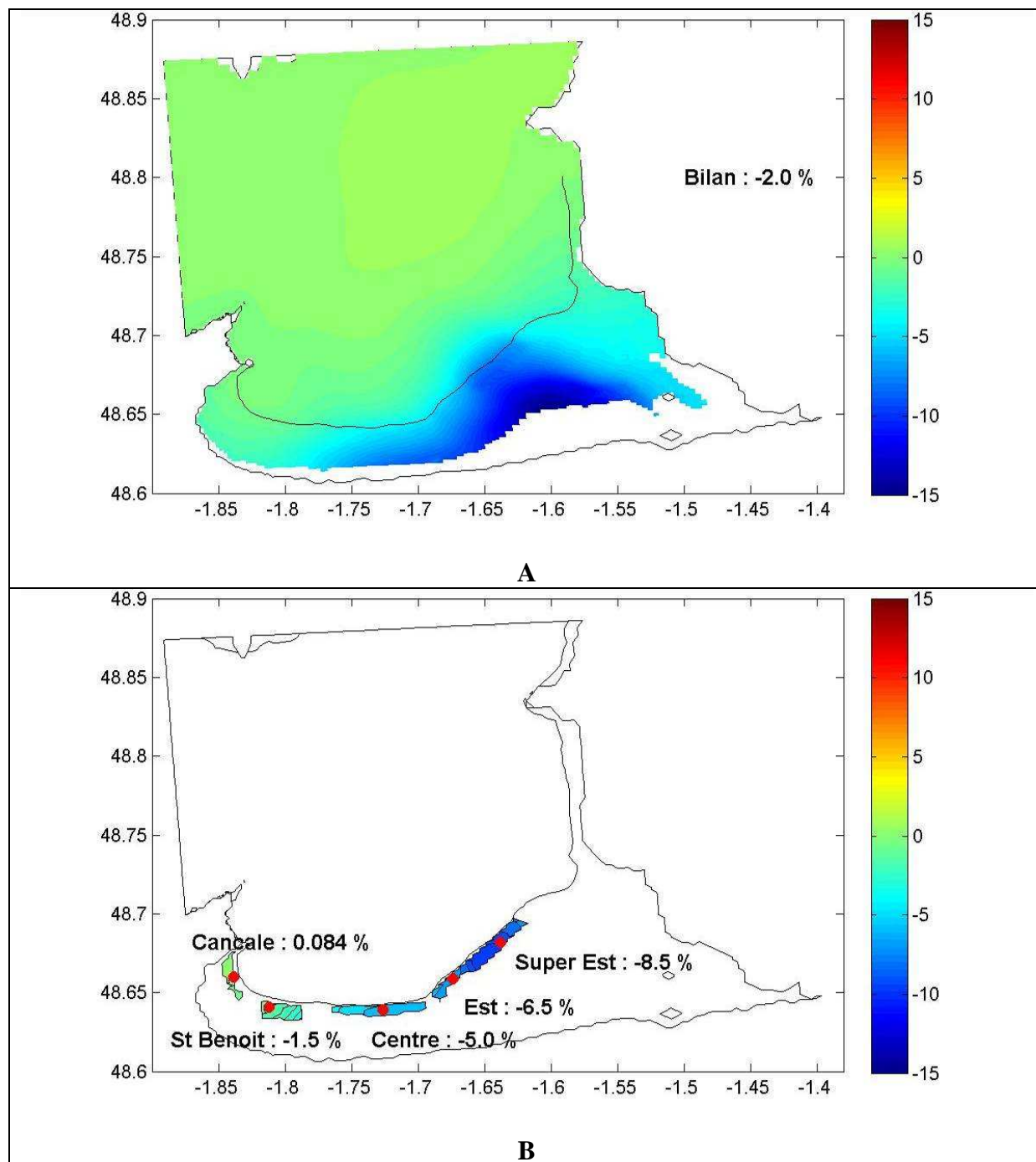


Figure IV.3 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 70% sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

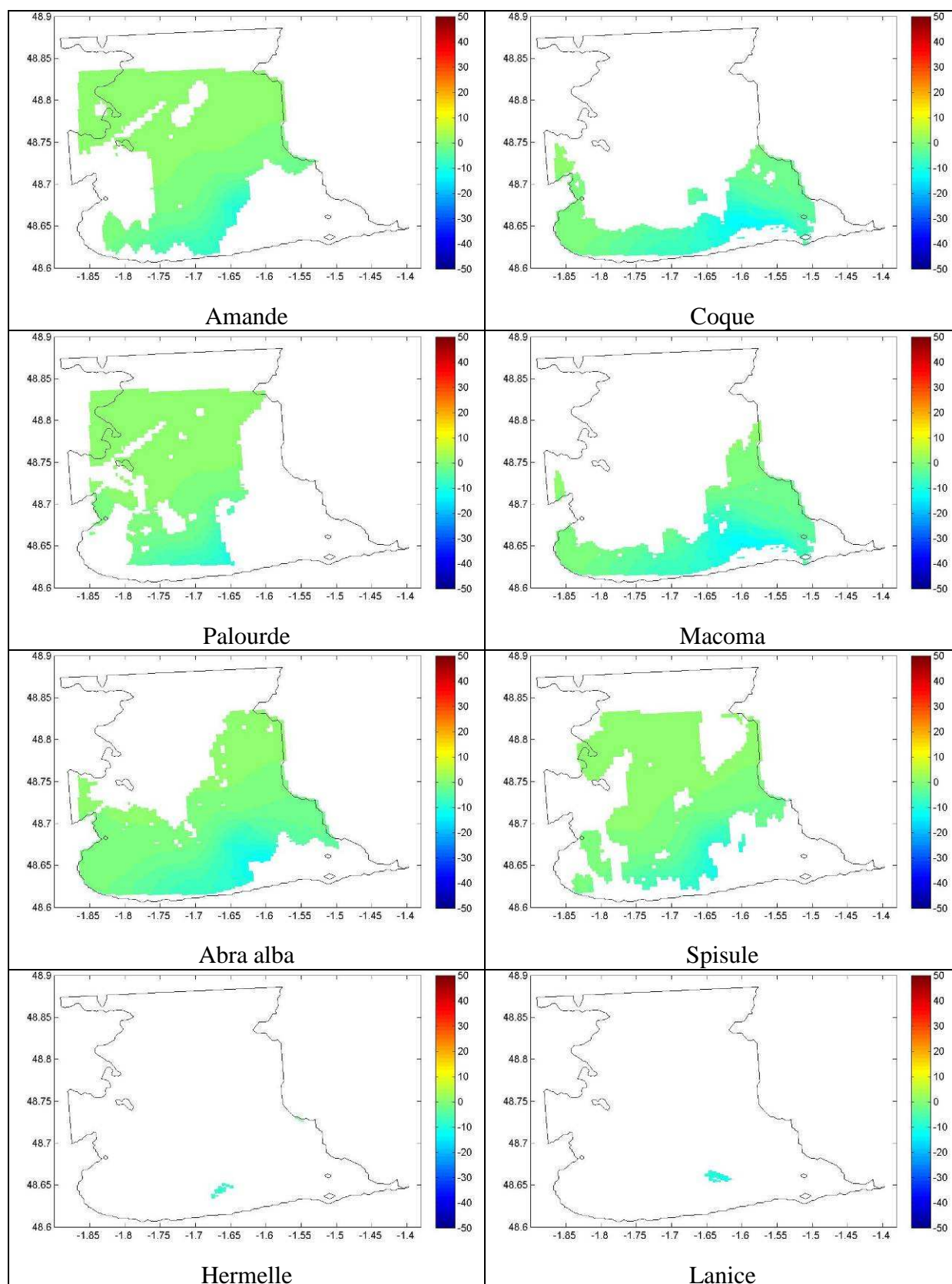


Figure IV.4 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 70% sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



- Cas d'une densité homogène de pieux de 110 pieux par 100 mètres linéaires (figure IV.5 et IV.6)

Dans la baie, la densité des pieux est de 110 pieux par 100 mètres linéaires sur les anciennes zones et 140 pieux par 100 mètres linéaires sur la nouvelle zone à l'est. Ce scénario revient donc à diminuer la densité en élevage dans ce secteur. L'impact sur la chlorophylle est immédiat puisque en moyenne sur l'année une augmentation de l'ordre 10 à 15% est observée sur cette zone. Un gain de poids est obtenu pour les moules atteignant 8 à 9% à l'est. La zone ouest des bouchots est quant à elle faiblement impactée avec une légère augmentation de l'ordre de 2%. Cette modification n'a par contre quasiment aucun effet sur la croissance des huîtres avec un différentiel par rapport à la référence qui reste de l'ordre de 1%. Les filtreurs sauvages directement à proximité des bouchots de l'est se retrouvent également dans un environnement plus riche en nourriture avec une augmentation de la quantité annuelle de phytoplancton filtré pouvant atteindre 15%.

- cas de l'implantation d'une nouvelle zone de bouchots dans la partie normande de la baie (figures IV.7 et IV.8)

Aujourd'hui les exploitations conchylicoles se limitent à la partie bretonne de la baie. Du côté normand, les premières exploitations ne commencent qu'au nord de la pointe de Granville. L'intérêt de tester ce type de scénario est double (voir chapitre II). Il s'agit : d'estimer qu'elle serait l'impact de telles implantations sur les exploitations existantes ; de voir si du fait de la présence de ces nouveaux bouchots, les flux de matière vers le nord peuvent être modifiés et donc potentiellement impacter les exploitations plus au nord.

Au milieu des années 2000, des demandes de concessions sur la partie normande de la baie ont été déposées auprès des Affaires Maritimes par les professionnels. Ces demandes n'ont pas abouti mais nous nous sommes basés sur celles-ci pour délimiter une zone réaliste d'implantation de nouveaux bouchots (figure IV.7B). Dans ce secteur, la densité des pieux et le taux d'ensemencement ont été fixés respectivement à 110 pieux par 100 mètres et 55%.

Une telle implantation a un impact très important sur la chlorophylle dans tout l'est de la baie jusqu'à la pointe de Granville au nord. Dans ce large secteur, la concentration en chlorophylle pourrait être réduite de plus de 15%. Par contre plus au large il semble y avoir une stimulation de la production planctonique. Ceci peut s'expliquer par le même processus décrit précédemment i.e. la plus faible concentration en phytoplancton dans la partie est de la baie, limite l'assimilation des éléments nutritifs apportés par les rivières du fond de baie, permettant à ceux-ci d'être exportés en plus grande quantité vers le large ou ils contribuent alors à stimuler la production planctonique. Cette diminution de la quantité de phytoplancton disponible a pour conséquence une diminution forte de la croissance des moules dans les bouchots les plus à l'est du côté breton avec une perte de poids de l'ordre de 12%. Toutefois cet effet s'atténue rapidement en allant vers l'est (-3.6% sur la zone est et -0.5% sur la zone « centre »). De la même manière les parcs ostréicoles sont faiblement impactés avec même une tendance légèrement positive.

Par contre, tous les filtreurs sauvages présents dans la partie est de la baie pourraient être impactés par un tel scénario. En effet, les quantités annuelles filtrées sont réduites de l'ordre de 40 à 60%, ce qui pourrait refléter potentiellement une compétition trophique forte. Le massif d'hermelles situé sous la pointe de Champeaux à proximité immédiate des nouvelles implantations pourrait se retrouver en situation délicate sur le plan trophique.

Les flux résiduels vers le nord de phytoplancton produit dans la baie ne seraient que faiblement diminués (7%), ce qui laisse supposer un impact peu important sur les exploitations conchylicoles situées plus au nord le long de la côte normande.

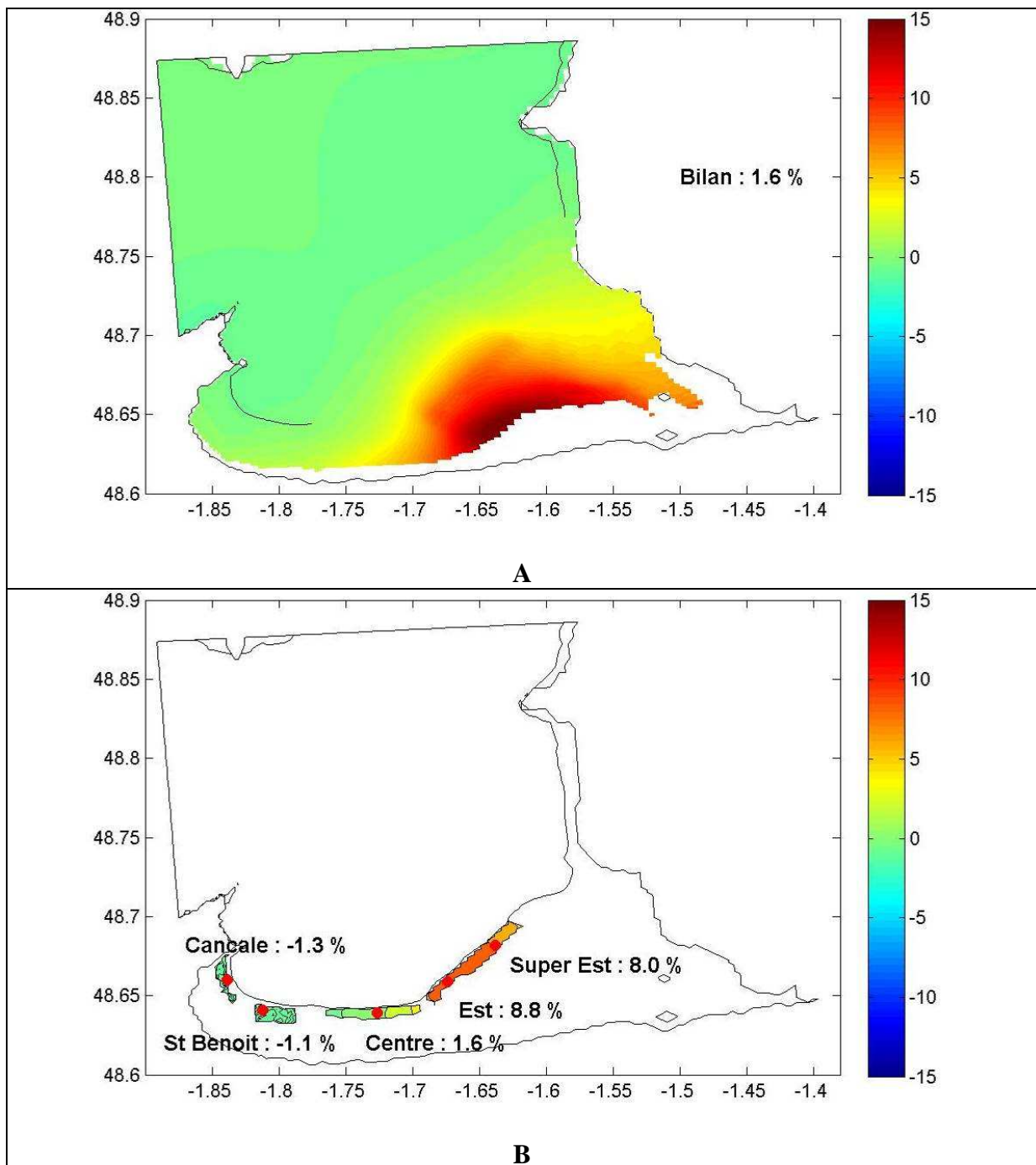


Figure IV.5 : Scénario 110 pieux par 100 mètres sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

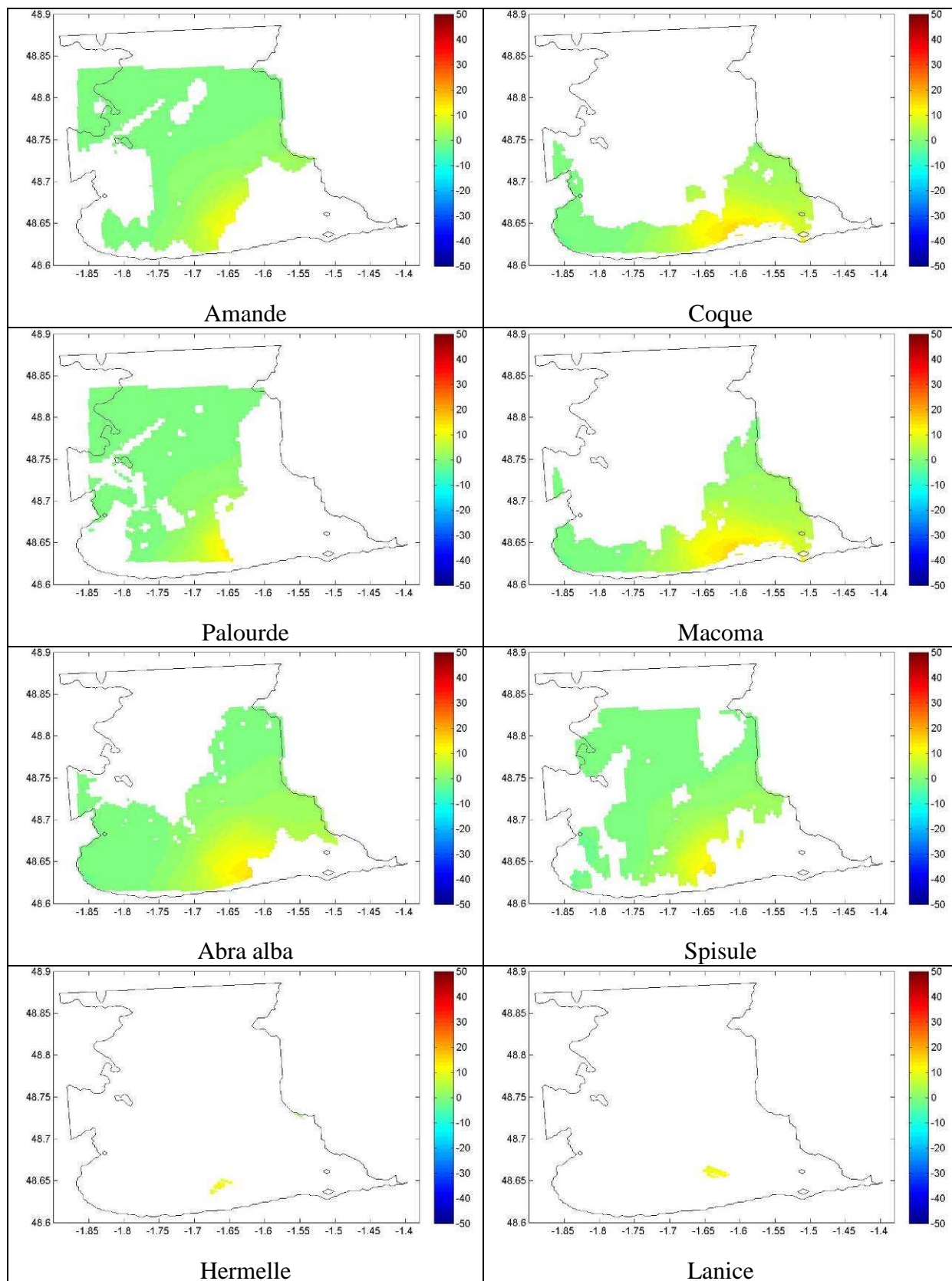


Figure IV.6 : Scénario 110 pieux par 100 mètres sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

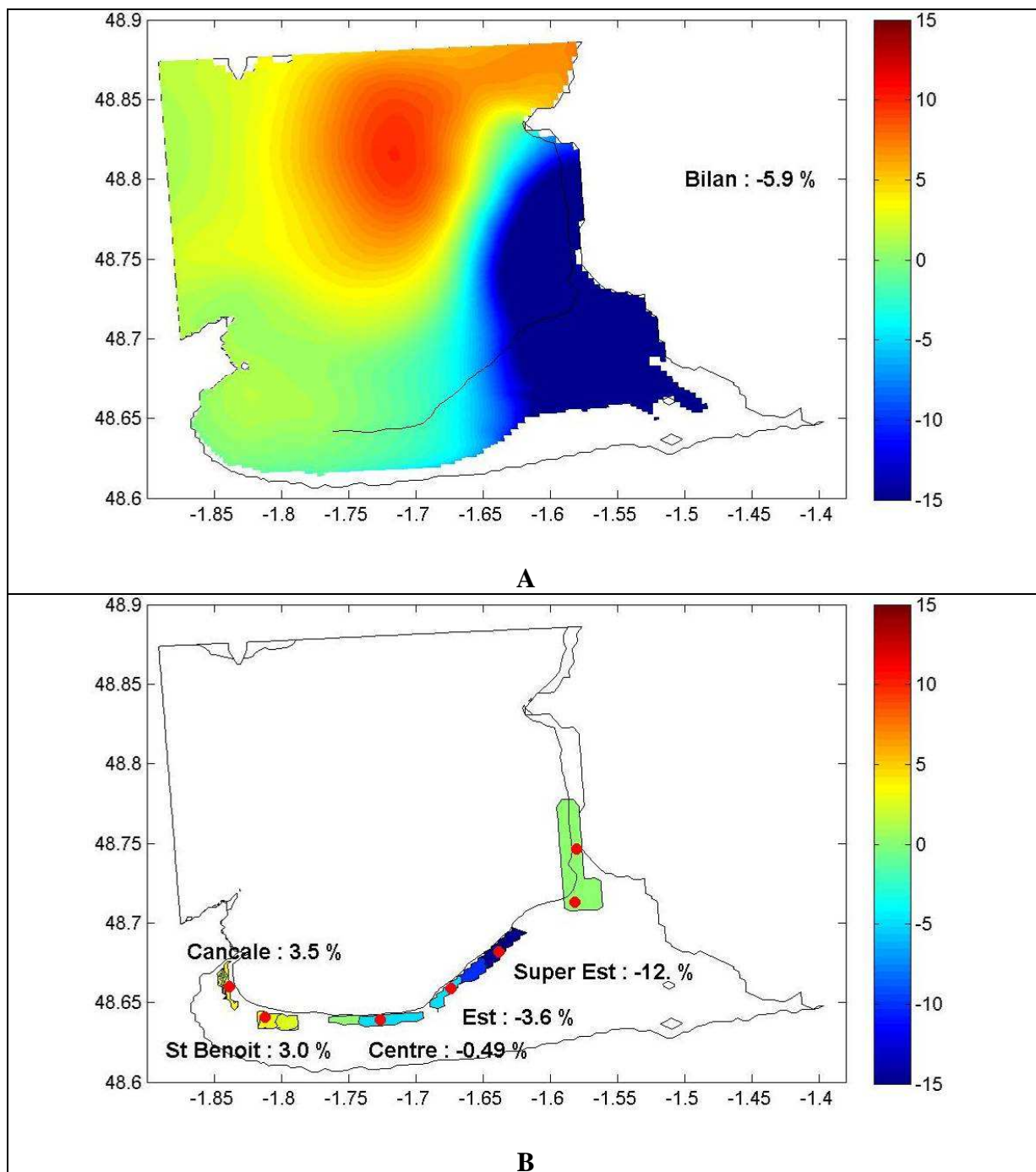


Figure IV.7 : Scénario d'une zone mytilicole dans la partie normande de la baie (identifiée en vert clair). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

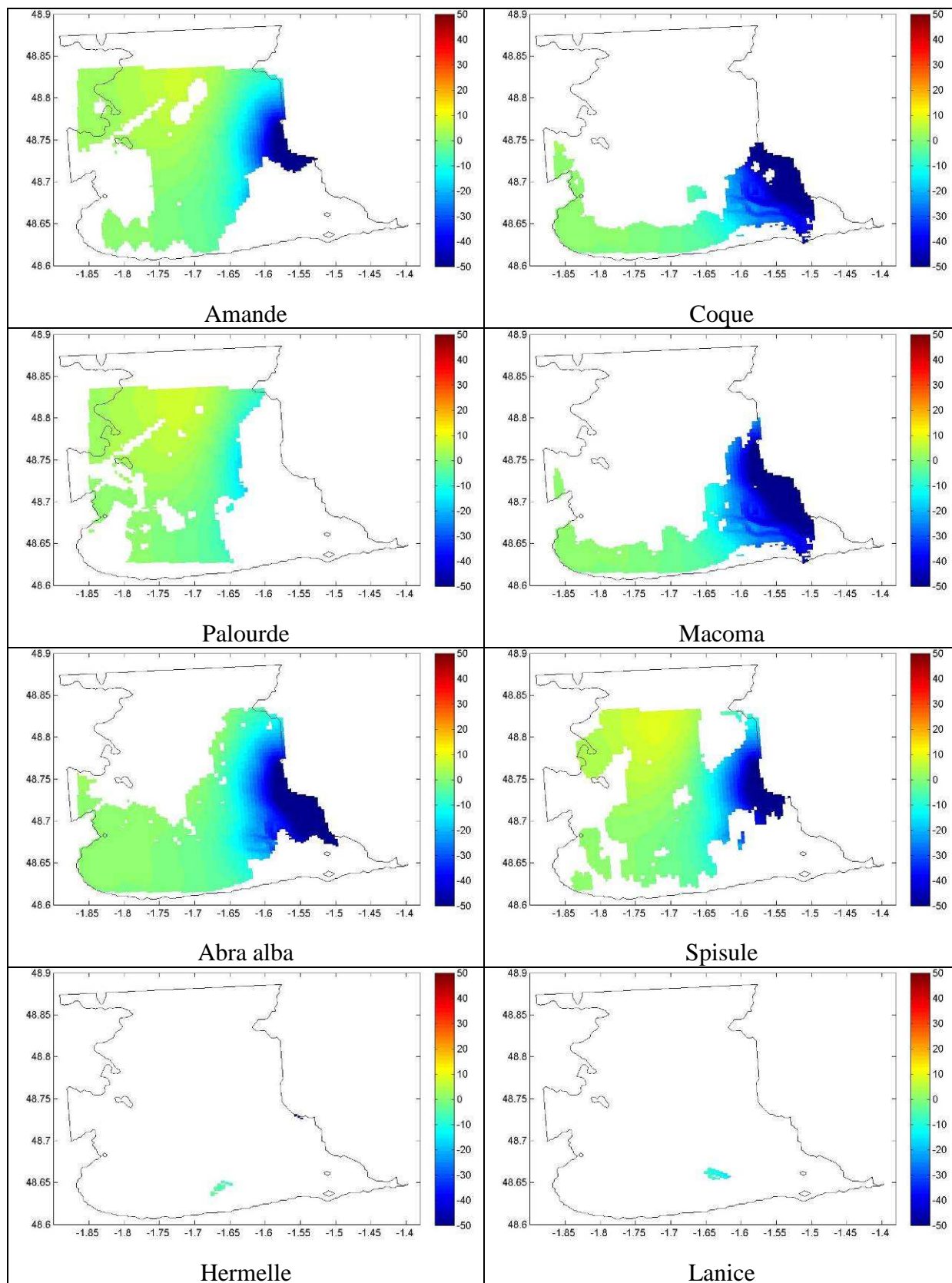


Figure IV.8 : Scénario d'une zone mytilicole dans la partie normande de la baie. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



## 1.2 L'ostréiculture

Pour l'ostréiculture, 2 scénarios ont été réalisés correspondant à des réductions de la biomasse en élevage, ceci en diminuant le nombre de poches par hectare. Alors qu'en moyenne ce nombre varie de 3300 à 3500 poches par hectare, un premier scénario teste une réduction drastique à 2500 poches par hectare alors qu'un second scénario teste une réduction plus modérée à 3000 poches par hectare. Un troisième scénario explore l'hypothèse d'un remplacement des huîtres plates en élevage en eaux profondes par des huîtres creuses.

- Cas d'une densité d'élevage de 2500 poches par hectare (figures IV.9 et IV.10)

Cette forte réduction de la densité en élevage n'est sans doute pas réaliste sur le plan économique mais permet de tester un effet extrême sur le milieu. Le résultat sur la chlorophylle est très important puisque dans tout l'extrême ouest de la baie, la concentration est en moyenne sur l'année 15% plus élevée. Cet effet reste toutefois localisé strictement à la zone des parcs ostréicoles. La conséquence pour les huîtres est une performance de croissance nettement accrue puisqu'à l'issue d'une année, le gain de poids est de l'ordre de 30%. En parallèle, les filtreurs sauvages présents à cet endroit voient leur consommation annuelle augmenter de 20 à 30%, résultat de conditions trophiques plus favorables.

- Cas d'une densité d'élevage de 3000 poches par hectare (figures IV.11 et IV.12)

Ce scénario est un cas intermédiaire entre la situation actuelle et le scénario précédent. Il est sans doute plus proche d'un scénario réaliste si une réduction des densités d'élevage était envisagée. Le résultat présente un schéma proche de celui obtenu pour le scénario précédent avec des effets légèrement moindres. Toutefois l'excès de chlorophylle reste compris entre 10 et 15% et le gain de croissance pour les huîtres atteint 20 à 25%. Les filtreurs sauvages se trouvent toujours dans des conditions trophiques améliorées.

- Cas du remplacement des huîtres plates par des huîtres creuses (figures IV.13 et IV.14)

L'intérêt de ce scénario est surtout de voir quel est l'impact trophique d'un tel remplacement sachant qu'une huître creuse filtre approximativement 3 à 4 fois plus qu'une huître plate. Ce scénario n'a pas été proposé par la profession conchylicole mais est plutôt fait à titre de « curiosité scientifique ». Tout le fond de baie voit la concentration moyenne annuelle chuter de plus de 15%. L'impact sur la croissance des huîtres et des moules à proximité immédiate du secteur des huîtres plates est énorme avec des performances de croissance réduite de 40 à 60%. De la même manière, tous les filtreurs sauvages de la partie sud-ouest de la baie se retrouveraient sans doute dans des conditions trophiques délicates puisque les quantités filtrées sur l'année chutent de 40 à 50%.

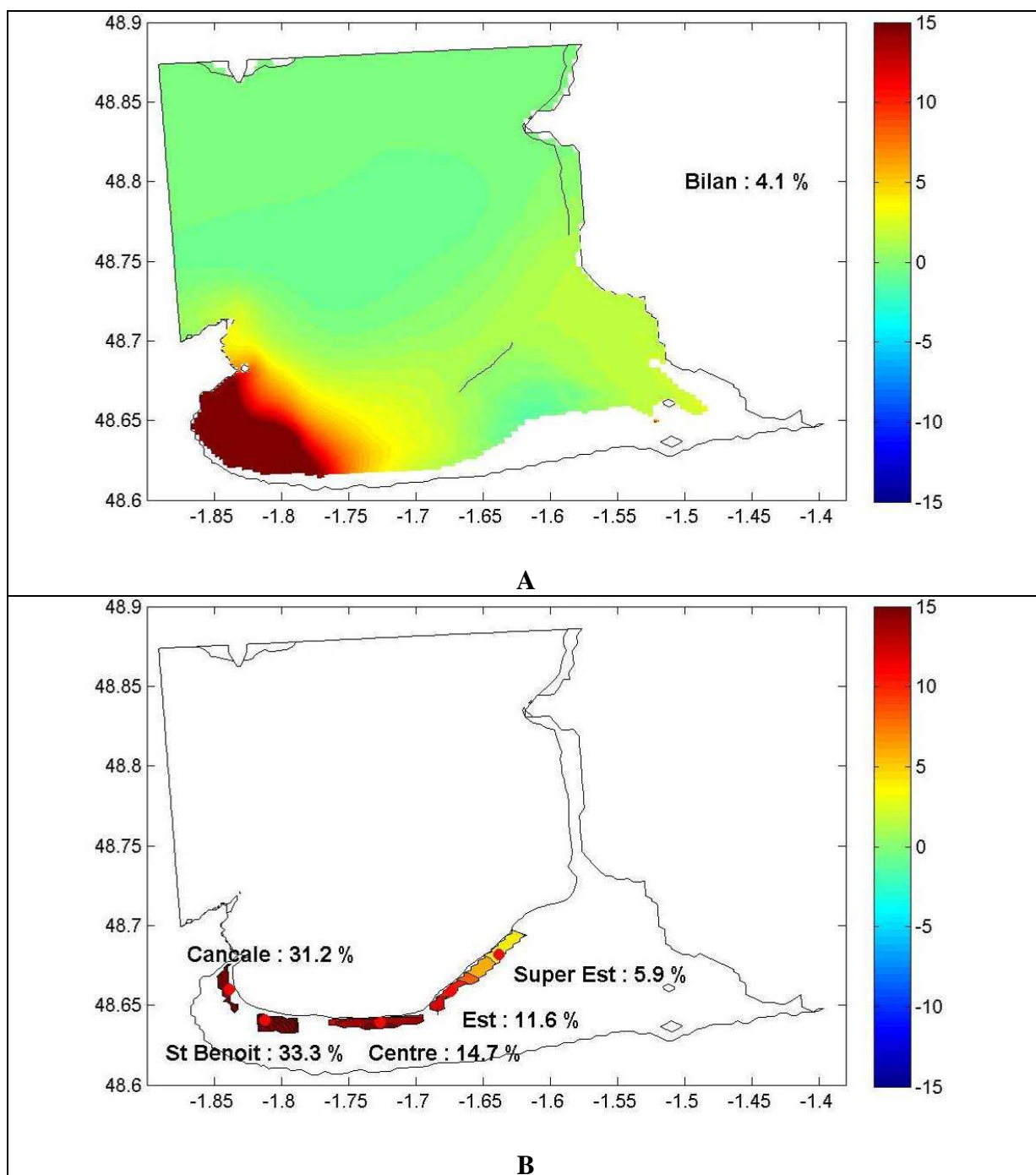


Figure IV.9 : Scénario densité des poches d'huîtres de 2500 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

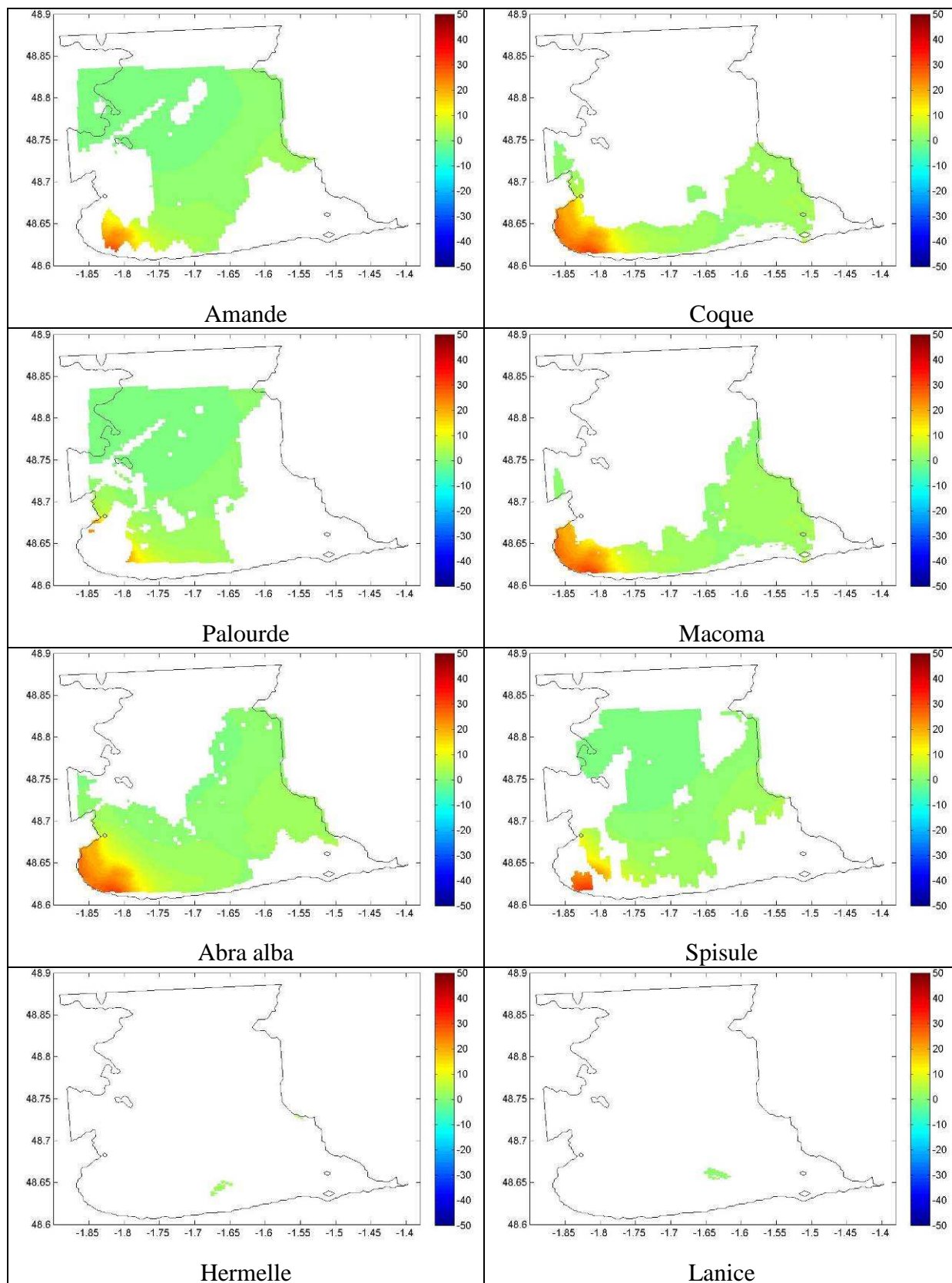


Figure IV.10 : Scénario densité des poches d'huîtres de 2500 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



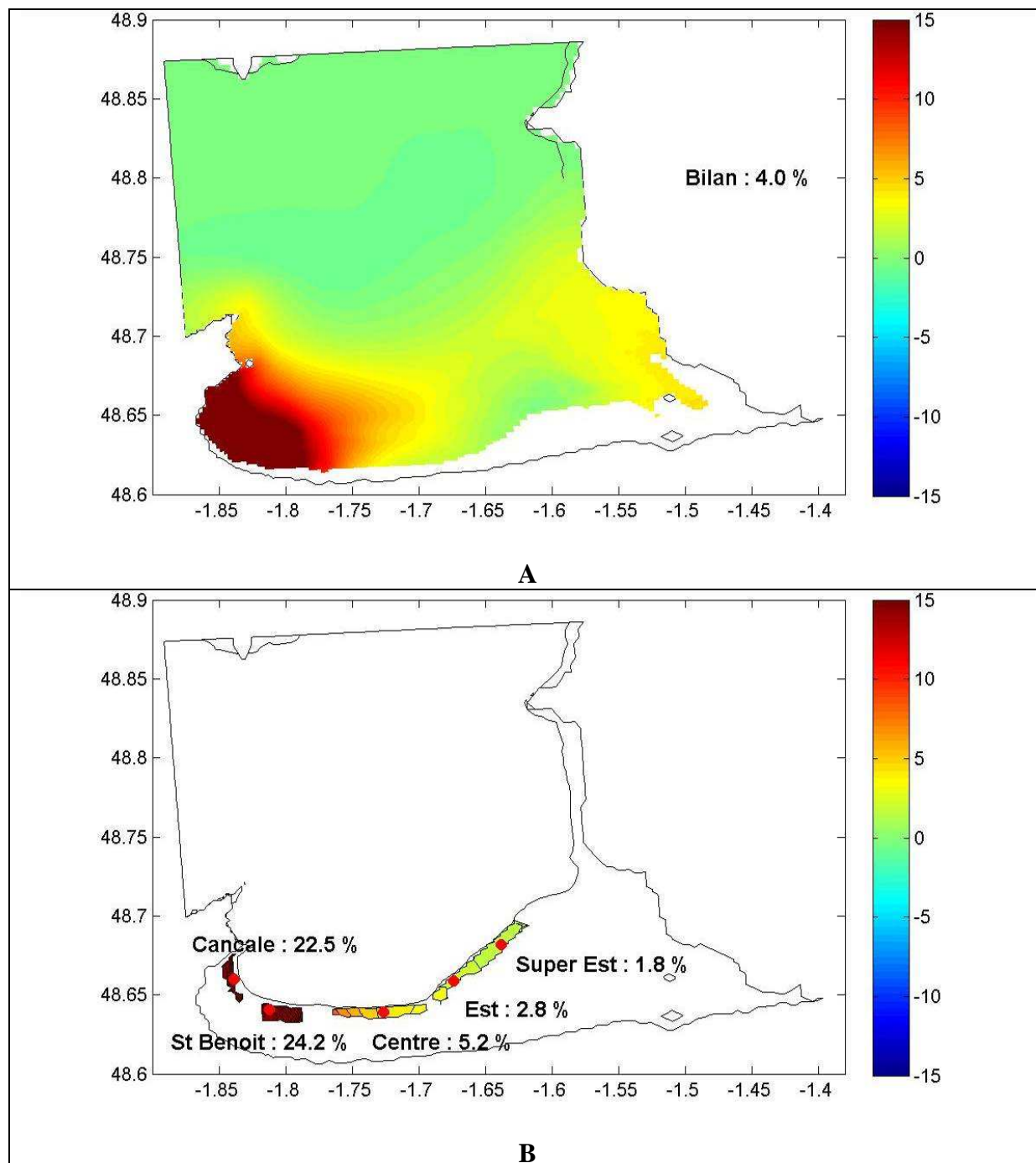


Figure IV.11 : Scénario densité des poches d'huîtres de 3000 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

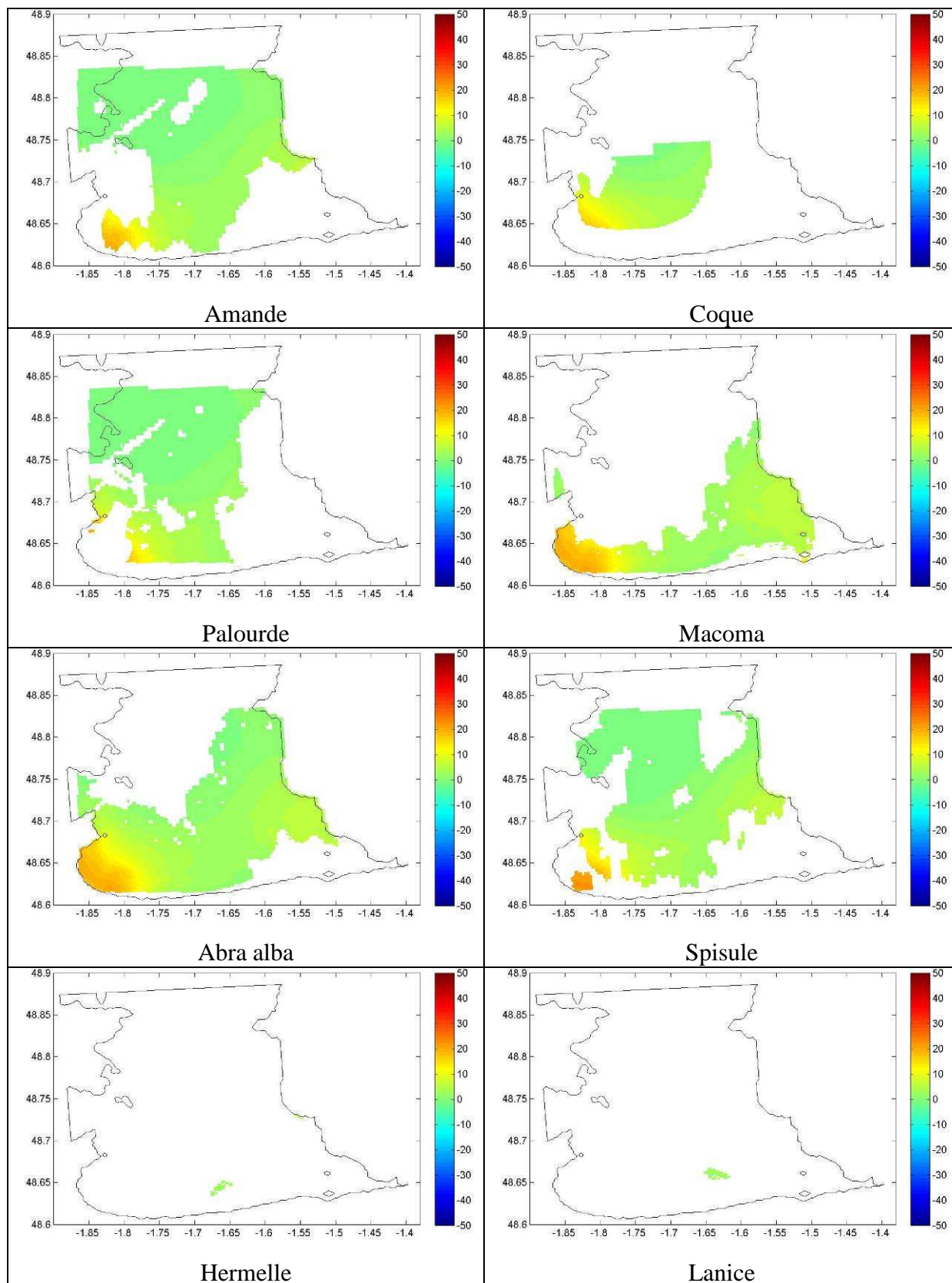


Figure IV.12 : Scénario densité des poches d'huîtres de 3000 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

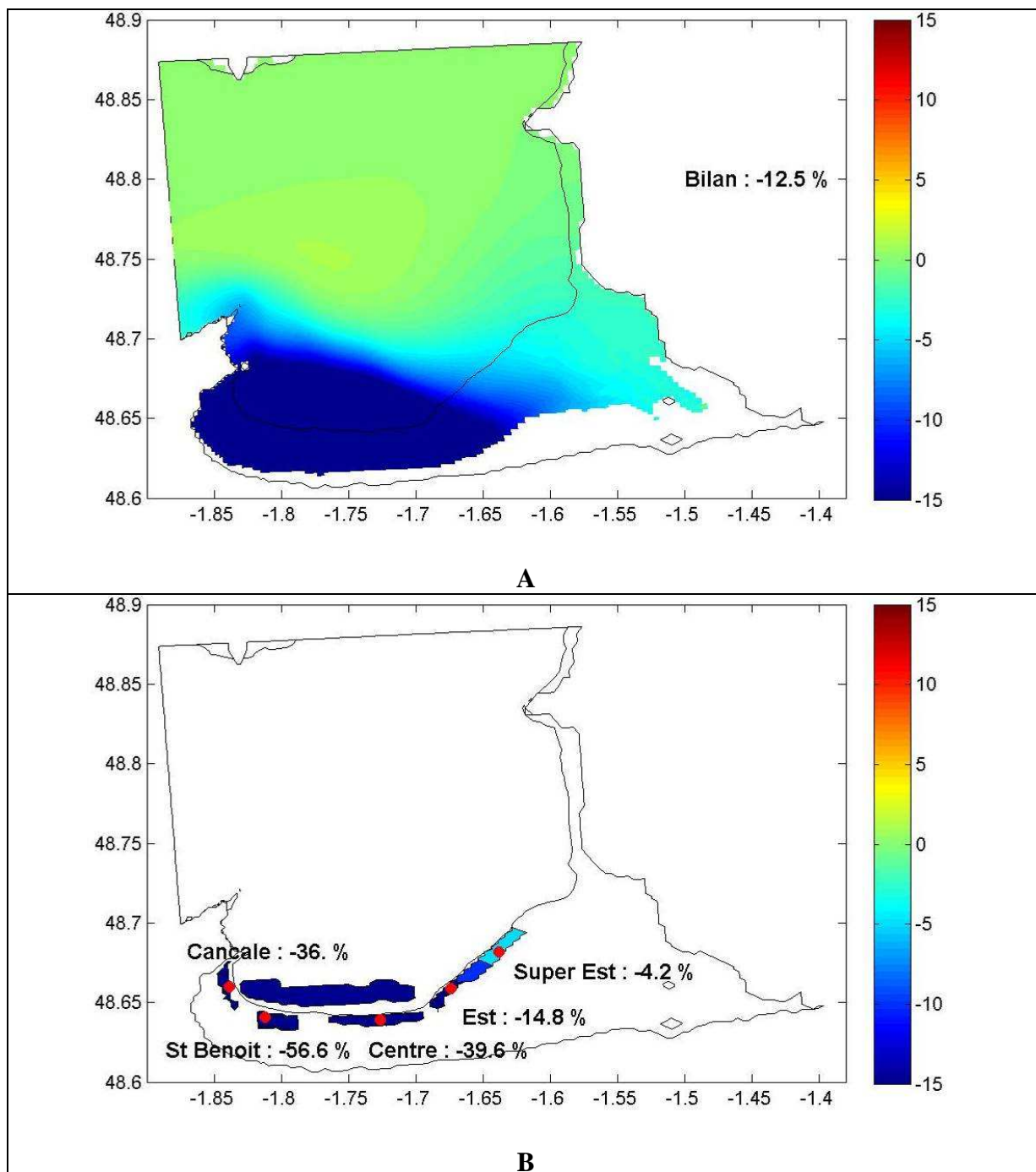


Figure IV.13 : Scénario remplacement des huîtres plates par des huîtres creuses. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

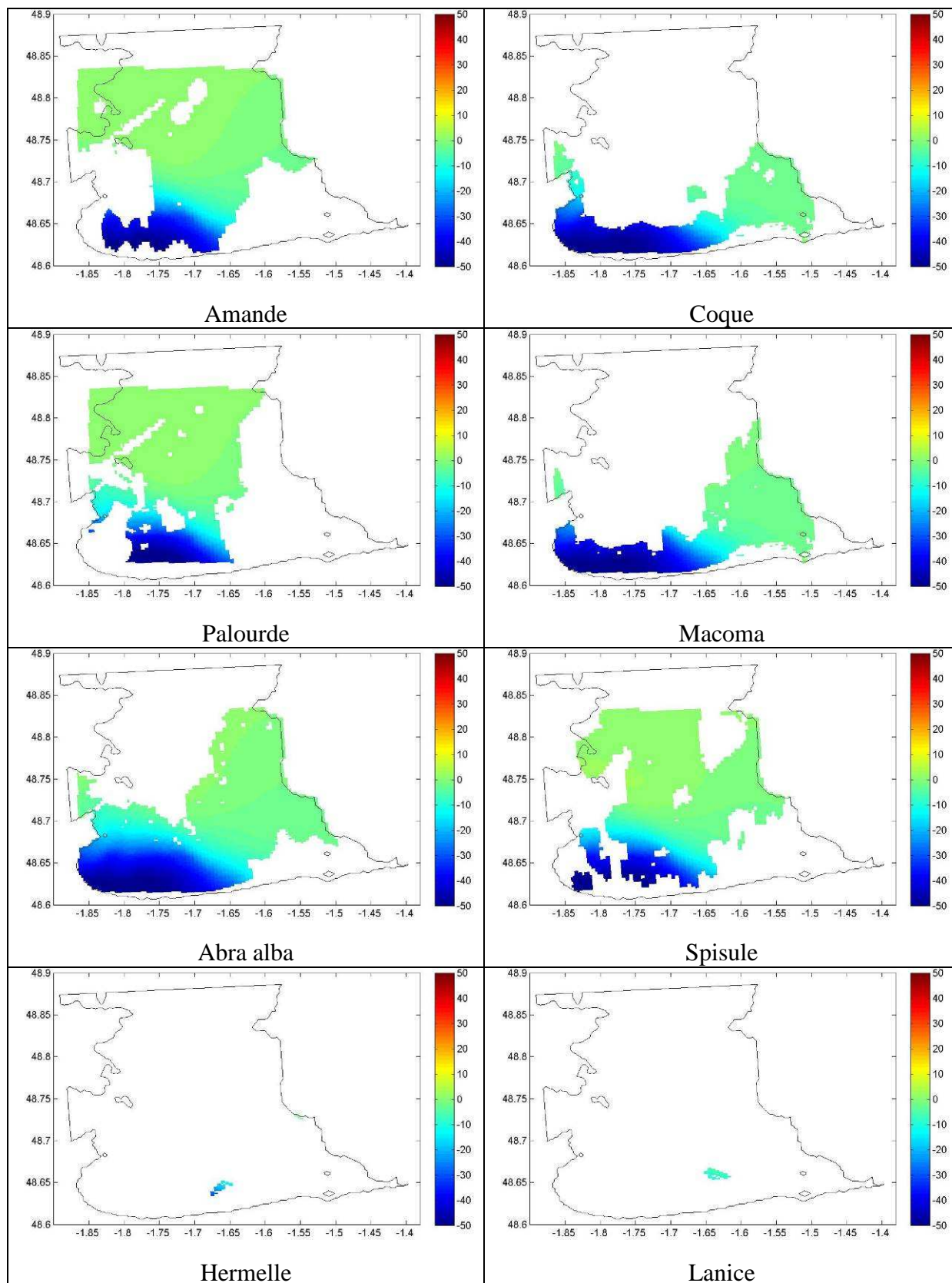


Figure IV.14 : Scénario remplacement des huîtres plates par des huîtres creuses. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



## 2. Les scénarios en lien avec les espèces invasives

### 2.1 La prolifération de la crépidule

Trois scénarios sont présentés dans ce paragraphe sur la base de ceux discutés au chapitre II. Ces trois scénarios explorent le résultat de l'évolution à 10 ans du stock de crépidule selon trois hypothèses :

- le stock évolue au rythme des années précédentes (50% d'augmentation en 8 ans) et atteindrait 250000 tonnes en dix ans.
- l'exploitation industrielle débutée en 2009 est pérenne et se poursuit dans le temps. Dans ce cas, une première hypothèse se base sur une estimation d'extraction annoncée par les industriels de 20 tonnes par jour qui limiterait le stock à 210000 tonnes à 10 ans. Une seconde hypothèse explore l'incidence d'une exploitation plus conséquente de 60 tonnes par jour qui amènerait le stock à diminuer pour atteindre 130000 dans 10 ans.

#### 2.1.1 Cartographie de la population de crépidule selon les différentes hypothèses

Il est difficile de savoir précisément quel va être le schéma d'expansion de la crépidule dans les années à venir. Afin d'être le plus réaliste possible, nous ne pouvons pas nous contenter d'augmenter localement les biomasses sur la base de la répartition actuelle. L'évolution ancienne de la population montre que si les densités augmentent localement, la population s'étend aussi considérablement dans l'espace. A défaut de posséder un modèle déterministe de la dynamique de population de l'espèce, nous nous sommes basés sur les cartographies disponibles en baie entre 1995 et 2003 afin d'estimer les directions et les tendances de la prolifération, en plus des connaissances acquises par le laboratoire sur la dynamique de prolifération de l'espèce dans différents sites. On obtient ainsi à des cartographies prospectives « à dire d'experts » (figure IV.15).

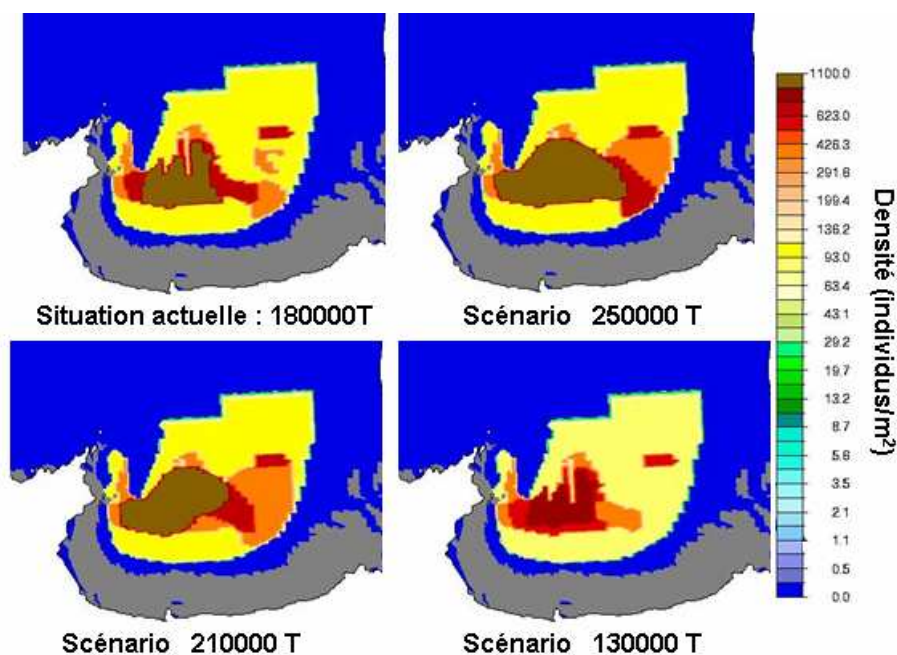


Figure IV.15 : Cartographie estimée « à dire d'experts » de la répartition de la crépidule pour les différents scénarios

Pour le scénario à 250000 tonnes, l'hypothèse principale est que la population s'étend à partir du noyau central, très dense, préférentiellement vers l'est. L'exploitation industrielle qui démarre se focalise sur la partie est du banc de crépidule dans les secteurs peu ou moyennement colonisés. Dans les secteurs fortement colonisés au centre ou à l'ouest la proportion d'individus morts augmente considérablement. L'objectif étant de valoriser la chair, il est important pour les industriels de récolter une majorité de crépidules vivantes, ce qui explique cette exploitation à l'est. Ainsi, pour le schéma à 210000 tonnes, l'expansion de la crépidule a été limitée vers l'est. Enfin, espérer vouloir réduire la population de crépidule à 130000 tonnes nécessiterait d'agir sur l'ensemble de la population. Le schéma obtenu montre de ce fait une diminution globale de toute la population. Aboutir à une telle situation apparaît très peu réaliste à la fois à cause de problèmes techniques (difficultés de prélèvement, traitement d'une telle quantité de matière,...) que de problèmes économiques (coût d'une telle exploitation). Il convient donc raisonnablement de considérer ce scénario comme « académique » et seulement destiné à étudier les équilibres trophiques. L'hypothèse la plus vraisemblable concernant la crépidule en baie est celle d'une expansion plus ou moins forte en fonction des efforts de prélèvement qui pourront être réalisés dans la durée.

#### 2.1.2 Stock de crépidule à 250000 tonnes i.e. sans exploitation (figures IV.16 et IV.17)

Ce scénario teste l'impact qu'aurait une population de crépidule de 250000 tonnes. Comparé à la situation actuelle ou le stock estimé est de 180000 tonnes, il correspond à une très forte augmentation de la pression de filtration exercée par les crépidules. L'effet sur la chlorophylle est conséquent avec une réduction de 10 à 15% en moyenne sur l'année. Cette réduction impacte toute la partie ouest de la baie où se situe le banc de crépidule. Une nette compétition trophique est observée avec les autres filtreurs et notamment les filtreurs cultivés. Les moules les plus proches du banc de crépidules (« Centre » et « Est ») enregistrent une perte de poids de l'ordre de 16% sur un an. Les bouchots les plus éloignés (« Super-Est ») sont les moins impactés avec une perte de poids limitée à 7%. Les huîtres pâtissent elles aussi de l'expansion des crépidules, puisque la perte de poids simulée est comprise entre 10 et 13%. Les autres filtreurs de la baie en contact direct ou proche avec les crépidules sont eux aussi potentiellement en compétition trophique sévère puisque la quantité annuelle de phytoplancton filtrée peut être réduite de l'ordre de 15 à 30%.

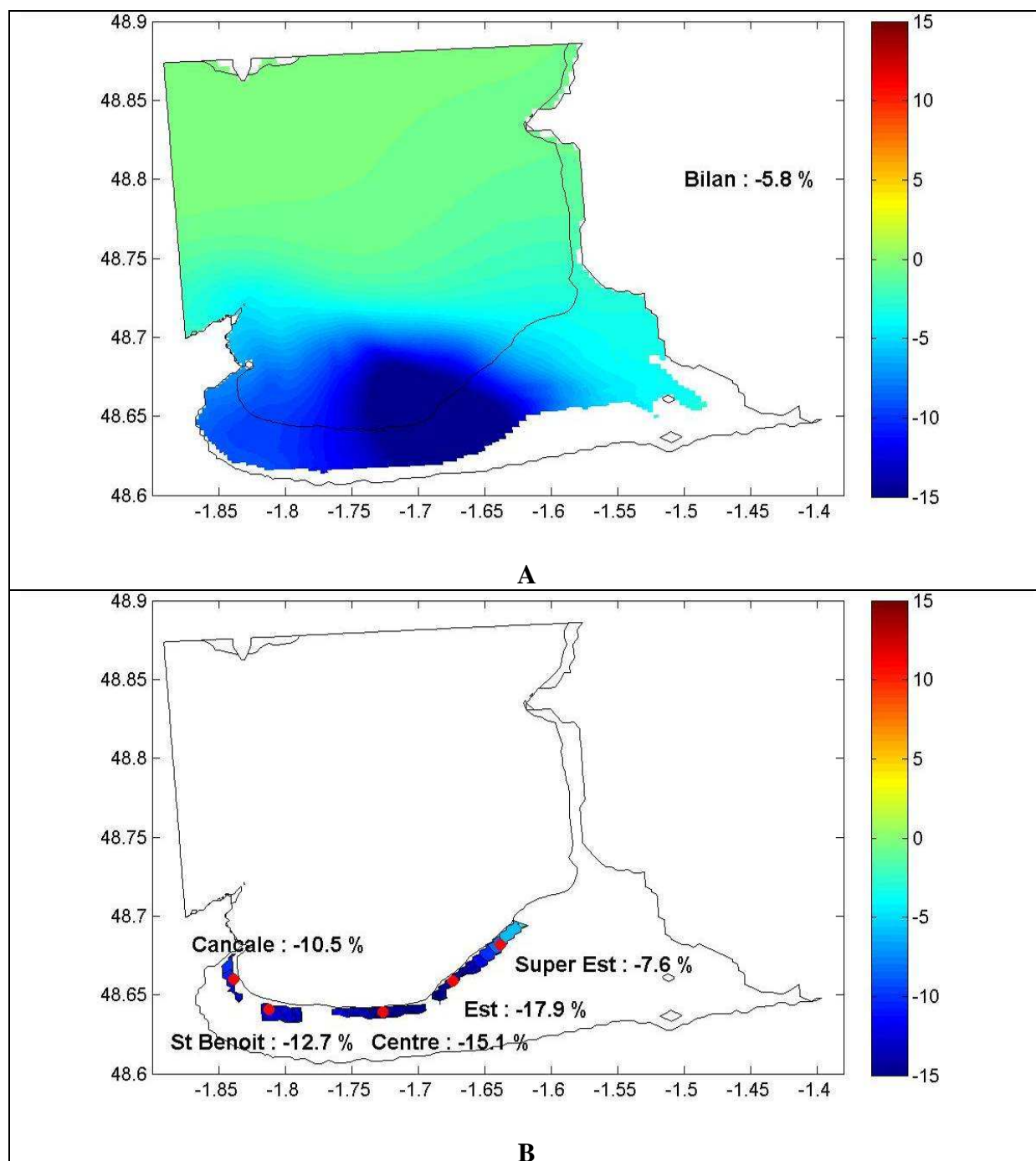


Figure IV.16 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 250000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

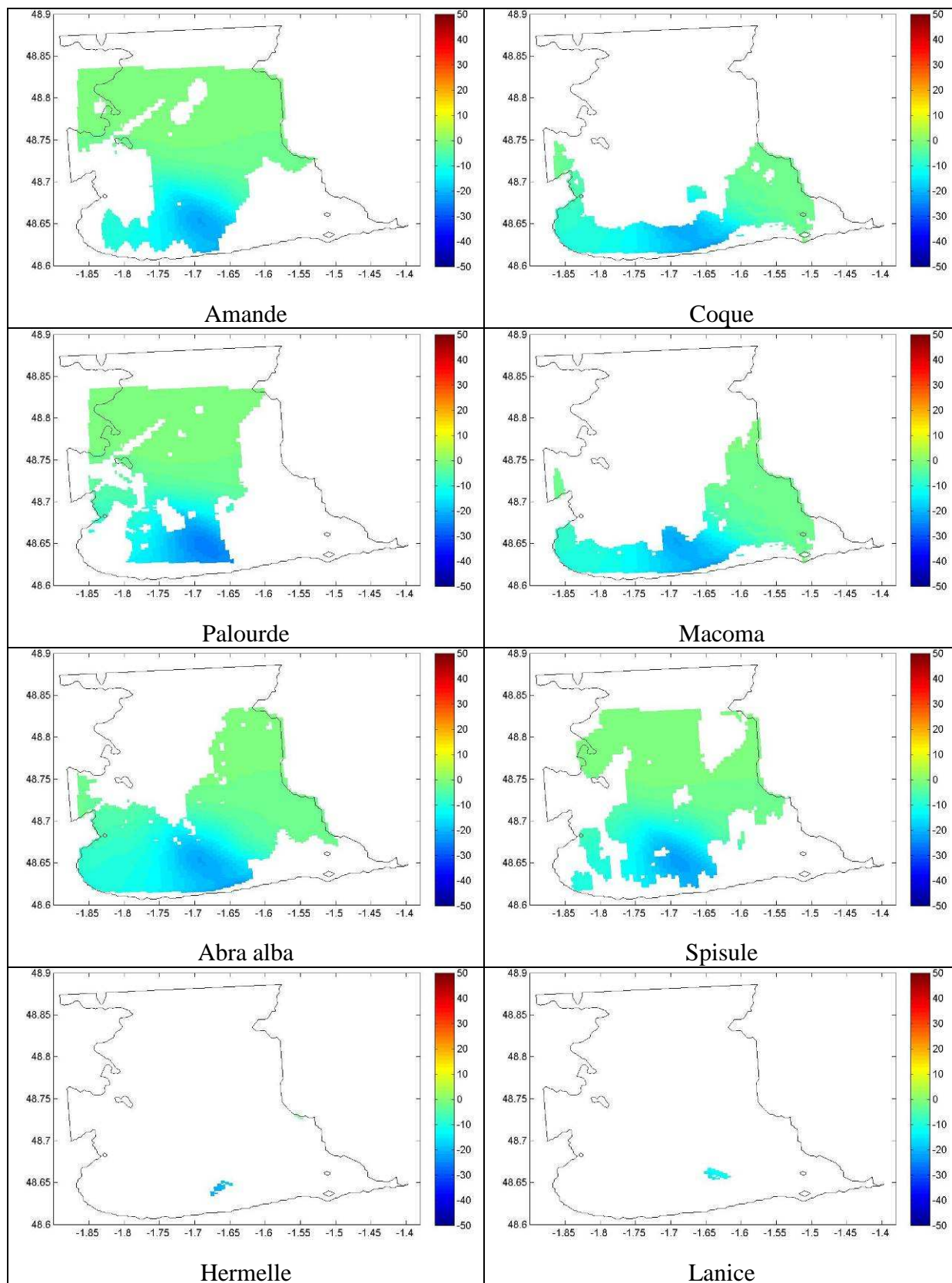


Figure IV.17 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 250000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



2.1.3 Stock de crépidule à 210000 tonnes (exploitation industrielle de 20 tonnes par jour) (figures IV.18 et IV.19)

En se basant sur 20 tonnes de crépidules prélevées par jour et sur 200 jours par an, 4000 tonnes pourraient être extraites annuellement. Cette extraction comparée au taux d'expansion actuel d'environ 7000 tonnes par an permettrait de limiter dans une certaine mesure l'expansion de la crépidule. Sur cette base, le stock à dix ans « ne serait que de 210000 tonnes » dans la baie. Les impacts obtenus suivent le même schéma que pour le scénario précédent avec toutefois des effets réduits. La concentration en chlorophylle est 5 à 10% plus faible en moyenne sur l'année avec des pertes de poids pour les huîtres et moules qui restent inférieures à 10%. Ce sont les moules les plus à l'est qui continuent d'être le moins impactées.

2.1.4 Stock de crépidule à 130000 tonnes (exploitation industrielle de 60 tonnes par jour) (figures IV.20 et IV.21)

Ce scénario réduit le stock de crépidules présent en baie et revient donc à diminuer la pression trophique exercée sur l'écosystème. Un effet positif est effectivement observé dans les résultats, puisque la concentration en chlorophylle augmente dans toute la baie de 5 à 15% selon les endroits. Tous les filtreurs profitent de cet excédent de nourriture. Les filtreurs sauvages les plus proches de la zone à crépidules peuvent alors filtrer de 20 à 40% de phytoplancton en plus sur l'année, tandis que les filtreurs cultivés voient leur performance de croissance nettement améliorée : plus de 10% de gain de poids pour les moules de la zone « est » et « centre » et jusqu'à 12% de gain de poids pour les huîtres de St Benoît.

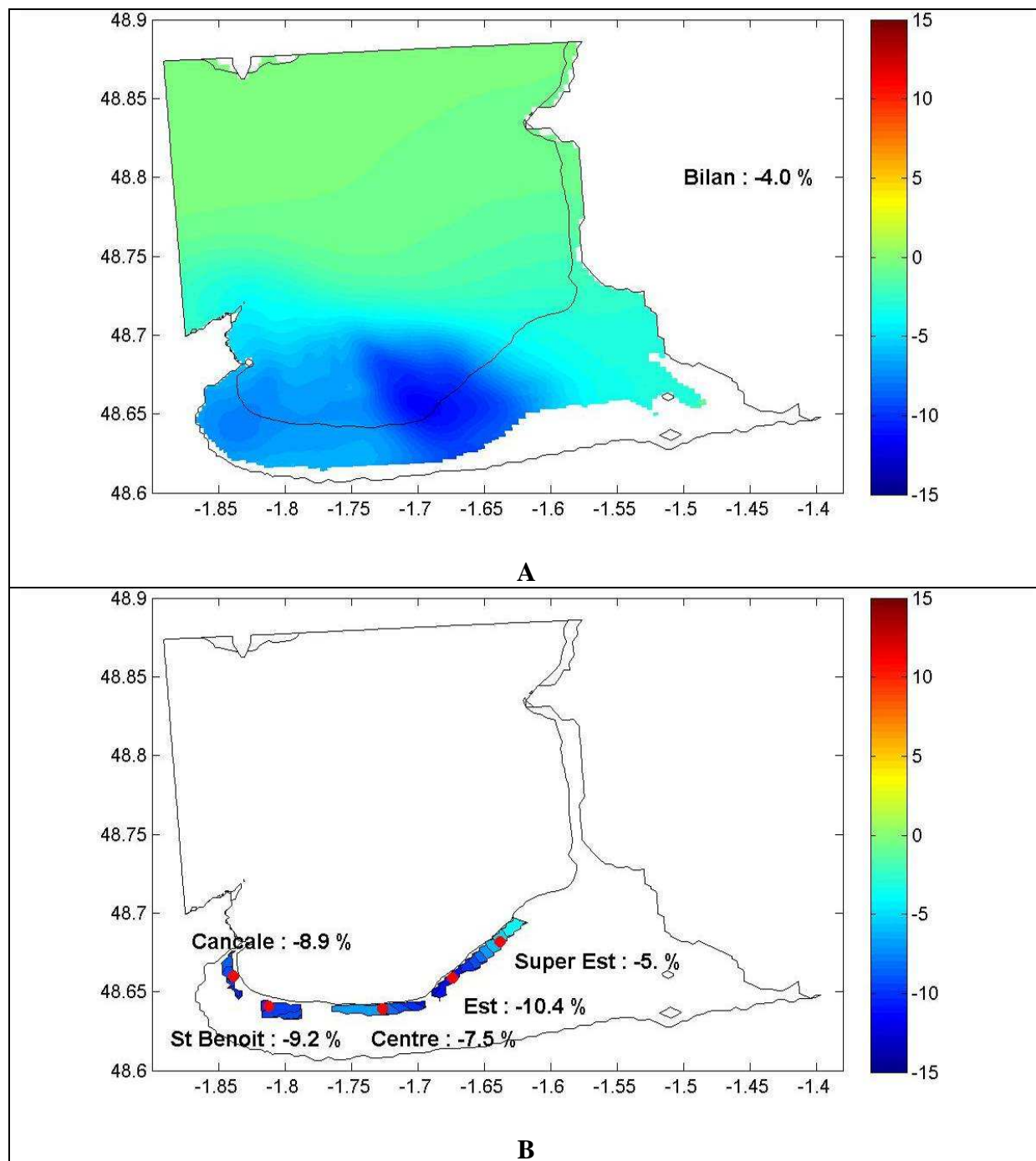


Figure IV.18 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 210000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

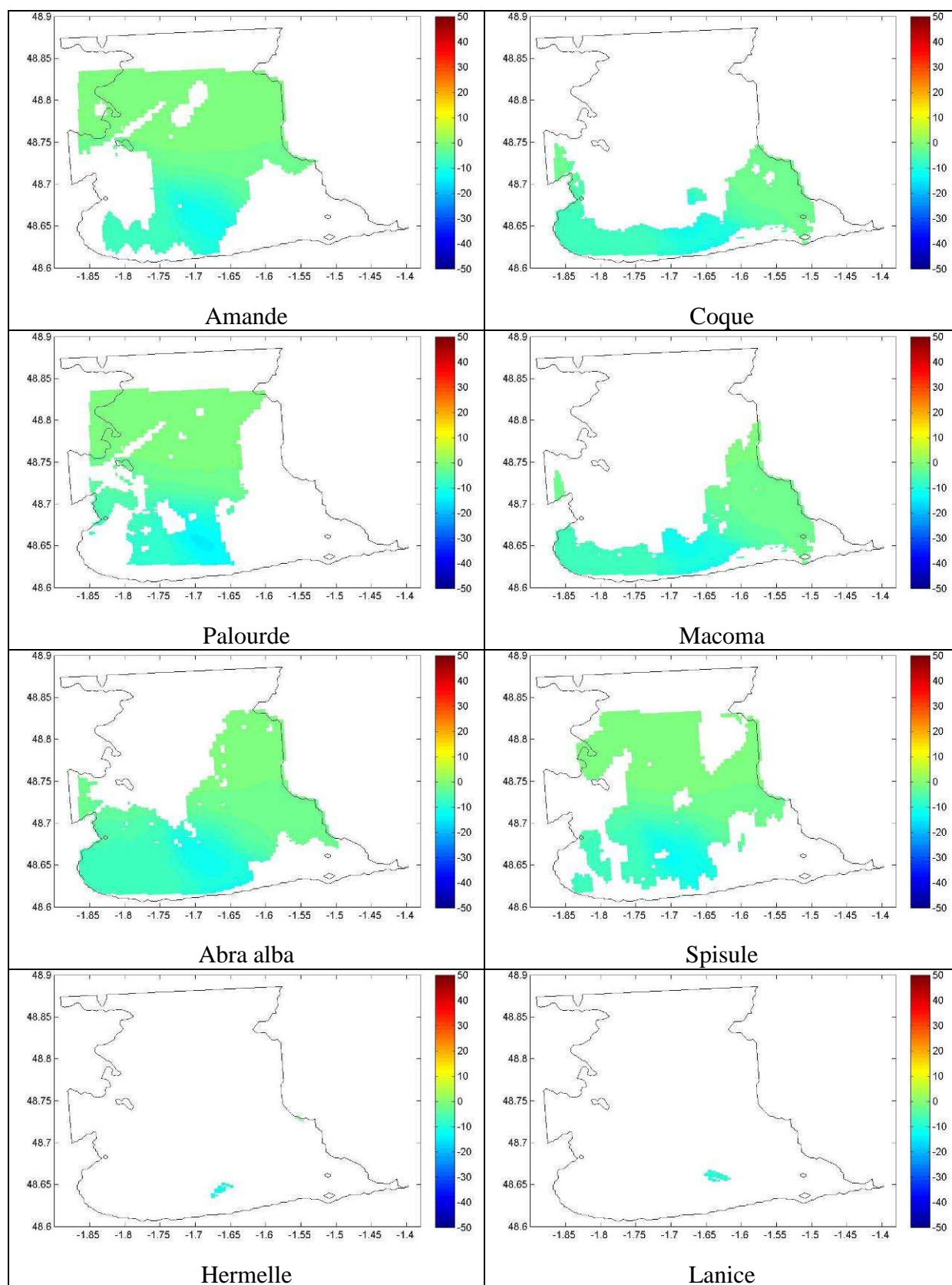


Figure IV.19 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 210000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

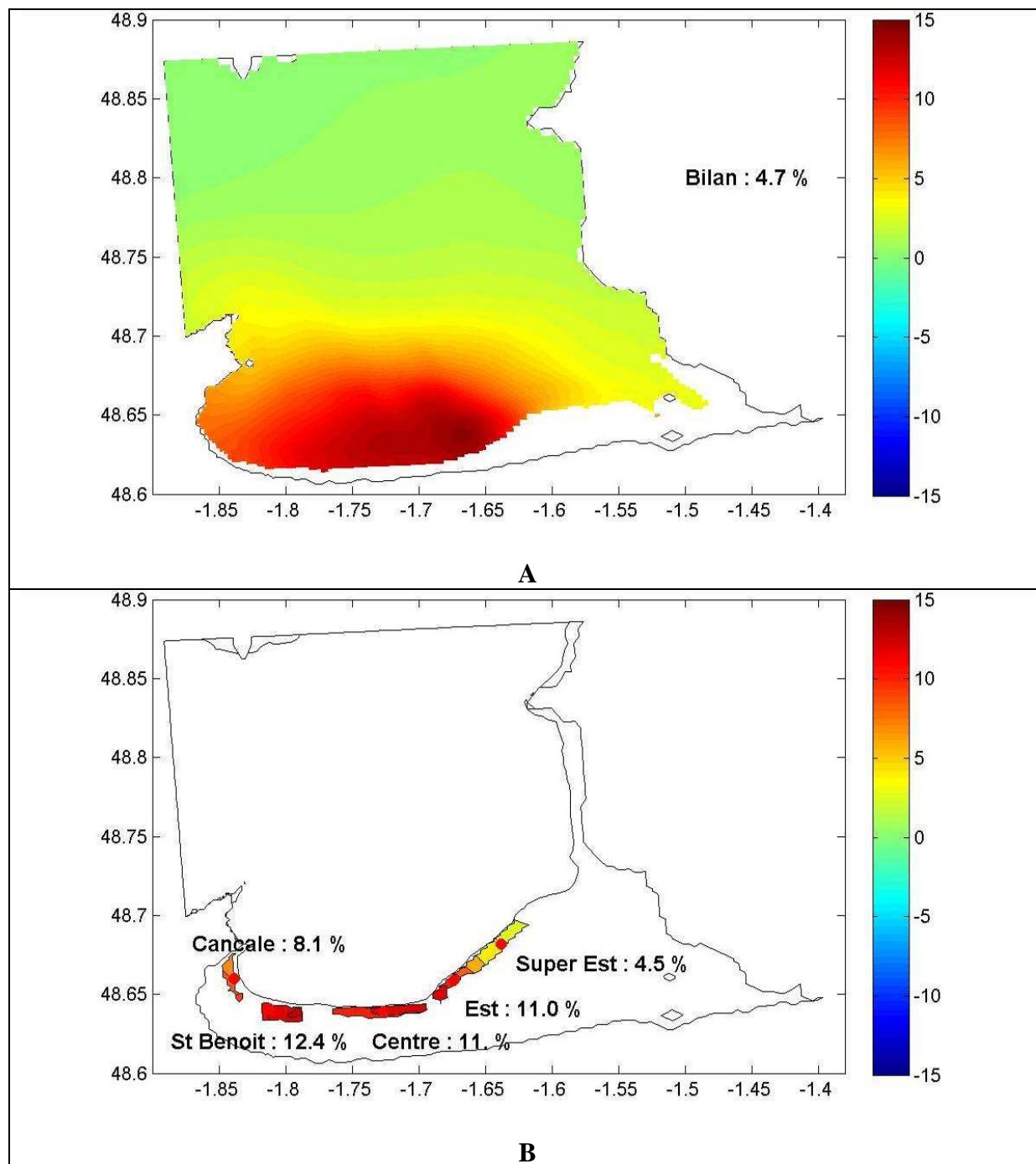


Figure IV.20 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 130000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

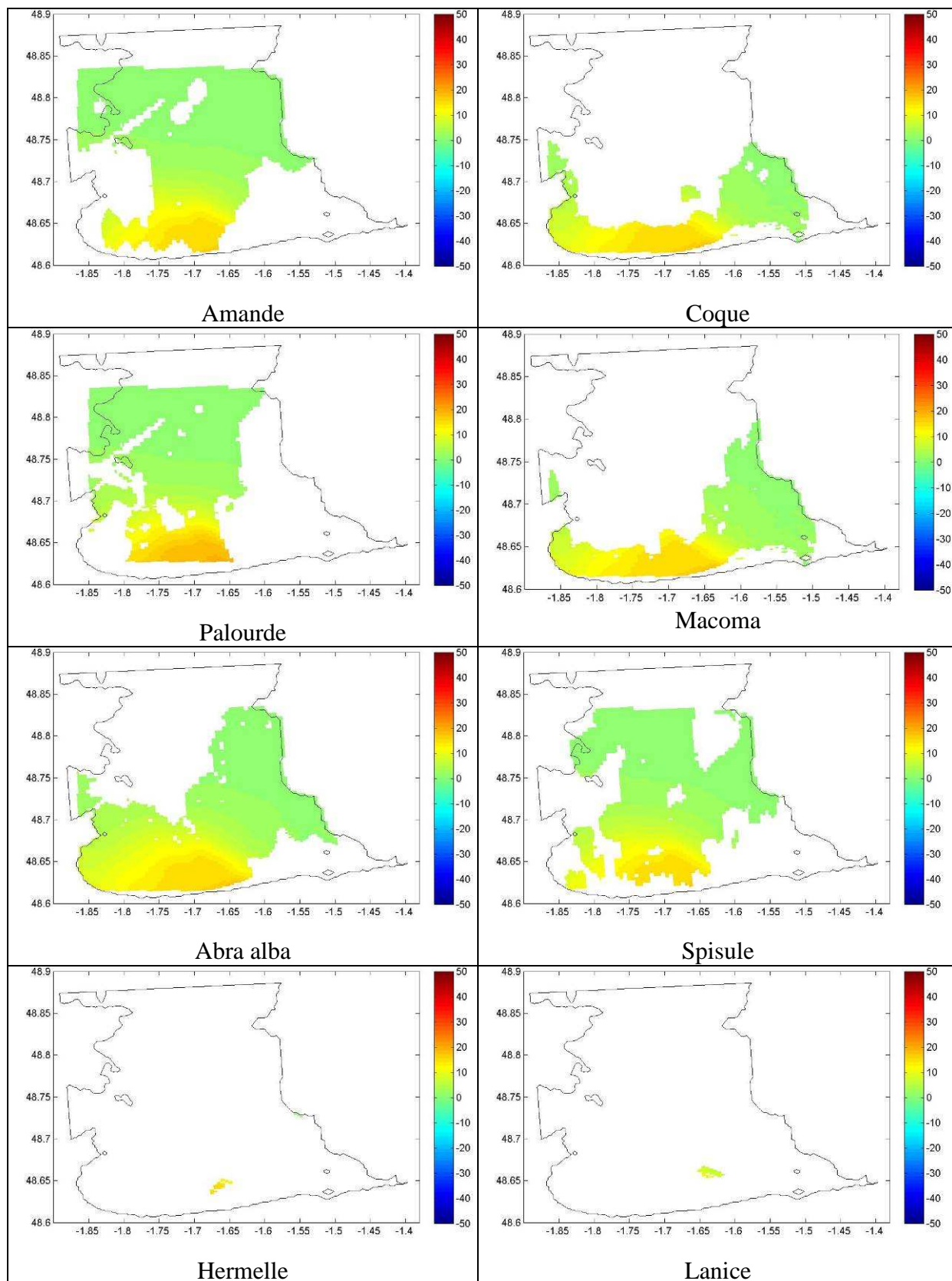


Figure IV.21 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 130000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

## 2.2 La prolifération des huîtres creuses

Au cours des dernières années, les massifs d'hermelles présents en baie se sont vus coloniser par les huîtres creuses. Bien que cette colonisation en baie reste limitée à ces massifs, la question a été posée de savoir quel était l'impact trophique de ces huîtres sauvages. Les données acquises in-situ montrent que la densité varie de 0 à 100 huîtres par  $m^2$  avec une valeur moyenne située autour de 20 huîtres par  $m^2$ . Un premier scénario se propose de tester l'ajout d'une densité moyenne de 20 huîtres/ $m^2$  sur l'ensemble des hermelles. Un second scénario teste la situation extrême ou la densité maximale d'huîtres observée est appliquée à l'ensemble des massifs. Il ne s'agit pas ici de chercher à simuler une situation réaliste mais plutôt de rechercher un effet théorique maximum. Les huîtres creuses se développant sur les massifs d'hermelles il paraissait intéressant d'estimer au préalable le poids joué par ces derniers dans l'équilibre trophique. En fait, nous nous sommes intéressés au couple hermelle-lanice géographiquement très proche et considéré comme espèces patrimoniales de la baie. Ainsi, avant d'ajouter un stock d'huîtres creuses, une première simulation a consisté à supprimer les massifs d'hermelles et la banquette à lanices pour quantifier leur impact.

### 2.2.1 Impact trophique des hermelles et des lanices en baie (figures IV.22 et IV.23)

Une augmentation de la chlorophylle est observée pouvant atteindre voire dépasser 15% en moyenne sur l'année. Cette augmentation reste cependant localisée et s'atténue rapidement lorsqu'on s'éloigne de la zone des hermelles et lanices. Une amélioration de la croissance des moules de l'ordre de 4% est obtenue à cet endroit mais est nettement moins significative dès qu'on s'en éloigne. L'impact trophique est donc réel mais reste limité dans l'espace.

### 2.2.2 Ajout d'huîtres creuses sauvages (figures IV.24, IV.25, IV.26 et IV.27)

L'impact premier se voit sur les hermelles elles-mêmes puisque la quantité qu'elles filtrent sur l'année serait réduite de 10 à 20% dans le cas d'une colonisation de 20 huîtres/ $m^2$  à plus de 40% dans le cas d'une colonisation de 100 huîtres/ $m^2$ . Par ailleurs, l'ajout d'huîtres sauvages au niveau des hermelles impacte la croissance des moules localement. Avec une densité moyenne d'huître de 20 individus/ $m^2$ , la diminution de croissance des moules reste faible et atteint à peine 3% au maximum. Ainsi, il faudrait une densité bien plus grande pour que l'impact devienne significatif. Le scénario généralisant la densité maximale observée de 100 individus/ $m^2$  à l'ensemble des hermelles montre que les moules les plus proches seraient significativement impactées puisque la perte de poids pourrait dépasser 11%. Toutefois cet effet resterait local.

La croissance des moules dans la baie augmente globalement d'ouest en est avec toutefois un creux de croissance observé au centre au niveau des hermelles. Les scénarios précédents montrent qu'une partie de l'explication de cette plus faible croissance est sans doute liée à une compétition trophique locale entre moules, hermelles, lanices et huîtres sauvages.



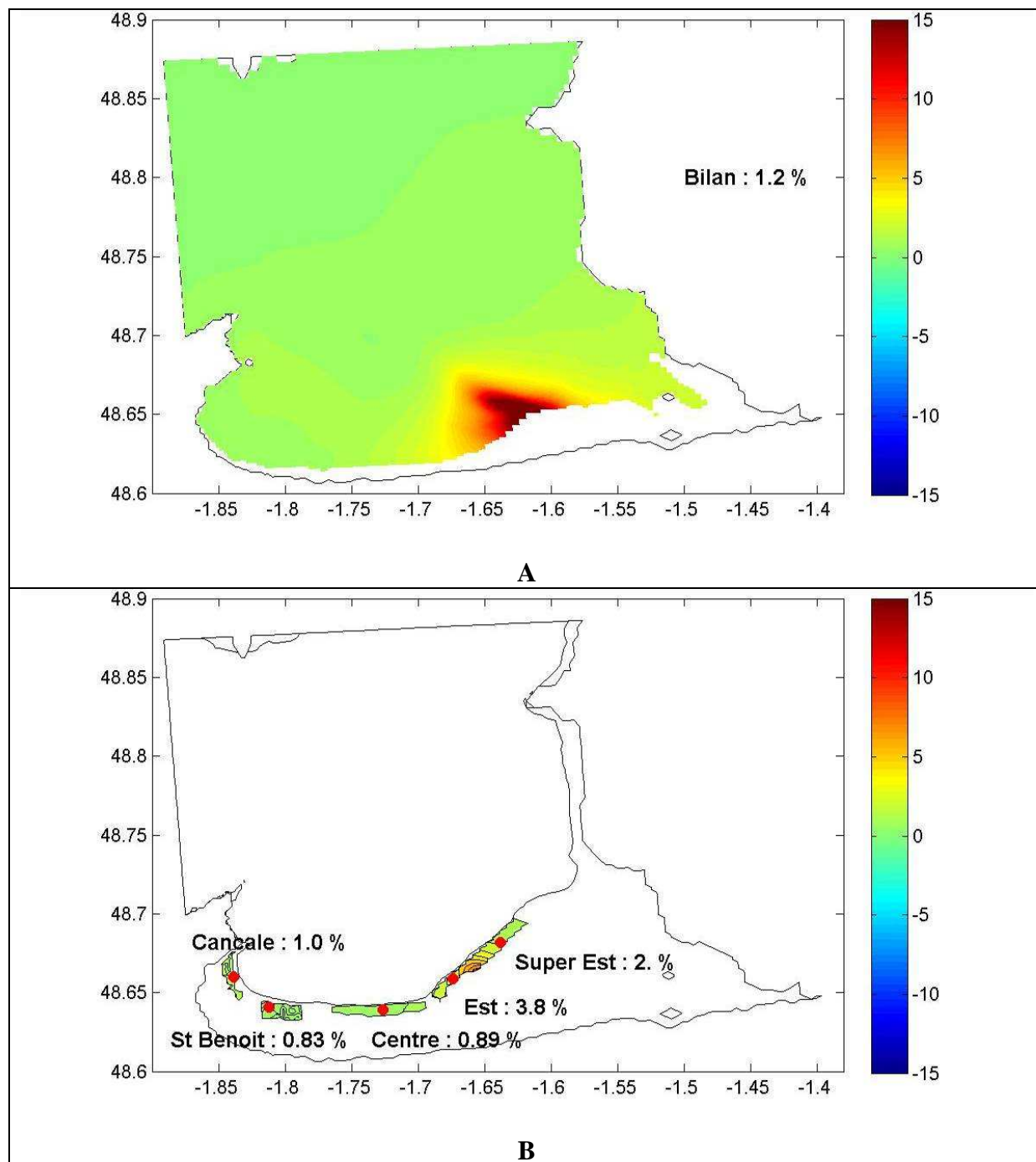


Figure IV.22 : Scénario disparition des massifs à hermelles et à lanices. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

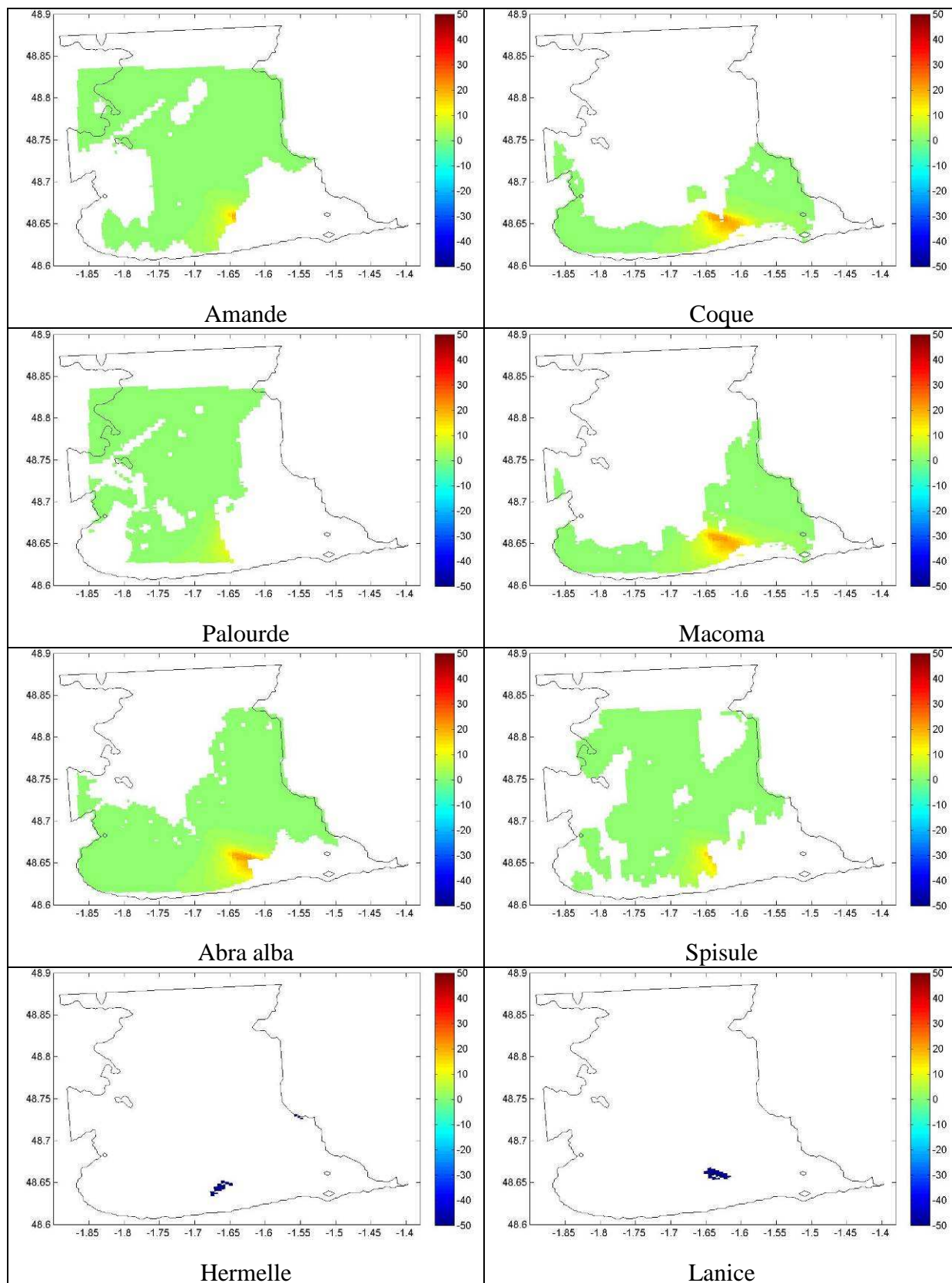


Figure IV.23 : Scénario disparition des massifs à hermelles et à lanices. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



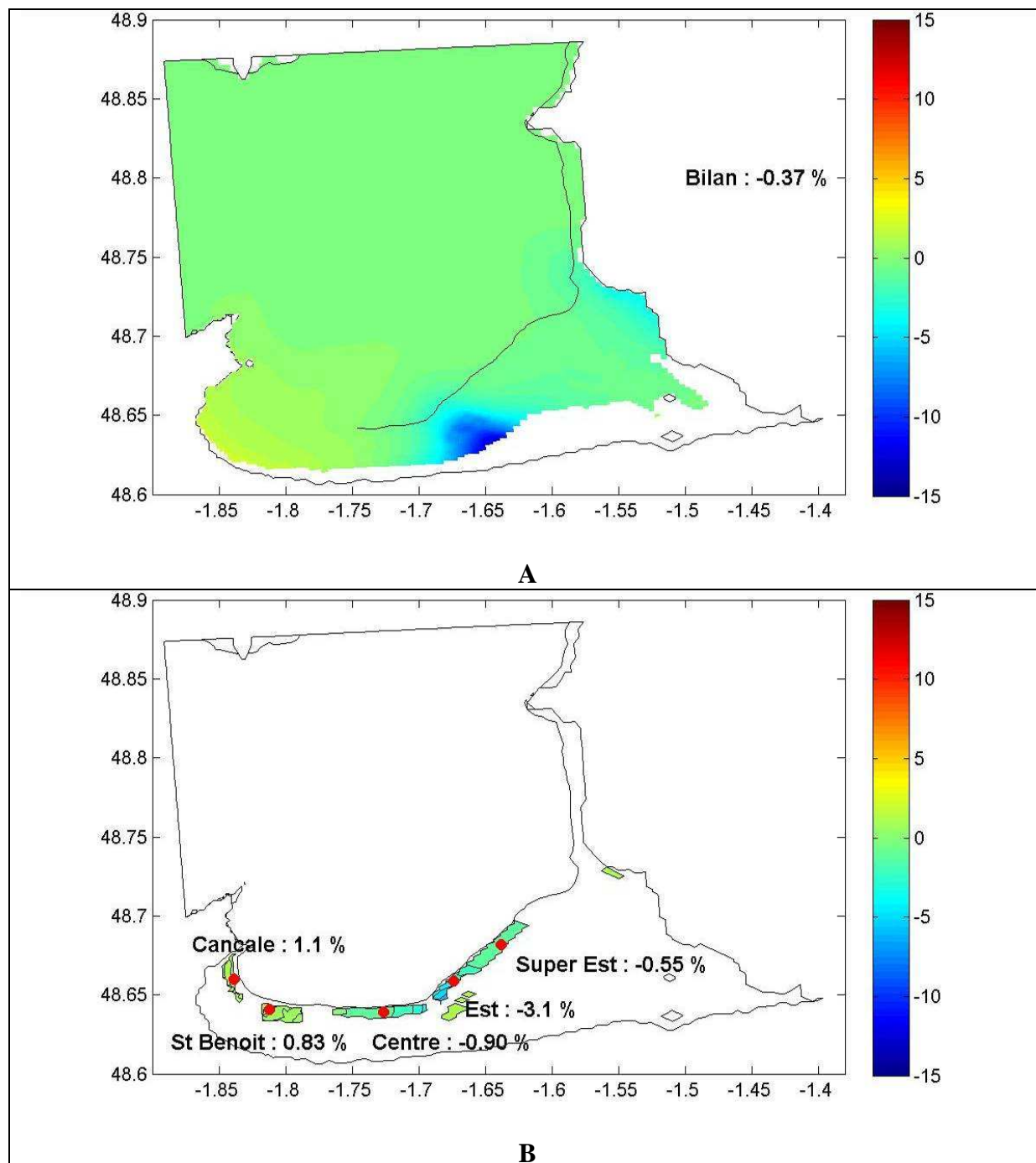


Figure IV.24 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 20 huîtres/m<sup>2</sup>. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

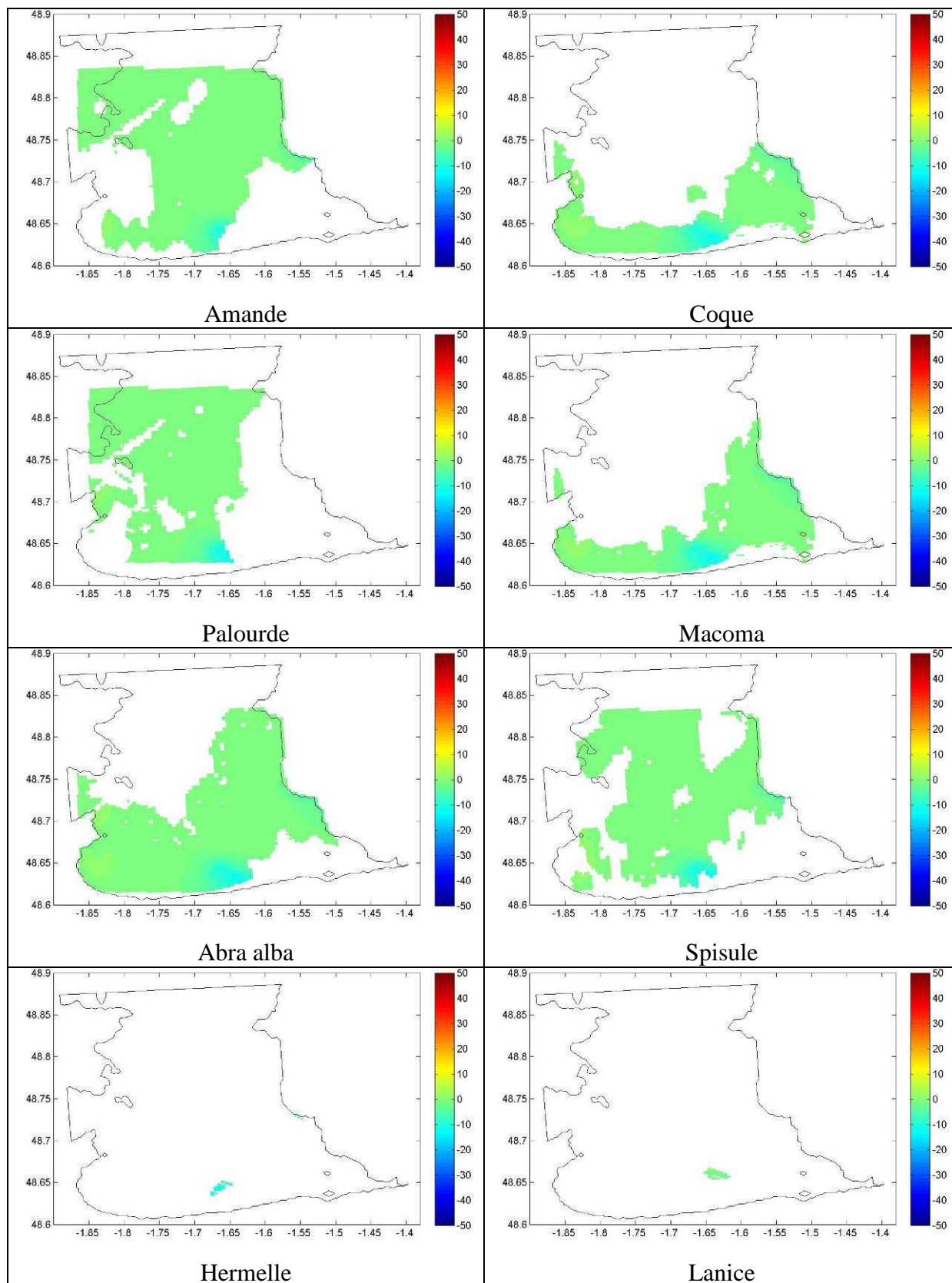


Figure IV.25 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 20 huîtres/m<sup>2</sup>. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

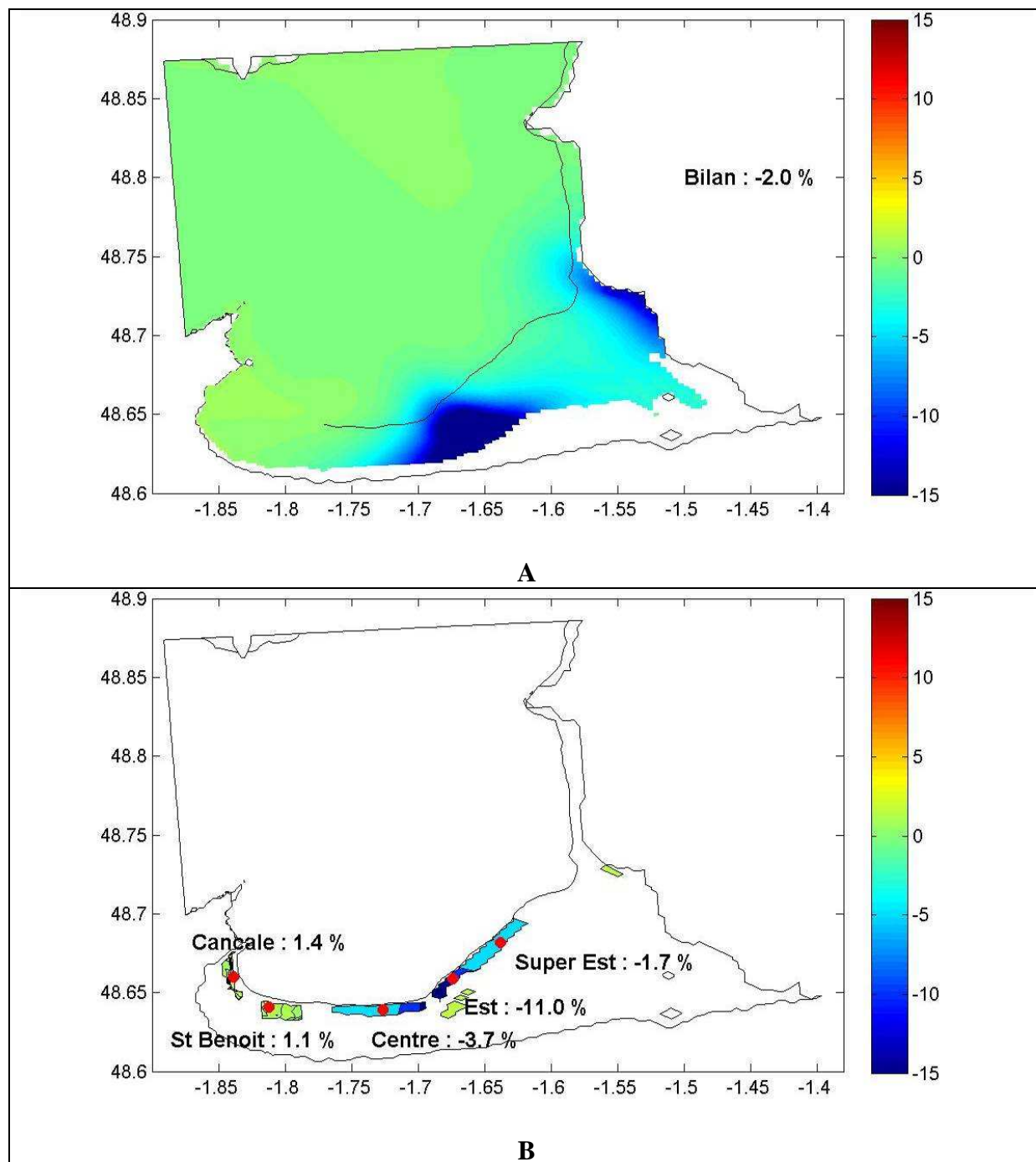


Figure IV.26 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 100 huîtres/m<sup>2</sup>. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

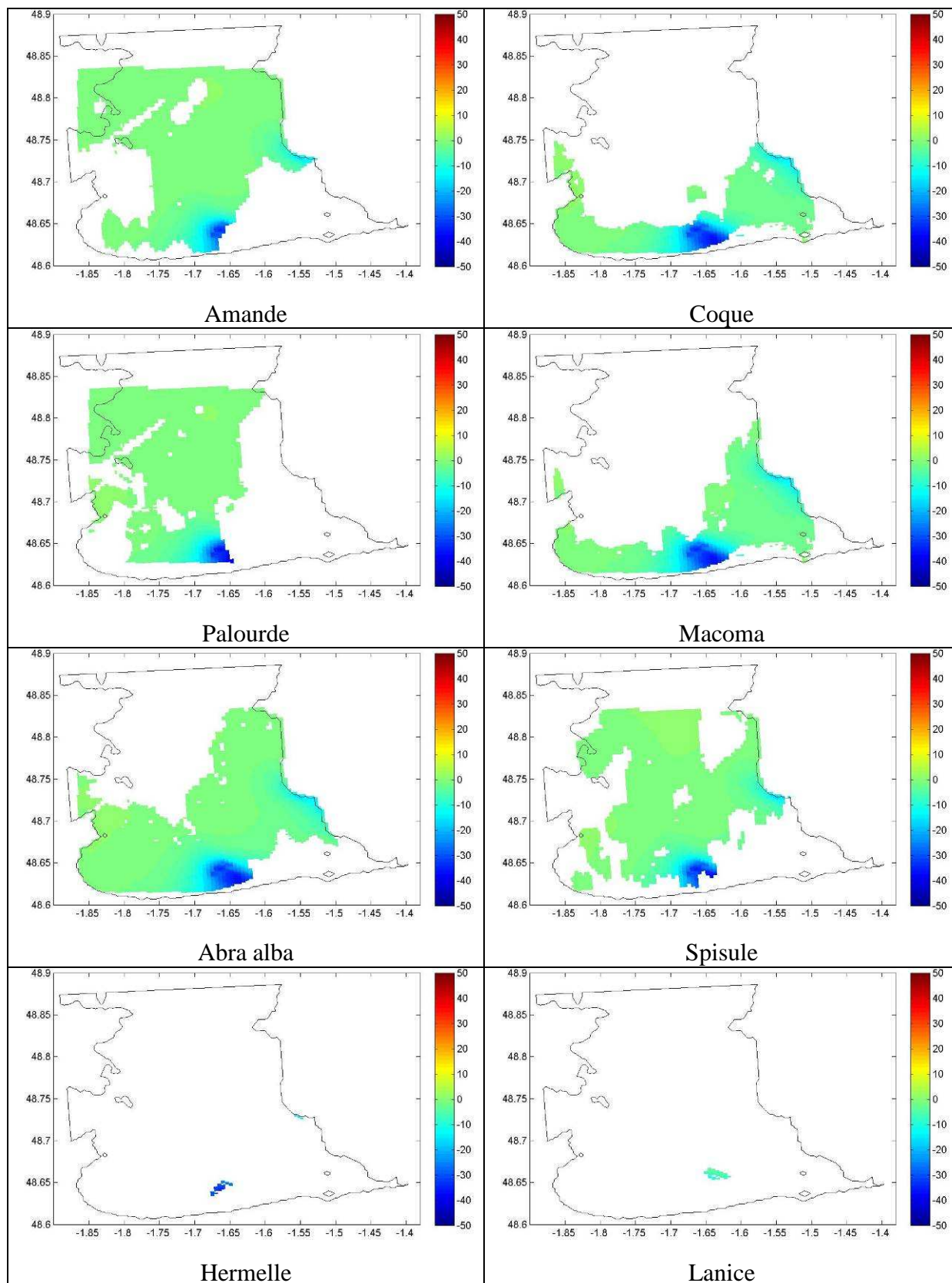


Figure IV.27 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 100 huîtres/m<sup>2</sup>. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

### 3. Les scénarios en lien avec les bassins versants

#### 3.1 Réduction de 30% des concentrations des apports azotés par les bassins versants (figures IV.28 et IV.29)

Ce scénario correspond globalement aux objectifs fixés par les SAGE dans la perspective de réduire les phénomènes d'eutrophisation en milieu côtier. Contrairement à ce que l'on aurait pu s'attendre, l'impact sur la concentration en chlorophylle reste limité avec une réduction de quelques pourcents seulement. Cela reflète l'importance des apports azotés actuels et le fait qu'une réduction de 30% des concentrations de ceux-ci ne permet pas d'atteindre un seuil rendant cet élément suffisamment limitant pour la croissance phytoplanctonique. Ainsi l'impact sur les filtreurs reste, lui aussi, très limité. Les moules et les huîtres ne voient leur poids final réduit respectivement que de moins de 2 et 3%. La quantité de phytoplancton filtrée par les filtreurs sauvages varie elle aussi très peu.

#### 3.2 Apports azotés ramenés à 13 mg.l<sup>-1</sup> (figures IV.30 et IV.31)

Ce niveau de concentration correspondrait à une diminution beaucoup plus drastique des apports actuels de l'ordre de 60 à 70%. L'impact sur la concentration en chlorophylle est majeur et concerne l'ensemble de la baie à l'exception du fond de baie à l'est où débouchent les principaux apports. La chlorophylle est réduite en moyenne sur l'année de 5 à 15% selon qu'on s'éloigne de la source d'apports. Les moules, comme les huîtres, voient leur poids significativement diminuer, entre 6 et 8% selon les secteurs. L'ensemble des filtreurs sauvages est potentiellement impacté puisque la quantité de nourriture filtrée diminue d'autant plus qu'ils sont situés loin des sources d'apports (0 à 30%).

#### 3.3 Augmentation des apports azotés dans la Sée et la Sélune (figures IV.32 et IV.33)

Il s'agit ici de tester l'hypothèse où, du fait de la mise en place de pratiques d'élevages plus intensifs sur les bassins versants normands, les apports azotés de la Sée et de la Sélune seraient augmentés. L'exercice a donc simplement consisté à mettre des concentrations azotées équivalentes à ceux du Couesnon dans les deux fleuves normands. L'enrichissement en azote entraîne une augmentation moyenne de la chlorophylle qui reste cependant peu importante et qui concerne principalement la zone plus au large (+5%). L'excédent d'azote est donc principalement exporté plus au large ou il stimule un peu la production phytoplanctonique. La situation dans les secteurs conchylicoles est donc peu modifiée notamment pour les moules où le gain de poids reste inférieur à 1%. Les huîtres semblent bénéficier un peu plus de l'amélioration de production phytoplanctonique du large avec un gain de poids compris entre 2 et 3%.



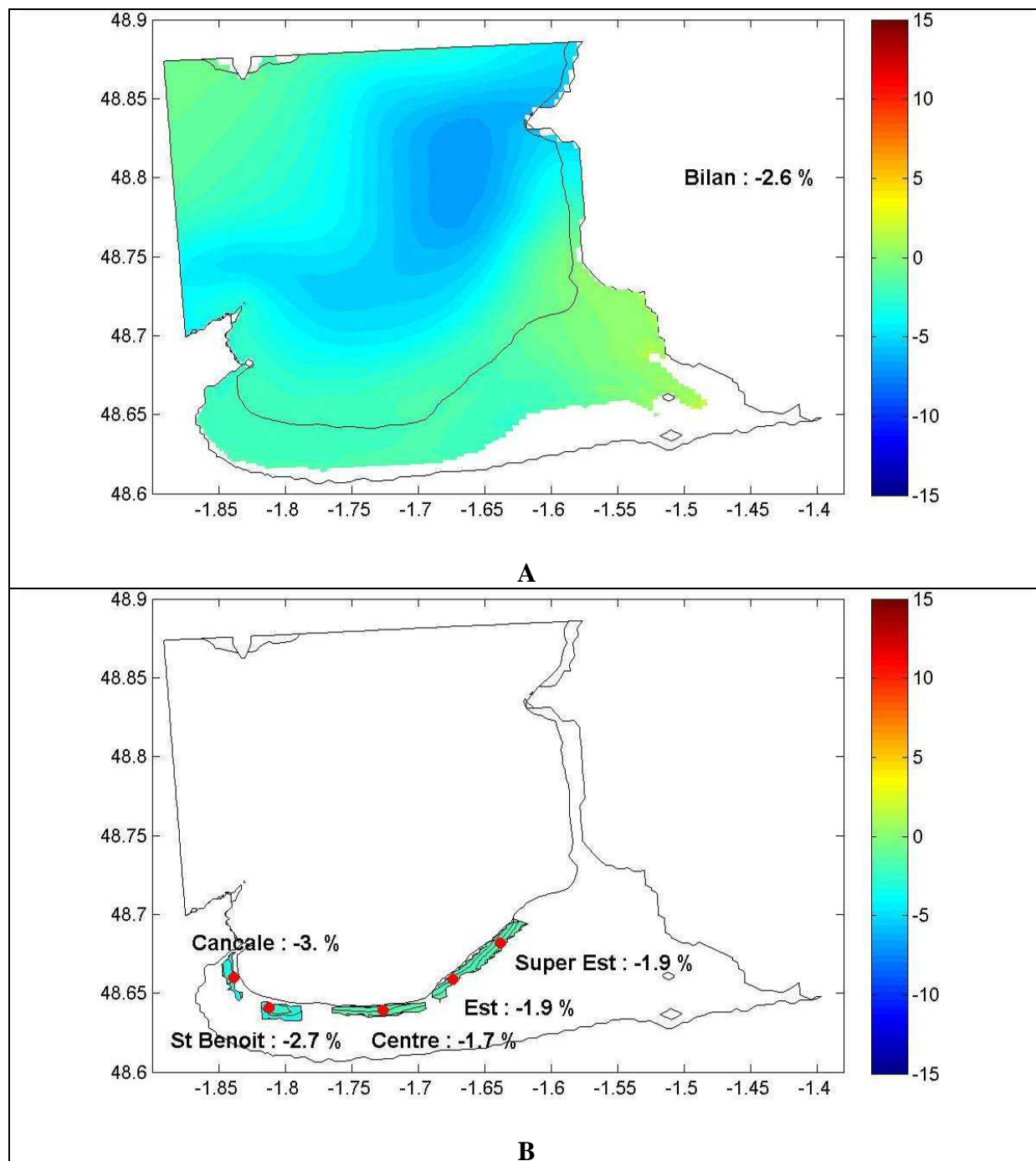


Figure IV.28 : Scénario réduction de 30% des apports azotés par les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

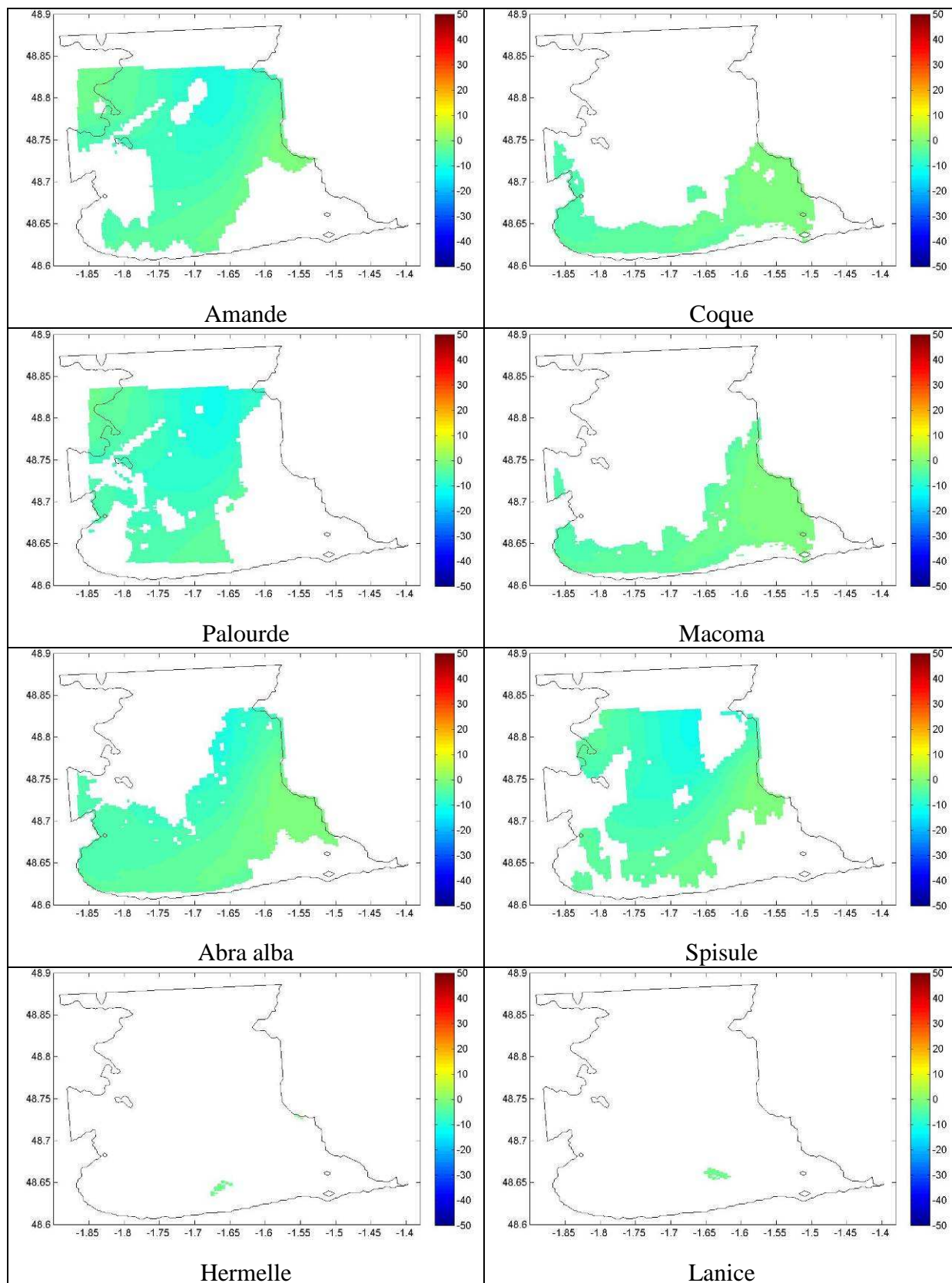


Figure IV.29 : Scénario réduction de 30% des apports azotés par les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



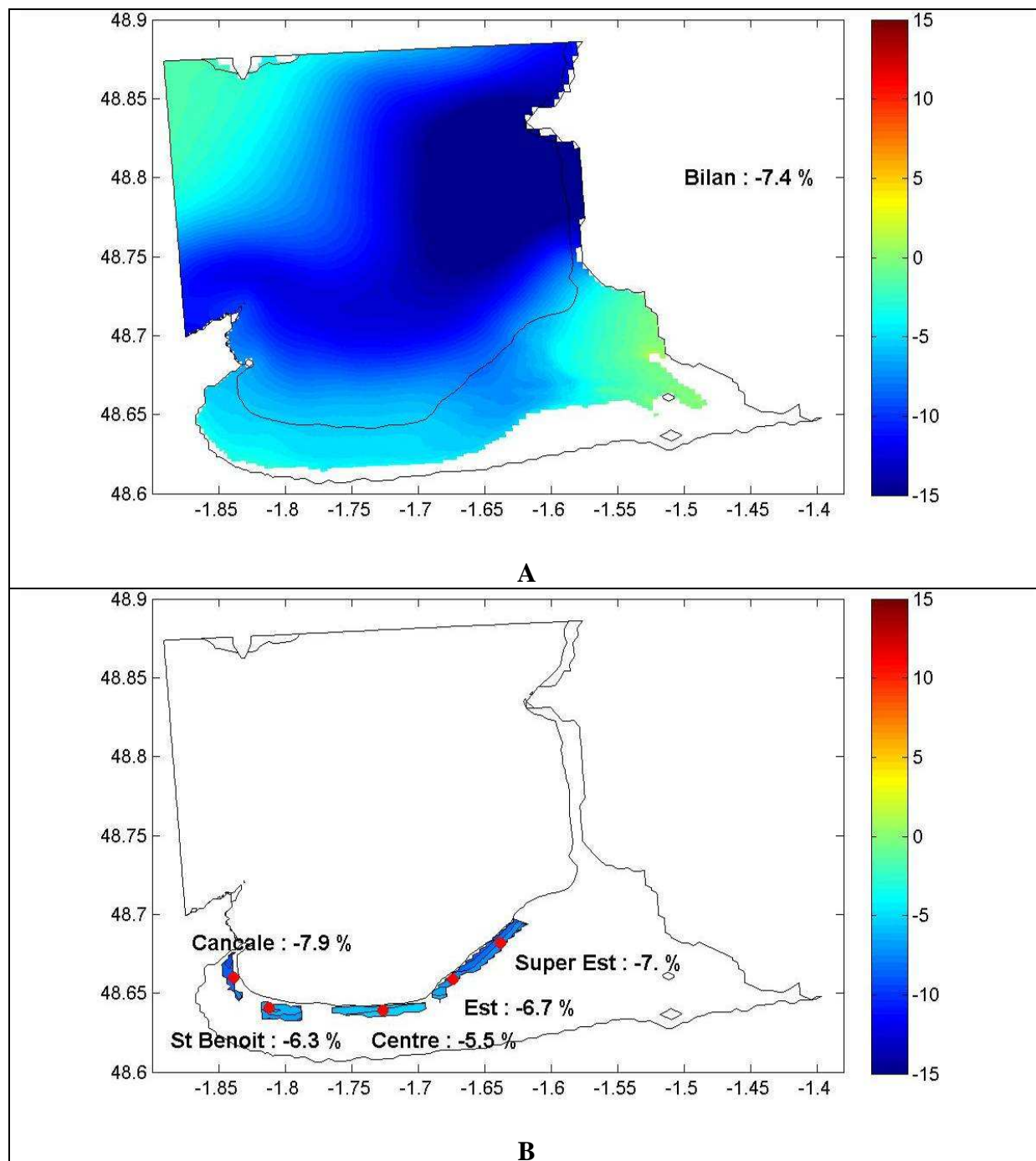


Figure IV.30 : Scénario réduction des apports azotés à 13 mg/l dans les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

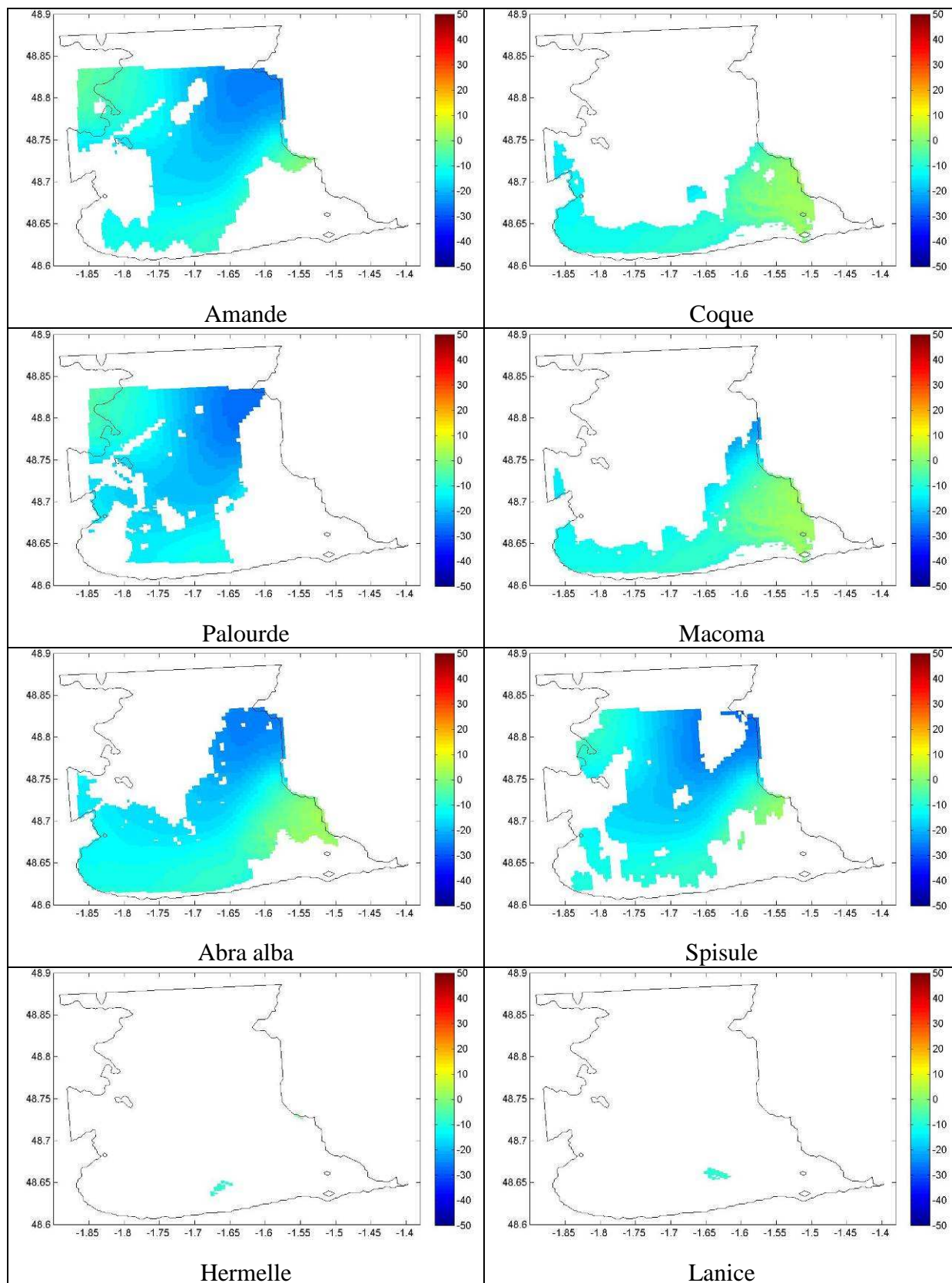


Figure IV.31 : Scénario réduction des apports azotés à 13 mg/l dans les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

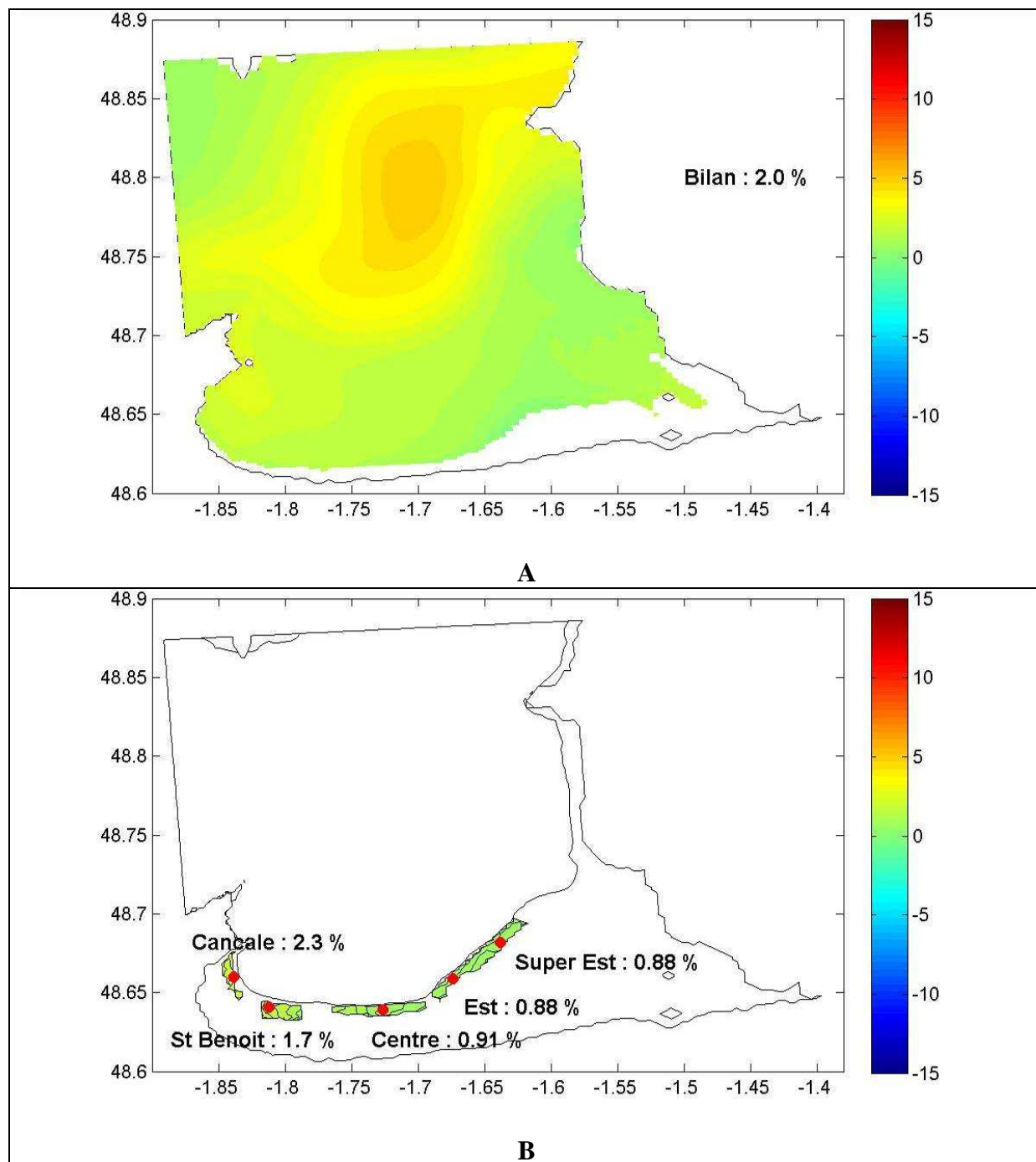


Figure IV.33 : Scénario augmentation des apports azotés dans la Sée et la Sélune. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

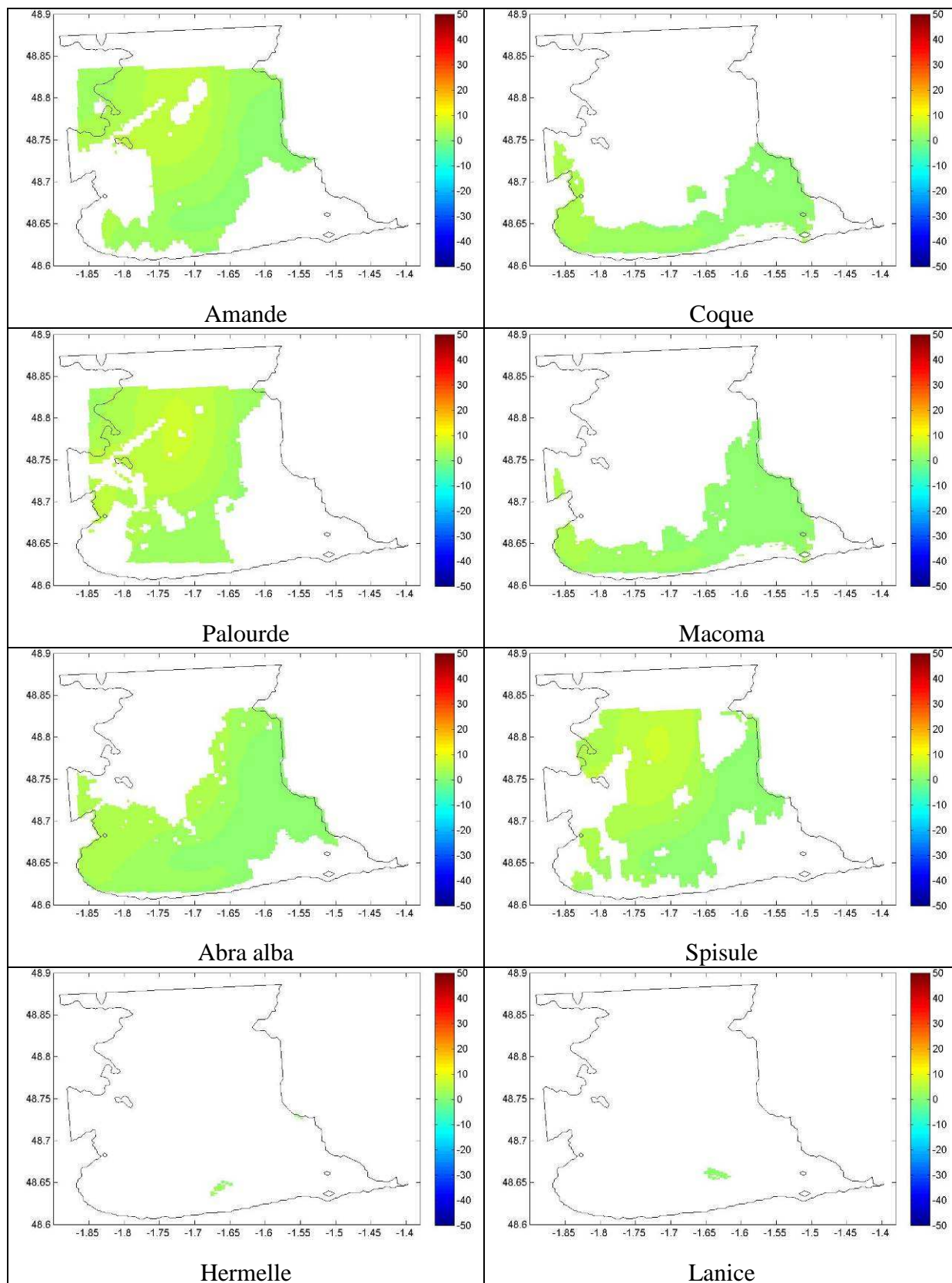


Figure IV.34 : Scénario augmentation des apports azotés dans la Sée et la Sélune. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

#### 4. Les scénarios croisés

L'intérêt des scénarios croisés est de voir l'effet cumulé de plusieurs perturbations simultanément. La multitude des possibilités de croisement rend illusoire le fait de vouloir en explorer la totalité. Comme décrit dans le chapitre II, le choix a été fait de traiter plutôt deux cas particuliers selon deux critères : un croisement d'un futur possible ou souhaitable et un croisement de situations extrêmes.

##### 4.1 Exemple de situation croisée possible ou souhaitable (figure IV.35 et IV.36)

Dans ce scénario, les apports de bassins versants sont réduits de 30%, la crépidule est exploitée et sa biomasse est limitée à 210000T et la densité de moules en élevage est réduite à 110 pieux par 100 mètres partout. Deux phénomènes antagonistes sont observés dans ce cas. La réduction des apports des bassins versants et l'augmentation de la crépidule contraignent la production phytoplanctonique alors que la diminution des densités de moules en élevage la favorise. Le résultat en termes de chlorophylle est donc une interaction de ces 3 modifications. Une déplétion de la chlorophylle est observée au dessus de la zone à crépidule (effet de l'augmentation de la crépidule) mais aussi plus au large (effet de la moins grande quantité d'azote apportée par les bassins versants). Par contre dans la partie est de la baie la concentration en chlorophylle est augmentée du fait de la moins forte pression de filtration liée à la réduction de densité des moules dans ce secteur (préalablement à 140 pieux par 100 mètres). La conséquence sur les performances de croissance des moules est une situation assez stable sur la partie est des bouchots (léger gain dans la partie Super Est et légère perte dans la partie Est) et une perte modérée sur la partie centrale (~4%). On obtient donc un effet cumulé des scénarios individuels. Par contre les pertes de performance pour les huîtres sont proches de celles observées dans le cas du scénario individuel « crépidule à 210000 T », elles ne bénéficient pas de l'effet positif de réduction de densité des moules trop loin géographiquement. C'était déjà le cas dans le scénario individuel « densité des pieux à 110 pieux par 100 mètres.

##### 4.2 Exemple de situation croisée extrême (figure IV.37 et IV.38)

Ce scénario correspond à un niveau de contrainte extrême de la production phytoplanctonique. Les apports azotés des bassins versants sont donc ramenés à 13 mg/l, rien ne limite la progression de la crépidule et elle atteint la biomasse de 250000 T, enfin une nouvelle zone de bouchots est installée dans la partie normande de la baie (voir figure IV.7). L'impact sur la chlorophylle est très important puisque la réduction dépasse largement 15 % sur toute la zone. Les moules voient leur croissance extrêmement réduite (25 à 30%) d'autant plus qu'elles sont à l'est et donc qu'elles cumulent l'effet de la présence des nouveaux bouchots et de la réduction des apports azotés. Les huîtres sont elles aussi fortement impactées (perte de poids de 13%) mais moins que les moules puisque plus éloignées géographiquement des secteurs où les conditions ont fortement changé (moules en Normandie, forte colonisation des hermelles par les huîtres, forte réduction des apports azotés par les bassins versants). Tous les filtreurs sont impactés et les quantités filtrées sur l'année peuvent être réduites de plus de 50% à l'est.



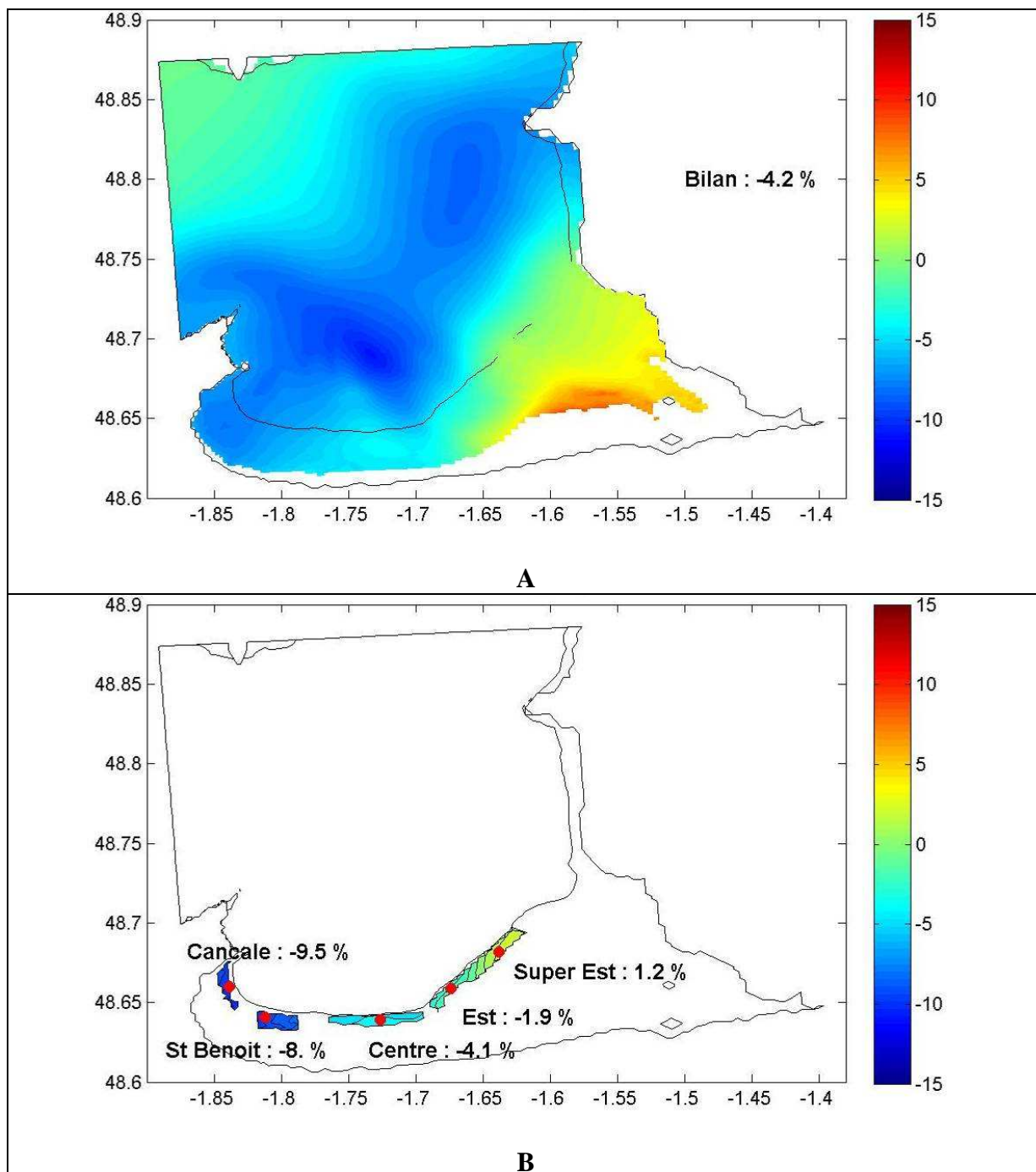


Figure IV.35 : Scénario croisé : réduction de 30% des apports azotés, biomasse de crépidule à 210000 T et densité des pieux à 110 pieux/100m. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

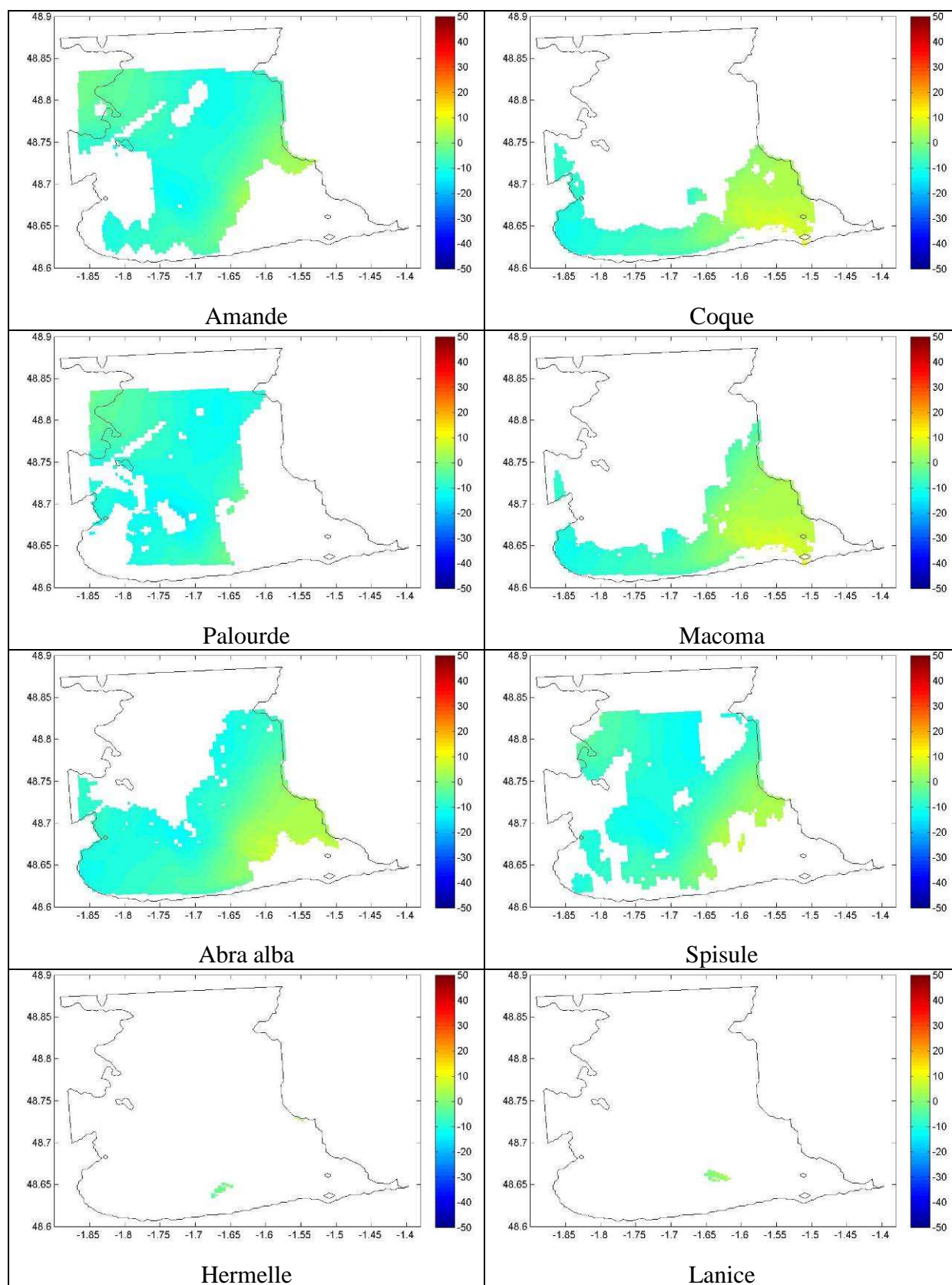


Figure IV.36 : Scénario croisé : réduction de 30% des apports azotés, biomasse de crépidule à 210000 T et densité des pieux à 110 pieux/100m. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



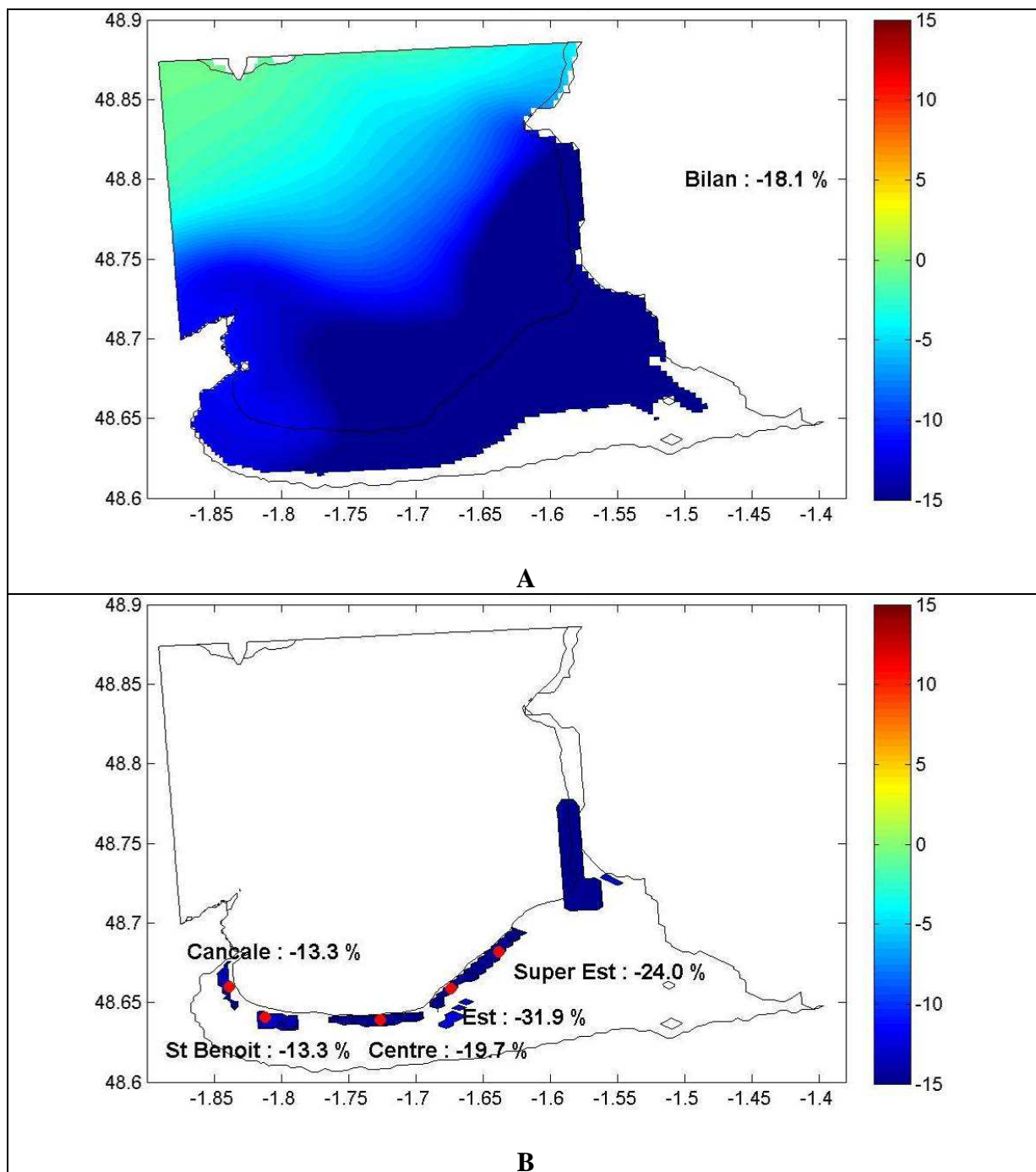


Figure IV37 : Scénario croisé : apports azotés réduits à 13 mg/l sur tous les bassins versants, biomasse de crépidule à 250000 T, prolifération des huîtres sauvages à 100 individus/m<sup>2</sup> et implantation de moules dans la partie normande de la baie. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

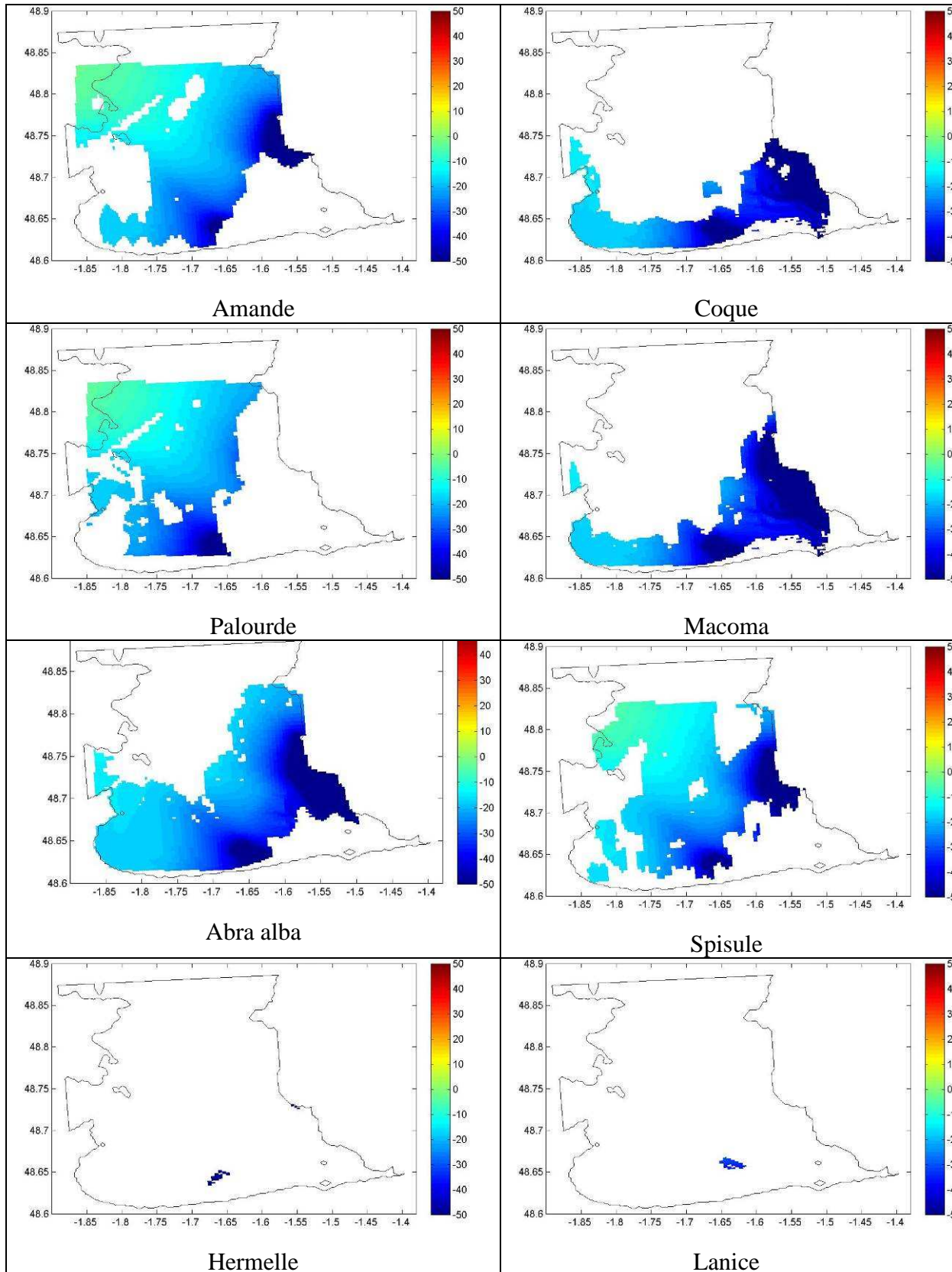


Figure IV.38 : Scénario croisé : apports azotés réduits à 13 mg/l sur tous les bassins versants, biomasse de crépidule à 250000 T, prolifération des huîtres sauvages à 100 individus/m<sup>2</sup> et implantation de moules dans la partie normande de la baie. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

## 5. Modification des conditions hydroclimatiques

Tous les résultats des scénarios présentés jusqu'ici ont pour référence l'année 2006. Cette année, plutôt humide, a été choisie car c'est une année où des données de suivi de croissance pour les huîtres et les moules sont disponibles, nous permettant ainsi de valider le couplage entre la modélisation écophysiological et l'écosystème. Les conditions météorologiques ou hydrologiques des bassins versants peuvent influencer sur le fonctionnement de l'écosystème et notamment sur la dynamique phytoplanctonique en contrôlant la date du démarrage du bloom printanier ainsi que les niveaux de chlorophylle atteints au cours de l'année. Dans ces conditions, la question peut être posée de l'impact d'une année très différente de 2006 sur les résultats des scénarios précédents. Afin d'estimer cet effet, les scénarios ont été re-simulés en appliquant les conditions météorologiques et d'apports des rivières de l'année 2003. L'année 2003 de « canicule » est une année avec une hygrométrie beaucoup plus faible et des températures printanières et estivales nettement plus élevées qu'en 2006. La figure IV.39 montre la différence entre 2003 et 2006 pour ces 2 paramètres.

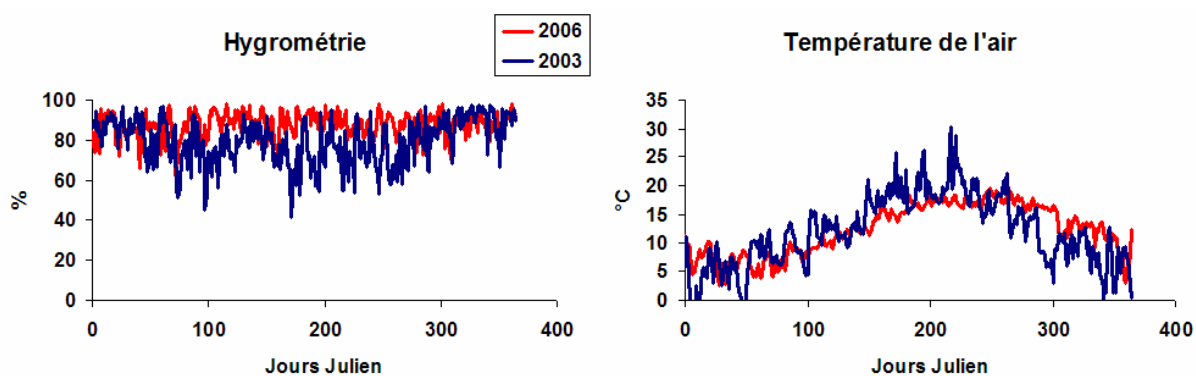


Figure IV.39 Comparaisons des paramètres météorologiques hygrométrie et température de l'air pour les années 2003 et 2006.

L'année 2006 se caractérise également par des débits plus forts des bassins versants et donc un apport plus important d'eaux douces (figure IV.40).

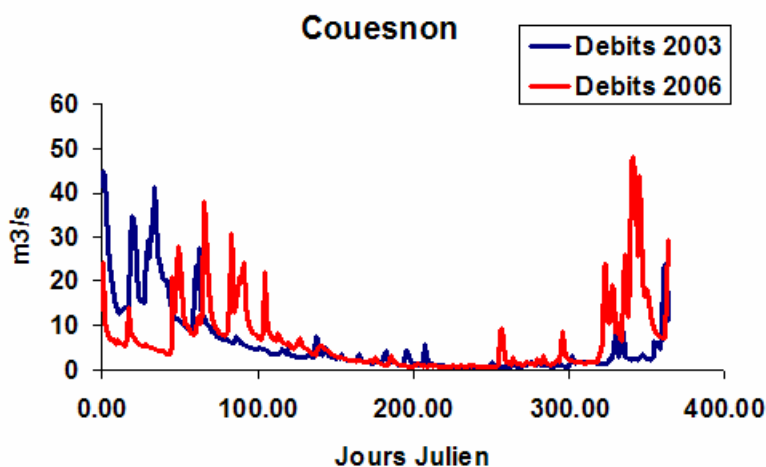


Figure IV.40 : Débits du Couesnon pour les années 2003 et 2004

La simulation avec les conditions hydroclimatiques de 2003 ne correspond pas exactement à la situation réelle de 2003 telle qu'elle a existé. En effet, afin de n'estimer que l'impact de la météorologie et des apports, le cadastre conchylicole reste celui de 2006 et non pas celui de 2003 avant restructuration. De même le stock de crépidules est celui estimé pour 2006. On parlera donc plutôt d'années « type 2003 » pour qualifier ces nouvelles simulations.

La figure IV.41 montre l'évolution comparée pour chacune des années de la chlorophylle en 3 points de la baie.

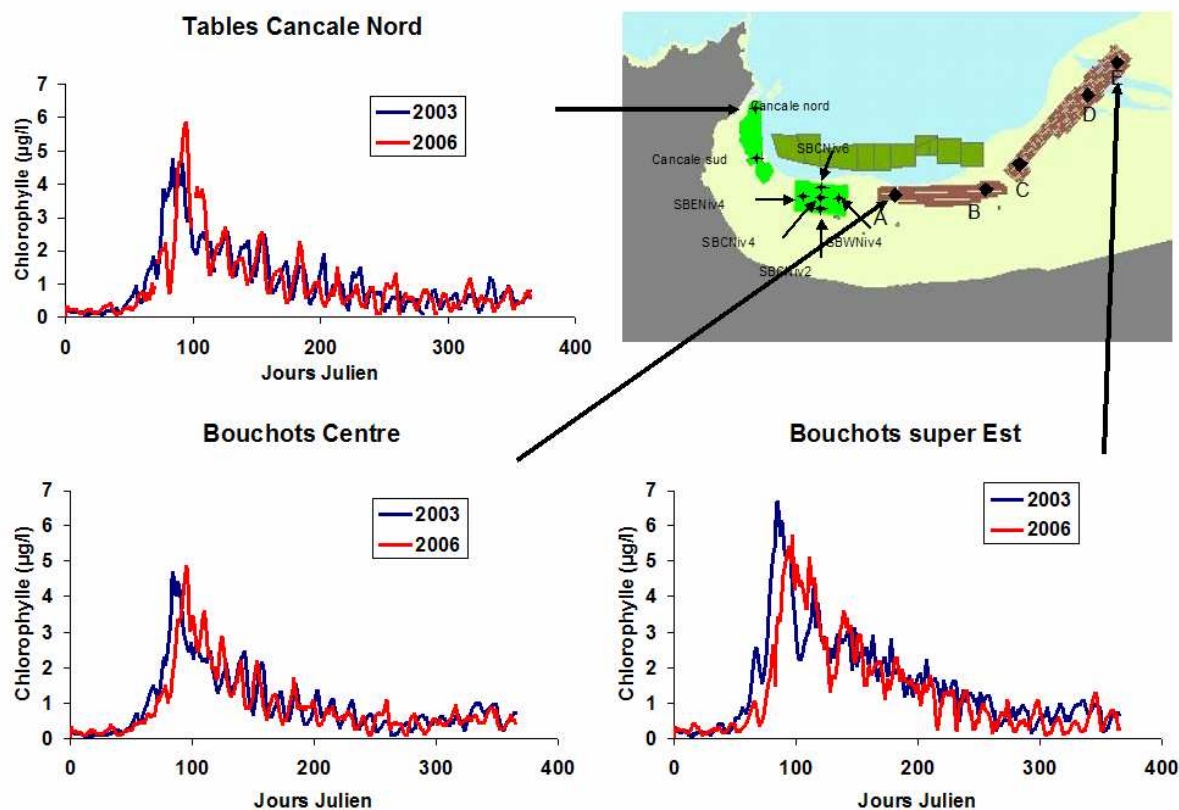


Figure IV.41 : comparaison de la chlorophylle simulée pour l'année 2006 et pour l'année « type 2003 » en 3 points de la baie.

L'année type 2003 se caractérise par un démarrage du bloom plus précoce de 2 à 3 semaines sur l'ensemble de la baie. Ceci s'explique par des conditions d'éclairement et de température plus favorables. Pour les 2 points les plus à l'est les niveaux printaniers et estivaux de chlorophylle sont comparables. Pour le point le plus à l'ouest, le bloom printanier de l'année type 2003 est légèrement plus fort mais le niveau de chlorophylle tout au long de l'année est légèrement supérieur à celui de la simulation 2006. Ceci s'explique par le fait que les débits inférieurs de l'année 2003 limitent l'export des éléments nutritifs plus au large et stimulent donc la production dans la partie ouest de la baie.

Tous les scénarios précédemment décrits ont donc été simulés de nouveau avec les conditions hydroclimatiques « type 2003 ». Nous n'allons pas ici détailler l'ensemble des résultats qui sont présentés en annexe 1. Comparés aux scénarios de l'année 2006, les résultats sont très proches sur les tendances observées même si ponctuellement des différences peuvent exister. Afin de quantifier cela pour chacun des scénarios précédents, la différence algébrique a été faite sur les écarts calculés par zone et affichés sur les cartes de résultats entre l'année 2003 et 2006 (figure IV.42).

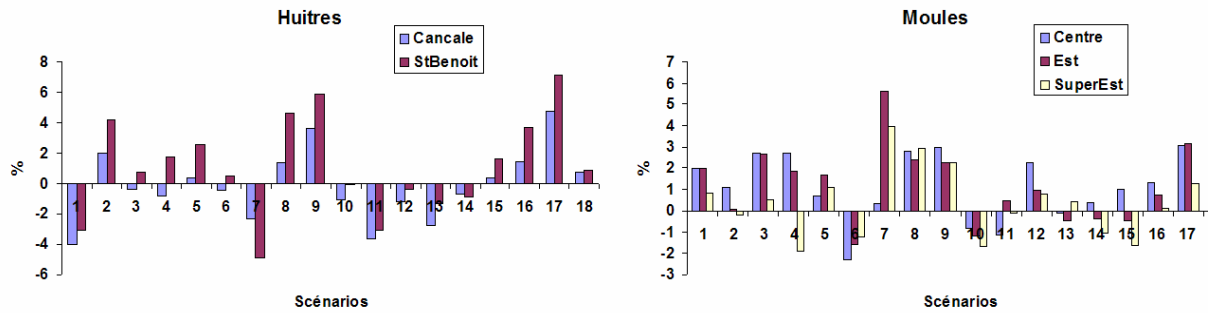


Figure IV.42 : Différences entre les pourcentages d'écart obtenus pour la croissance des huîtres et des moules dans chacun des scénarios entre l'année 2003 et 2006. Les scénarios sont numérotés de 1 à 18 dans l'ordre dans lequel ils ont été présentés précédemment.

Que ce soit pour les huîtres (Cancale et Saint Benoit) ou pour les moules (Centre, Est et Super Est) des différences de quelques pourcents sont obtenues. La moyenne en valeur absolue pour les huîtres est de 2.2% et de 1.4% pour les moules. Les écarts les plus extrêmes sont de l'ordre de 6%. On peut donc estimer que des écarts de 3 à 4% peuvent être obtenus selon le régime hydroclimatique de l'année considérée. Ainsi dans l'interprétation des scénarios, des écarts de cet ordre de grandeur ne doivent être relativisés.

## 6. Bilan général des scénarios

La dynamique phytoplanctonique de la baie est contrainte par plusieurs facteurs qui peuvent être naturels (météorologie, apports de bassins versants, présence de filtreurs) ou anthropiques (conchyliculture). Les scénarios présentés permettent d'estimer l'impact (qualitatif et si possible quantitatif) d'une variation de ces forçages sur la ressource primaire trophique et par conséquent sur les populations qui en dépendent directement, c'est-à-dire les filtreurs. Les résultats de chaque scénario concernant l'impact sur la croissance des huîtres et des moules sont synthétisés sur la figure IV.43. Cette figure permet de visualiser rapidement l'impact positif ou négatif (pour la croissance) de chaque scénario.

Les scénarios peuvent être rangés selon deux catégories :

- Des évolutions probables sur lesquelles l'homme ne peut pas ou pratiquement pas agir. Il s'agit principalement de l'expansion de la crépidule qui jusqu'à présent n'a jamais pu être contrôlée. On peut également classer dans cette catégorie les évolutions liées à des contraintes européennes légales comme la Directive Cadre sur l'Eau pour les réductions d'apports azotés. Ici, du fait de la réglementation, l'homme ne peut agir que dans un sens bien précis.
- Des évolutions possibles sur lesquelles l'homme a parfaitement le contrôle. On trouve essentiellement ici les pratiques conchylicoles que les professionnels décident de mettre en œuvre (occupation de l'espace et densités en élevage).



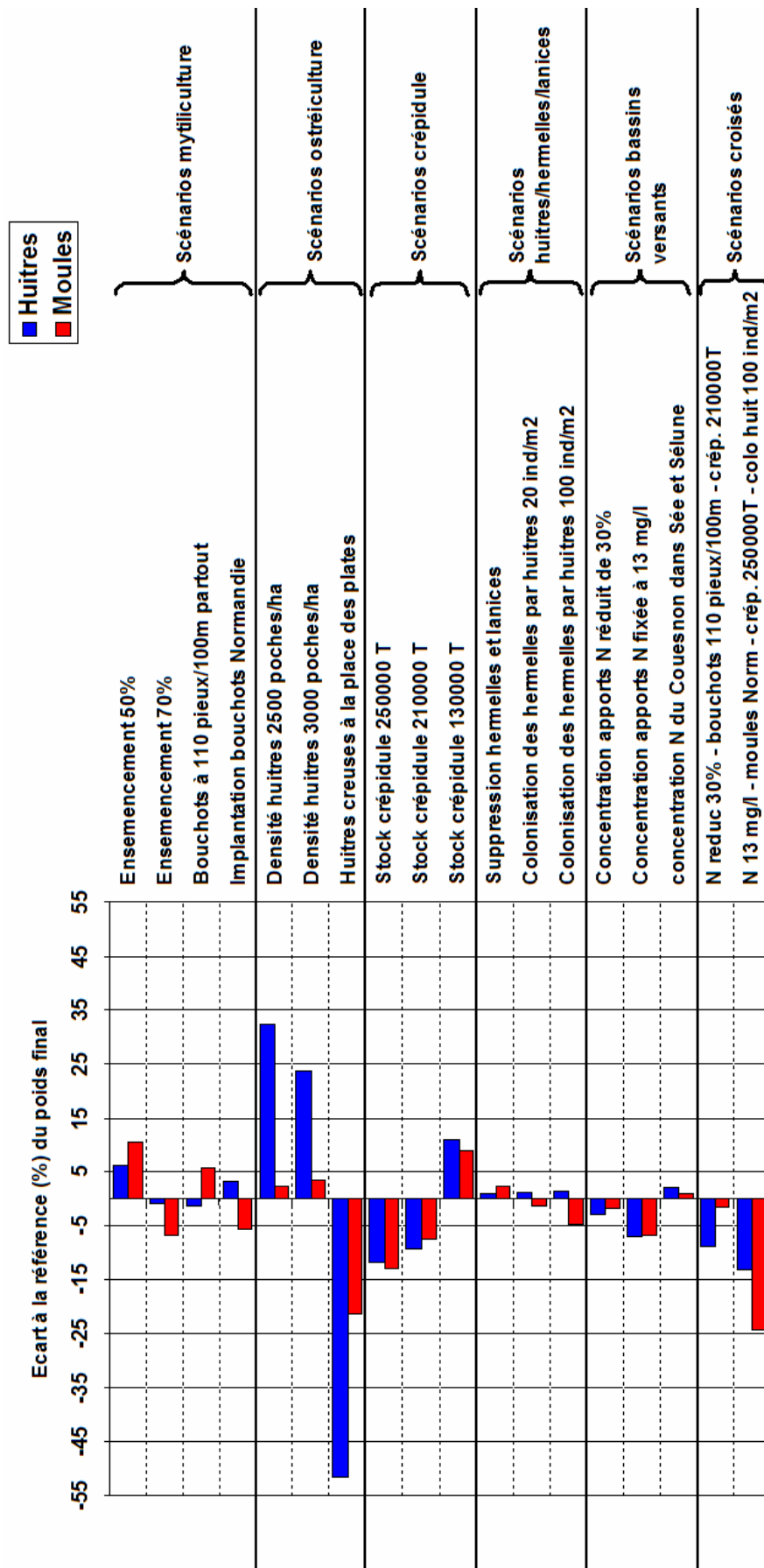


Figure IV.43 : Ecart moyen à la référence du poids final des huîtres et des moules pour chaque scénario

Ainsi, l'avenir trophique de la baie dépend de facteurs, anthropiques ou non, sur lesquels l'homme a plus ou moins de contrôle. Les scénarios étudiés ne prétendent pas dire ce que sera l'avenir trophique de la baie, ni ce qu'il convient de faire ou de ne pas faire, mais fournissent des éléments d'appréciation permettant de hiérarchiser les différents forçages susceptibles d'évoluer selon l'impact qu'ils auront sur la ressource trophique et selon les objectifs de gestion de cette ressource que les acteurs souhaitent atteindre. Ils doivent être vus comme des éléments supplémentaires à intégrer à une gestion durable et concertée de la baie.

Les scénarios qui ont été sélectionnés et qui résultent du bilan de nombreuses rencontres avec les principaux acteurs de la baie ne doivent pas être considérés systématiquement comme des souhaits réels d'évolution de la baie. Le modèle a vraiment été vu comme un outil puissant avec lequel « on ne s'interdit rien » et qui est utilisé pour comprendre la dynamique d'évolution de la baie et la capacité du système à répondre à des évolutions du forçage plus ou moins fortes. Par exemple, des scénarios explorant l'impact de fortes augmentations de densité en élevage des filtreurs cultivées ne reflètent pas un souhait des professionnels mais plutôt l'opportunité de tester le système dans des configurations extrêmes.

Un élément important qui ressort de tous ces résultats et le caractère inéluctable et inquiétant de l'expansion de la crépidule et de son impact négatif sur la disponibilité de la ressource trophique. Le scénario d'un stock de crépidules à 250000 T montre une perte de performance notable de la croissance des huîtres et des moules comprise entre 10 et 20% (en terme de poids atteint au bout d'un an de croissance) ainsi qu'une disponibilité nettement moindre de nourriture pour les autres filtreurs de la baie. Le caractère inquiétant vient surtout du fait qu'il n'existe pas à l'heure actuelle un moyen de stopper et d'inverser la tendance. Le projet industriel de récolte de la crépidule débutant dans la baie, n'en est qu'à ses débuts et rien ne prouve aujourd'hui qu'il se maintienne dans la durée. Tout dépendra de la rentabilité économique de l'opération à moyen et long terme. Par ailleurs, le scénario se basant sur un taux d'exploitation de 20 tonnes par jour atteint par l'industrie en « régime de croisière » et maintenu sur une durée de 10 ans ne permet pas d'inverser la tendance mais plutôt de ralentir l'expansion. Néanmoins, la simulation montre qu'un impact notable serait obtenu sur les pertes de croissance pour les espèces cultivées puisque celles-ci pourraient rester inférieures à 10%. Ces hypothèses d'augmentation de la biomasse en crépidule se basent sur ce qu'on connaît aujourd'hui de l'expansion de l'espèce dans la baie et plus généralement de ses caractéristiques de dynamique de population. Toutefois, d'autres facteurs pourraient intervenir et venir modifier ces prévisions par exemple, un élément de contrôle naturel comme un nouveau prédateur ou une maladie. Ainsi, même si aujourd'hui, un tel événement entraînant une réduction du stock de crépidules est très peu probable, le scénario à 130 000 tonnes permet d'explorer cette hypothèse.

Le second résultat intéressant de ces scénarios est l'impact finalement relativement faible d'une réduction de 30% des concentrations des apports azotés par les bassins versants sur la production phytoplanctonique et sur la croissance des filtreurs. Cette dernière ne serait impactée que de quelques pourcents (moins de 3%), ce qui reste dans la fourchette estimée des variations susceptibles d'être obtenues du fait de simples variations des conditions hydroclimatiques interannuelles. Ceci reflète en fait l'importance des apports azotés actuels par les 3 bassins versants et réduire de 30% les concentrations ne permet pas de rendre l'azote limitant pour la croissance phytoplanctonique. Il faudrait descendre beaucoup plus bas pour voir un impact à l'échelle de la baie sur la production phytoplanctonique et la croissance des filtreurs, comme le montre le scénario où les concentrations sont imposées à 13 mg/l dans tous les cours d'eau. Atteindre ce niveau revient à réaliser un abattement de l'ordre de 60% sur les concentrations actuelles. Lors des premières rencontres avec les acteurs de la baie pour réfléchir sur les scénarios, la réduction des apports azotés des bassins versants mis en œuvre



dans le cadre des SAGE et imposée par la DCE, n'était pas vue forcément « d'un très bon œil » par tous, notamment par la profession conchylicole. Toute réduction était perçue comme un risque potentiel de diminution de la ressource trophique primaire et par conséquent, un risque potentiel de diminution des performances de croissance de leurs cultures marines. Les résultats obtenus dans notre étude montrent que ce risque reste très limité et d'un second ordre comparé à celui lié à la prolifération de la crépidule. Ainsi donc, ils ne remettent pas en cause la politique de réduction mise en œuvre sur les bassins versants. En effet, même si à l'échelle de la baie la production primaire semble peu impactée par ces variations d'apports fluviaux, il peut en être autrement pour d'autres phénomènes apparus ces dernières années dans la baie et souvent liés à l'enrichissement azoté. On peut citer l'apparition de plus en plus fréquente d'algues vertes, notamment aux débouchés des principales rivières se jetant dans la baie, l'observation depuis le début des années 2000 de l'algue *Phaeocystis* : cette espèce, communément rencontrée au nord de la Manche et en Mer du Nord sur les côtes belges peut y former des blooms massifs et des colonies provoquant des mousses abondantes sur les plages capables de perturber fortement le réseau trophique et par exemple la filtration des espèces benthiques présentes. Jusqu'à présent seules des cellules libres ont été observées en baie du Mont et il n'y a jamais eu de stade colonial signalé.

La troisième conclusion majeure pouvant être tirée de ces scénarios concerne les densités en élevage que les professionnels peuvent moduler localement pour modifier les performances de croissance. Des réductions de densité peuvent notamment, et dans une certaine mesure, contrecarrer des pertes de performances de croissance dues à d'autres phénomènes. Il existe donc un certain levier d'action pouvant être utilisé dans l'avenir afin de limiter par exemple l'impact de l'expansion de la crépidule. Ceci est parfaitement illustré par le scénario probable, croisant réduction de concentrations de 30% de l'azote dans les bassins versants, expansion de la crépidule à 210 000 tonnes et réduction des densités en élevage pour les moules en réduisant la densité des pieux. La conséquence est une perte de performance pour les moules inférieure à 4% alors qu'elle était de 5 à 10% pour le scénario individuel d'une biomasse de crépidule à 210000 tonnes.

Tous ces résultats ont été présentés individuellement aux acteurs, gestionnaires, décideurs de la baie lors de 6 réunions entre novembre 2009 et mars 2010 :

- professionnels de la conchyliculture, le 10 novembre 2009 à la maison de la baie au Vivier/mer (35),
- associations des pêcheurs amateurs de la baie, le 24 novembre 2009 matin à la maison de la baie à Courtils (50),
- association de défense de l'environnement, collectif VIGIBAIE, le 24 novembre 2009 après midi à la maison de la baie à Courtils (50),
- pêcheurs professionnels et Affaires Maritimes, le 2 décembre 2009 matin à la maison de la baie à Courtils (50),
- élus (35 et 50) dans le cadre de l'assemblée générale de l'Association Interdépartementale Manche Ile-et-Vilaine, le 2 décembre 2009 après midi à Pleine-Fougères (35).
- Représentants des SAGE de la baie du Mont Saint Michel et Agences de l'Eau, le 5 mars 2010 à la maison de la baie à Courtils (50).

Lors de ces restitutions (d'une durée de 2 à 3 heures chacune, mise à part celle faite pour les élus et limitée à 20 mn), tous les résultats ont été présentés et discutés. Chaque participant a pu s'exprimer, donner ses impressions, ses réflexions positives ou négatives. L'analyse de ces échanges fait l'objet du prochain chapitre et est l'objet du travail d'une sociologue de l'Université de Brest qui a participé à toutes ces réunions de restitution.

## **V. DEMARCHE PARTICIPATIVE POUR L'IDENTIFICATION ET LA REALISATION DES SCENARIOS**

L'équipe scientifique en charge du projet disposait d'un modèle sur l'écosystème de la Baie construit dans le cadre d'un projet antérieur et souhaitait poursuivre son travail en testant des scénarios en matière de gestion des ressources. Une approche participative de l'identification des scénarios a été optée et par conséquent les scénarios devaient répondre aux préoccupations des parties prenantes qu'elles soient des usagers (professionnels ou récréatifs), des institutions publiques (territoriales ou nationales), des associations de protection de l'environnement ou encore des décideurs politiques locaux ou régionaux. Pour cela, les scientifiques impliqués dans le projet ont organisés une série de réunions pour recueillir les points de vue des parties prenantes par rapport l'avenir de la Baie.

Cette démarche participative optée par les scientifiques se traduit d'une part par la constitution d'un groupe de pilotage regroupant les usagers de la Baie, les défenseurs de la nature et les institutions publiques et de d'autre part, par l'organisation de discussions informelles avec les différents groupes des parties prenantes. L'intégration des parties prenantes dans l'élaboration des scénarios permet la prise en considération par le modèle des questions que celles-ci se posent.

### *Choix de la présentation des scénarios*

Une fois les scénarios identifiés, ils ont été soumis au comité de pilotage pour discussion. Quand les différents scénarios ont été réalisés, le groupe de scientifiques a décidé, sous l'impulsion du chercheur en sciences sociales, d'organiser des « focus groups » (groupes de discussion) homogènes, c'est-à-dire ne regroupant qu'un seul type d'acteurs. Ce choix méthodologique est fait pour les raisons suivantes :

- éviter pendant les discussions la domination d'une seule partie prenante ;
- éviter que les discussions se centrent autour des questions conflictuelles entre les parties prenantes et pour enfin réussir à mener une discussion approfondie sur les résultats du modèle et comprendre comment un tel outil est perçu par les acteurs.

Six groupes de discussion ont été organisés pour présenter et débattre des scénarios. A la fin, du processus une réunion du comité de pilotage a été organisée où les principaux résultats du modèle ainsi que les principaux éléments qui sont ressortis des groupes de discussion ont été présentés.

Il faut souligner que, chaque fois que cela a été possible, nous avons posés quelques questions supplémentaires qui portaient sur la perception du modèle par les parties prenantes ainsi que sur l'utilité d'un tel outil. Voici donc les points qui nous semblent les plus pertinents.

### *Quelques constatations générales :*

Les scénarios présentés avaient « l'air de parler » aux participants des Groupes de Discussions (GD) puisque les échanges qui ont suivis se sont centrés sur les aspects présentés par le modèle ou encore sur ceux qu'il aurait du prendre en compte. Quasiment tous les participants avaient l'air d'être familiarisés à cet outil. Cette observation nous fait dire que les parties prenantes se sont retrouvées quelque part dans le modèle ou plutôt que leurs demandes et besoins sont pris en compte par celui-ci, même s'il n'a pas répondu à toutes leurs attentes.

A titre d'exemple, les conchyliculteurs, qui quelques années plutôt protestaient contre l'usage des modèles dans le cadre du projet grand site du Mont Saint Michel<sup>1</sup>, ont montré cette fois un grand intérêt pour les résultats présentés. On peut dire que les usagers, les moins familiers avec l'outil étaient les pêcheurs récréatifs mais ceci n'a pas été un obstacle pour la discussion.

Les ONG environnementalistes, même si certaines n'étaient pas familières avec l'outil, ont participé pleinement à la discussion en mettant l'accent sur les avantages que représente un tel outil pour l'avenir de la Baie, bien que certains points qui les intéressaient n'ont pas pu être modélisés.

Les groupes de discussion (GD) qui ont regroupés les gestionnaires ont été également riches en discussion car certaines personnes, plus particulièrement celles en charge de la mise en place des SAGE (en majorité des femmes), n'ont pas hésitées à exprimer leurs pensées et surtout poser des nombreuses questions sur des sujets sortant du cadre de leurs propres compétences.

Pour l'ensemble des participants aux groupes de discussion le modèle apparaît comme un outil utile parce qu'il leur a permis d'obtenir une image de la Baie dans le futur ainsi que d'identifier les actions publiques à mener. Selon nous la citation suivante illustre bien la perception du modèle par les participants : « *c'est impressionnant ce qui se passe dans un modèle (...)* » (un élu / GD 5)

#### 1. GD 1 : conchyliculteurs

Les résultats du modèle ont d'abord été présentés aux conchyliculteurs qui constituent, selon nous, les principaux acteurs de la baie puisqu'ils « vivent » de celle-ci. La majorité de participants à ce GD étaient des mytiliculteurs, peu d'ostréiculteurs car ces derniers se sont moins impliqués dans le projet. Le nombre des chercheurs participants à cette réunion a été assez élevé parce qu'il s'agissait de la première réunion publique et tous étaient « *curieux* » de voir les résultats du modèle et ensuite voir *comment allait se passer la réunion publique*. Aux réunions suivantes nous avons essayé de limiter le nombre des chercheurs participants aux GD par peur que ceux-ci dominent le débat en monopolisant la parole au détriment des parties prenantes. Mais un ou deux chercheurs, en dehors du modélisateur, spécialistes des questions abordées par le modèle (crépides ou élevage de coquillages) étaient présents dans le souci « *de pouvoir répondre à toutes les questions provenant des acteurs* ».

Les principaux aspects sortant de la discussion :

« *Votre étude regarde la productivité de la Baie mais on connaissait déjà ce que vous nous dites c'est pour cela que nous avons décidé de déplacer les moules vers la partie est de la baie. Mais en même temps, le modèle cadre le niveau sur l'ensemble de la Baie* ». Ainsi, les résultats du modèle sur la productivité trophique de la baie légitiment la décision prise par les mytiliculteurs, suite à leur propres observations sur la croissance de moules, de déplacer leur concessions vers l'Est de la Baie. Par ailleurs, quelques contestations sur les données utilisées pour construire les scénarios ont été exprimées « *le taux de 55% d'ensemencement n'est pas valable* ». Suite à cette remarque, les scientifiques ont rediscuté en fin de réunion avec les mytiliculteurs présents afin de préciser les taux d'ensemencement en baie. Par la suite, ils ont été intégrés au modèle et les simulations ont été refaites.

---

<sup>1</sup> Ces observations ressortent du programme URBAMONT réalisé entre 1995-1997.

Le scénario sur l'évolution des espèces invasives dans la Baie (crépidules) n'a pas suscité un grand débat chez les conchyliculteurs. Ils se sont contentés de demander des informations sur le développement des crépidules, leur densité ou leur concentration dans des zones géographiques précises. Ces informations sont liées aux multiples tentatives entreprises par les ostréiculteurs, depuis plusieurs années, pour limiter l'expansion des crépidules dans les concessions des huîtres plates en eau profonde. Ces tentatives sont restées sans résultats puisque chaque ostréiculteur cherchait à dégager « *ses huîtres* » des crépidules sans accepter le fait qu'il s'agit d'un problème global qui touche l'ensemble de la profession.

Une réponse collective au problème des crépidules est arrivée rapidement avec la constitution de l'association AREVAL, qui regroupe le Comité Régional de Pêches et des Elevages Marins de Bretagne et la Section Régionale de Conchyliculture de Bretagne Nord. Cette association avait comme principal objectif de limiter la progression des crépidules dans la Baie du Mont Saint Michel et dans la Baie de Saint Briec en la valorisant. Entre 2002 et 2006, 50 000 tonnes de crépidules ont été récoltées dans chacune des deux baies avec l'aide d'une drague aspiratrice équipant un sablier. Les crépidules récoltées étaient destinées à la fabrication d'amendement calcaire.

Certains conchyliculteurs, présents dans la salle, considèrent qu'ils ont perdu trois ans de combat contre la crépidule parce que le premier projet visant la commercialisation de crépidules, initié par des ostréiculteurs originaires de Cancale n'arrivait pas à obtenir des financements. Un nouveau projet en cours, réalisé en dehors de l'association AREVAL, a de fortes chances de réussir puisqu'une machine d'extraction de la chair des crépidules a été mise au point et la chair est vendue aux industries de transformation des produits de la mer. Ainsi l'avenir de la Baie est étroitement lié à la réussite de ce projet.

La question des espèces sauvages (palourdes, coques, poissons) peu prise en compte par le modèle a été aussi débattue pour conclure qu'il n'existe pas suffisamment de données sur ces espèces permettant d'aboutir à un modèle aussi fin que pour les espèces cultivées. La question des hermelles et leur impact sur les concessions mytilicoles, qui sont à proximité, a été aussi discuté, pour conclure sur le fait que « *les moules dans cette zone souffrent* ».

L'implantation des moules dans la partie normande de la baie n'a pas été commentée par les participants.

A la fin de la réunion un scientifique demande leur avis sur l'intégration des aspects économiques dans le modèle. Cette proposition n'a pas bénéficié d'un bon accueil puisque « *la restructuration (déplacement des moules vers la partie est de la baie) a équilibré le déséquilibre économique des entreprises. Il y a un seuil à ne pas dépassé en terme de rentabilité* ». Par conséquent, tout le monde s'en sort donc ils n'ont pas besoin que les économistes leur disent ce qu'il faut faire puisqu'ils sont satisfaits de leurs résultats économiques.

Cette remarque nous amène à commenter un malaise que nous avons observé pendant la discussion, en effet les entreprises qui ont leur concessions près des hermelles ont des problèmes de rentabilité car les moules n'ont pas la même croissance que dans les autres partie de la baie. Ce malaise a été confirmé quelques mois plus tard quand les mytiliculteurs ont demandés aux scientifiques du projet de réaliser des scénarios spécifiques à cette question (voir chapitre VI). Cette demande formulée par les mytiliculteurs laisse comprendre que non seulement ils ont compris les résultats du modèle mais qu'ils savent aussi dans quel cas un tel

outil peut servir. Il n'est pas exclu que les résultats du projet soient aussi utilisés par les mytiliculteurs pour définir les règles des densités de moules.

## 2. GD 2 : associations de pêche à pieds récréative

Dans ce GD, qui a regroupé des associations des pêcheurs des deux départements 35 et 50, la discussion s'est portée vers des questions concernant la biologie des espèces sauvages voire leur disparition ou apparition (coques, palourdes, pétoncle, etc.) et peu sur les résultats présentés. Ils ont tous notés qu'« *il y a une modification des espèces sauvages dans la Baie, les pétoncles ont disparus mais les palourdes sont là* ». Une autre question pour laquelle ils cherchaient à avoir des informations portait sur le projet « Grand Site » et sur « *l'impact du désensablement du mont sur les coquillages sauvages* ». Ils ont aussi mentionné et exposé leurs observations sur les hermelles dans les deux départements et sur les causes qui empêchent leur développement. La présence des algues vertes du côté normand est évoquée comme une des causes. Pour eux, les algues vertes sont le résultat du fait que « *l'agriculture ne respecte pas les règles car il y a des cultures à 5 mètres des cours d'eaux, il y a beaucoup à faire mais si déjà on respectait l'existant (...)* ».

En ce qui concerne le scénario sur l'implantation des moules du côté normand les participants ont voulu savoir si un tel projet, avant sa réalisation, doit faire l'objet d'une enquête publique et si les porteurs du projet sont dans l'obligation de réaliser une étude préalable de l'impact sur le milieu.

Ces observations venant de la part de la pêche récréative montrent l'importance de la connaissance empirique des usagers qu'il est difficile à prendre en compte dans un modèle. Par ailleurs, les nombreuses questions posées montrent que les participants étaient venus à la réunion pour obtenir des réponses de la part des « des scientifiques » sur les questions qui les préoccupent pour enfin confirmer ou pas leurs observations.

« *Ces études profitent plus aux professionnels mais nous sommes autant intéressés qu'eux sur l'évolution de la Baie* ». Cette citation démontre que les usagers récréatifs ne se sont pas retrouvés pleinement dans les résultats du modèle puisque les espèces sauvages ne sont pas prises en compte aussi finement que les espèces cultivées. Ceci peut s'expliquer car l'IFREMER a parmi ses missions le soutien des activités professionnelles et par conséquent elle dispose de plus de données et de modèles aboutis sur ces activités. La situation risque de se modifier puisque depuis quelques années cet institut est chargé par la Direction des Pêches de la collecte des données concernant la pêche récréative.

## 3. GD 3 : ONG environnementalistes / défense de la nature

Les organisations non gouvernementales des deux départements (Manche et Ile-et Vilaine) ont participé à ce groupe de discussion. Le débat était riche car chacune d'entre elles a un domaine d'intervention différent en matière de protection de l'environnement et de la nature ce qui a permis l'ouverture du débat à d'autres thématiques même si toutes ne relevaient pas directement des résultats du modèle, comme par exemple le changement climatique ou les marées noires.

Les résultats du modèle sont considérés intéressants car ils confirment leurs revendications sur l'amélioration des pratiques de la culture des moules. Les ONG s'opposent au rejet des petites moules qui n'ont pas atteint la taille commerciale imposée par l'AOC « moules de la

Baie du Mont Saint Michel », et proposent la diminution des densités d'élevage. « *Sur 2009 ils ont produit 8000 tonnes commercialisables et ont jeté entre 3000 et 4000 tonnes de petites moules. Ces petites moules ont capté la nourriture et à la fin elles sont épandues autour de la commune du Vivier sur Mer* ». Ils expriment leurs doutes sur l'acceptation par les mytiliculteurs de modifier les règles d'ensemencement pour arriver à une baisse, et encore plus sur le respect de futures règles « *qui ne seront ni appliquées ni respectées par tout le monde* ».

La modification des pratiques de cultures leur paraît très importante car « *il est évident que pour sauver la profession il faudra diminuer les densités de moules et d'huîtres* ». Pour cela « *le schéma des structures doit établir un guide de bonnes pratiques allant dans ce sens* ». Selon les participants de ce groupe « *les premiers qui doivent vous féliciter sont les huîtres et les moules* » ! Et ceci parce que la baisse de densités contribuera à une meilleure croissance des coquillages.

Pour ce GD, la question de l'expansion des crépidules est très importante pour l'avenir de la Baie. Ils considèrent qu'il faut agir rapidement si on veut garantir cet avenir : « *On ne peut pas ne pas agir ; il faut aider l'industriel qui a entrepris le projet de la commercialisation de la chair des crépidules* » parce que l'avenir de la baie ne peut pas se baser que « *sur un seul industriel* ». Pour les ONG, les conchyliculteurs doivent agir aussi contre l'expansion des crépidules « *en investissant dans leur ramassage* ».

Sur le thème des apports de bassins versants ils trouvent qu'« *il y a un paradoxe, car nous, en tant qu'associations de protection de la nature, nous nous battons pour limiter les apports des bassins versants mais vous nous démontrez qu'il ne faut pas les limiter* ». Cette remarque a été modulée par les chercheurs. Si une réduction modérée des apports azotés des bassins versants ne semble pas réduire significativement la production primaire planctonique en baie et donc la croissance des filtreurs, elle peut avoir des effets beaucoup plus locaux comme par exemple limiter l'apparition d'algues vertes se produisant de plus en plus aux débouchés des rivières. Ainsi le débat s'est dirigé vers les pollutions sanitaires, les marées noires ou autres conflits de ce type pour lesquels il faut chiffrer les dégâts d'une manière urgente pour se tourner vers les assurances. Un participant a proposé la constitution d'observatoires tout au long du littoral sous la direction de l'IFREMER « *il s'agit d'un outil d'observation pour anticiper les événements en mer* ». Encore une fois, les participants ont profité de la présence des scientifiques pour poser les questions qui les préoccupent mais aussi pour formuler des demandes plus générales sur des sujets qui leur semblent importants tels que la constitution des observatoires qui pourront répondre à des événements accidentels ou aux modifications provoquées par le changement climatique.

Le modèle avec ses scénarios est perçu comme un outil qui les aide à identifier les futurs enjeux de la baie. Il peut contribuer à la formulation des politiques publiques nationales ou régionales qui seront des réponses à ces enjeux. Ils considèrent nécessaire que « *toutes les institutions soient informées des résultats de ce travail. Il ne faut pas qu'il aille dans un tiroir* ».

A la fin de la discussion les participants ont formulé la demande suivante : « *vous avez montré les résultats de votre projet à tous les groupes, est ce que vous pensez les restituer devant tout le monde pour permettre un dialogue entre les différentes parties prenantes* » ?

Une première réponse à cette demande a été la présentation des résultats devant le groupe de pilotage sans pour autant exclure une présentation devant l'ensemble des parties prenantes plus tard.

#### 4. GD 4 : Gestionnaires liées aux activités en mer et les représentants liés à la pêche professionnelle

Ce groupe de discussion a regroupé les administrations liés aux activités maritimes qu'elles soient professionnelles ou récréatives ainsi que les représentants des organisations de la pêche professionnelle. Une seule personne du secteur de la pêche était présente. Il s'agit de l'employée de l'AREVAL qui est en charge de la question des crépidules dans la Baie de Saint Briec. Elle avait un intérêt particulier sur les résultats du modèle concernant les crépidules. Les pêcheurs professionnels et leurs représentants n'ont pas participé à cette réunion et ont montré peu d'intérêts pour le projet.

La première question soulevée par les participants a été celle du développement de la mytiliculture en Normandie. La réalisation de ce scénario a été demandée par les représentants des conchyliculteurs normands qui cherchaient à savoir quel serait l'impact d'un tel développement sur les coquillages cultivés un peu plus au nord du côté normand. Les participants ont soulevé un aspect intéressant à commenter ici. Selon eux, *« même si les impacts d'un tel développement sur les moules bretonnes sont importants, les mytiliculteurs bretons ne peuvent pas s'y opposer car la décision finale sera prise en Normandie »*. Ces propos provenant d'un gestionnaire montrent les difficultés administratives pour gérer un espace commun qui se partage entre deux régions et deux départements. L'installation des nouvelles concessions de moules du côté normand est une décision prise au sein de la région concernée sans prendre en considération les intérêts de l'environnement de la Baie qui est un espace partagé.

Le manque d'intérêt des ostréiculteurs a suscité quelques commentaires de la part des participants qui l'expliquent par le manque d'organisation de la profession en comparaison avec les mytiliculteurs. La baisse de densité d'huîtres dans les poches a été aussi commentée car selon les gestionnaires présents *« le naissain dans les poches a explosé ces dernières années et même si le schéma des structures des cultures marines leur impose des règles il est difficile de contrôler la densité poche par poche »*. Pour le représentant de l'association des professionnels de la baie l'augmentation du naissain est une réponse à la mortalité des huîtres observée ces dernières années dans l'ensemble des régions. Selon lui, les ostréiculteurs *« augmentent la densité mais le taux de perte reste identique au passé »*.

Sur le sujet des crépidules des informations complémentaires ont été demandées. Elles concernent les zones à draguer pour obtenir des meilleurs résultats. La présence, pendant la réunion d'un scientifique spécialiste de cette espèce, a permis de répondre d'une manière exacte aux questions posées et aux préoccupations exprimées.

Les participants trouvent que ce travail leur permettra *« de mieux répondre aux professionnels »* et que *« la connaissance de ce type d'études nous permet de contredire les arguments de professionnels »*. Cette dernière réflexion a été exprimée lors de la discussion sur les apports azotés des bassins versants puisque pendant des années les conchyliculteurs ont agi contre les politiques menées en faveur de la réduction de ces apports, qu'ils estiment nécessaires pour la culture des coquillages. Voici une dernière expression qui nous permet de mieux comprendre comment les résultats ont été évalués et perçus par les participants.



« *Quand on ne connaît pas bien les aspects scientifiques on peut prendre des décisions qui ne sont pas bonnes* ».

#### 5. GD 5 : Association des élus des deux départements (35 et 50)

Le groupe de scientifiques a obtenu l'autorisation de présenter les résultats du projet aux élus de deux départements lors de l'assemblée générale de leur association. Les résultats présentés devant les élus étaient choisis par le scientifique en charge du projet pour respecter le temps qui nous a été accordé. Voici les principaux éléments ressortant de la discussion qui viennent à leur tour enrichir l'analyse sur la perception par les acteurs des modèles ainsi que sur leur utilité. Ils illustrent aussi la vision des élus par rapport à la Baie et aux enjeux pour son avenir.

La première réaction de certains élus concernait l'installation des concessions mytilicoles en Normandie. Un des élus a été étonné par une telle demande « *ils ne vont quand même pas mettre des moules en Normandie* » ! Mais un autre a demandé s'il était possible de « *faire la simulation avec une quantité moindre de moules* ». Ces questions et réactions montrent que l'idée d'un développement de la mytiliculture en Normandie provoque d'un côté des réticences et de l'autre il représente une source économique et d'emploi.

Certains élus, vu les questions posées, se rendait compte du rôle des apports azotés provenant des bassins versants pour les coquillages.

La question des crépidules a suscité des nombreuses questions de la part des élus. Tout d'abord, ils voulaient savoir si les crépidules ont un impact sur les autres coquillages, plutôt en termes de maladie, et si elles peuvent représenter un danger pour la santé publique. Ensuite, l'impact environnemental du dragage des crépidules a été un autre point soulevé.

Selon un élu, les professionnels ont compris les enjeux représentés par les crépidules « *même si pour l'instant ils n'ont pas formulé leurs revendications sur cette question auprès des décideurs publics* ». Les éléments qui ressortent du modèle laissent comprendre, au même élu, qu'en cas de non modification de la situation « *les conchyliculteurs vont diminuer leur production de moitié* » d'ici vingt ans. Pour éviter cette situation les conchyliculteurs « *doivent sacrifier une partie de leur revenu actuel pour combattre le fléau des crépidules* ». Ainsi, pour cet élu, les mytiliculteurs qui sont les premières victimes des crépidules doivent contribuer au financement des actions qui vont limiter l'expansion des crépidules pour ainsi garantir leur métier dans le futur.

Toujours sur la question des crépidules, un autre élu propose une autre démarche à suivre. D'abord, il faudra informer « *les professionnels pour qu'ils prennent conscience du problème* » et ensuite « *l'ensemble de la population de la baie* ». Cette proposition n'est pas apparue comme la meilleure solution pour les autres élus car elle « *risque de créer la confusion (...) et mettre en péril la vente des moules* ». Surtout parce qu'« *on ne sait pas comment les médias vont reprendre ces informations. Il vaut mieux informer les gens avertis et éviter de faire peur à la population* ». Visiblement les élus ne font pas confiance à la manière dont les médias vont diffuser ce type d'information.

## 6. GD 6: Gestionnaires des bassins versants (SAGE et Agence de l'eau Seine Normandie)

Il y a eu beaucoup de questions sur les aspects techniques de la pratique de la mytiliculture et sur le degré d'organisation des professionnels. Les réponses données ont laissé apparaître que les mytiliculteurs sont mieux organisés que les ostréiculteurs car ils se sont souvent mobilisés pour affronter les différentes crises que leur profession a subies dans le passé.

Ensuite la discussion s'est tournée vers la question de la réduction des apports azotés des bassins versants et les objectifs fixés par la DCE, thèmes qui leur sont plus familiers que le précédent. Les participants considèrent que « *si l'impact des apports azotés n'est pas visible dans la baie personne ne bougera* » en faveur de leur réduction. Surtout qu'ils sont nombreux à mettre « *en cause l'importance de ces apports azotés sur l'environnement de la Baie car ils considèrent qu'ils arrivent aussi de la mer* ».

La présence ou non des algues vertes dans la baie a été aussi discutée. Il s'agissait de savoir pourquoi à certains endroits les algues vertes se développent et pas dans d'autres. Les réponses à ces questions laissent apparaître que le développement des algues est aussi lié à la turbidité. Les zones les moins turbides sont plus favorables au développement des algues vertes. Pour un certain nombre de participants, les objectifs fixés par la DCE leur apparaissent irréalisables au moins du côté breton.

Tous ont été réconfortés par les résultats d'IPRAC parce qu'ils montrent que la réduction des apports azotés n'aura pas d'impact sur la culture des huîtres et moules. « *Maintenant on peut agir car on sait qu'une telle réduction n'aura pas d'impact sur la conchyliculture* », et peut être aboutir d'ici quelques années aux objectifs fixés par la DCE.

## 7. Comité de pilotage

La dernière réunion organisée par le projet était celle du comité de pilotage. Cette réunion qui a regroupé toutes les parties prenantes de la baie et les scientifiques a permis de discuter des résultats du projet et des actions à mener pour faire connaître ces résultats. Leur diffusion auprès des institutions régionales et nationales ainsi qu'auprès de la société civile a été une demande formulée par les parties prenantes. Lors de la réunion plusieurs idées ont été émises.

Le modèle réalisé par le projet IPRAC est perçu comme un outil de médiation entre parties prenantes qui sont souvent en opposition car il permet voir quelles sont les questions prioritaires sur lesquelles il faut agir d'une manière urgente. Il peut aider aussi les décideurs politiques à la désignation des actions à mener au niveau de la Baie. Les ONG qui ont bien compris cette démarche considèrent qu'il est nécessaire d'organiser une réunion avec les présidents des 2 régions, les deux préfets et les services de l'état en charge de l'environnement pour les aider à comprendre les principaux problèmes environnementaux de la baie.

La discussion au sein du comité de pilotage et les propositions formulées par les parties prenantes montrent que l'approche participative leur a permis de s'approprier les idées apportées par le modèle puisque certaines se sentent prêtes à devenir les missionnaires du projet et invitent le scientifique en charge du projet à participer à des réunions plus larges. La

réussite d'un tel projet ne se base pas seulement sur la qualité des scientifiques impliqués dans le projet ni sur la démarche participative mais aussi sur d'autres critères tels que la bonne connaissance du terrain. Elle permet l'identification des parties prenantes pouvant participer activement au projet tout au long de sa vie. Par ailleurs, la capacité des chercheurs à écouter les parties prenantes et puis la capacité des scientifiques à simplifier leur langage technique pour se rendre compréhensibles par l'ensemble des acteurs sont des éléments supplémentaires nécessaires à la démarche participative.

## **VI. VALORISATION DES RESULTATS**

### **1. Demandes de nouveaux scénarios**

La restitution des résultats auprès des acteurs a été très riche en termes de réactions et a suscité des questions amenant de nouvelles idées de scénarios. Cette phase de restitution a sans doute également permis aux acteurs de mieux cerner les possibilités de l'outil, les incitant alors à faire de nouvelles propositions. Nous allons ici en illustrer quelques unes. Un scénario provient de la discussion avec les représentants du collectif VIGIBAIE et concerne la crépidule et plusieurs autres scénarios proviennent de la profession mytilicole et concernent des nouvelles hypothèses de modifications des densités en élevage.

#### **1.1 La crépidule**

Lors de la réflexion sur les scénarios, le choix a été fait d'explorer ce que pourrait être la distribution de la crépidule à l'échelle de 10 ans, connaissant son taux d'expansion actuel (augmentation du stock de 50% en 8 ans) et en considérant ou non la possibilité d'une récolte industrielle (sur la base de 20 tonnes par jour). Cela a conduit à tester 2 scénarios, un stock de crépidule à 250000 tonnes (i.e. pas d'exploitation) et à 210000 tonnes (i.e. exploitation industrielle sur toute la période). Suite à la restitution de ces résultats, les représentants du collectif VIGIBAIE ont émis le souhait d'avoir une idée de la situation à échéance beaucoup plus courte afin d'appréhender plus finement la dynamique temporelle du système et l'urgence ou non à tenter de trouver une solution au problème. Nous avons donc décidé d'un commun accord d'un scénario à 5 ans où la biomasse totale de crépidule atteindrait 195000 tonnes. Il s'agit ici d'un scénario incluant une exploitation industrielle de la crépidule (20 tonnes par jour). Nous avons en effet estimé qu'un scénario à 5 ans sans exploitation de la crépidule serait proche du scénario initial à 210000 tonnes et qu'il n'apporterait pas de nouveaux éléments.

Les résultats sont présentés sur les figures VI.1 et VI.2. L'impact sur la chlorophylle annuelle reste faible puisque la réduction se limite à 5% localement. Tous les filtreurs cultivés voient leur croissance réduite mais de façon très modérée et limitée à quelques pourcents. Cette variation reste dans la gamme de variation pouvant être liée aux fluctuations interannuelles. La filtration annuelle des espèces sauvages est également assez faiblement impactée et réduite au maximum de 10% localement. Ainsi la différence des effets entre 195000 tonnes et 210000 tonnes est assez importante. Jusqu'à un certain point, le système semble relativement bien accepter l'accroissement de la biomasse de crépidule et il n'y a pas d'effet notable observé sur la ressource trophique. En tout cas, cet effet reste dans la gamme de variation des fluctuations interannuelles. Passé un seuil, situé sans doute entre 195000 et 210000 tonnes, la pression de filtration de la population de crépidules devient trop importante comparée à la capacité de production primaire du système, et une baisse importante de cette ressource primaire est observée avec des conséquences sur les populations de filtreurs. Ce résultat est très important et il permet de faire prendre conscience aux acteurs que, même si aujourd'hui la compétition

trophique entre la crépidule et les autres filtreurs ne semble pas poser de sérieux problèmes, la situation pourrait évoluer assez vite au-delà d'un certain stock atteint par la crépidule.

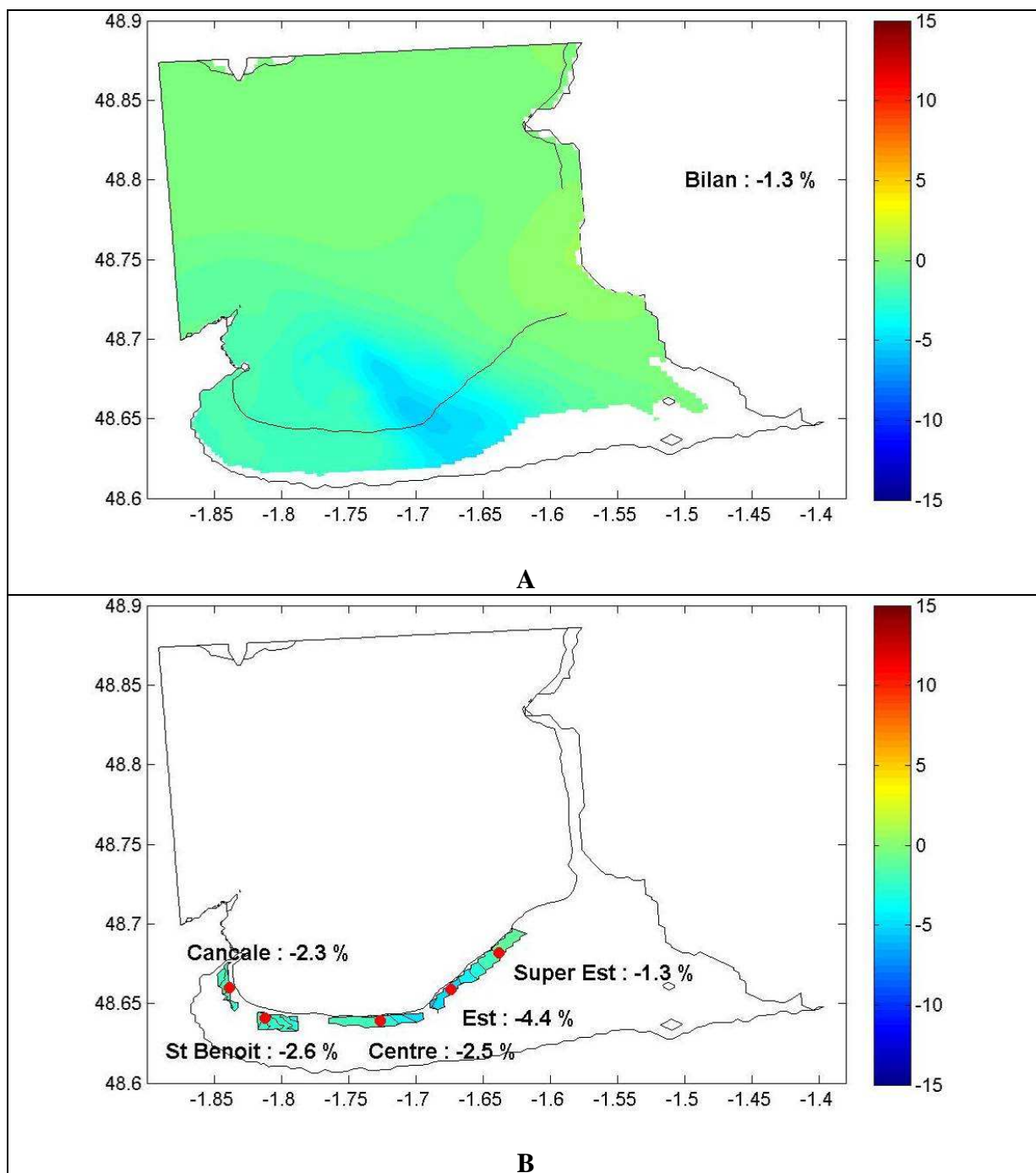


Figure VI.1 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 195000 T (i.e. exploitation industrielle) dans 5 ans. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

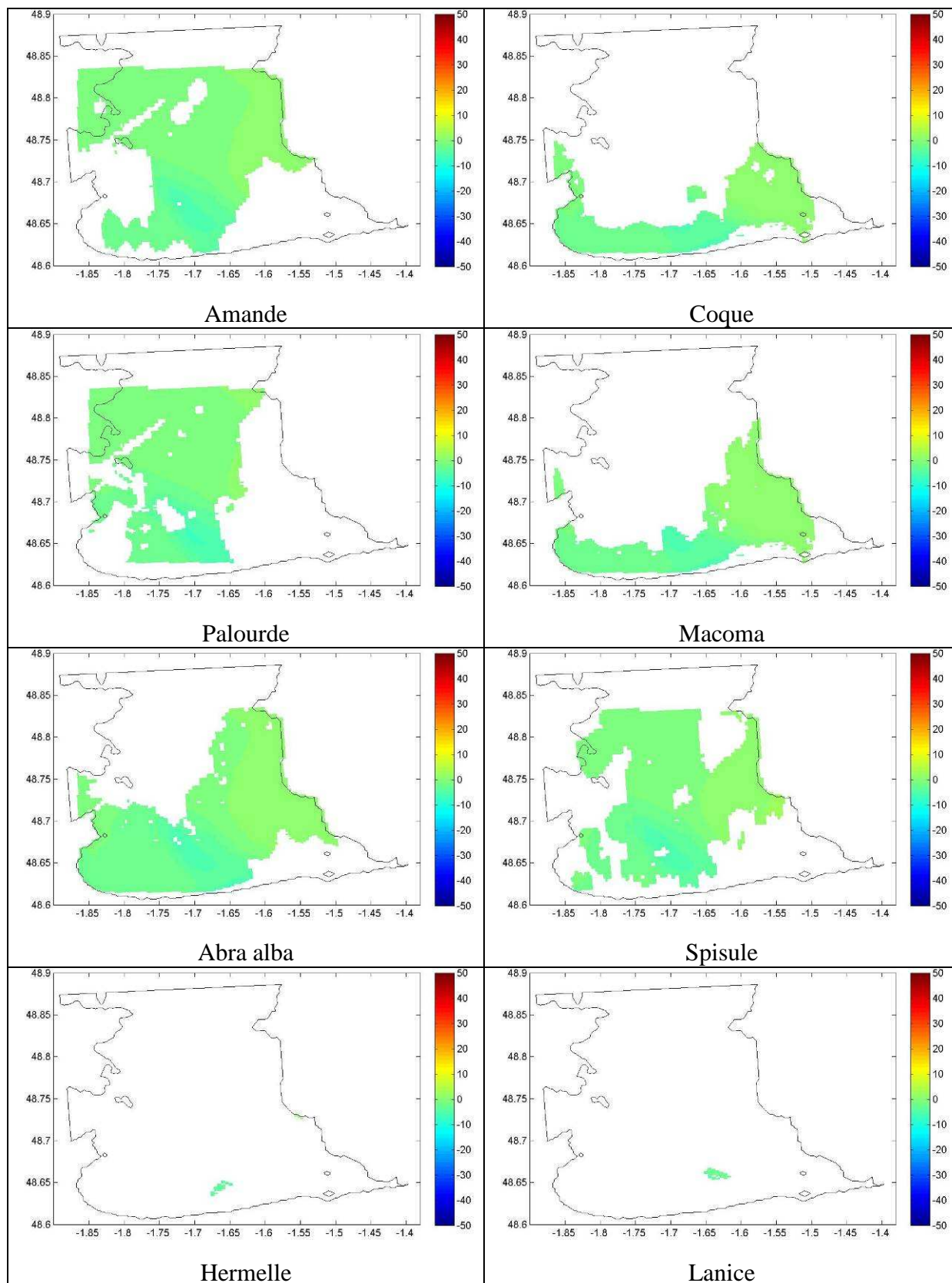


Figure VI.2 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 195000 T (i.e. exploitation industrielle) dans 5 ans. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages

## 1.2 La mytiliculture

Suite à la restitution des résultats, la Section Régionale Conchylicole de Bretagne Nord a repris contact avec nous afin de voir si le modèle pouvait les aider à résoudre un problème de performance de croissance des moules dans la zone des hermelles (secteur appelé « Est » sur les cartes de résultats). Ce secteur est effectivement moins performant en terme de croissance et le modèle s'est montré capable de reproduire cette observation (voir comparaison mesure-simulation de la figure III.7 pour les stations B et C). Le scénario sans massif d'hermelles et sans banquette à lanices a par ailleurs montré qu'une partie de cette moins bonne performance pour les moules pouvait s'expliquer par la compétition trophique que ces filtreurs exercent dans ce secteur. La question n'étant en aucun cas de supprimer les hermelles et les lanices, l'idée a été de réfléchir à une réorganisation soit locale soit à l'échelle de toute la zone mytilicole des densités en élevage avec l'objectif d'améliorer les performances dans le secteur des hermelles.

Ces nouvelles simulations n'avaient pas pour objectif de donner un avis sur les différentes hypothèses mais simplement de fournir des éléments permettant d'évaluer l'efficacité de ces hypothèses, charge ensuite aux professionnels en lien avec les autorités compétentes (Affaires Maritimes) d'en tenir compte ou non dans la prise de décisions.

Cinq nouveaux scénarios ont été réalisés :

- (A) diminution de 5 % du taux d'ensemencement partout,
- (B) diminution de 5% du taux d'ensemencement dans la nouvelle zone la plus à l'est (Super Est sur les cartes de résultats),
- (C) taux d'ensemencement fixé à 50% sur le secteur des hermelles (secteur « Est » sur les cartes) et ajout d'un nouveau niveau au large,
- (D) taux d'ensemencement harmonisé à 55% sur toute la zone mytilicole,
- (E) taux d'ensemencement fixé à 60% sur la zone du Vivier/Cherrueix (« centre » sur les cartes de résultats), à 55% sur la zone des hermelles (« Est ») et à 50% sur la zone la plus à l'est (« Super Est »).

Les résultats pour la croissance des filtreurs sont présentés sur la figure VI.3. Ils montrent l'effet sur la croissance des moules des différentes hypothèses testées. Une des principales conclusions est qu'une action locale a surtout un effet local même si cet effet se fait ressentir sur les secteurs avoisinants.

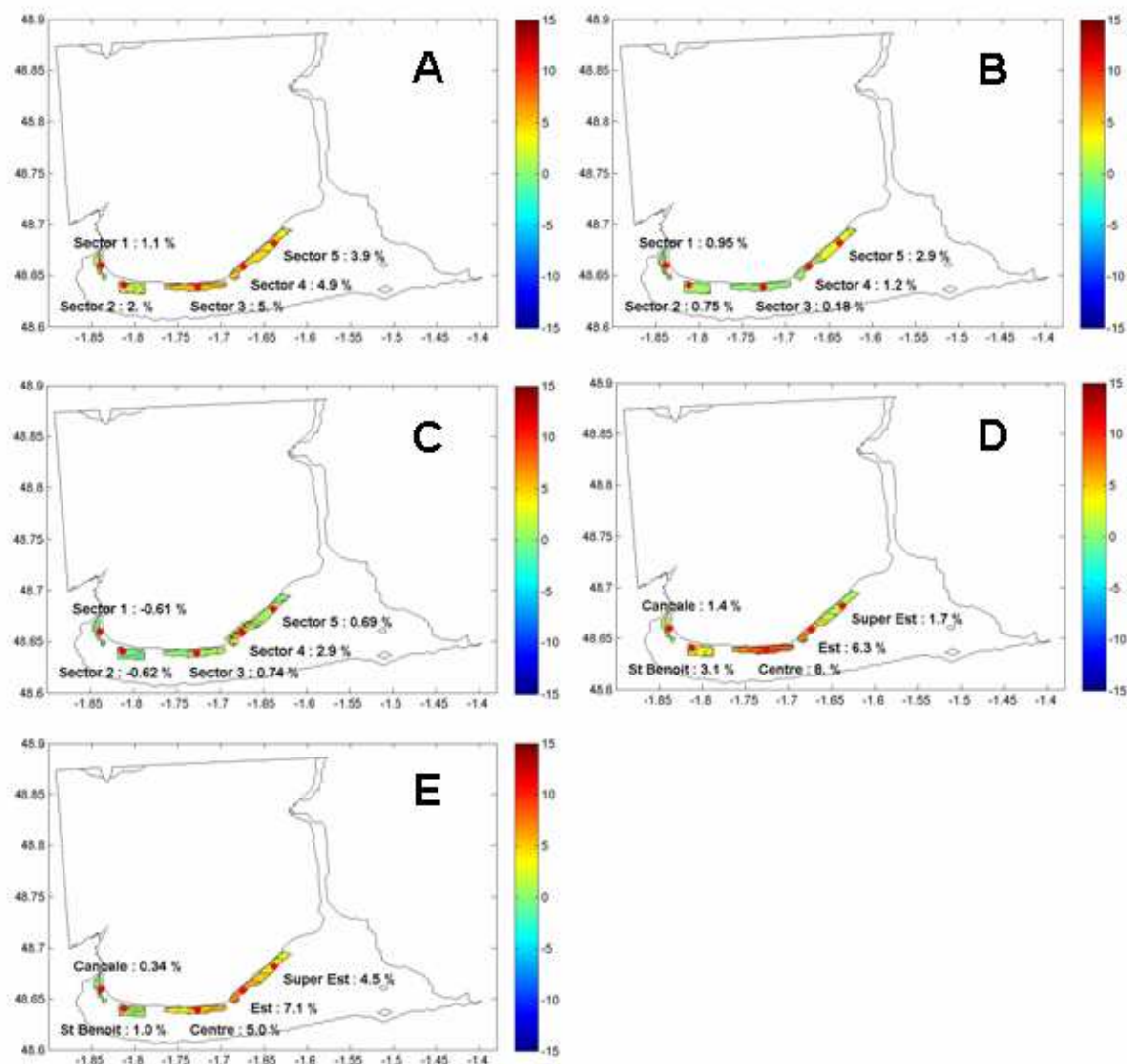


Figure VI.3 : Modification des performances de croissance des moules pour chacun des nouveaux scénarios (A à E).



## 2. Présentation des résultats du projet à des colloques ou congrès

Outre les 6 réunions de restitution des résultats aux différents acteurs de la baie entre novembre 2009 et mars 2010, le projet a fait l'objet de différentes communications orales ou sous forme de poster :

- Présentation orale lors d'un atelier organisé entre l'Ifremer et différents laboratoires d'universités québécoises travaillant sur l'interaction écosystème et aquaculture et qui s'est tenu du 26 au 28 Novembre 2009 à l'Ifremer de Port-en-Bessin.
- Présentation d'un poster lors du colloque du programme LITEAU du 9 au 11 décembre 2009 à Montpellier (Voir annexe 4).
- Présentation orale lors d'un workshop « Systems Modelling » organisé dans le cadre de la 7<sup>ème</sup> édition de la Sea Tech Week à Brest, 21-23 juin 2010.
- Présentation orale acceptée pour le colloque de l'European Aquaculture Society qui se déroulera à Porto, Portugal du 5 au 8 octobre 2010.

## 3. Production de documents écrits

Les principaux documents écrits qui ont été produits sont :

- Un rapport intermédiaire du projet, avril 2009,
- Une publication scientifique : Cugier P., Struski K., Blanchard M., Mazurié J., Pouvreau S., Olivier F., Trigui J., Thiébaud E., 2010. « Assessing the role of benthic filter feeders on phytoplankton production in a shellfish farming site: Mont Saint Michel Bay, France ». *Journal of Marine Systems*, 82, 21-34.

De plus le projet IPRAC a fait l'objet d'une information locale grâce à la publication d'un article dans le n°11 de janvier 2009 de la lettre d'information de la Baie du Mont-Saint-Michel « Vue sur Baie » éditée par l'Association Interdépartementale Manche – Ille-et-Vilaine.

Lors du dernier comité de pilotage qui s'est tenu le 14 juin 2010 à l'Agrocampus-ouest de Rennes, l'ensemble des personnes présentes ont insisté sur l'importance de promouvoir cette étude et ses principaux résultats de la manière la plus large possible. Une des solutions envisagées est de réaliser un ensemble de fiches synthétiques par grand type de résultats et adaptées à chaque groupe d'acteurs. Cinq fiches au minimum pourraient être produites : 1/ une fiche générale présentant les objectifs et le mode de fonctionnement du projet ; 2/ trois fiches présentant pour chacun des grandes catégories de scénarios (bassins versants, espèces invasives et pratiques conchyliques) les principaux résultats ; 3/ une fiche de synthèse globale sur les principales conclusions. Le comité de pilotage a prévu de se réunir à nouveau à l'automne 2010 (date non encore fixée) afin de faire le point spécifiquement sur cette question, de réfléchir aux différentes fiches et à leurs contenus et de discuter des moyens (financiers et techniques) à mobiliser et/ou à trouver pour accomplir cette tâche essentielle de valorisation.

## VII. CONCLUSION GENERALE

Le projet IPRAC s'est déroulé sur une période de 2 ans et demi (2 ans initiaux et 7 mois supplémentaires accordés par le programme Liteau). Les scientifiques ayant participé au chantier PNEC « Baie du Mont-Saint-Michel » ont voulu utiliser les outils de modélisation, développés à cette occasion, pour étudier les conséquences possibles d'évolution des facteurs environnementaux et/ou anthropiques sur le devenir de la ressource trophique primaire de la baie, en réalisant un certain nombre de scénarios.

L'identification de ces scénarios s'est faite d'une manière participative. Pour cela, un comité de pilotage regroupant toutes les parties prenantes de la Baie a été constitué puis des réunions informelles avec des groupes par parties prenantes ont été organisées. C'est grâce à cette collaboration entre scientifiques et parties prenantes que les scénarios ont été définis.

La réussite de ce projet tient en grande partie à la forte interaction initiée dès le début et entretenue tout au long du déroulement du projet. Les rencontres ont permis d'expliquer ce qu'est le modèle, ce qu'il était possible de faire et surtout de ne pas faire, en mettant bien l'accent sur le fait qu'il ne pourra répondre à toutes les questions. Il s'agissait surtout d'éviter certaines désillusions. Les discussions avec les acteurs afin de choisir des scénarios, ont également contribué à clarifier les possibilités du modèle en éliminant dès l'origine, après explications, des suggestions hors de portées de l'outil.

Plus qu'un outil scientifique permettant de fournir des visions possibles de l'avenir trophique de la Baie, le modèle a surtout été perçu par les acteurs comme un outil de médiation, permettant de hiérarchiser les principaux forçages anthropiques ou naturels et les potentielles conséquences de leurs évolutions. Les résultats peuvent ainsi alimenter les débats pour la mise en place des politiques de gestion en Baie. A titre d'exemple, pour les mytiliculteurs le modèle constitue un outil d'aide à la décision, notamment dans le cadre de la modification du schéma des structures actuellement en cours de définition. Il semblerait que les résultats des modélisations animent leurs réflexions (voir chapitre VI paragraphe 1.2).

## VIII. BIBLIOGRAPHIE

Blanchard M., 1995. Origine et état de la population de *Crepidula fornicata* (Gastéropode prosobranch) sur le littoral français. Haliotis 24 : 75-86.

Blanchard M., 1999. Répartition et évaluation du stock de crépidules (*Crepidula fornicata*) entre le cap Fréhel et le Mont Saint-Michel. Rapport Ifremer/del / 99.05 / Brest, 44p.

Blanchard, M., 2009. Recent expansion of the slipper limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). Aquatic Living Resources, 22, 11-19.

Bourelès, Y., Alunno-Bruscia, M., Pouvreau, S., Tollu, G., Leguay, D., Arnaud, C., Gouletquer, P., Kooijman, S.A.L.M., 2009. Modelling growth and reproduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Advances in the oyster-DEB model through application to a coastal pond. Journal of Sea Research, 62, 62-71.

Cayocca F., Bassoullet P., Le Hir P., Jestin H. and Cann P., 2008. Sedimentary processes in a shellfish farming environment, Mont Saint Michel Bay, France. *In* Sediment and

Ecohydraulics: INTERCOH 2005. T Kusuda, H Yamanishi, J Spearman and J.Z Gailani (Editors) 2008, Elsevier , 431-446.

Cugier P., Struski K., Blanchard M., Mazurié J., Pouvreau S., Olivier F., Trigui J., Thiébaud E., 2010. Assessing the role of benthic filter feeders on phytoplankton production in a shellfish farming site: Mont Saint Michel Bay, France. Journal of Marine Systems, 82, 21-34.

Fontenelle G. 2000. Dynamiques de co-gestion : un problème, plusieurs solutions. Cas de la baie du Mont St Michel, France. "*Nouveaux outils, nouvelles démarches pour la gestion durable du milieu marin*". Revue de l'Université de Moncton, Nouveau Brunswick (Canada), Actes de Colloques, N° Hors Série, 19-45.

Hamon D., Blanchard M., Houlgatte E., Blanchet A., Gaffet J.D., Cugier P., Menesguen A., Cann P., Domalain D., Hautbois A.G., 2002. Programme Liteau : La crépidule identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion. Chantier : Baie de St Brieuc. Rapport final Liteau 1<sup>ère</sup> tranche ; Rapport Ifremer/del.ec :70p.

Kooijman, S.A.L.M., 1986. Energy budgets can explain body size relations. *J. Theor. Biol.* 121, 269–282.

Kooijman, S.A.L.M., 2000. *Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems*. Cambridge University Press.

Leloup, F. A., Desroy, N., Le Mao, P., Pauly, D. and Le Pape, O., 2008. Interactions between a natural food web, shellfish farming and exotic species: The case of the Bay of Mont Saint Michel (France). Estuarine Coastal and Shelf Science 76(1), 111-120.

Pouvreau, S., Bourles, Y., Lefebvre, S., Gangnery, A., Alunno-Bruscia, M., 2006. Application of a dynamic energy budget model to the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*, reared under various environmental conditions. Journal of Sea Research, 56(2), 156-167.

Thomas, Y., Mazurié, J., Pouvreau, S., Bacher, C., Gohin, F., Bouget, J. F., Struski, C., Le Mao, P., 2006. Modélisation de la croissance de la moule *Mytilus edulis* (L.) par couplage d'un budget énergétique dynamique et de données environnementales satellitaires. Rapport d'avancement 2006 du contrat Ifremer-SRC 05/2 210 106F - volet mytilicole, 23 p.

## **Annexe 1 : Résultats des scénarios pour l'année « type 2003 »**



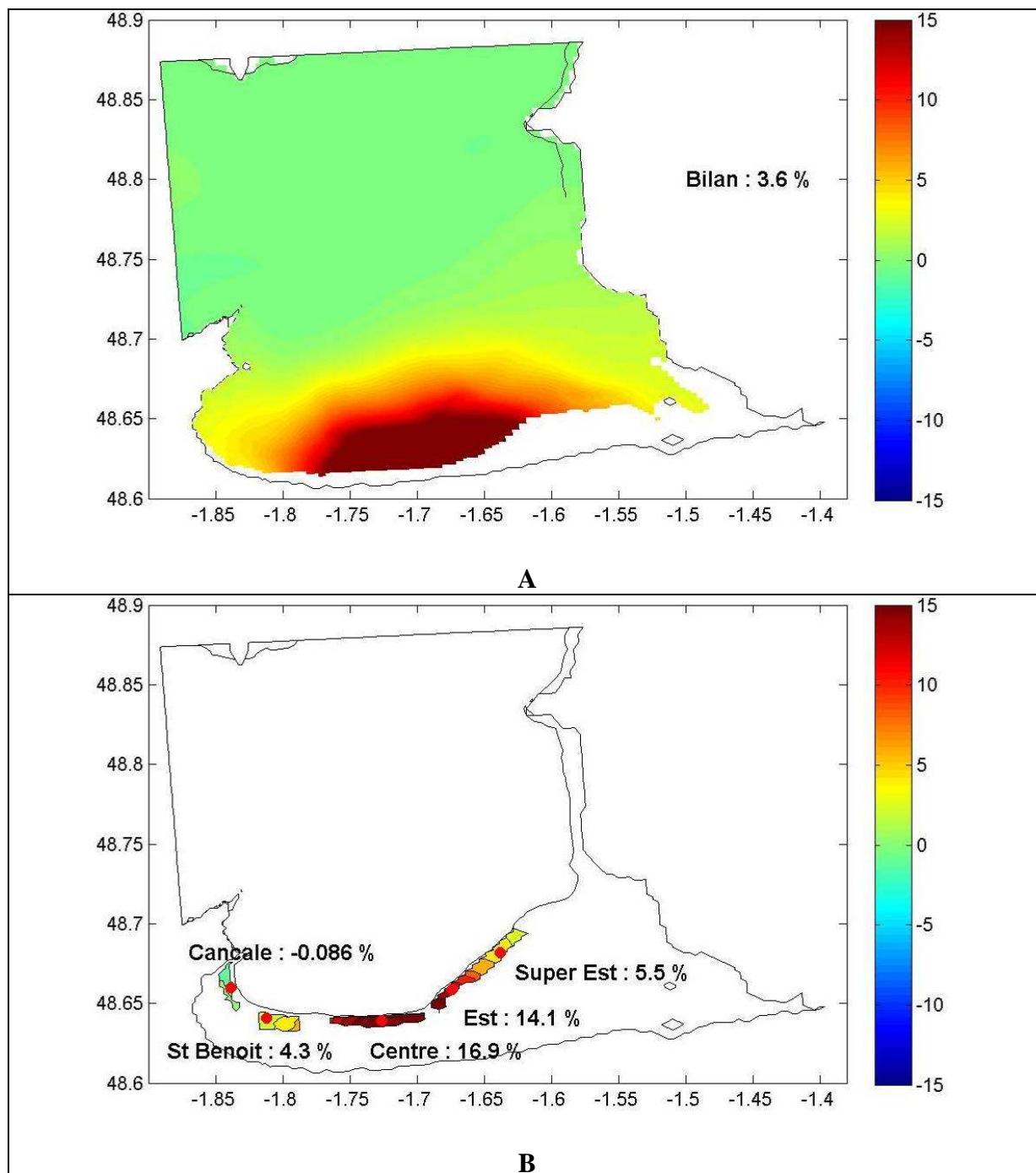


Figure A1.1 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 50% sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

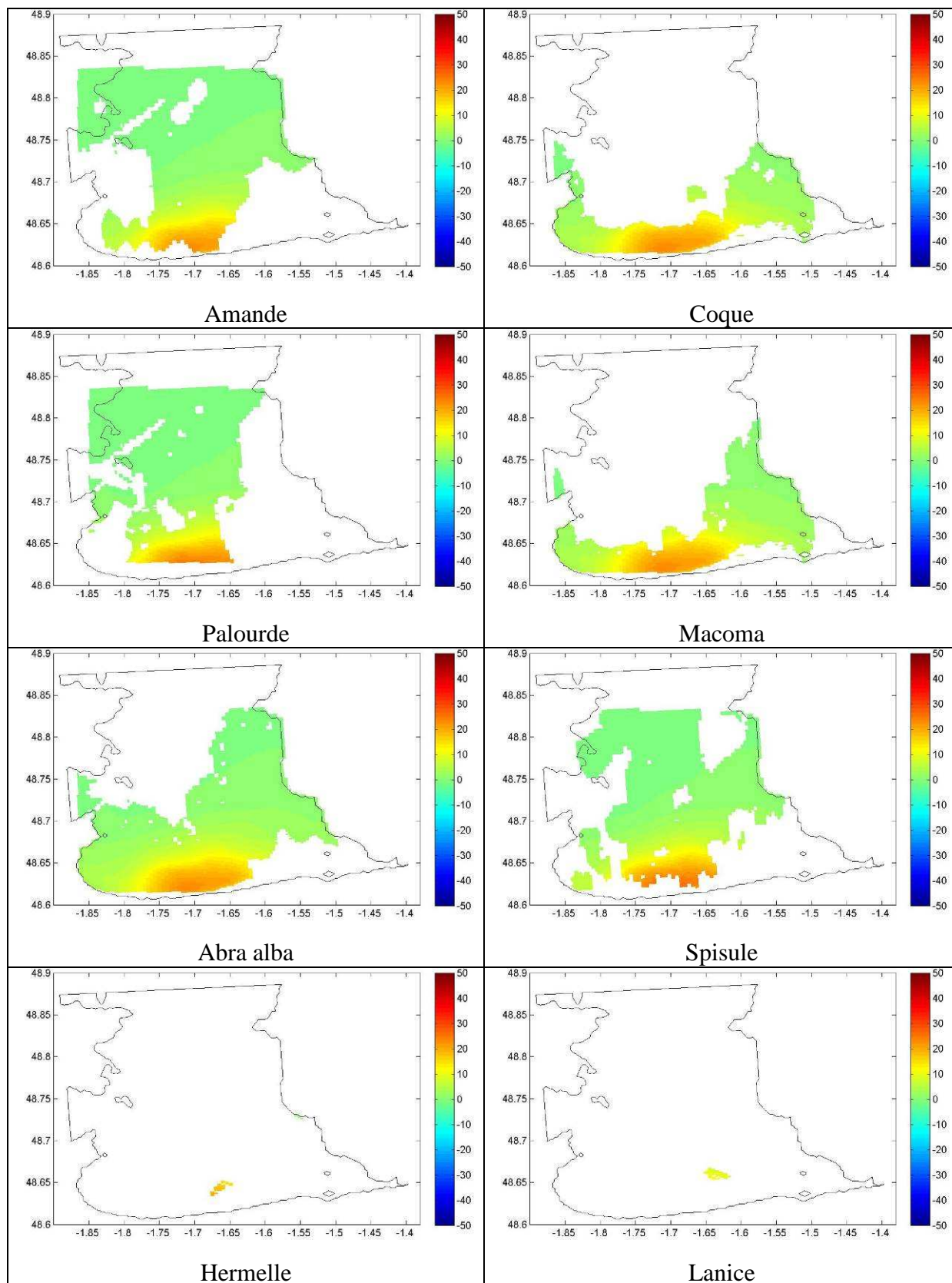


Figure A1.2 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 50% sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



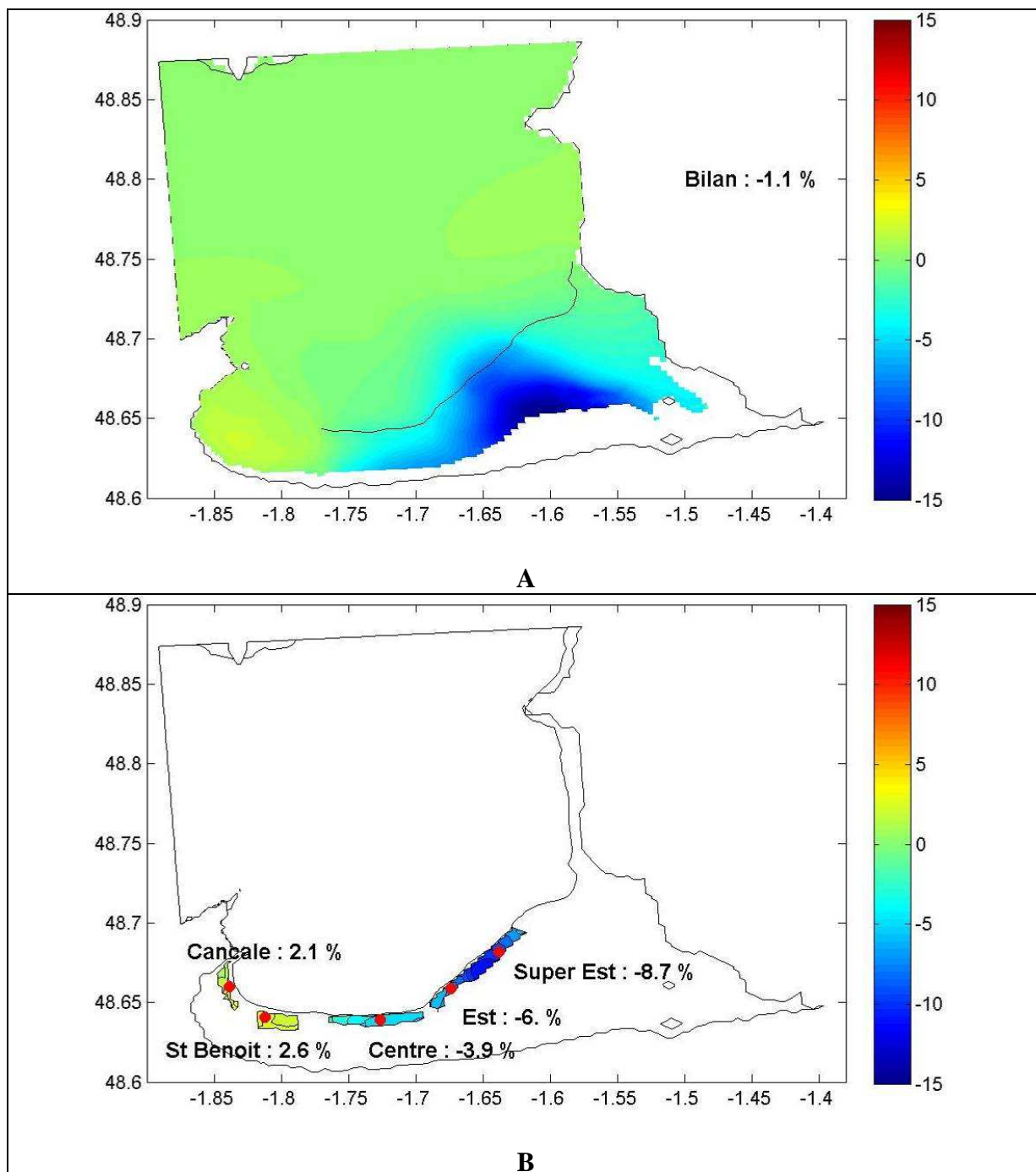


Figure A1.3 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 70% sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

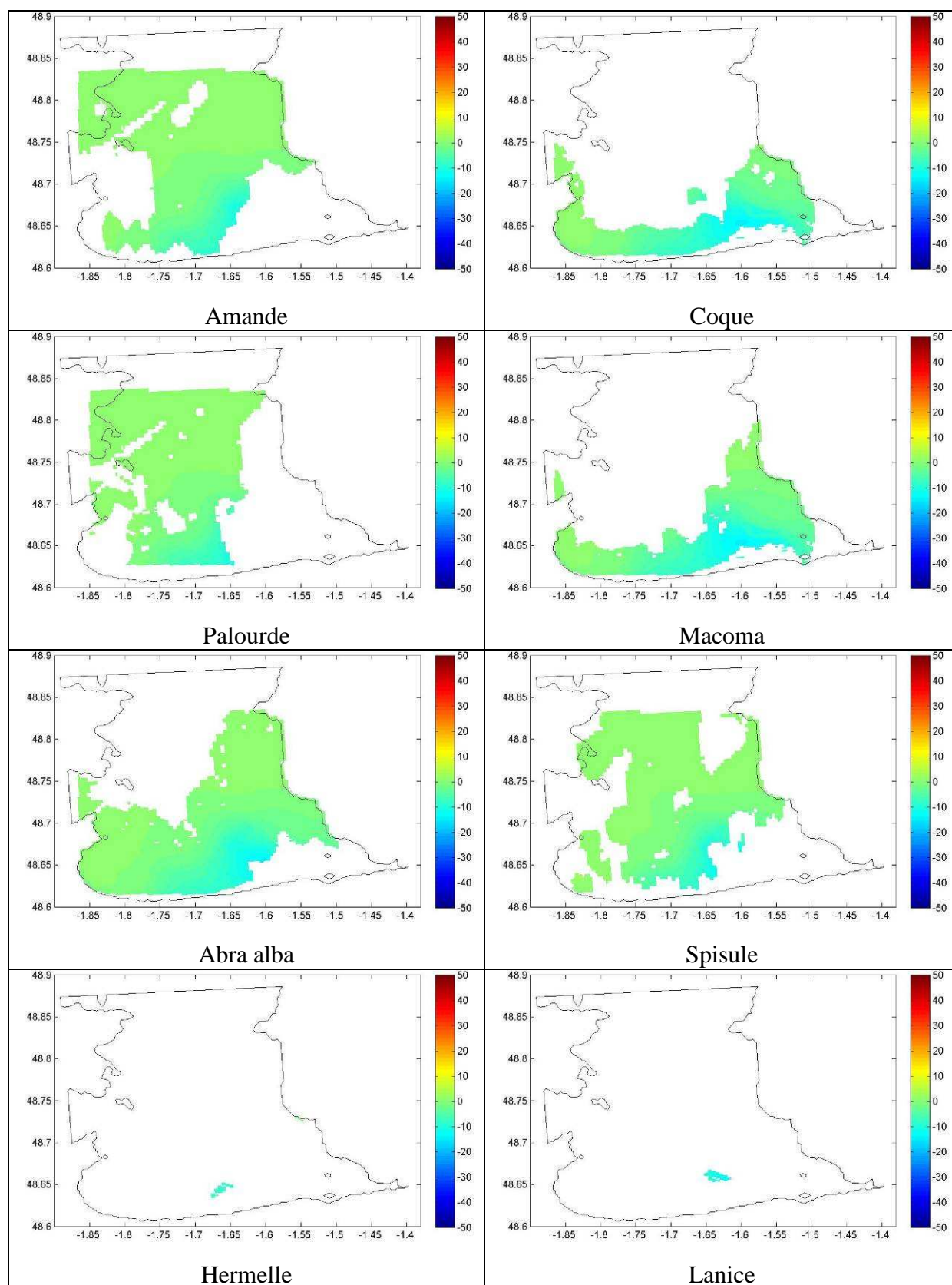


Figure A1.4 : Scénario taux d'ensemencement des moules de 70% sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

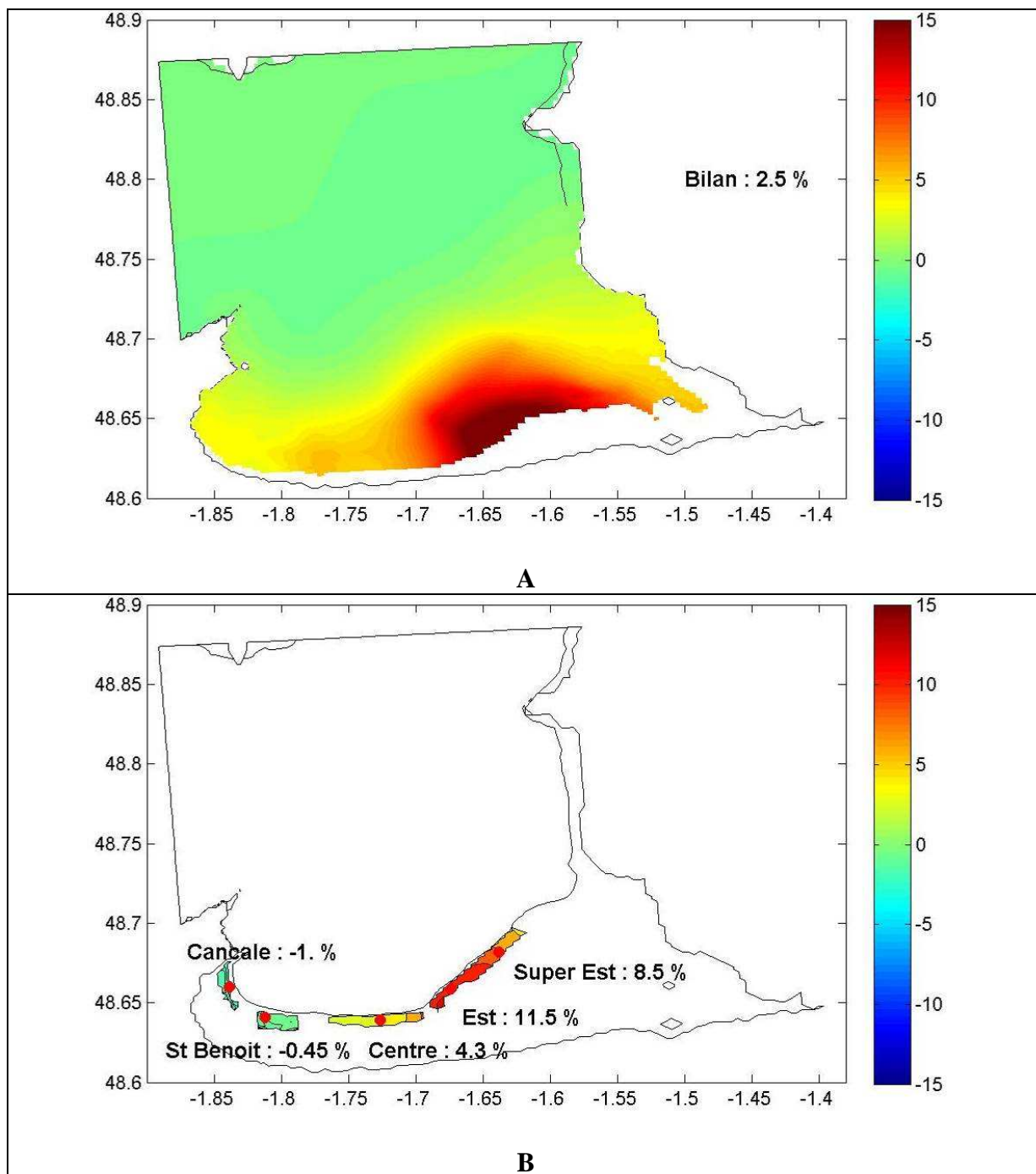


Figure A1.5 : Scénario 110 pieux par 100 mètres sur toutes les zones mytilicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

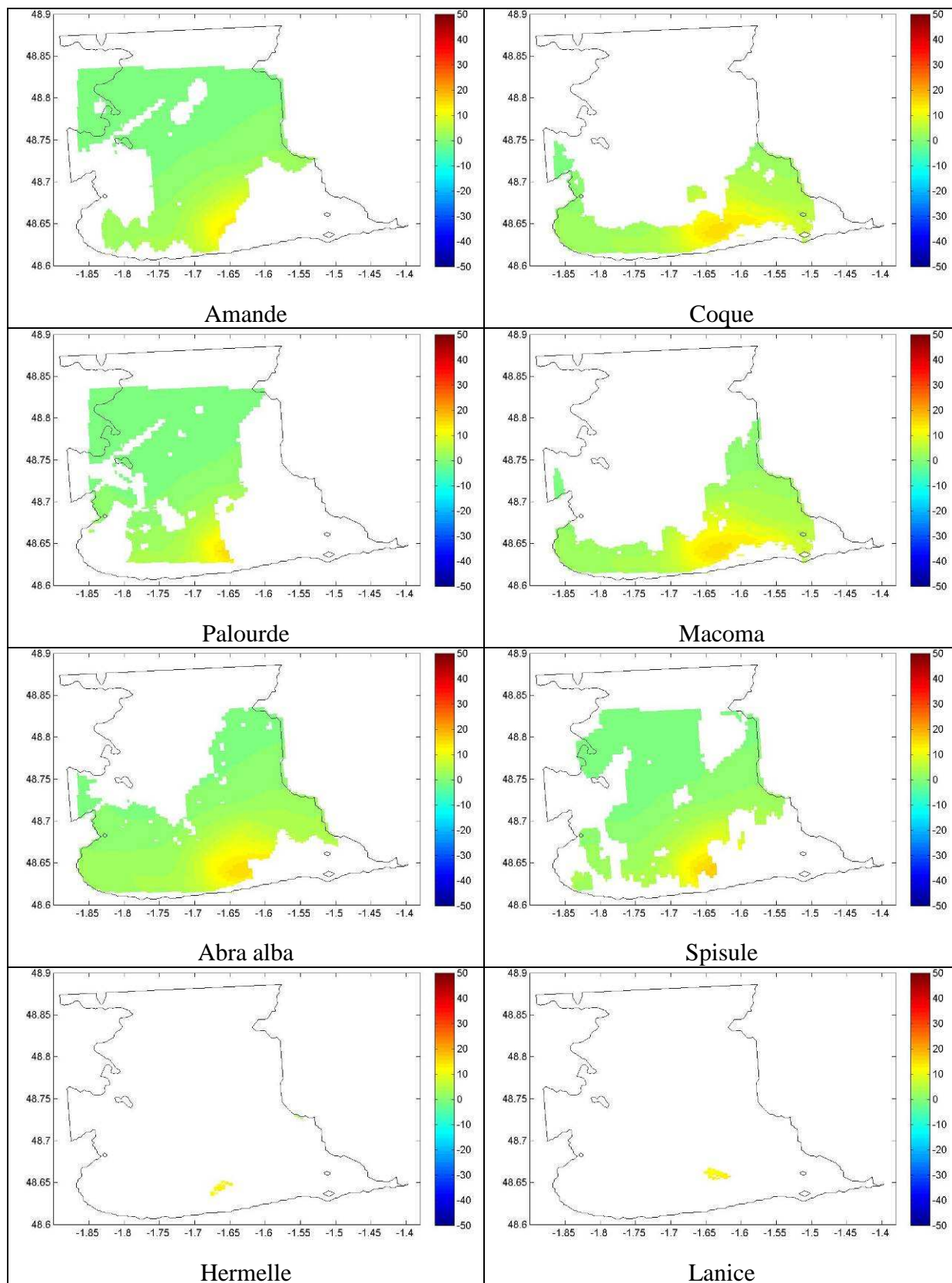


Figure A1.6 : Scénario 110 pieux par 100 mètres sur toutes les zones mytilicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



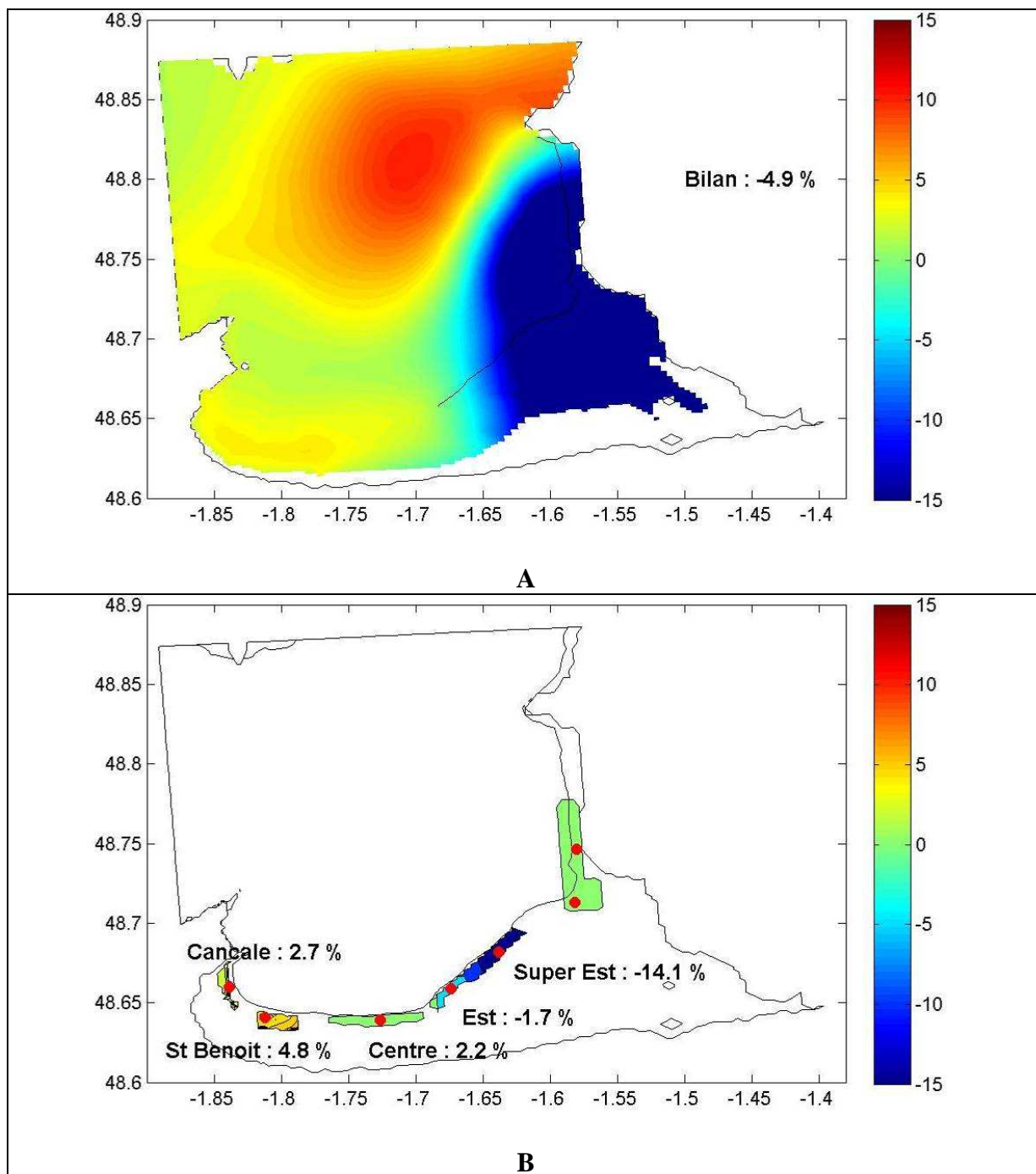


Figure A1.7 : Scénario d'une zone mytilicole dans la partie normande de la baie. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

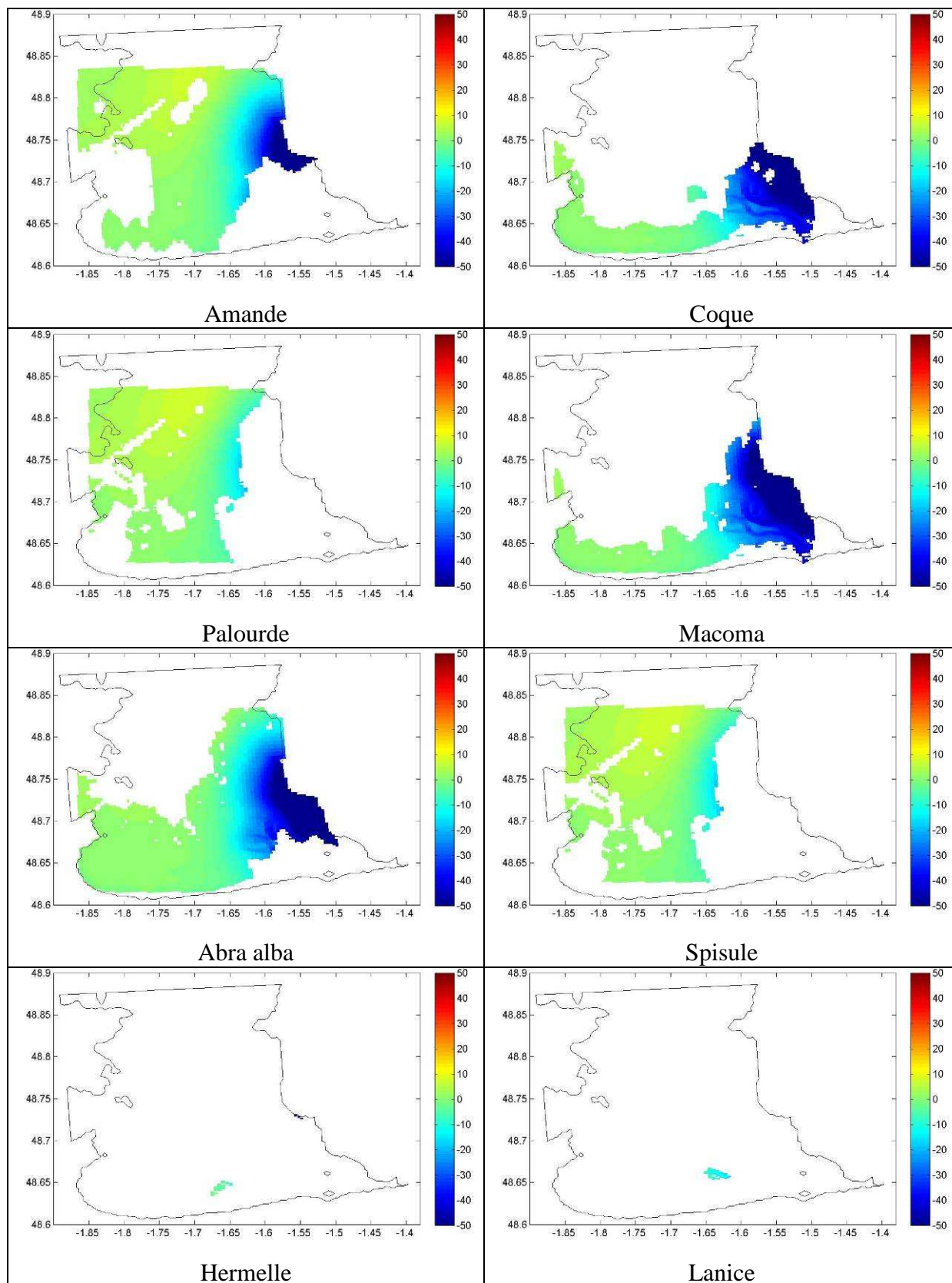


Figure A1.8 : Scénario d'une zone mytilicole dans la partie normande de la baie. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

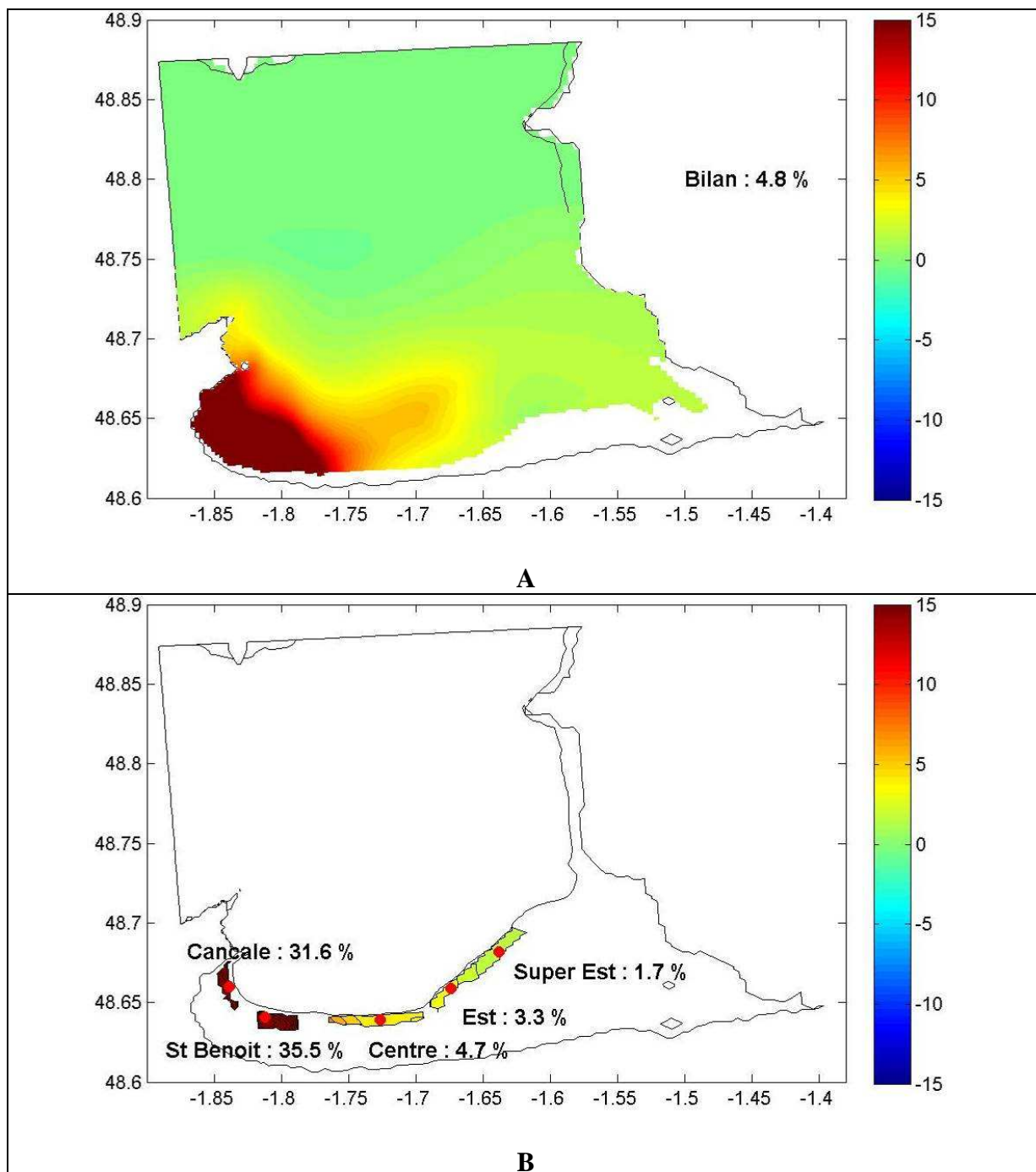


Figure A1.9 : Scénario densité des poches d'huîtres de 2500 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.



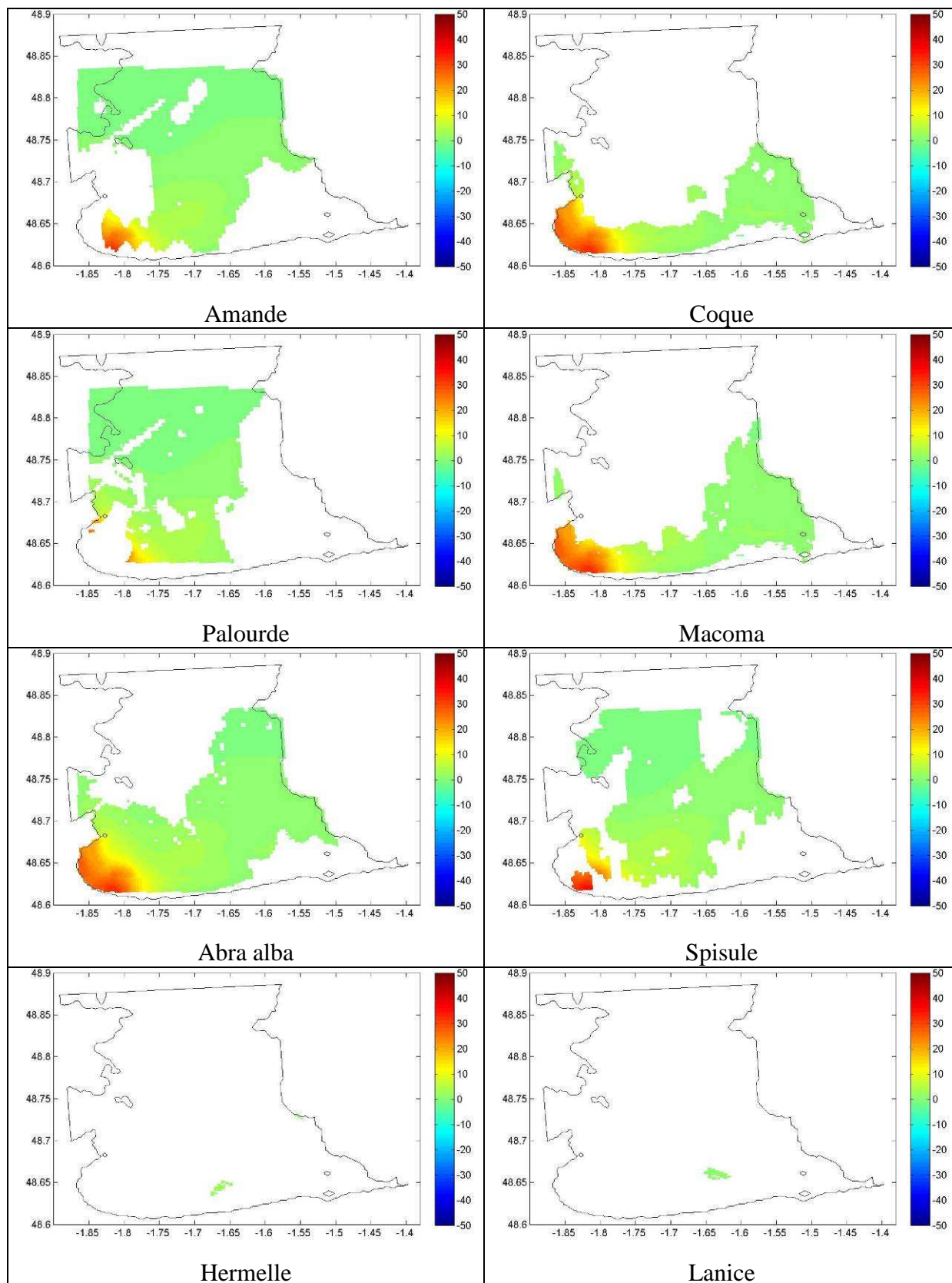


Figure A1.10 : Scénario densité des poches d'huîtres de 2500 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

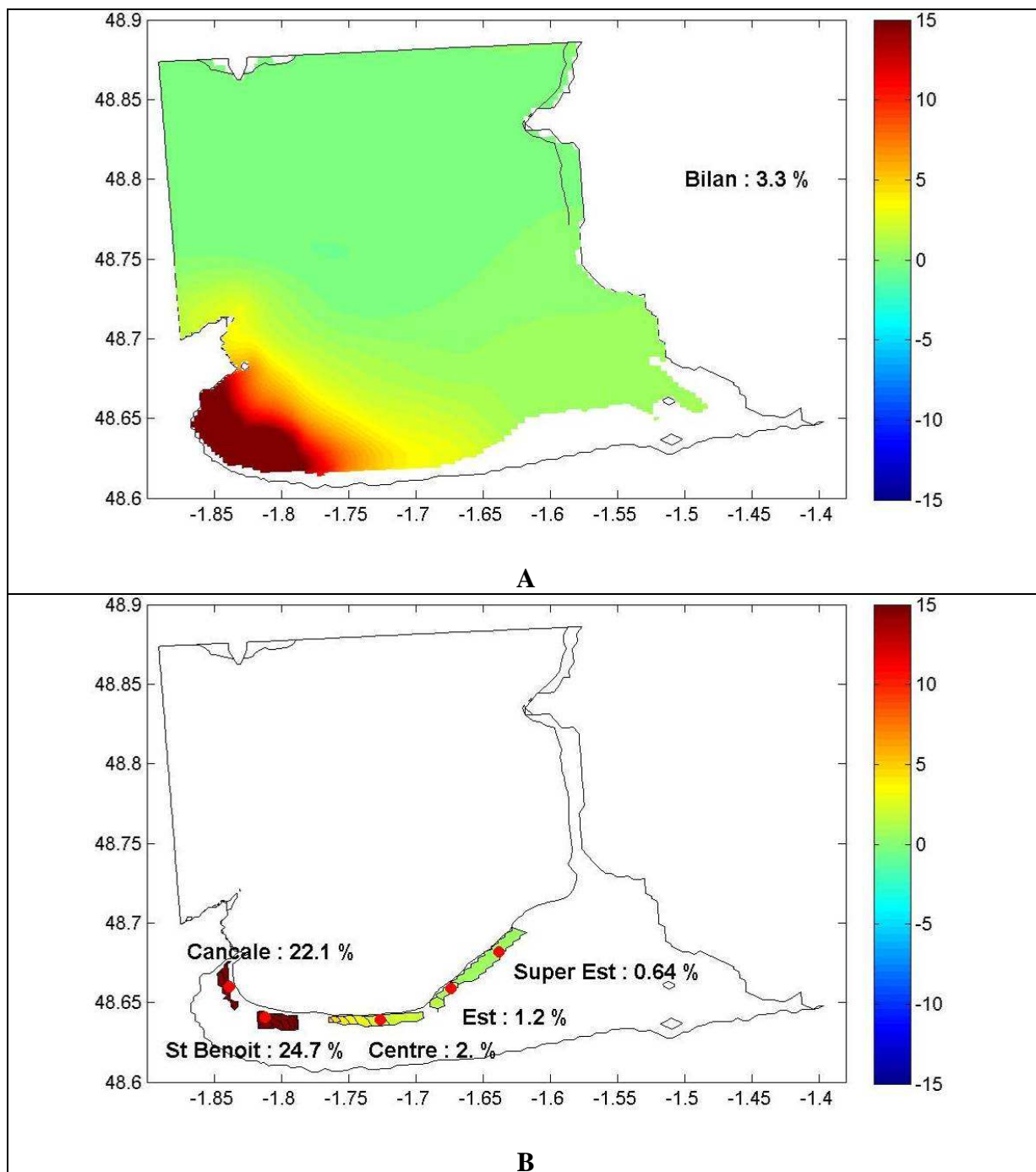


Figure A1.11 : Scénario densité des poches d'huîtres de 3000 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

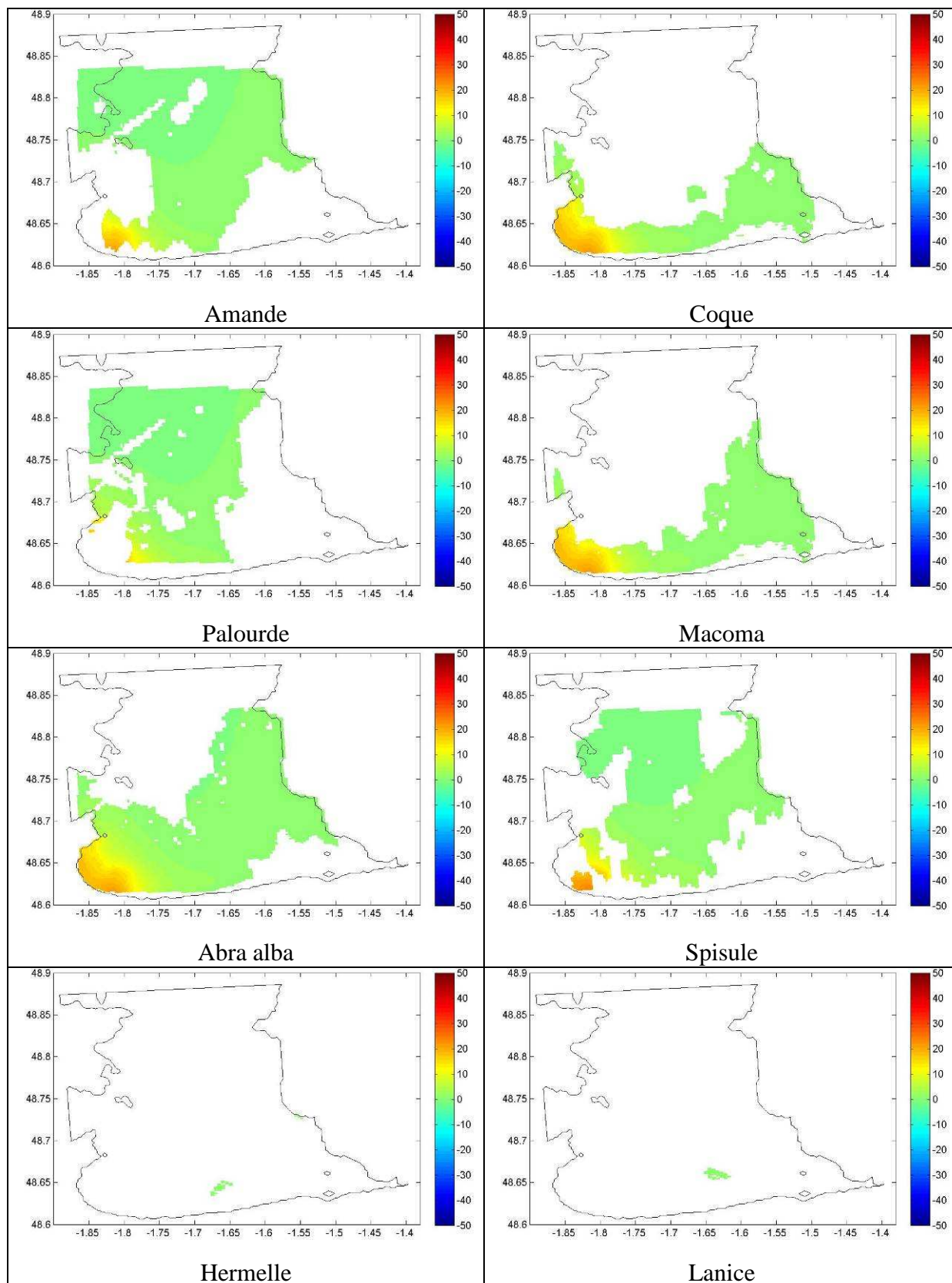


Figure A1.12 : Scénario densité des poches d'huîtres de 3000 poches par hectare sur toutes les zones ostréicoles. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

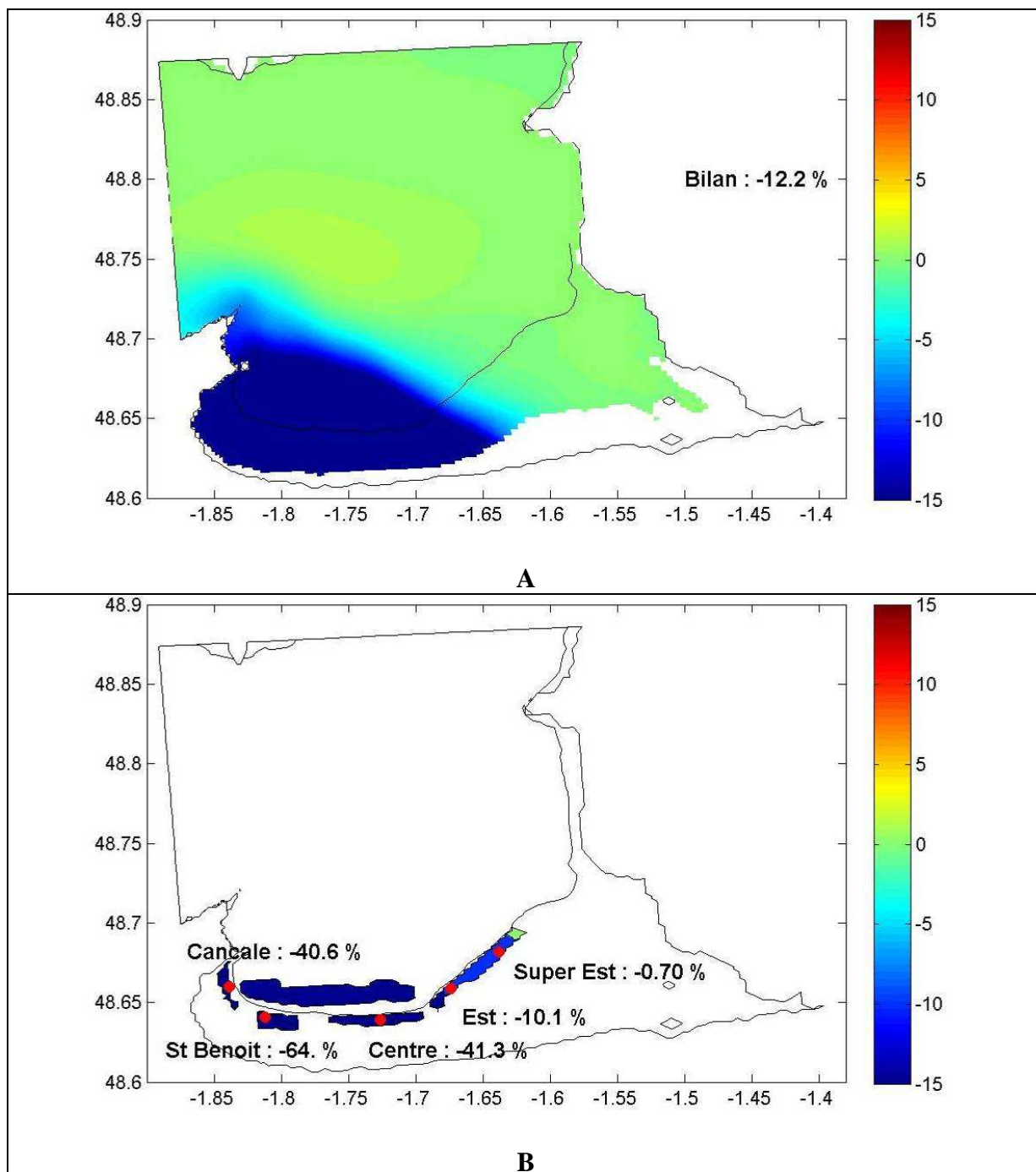


Figure A1.13 : Scénario remplacement des huîtres plates par des huîtres creuses. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.



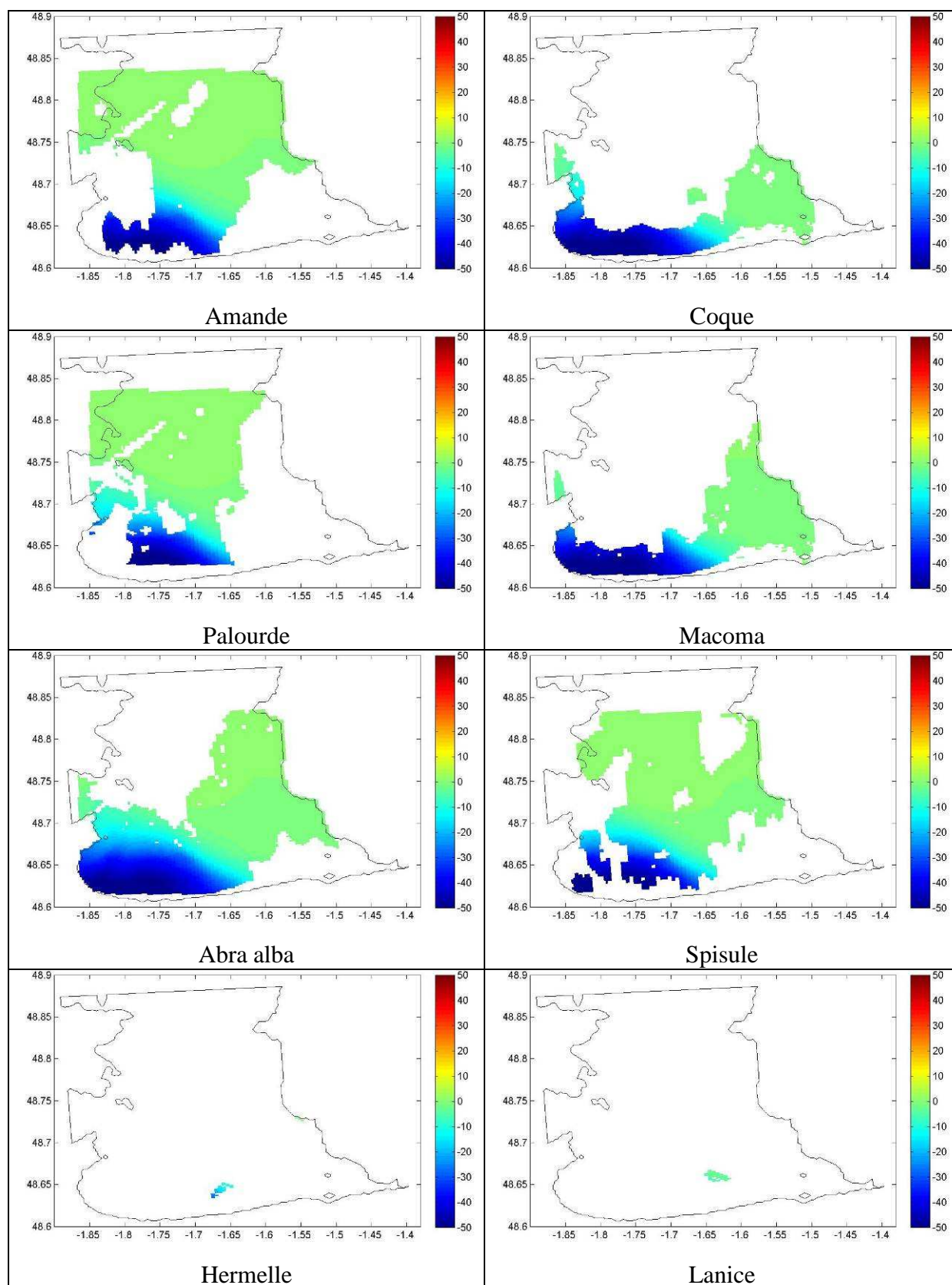


Figure A1.14 : Scénario remplacement des huîtres plates par des huîtres creuses. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

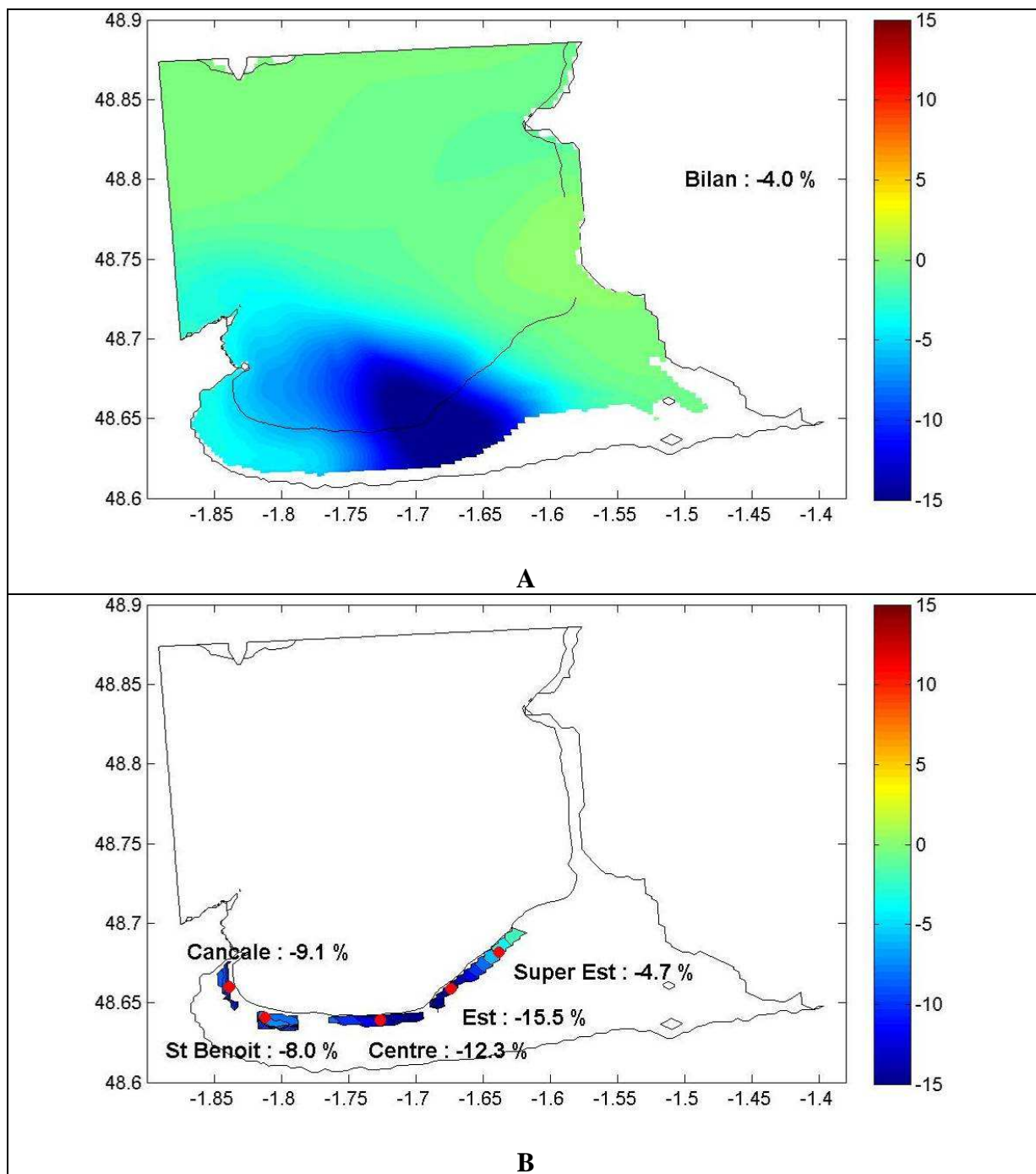


Figure A1.15 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 250000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

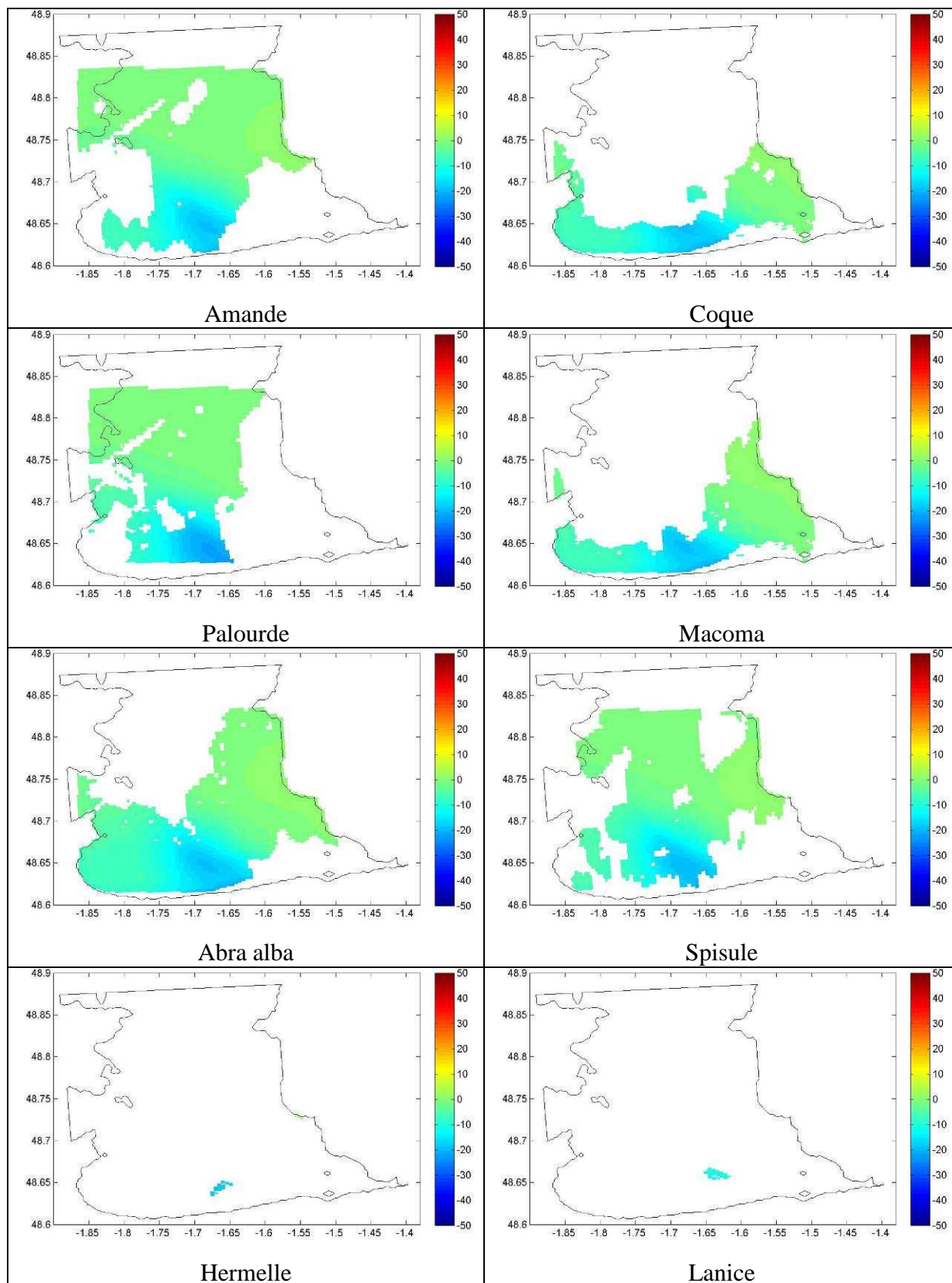


Figure A1.16 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 250000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



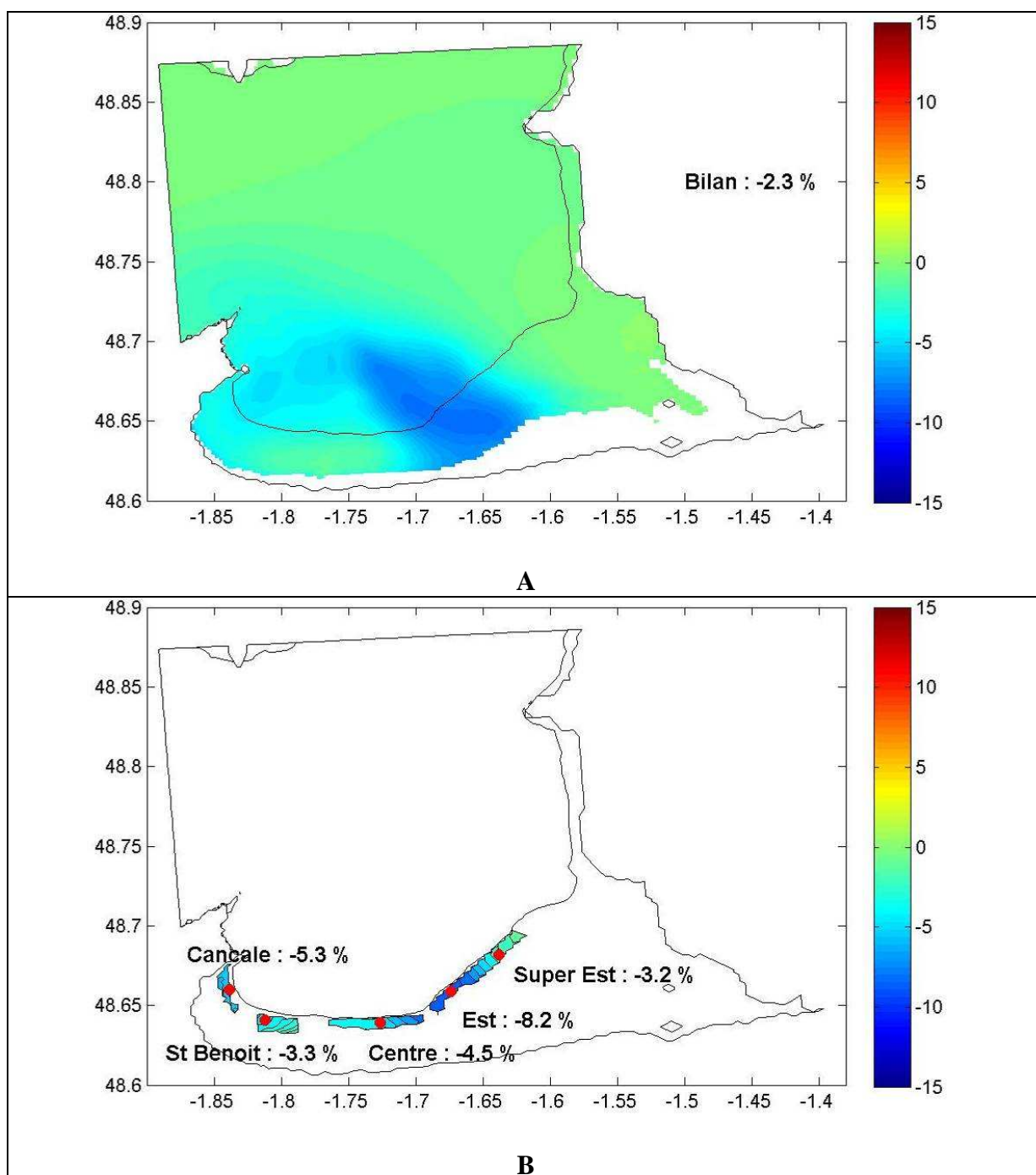


Figure A1.17 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 210000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

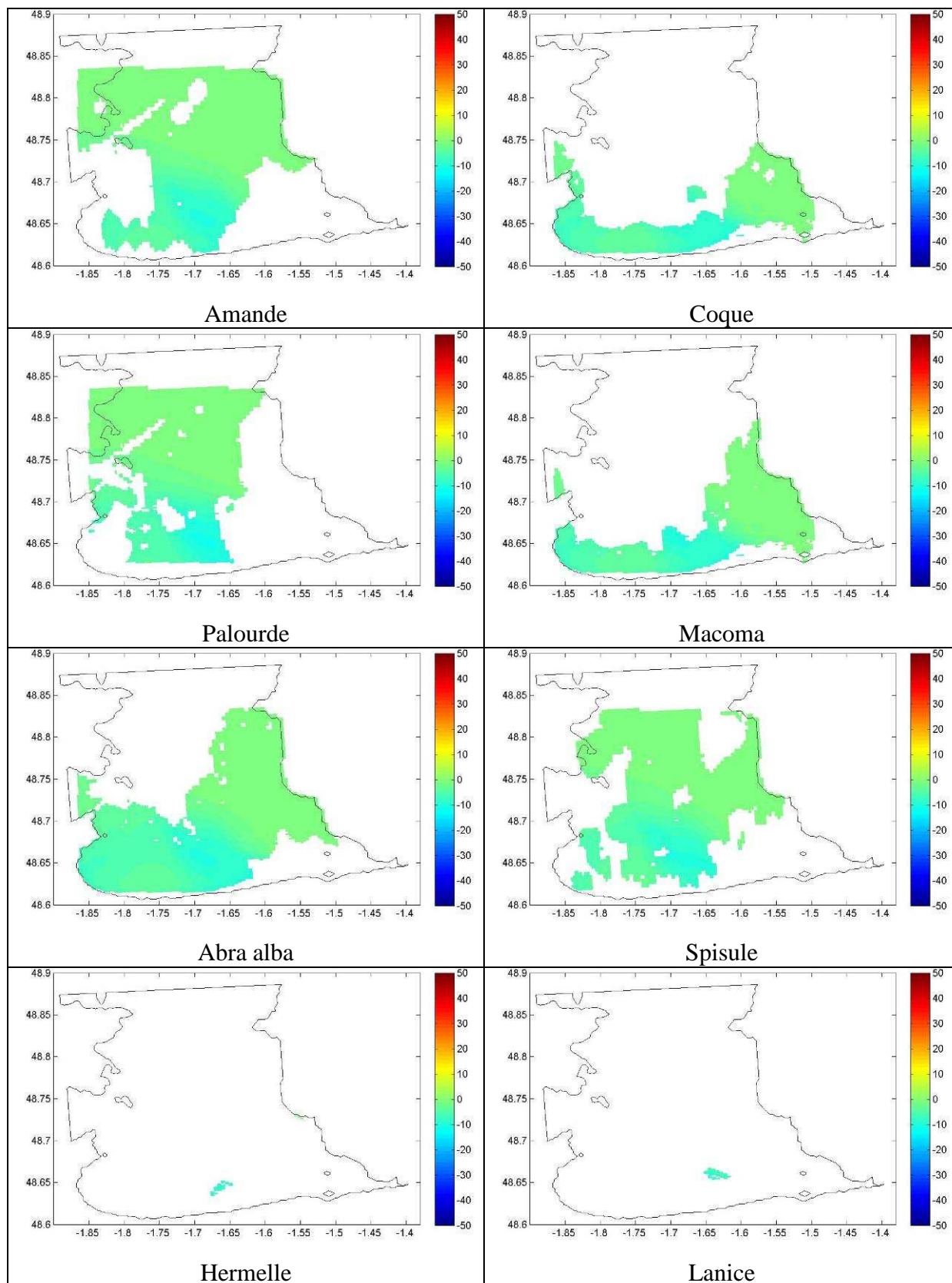


Figure A1.18 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 210000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

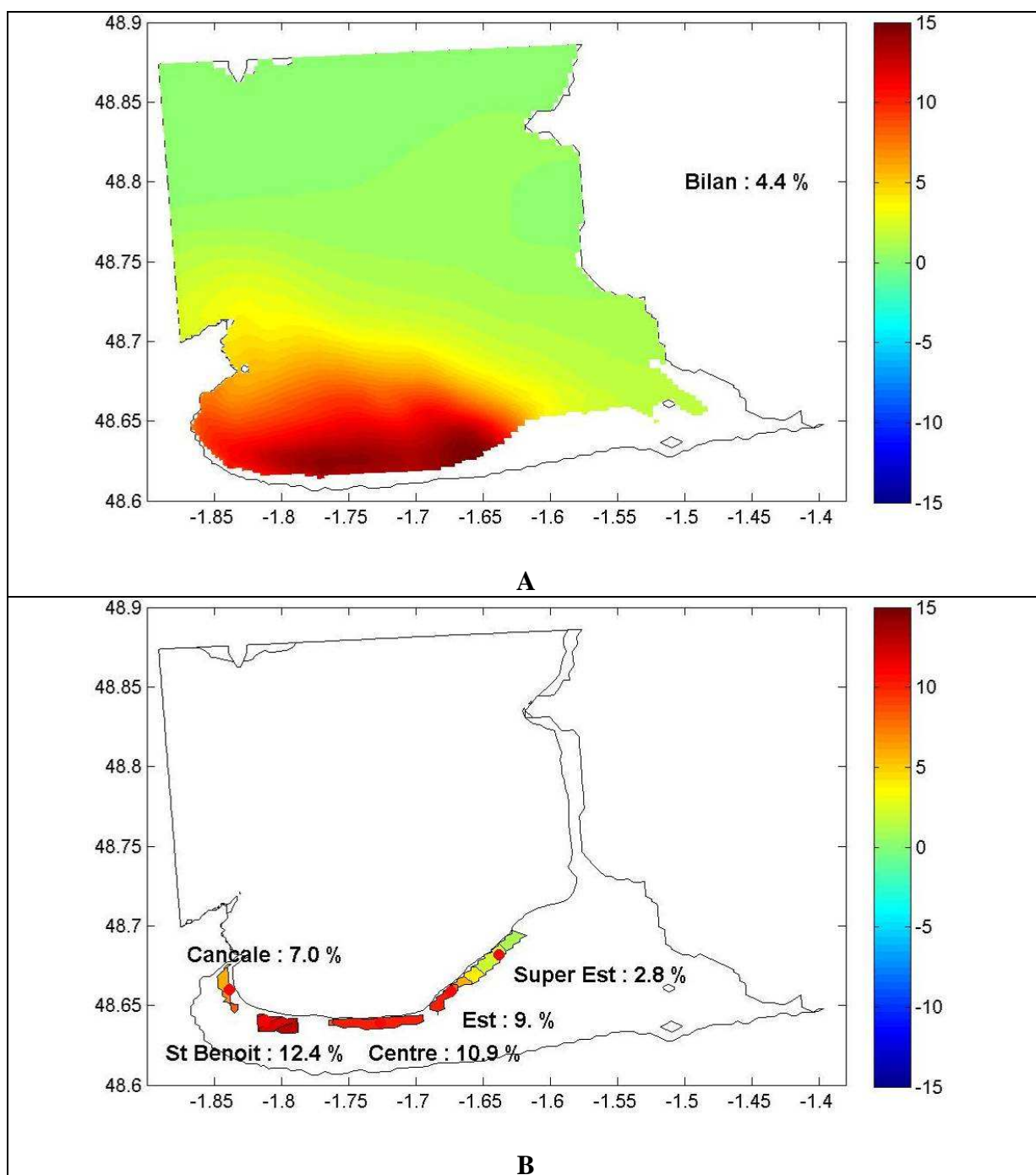


Figure A1.19 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 130000 T (i.e. pas d'exploitation). (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

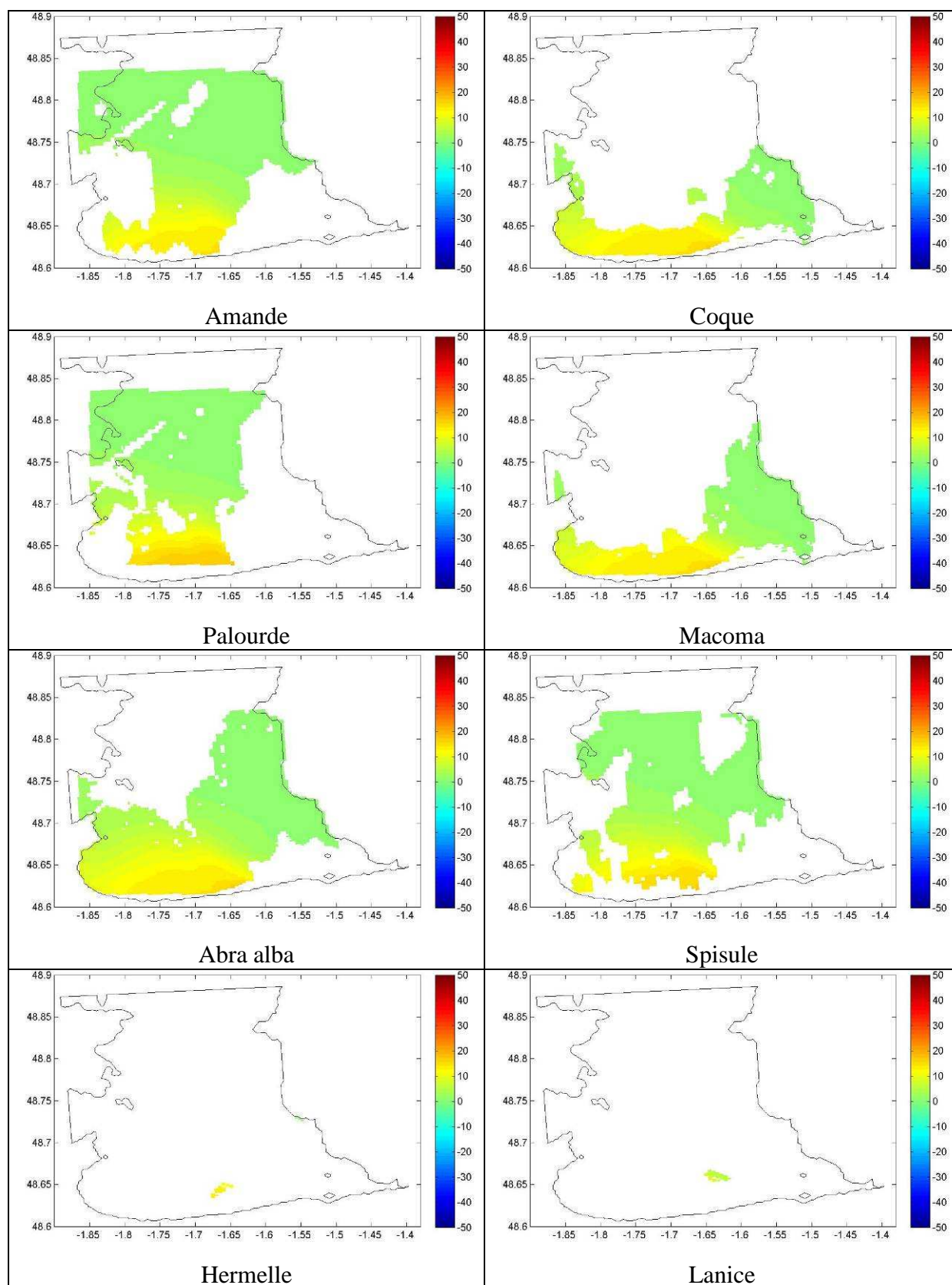


Figure A1.20 : Scénario biomasse de crépidules atteignant 130000 T (i.e. pas d'exploitation). Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



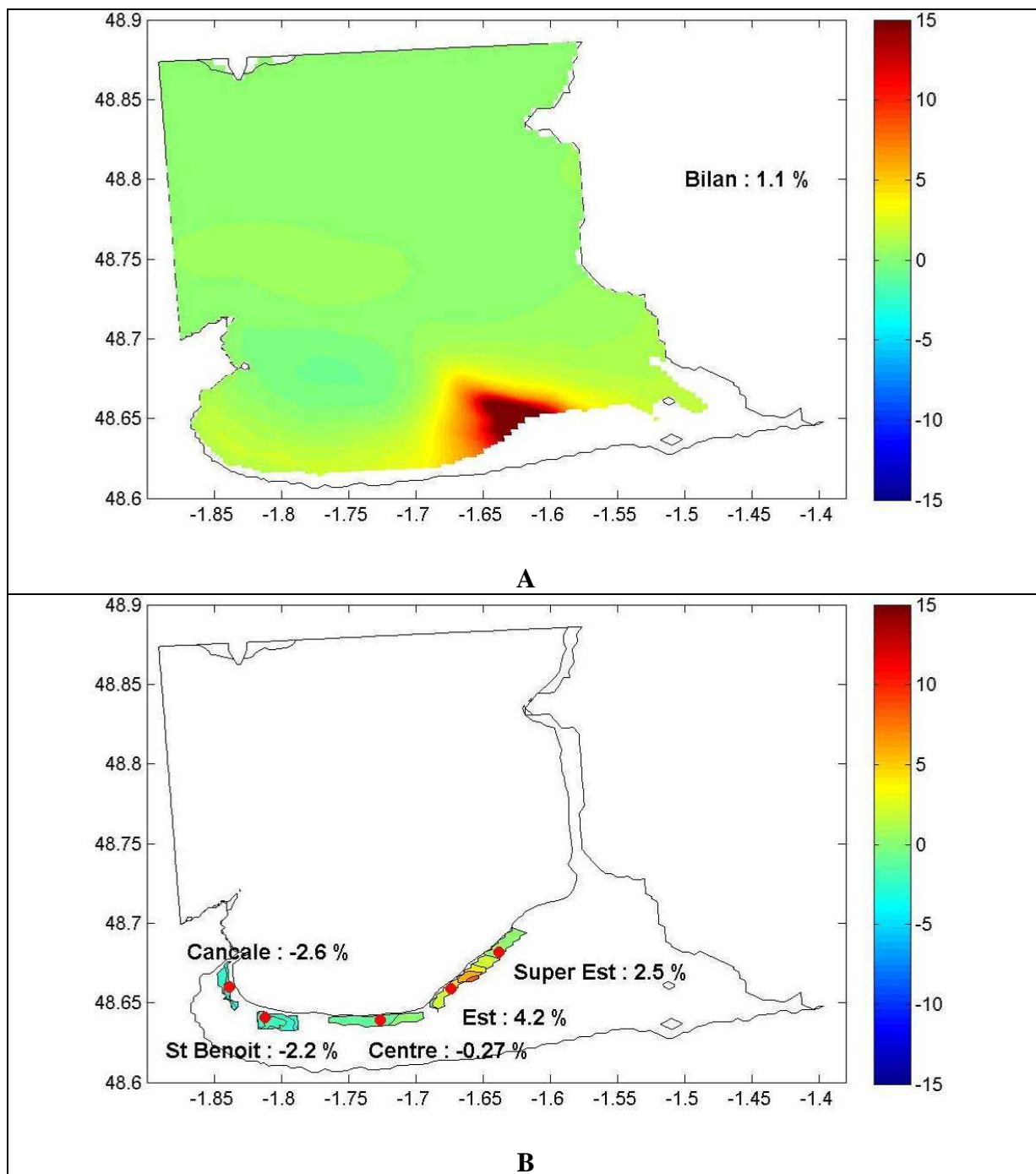


Figure A1.21 : Scénario disparition des massifs à hermelles et à lanices. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

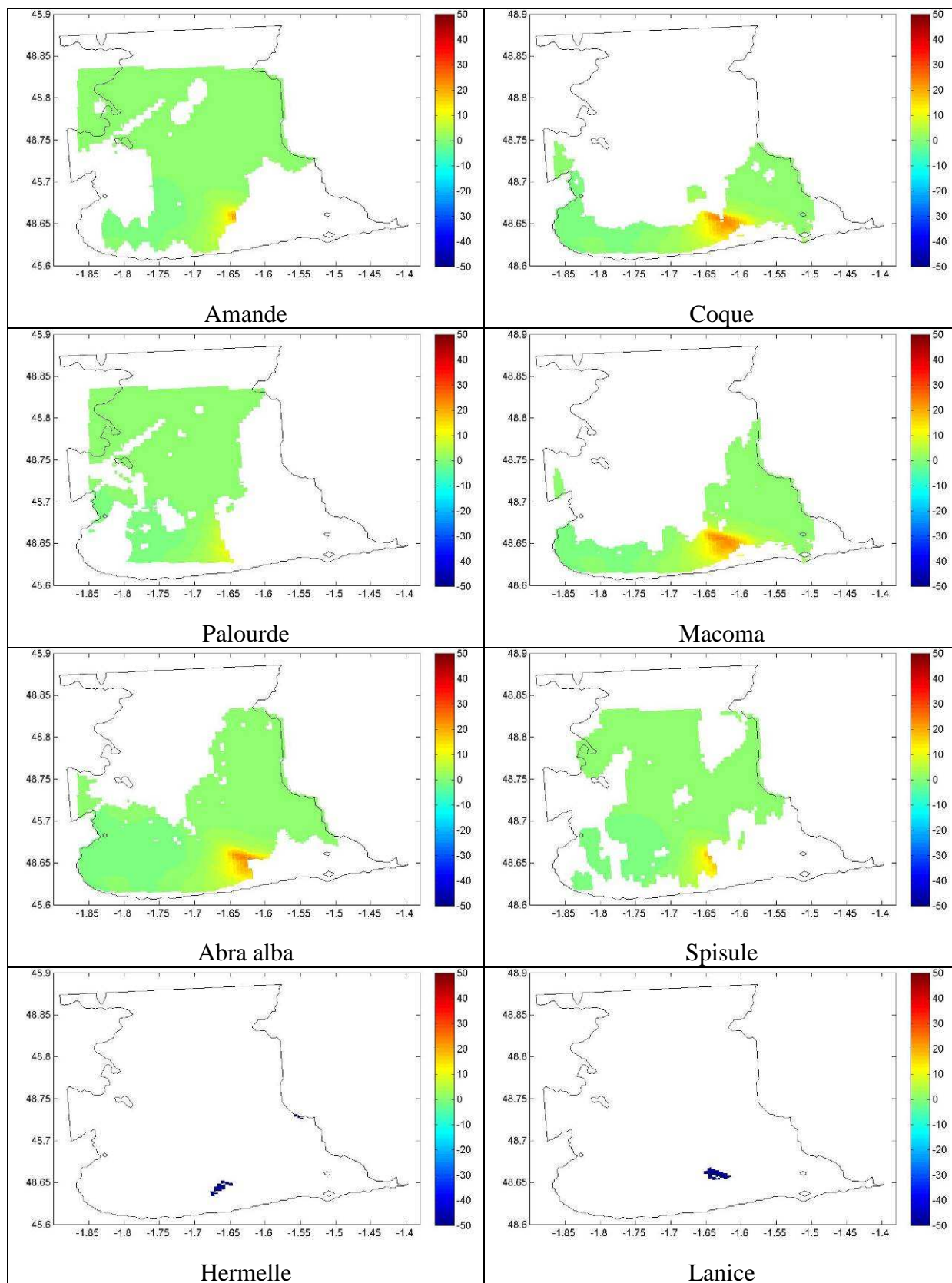


Figure A1.22 : Scénario disparition des massifs à hermelles et à lanices. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

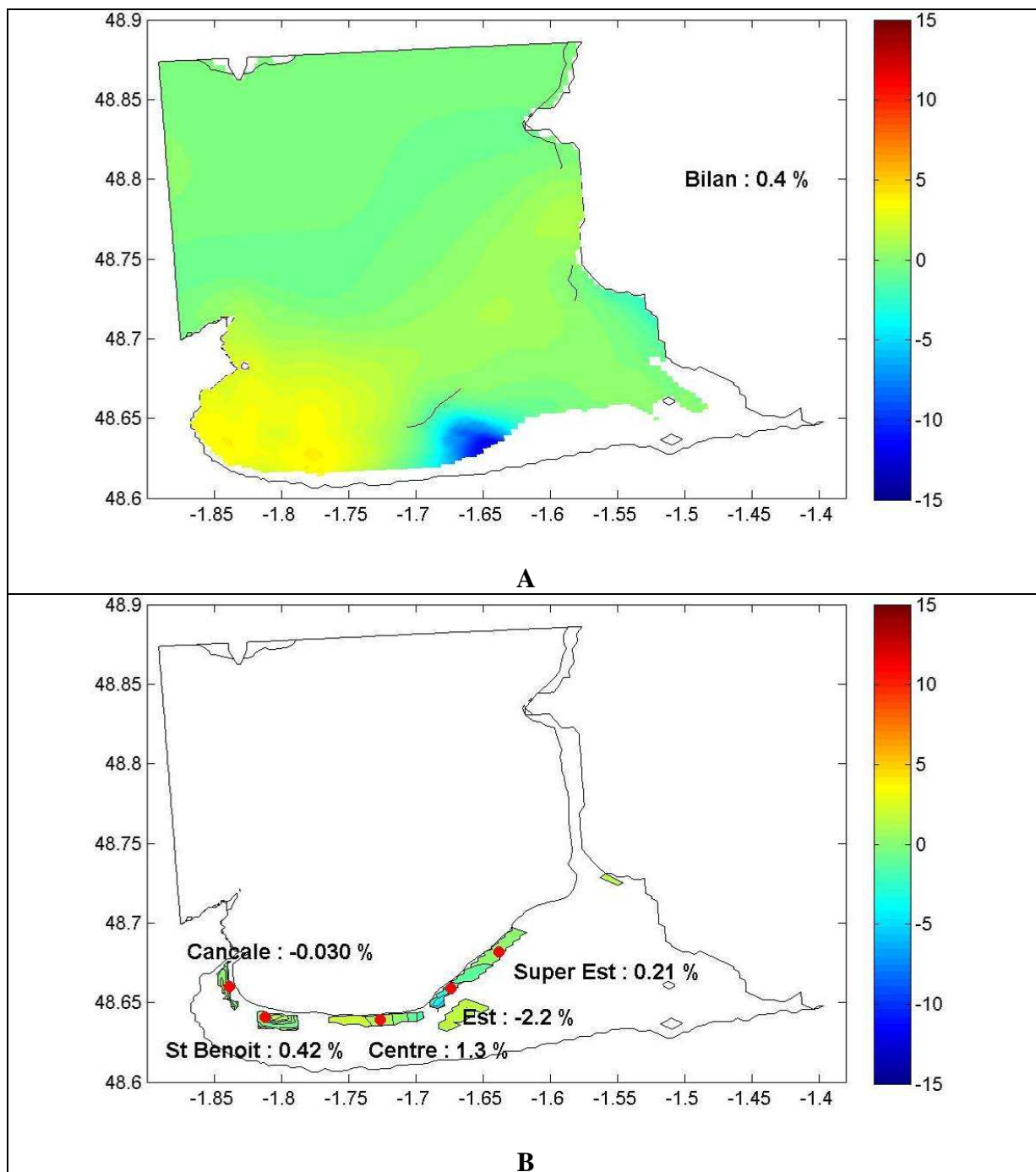


Figure A1.23 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 20 huîtres/m<sup>2</sup>. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.



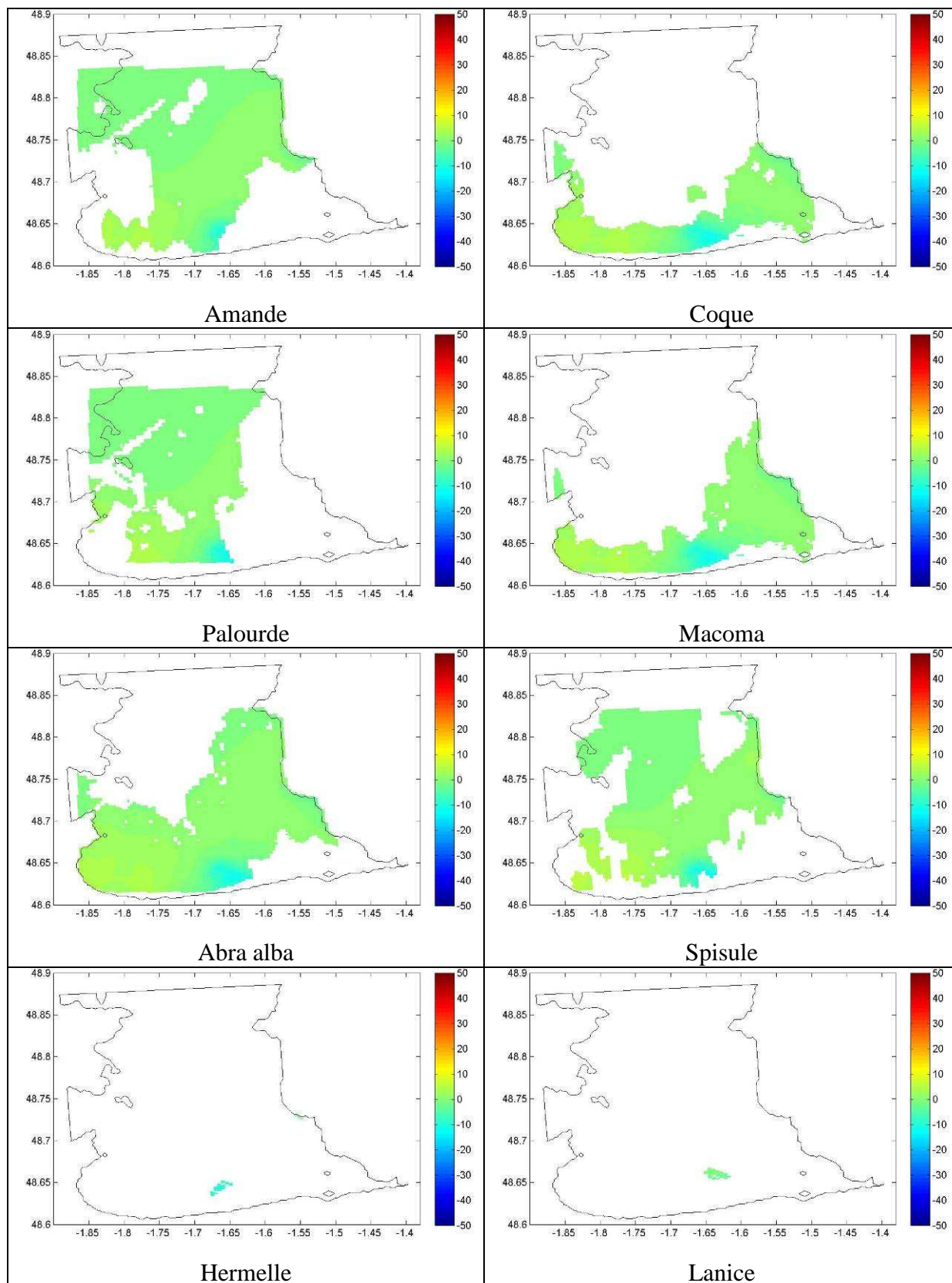


Figure A1.24 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 20 huîtres/m<sup>2</sup>. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

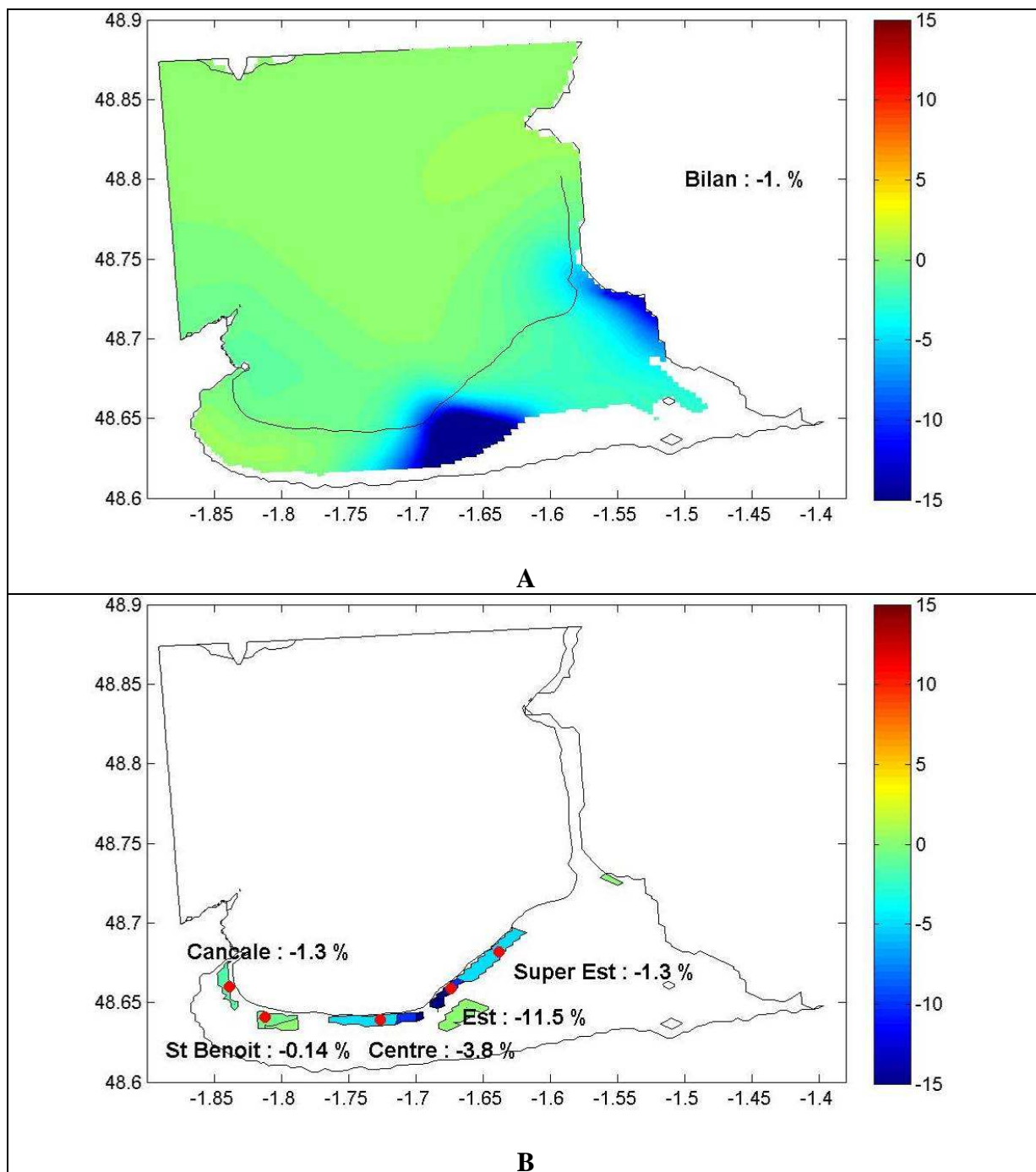


Figure A1.25 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 100 huîtres/m<sup>2</sup>. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

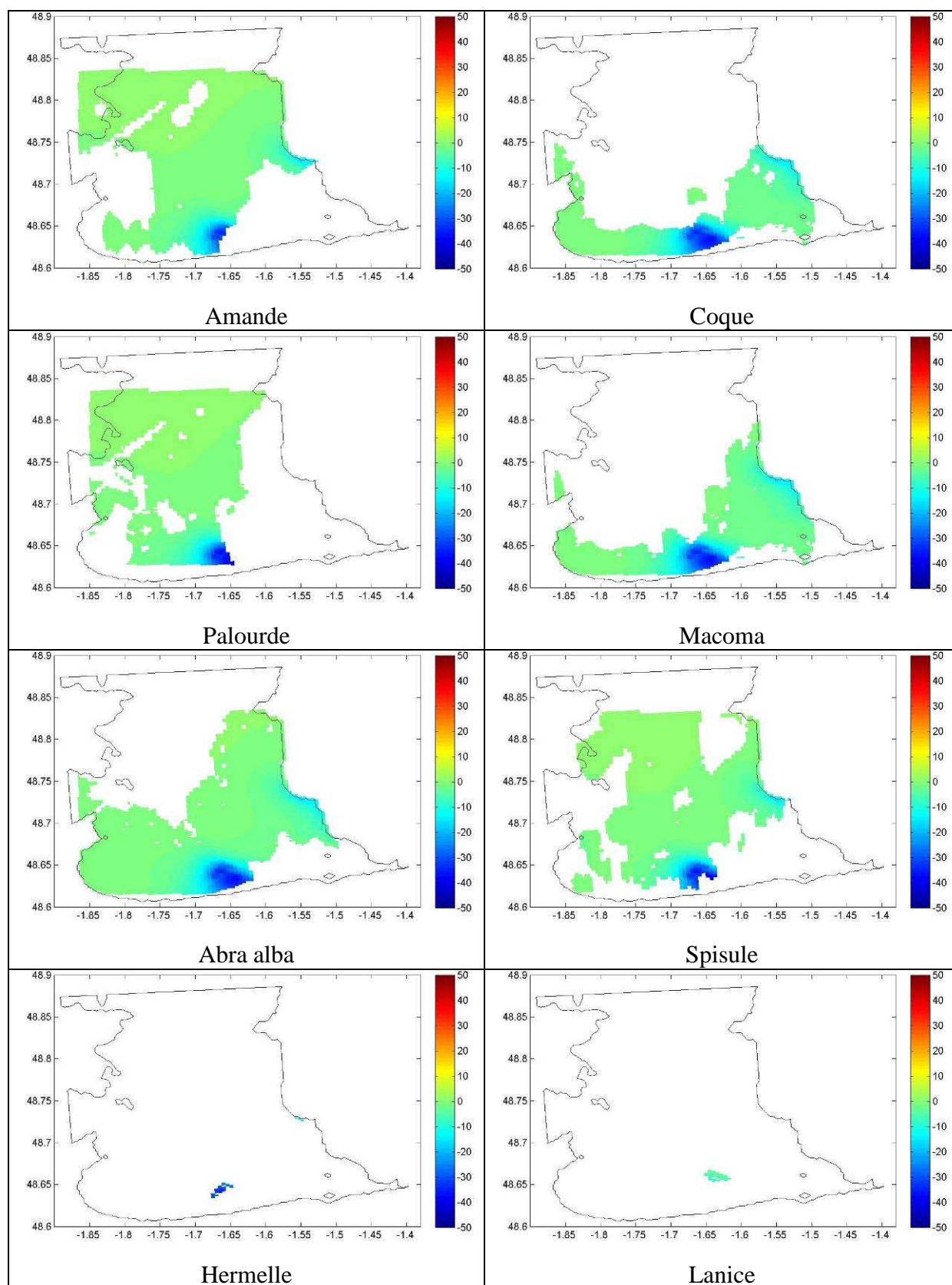


Figure A1.26 : Scénario colonisation des massifs d'hermelles par les huîtres à la densité de 100 huîtres/m<sup>2</sup>. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

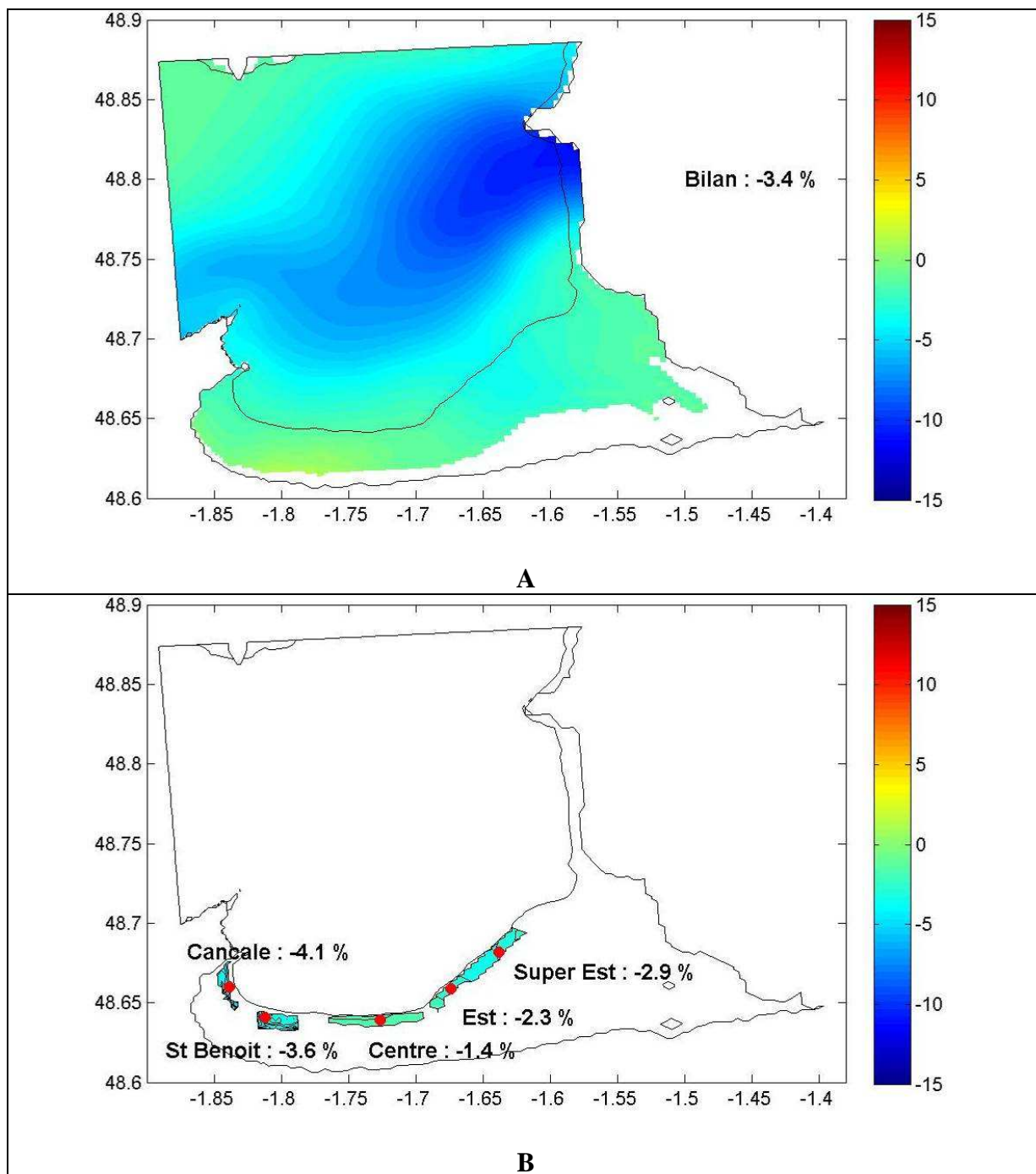


Figure A1.27 : Scénario réduction de 30% des apports azotés par les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.



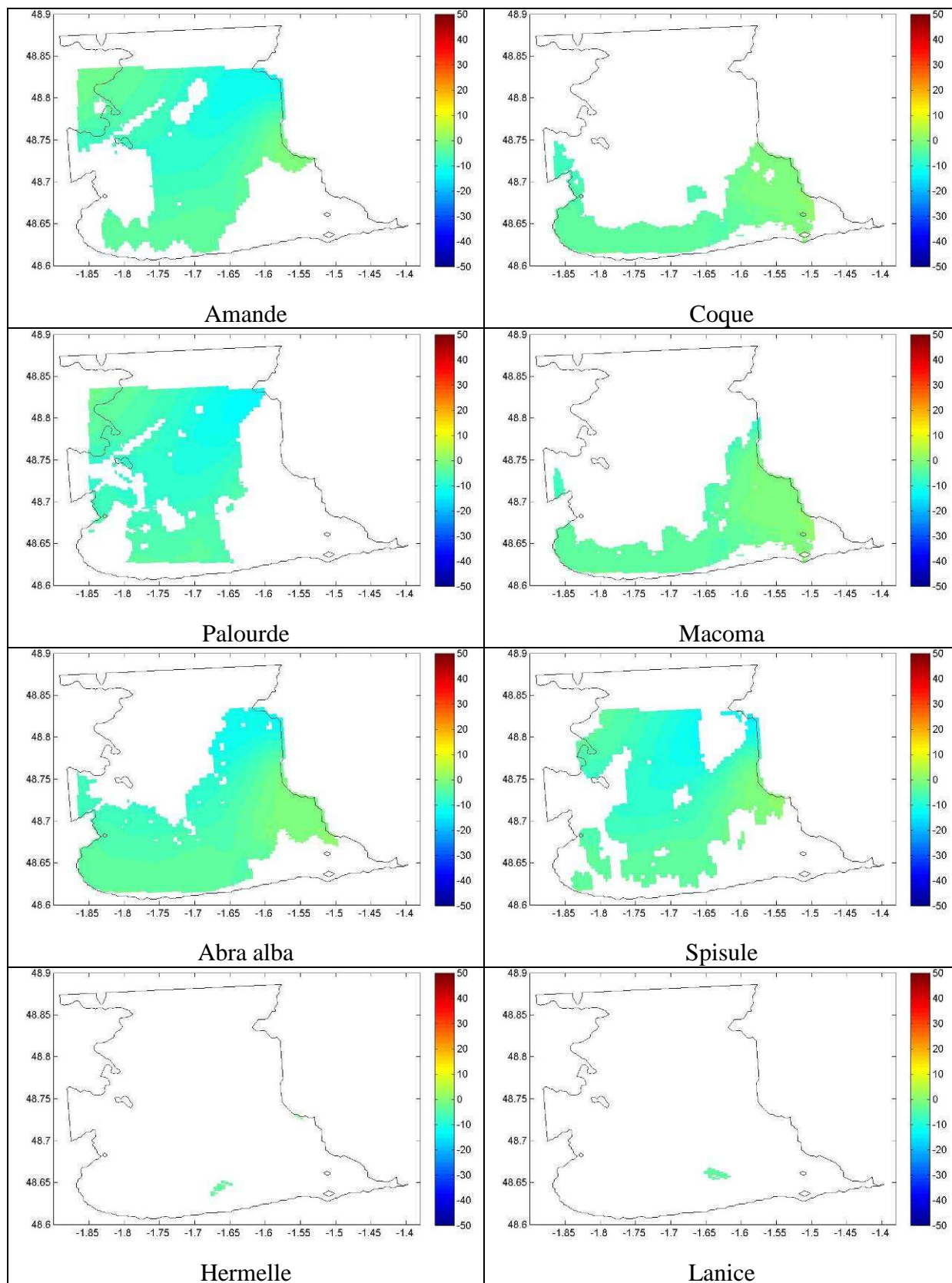


Figure A1.28 : Scénario réduction de 30% des apports azotés par les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

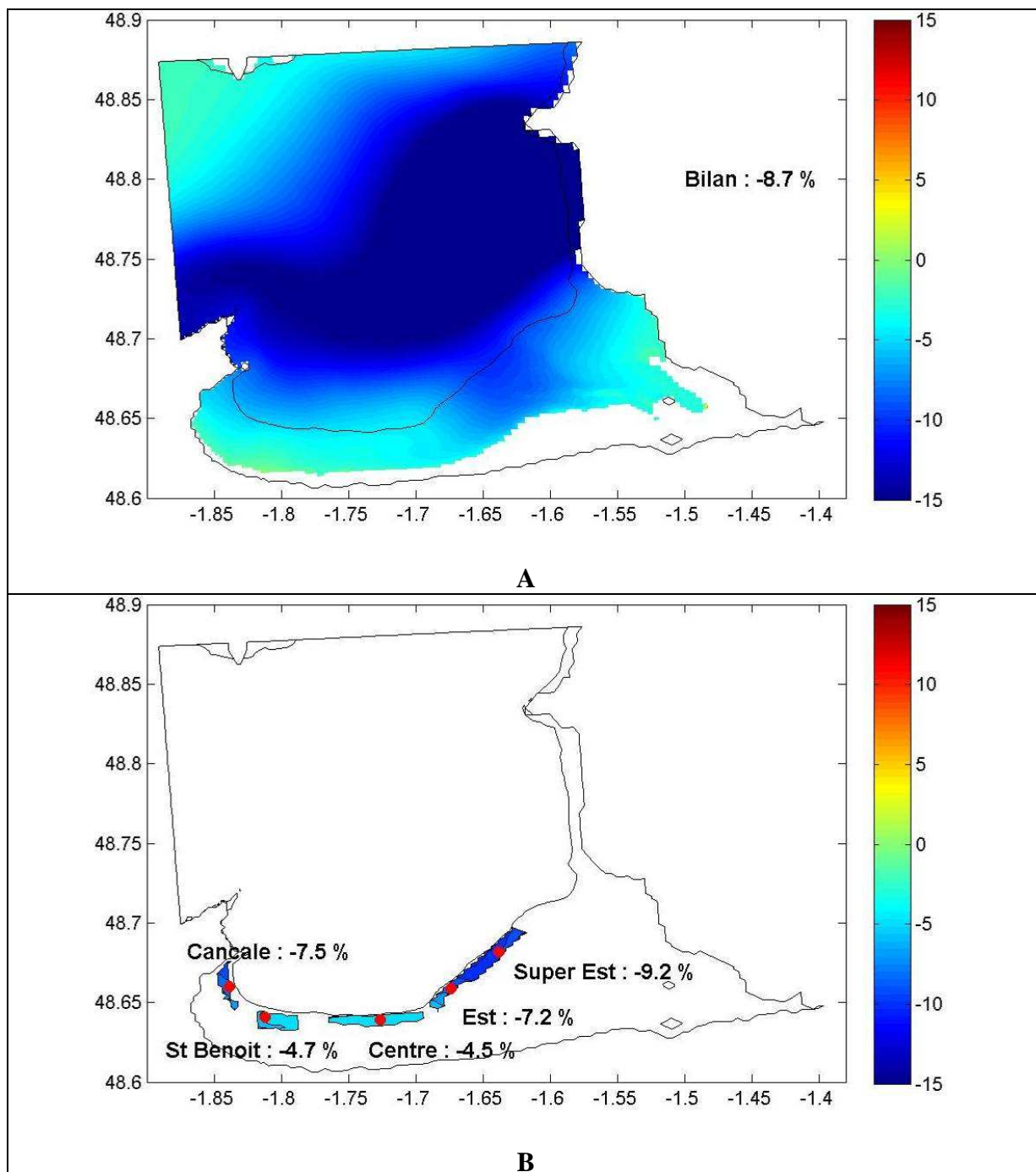


Figure A1.29 : Scénario réduction des apports azotés à 13 mg/l dans les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

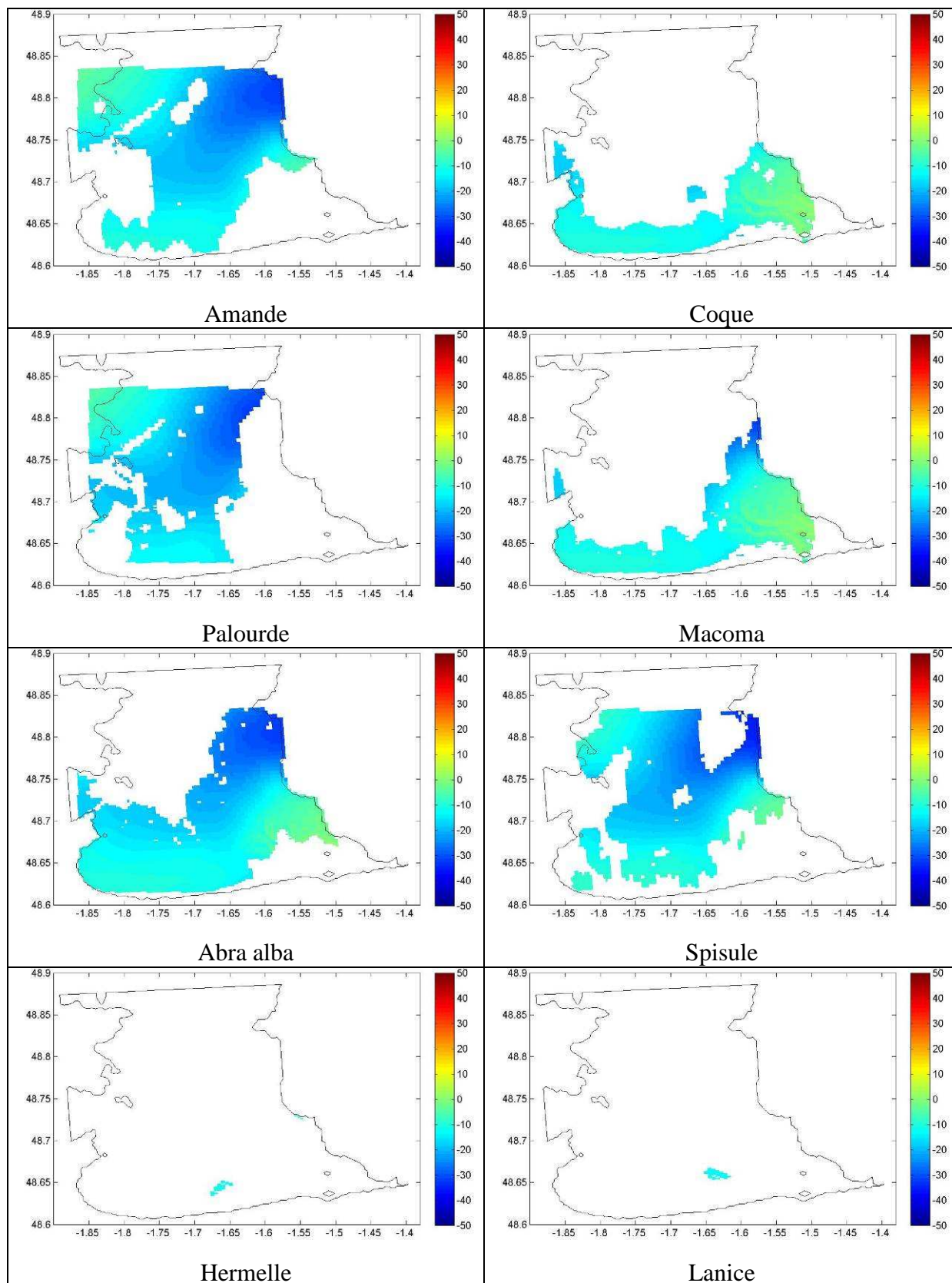


Figure A1.30 : Scénario réduction des apports azotés à 13 mg/l dans les bassins versants de la Sée, de la Sélune et du Couesnon. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



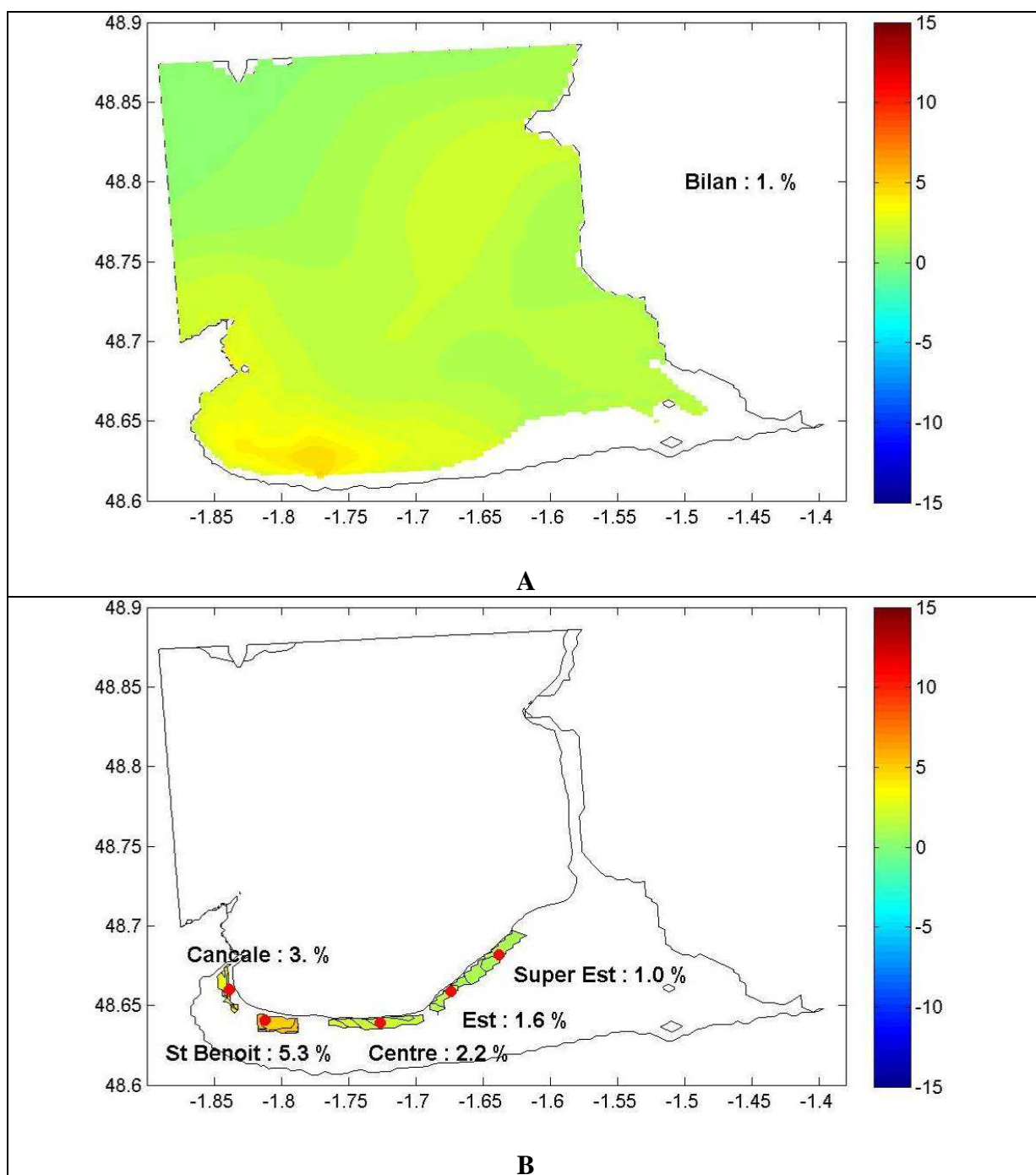


Figure A1.31 : Scénario augmentation des apports azotés dans la Sée et la Sélune. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

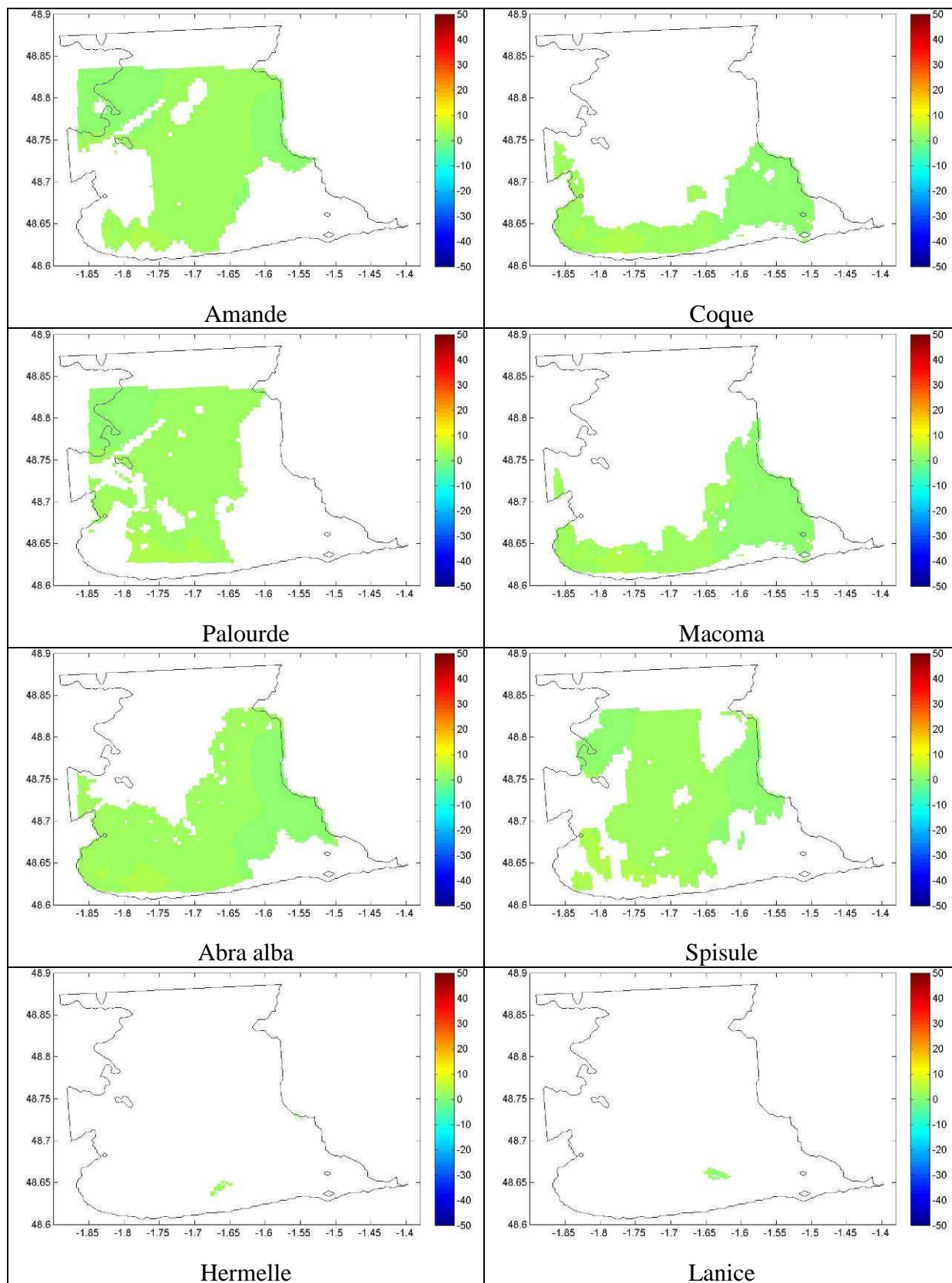


Figure A1.32 : Scénario augmentation des apports azotés dans la Sée et la Sélune. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.

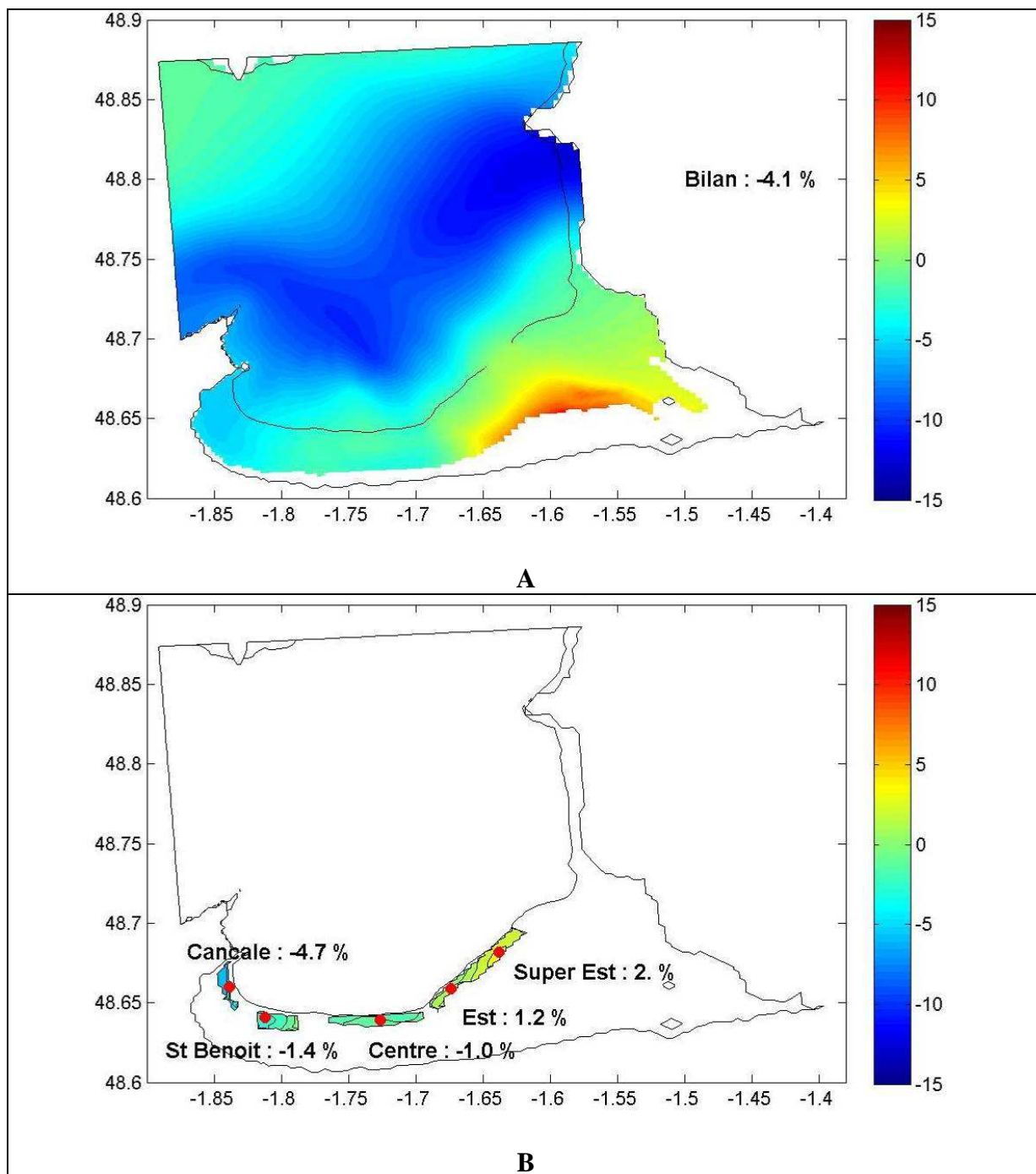


Figure A1.33 : Scénario croisé : réduction de 30% des apports azotés, biomasse de crépidule à 210000 T et densité des pieux à 110 pieux/100m. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

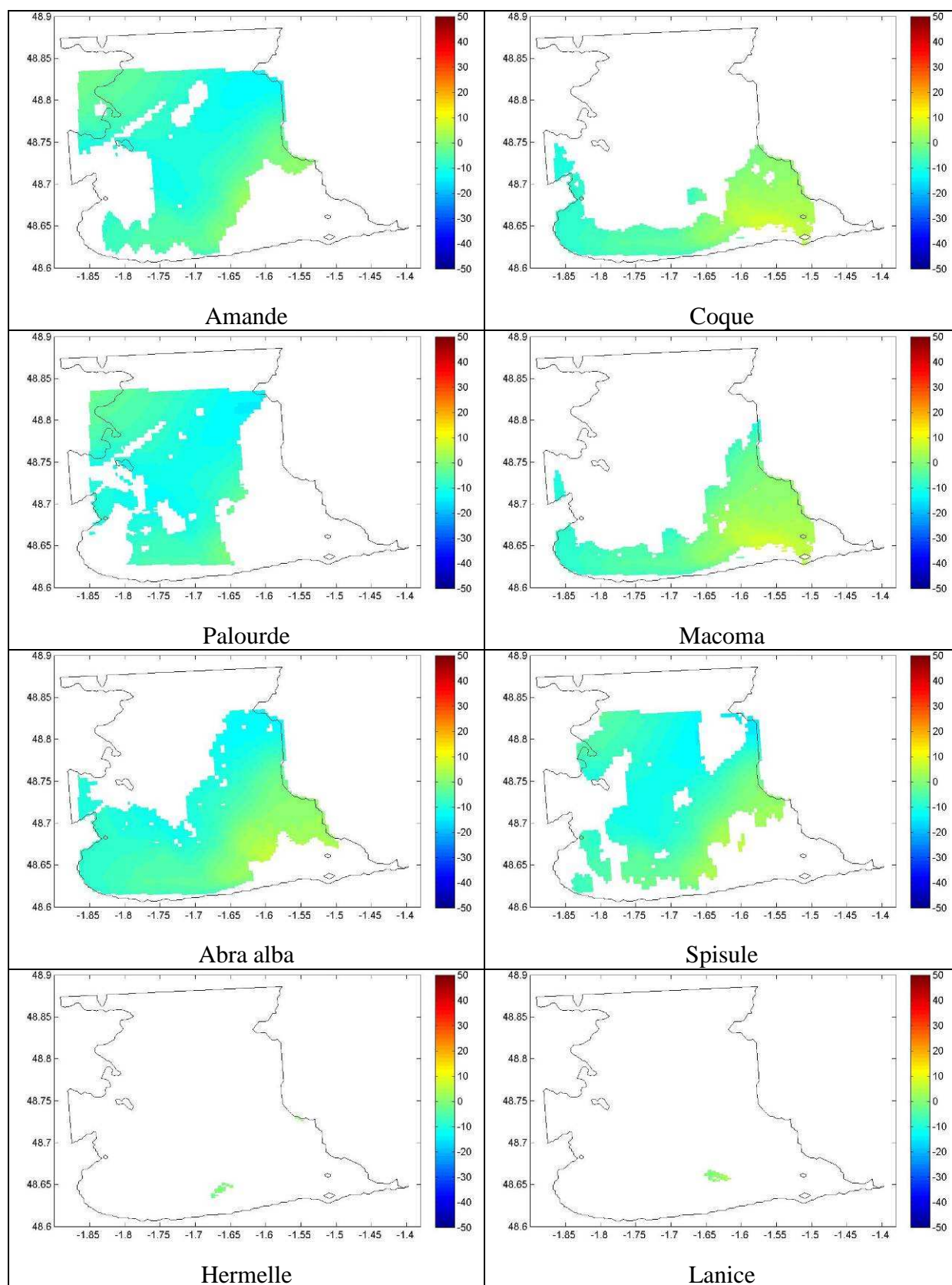


Figure A1.34 : Scénario croisé : réduction de 30% des apports azotés, biomasse de crépidule à 210000 T et densité des pieux à 110 pieux/100m. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



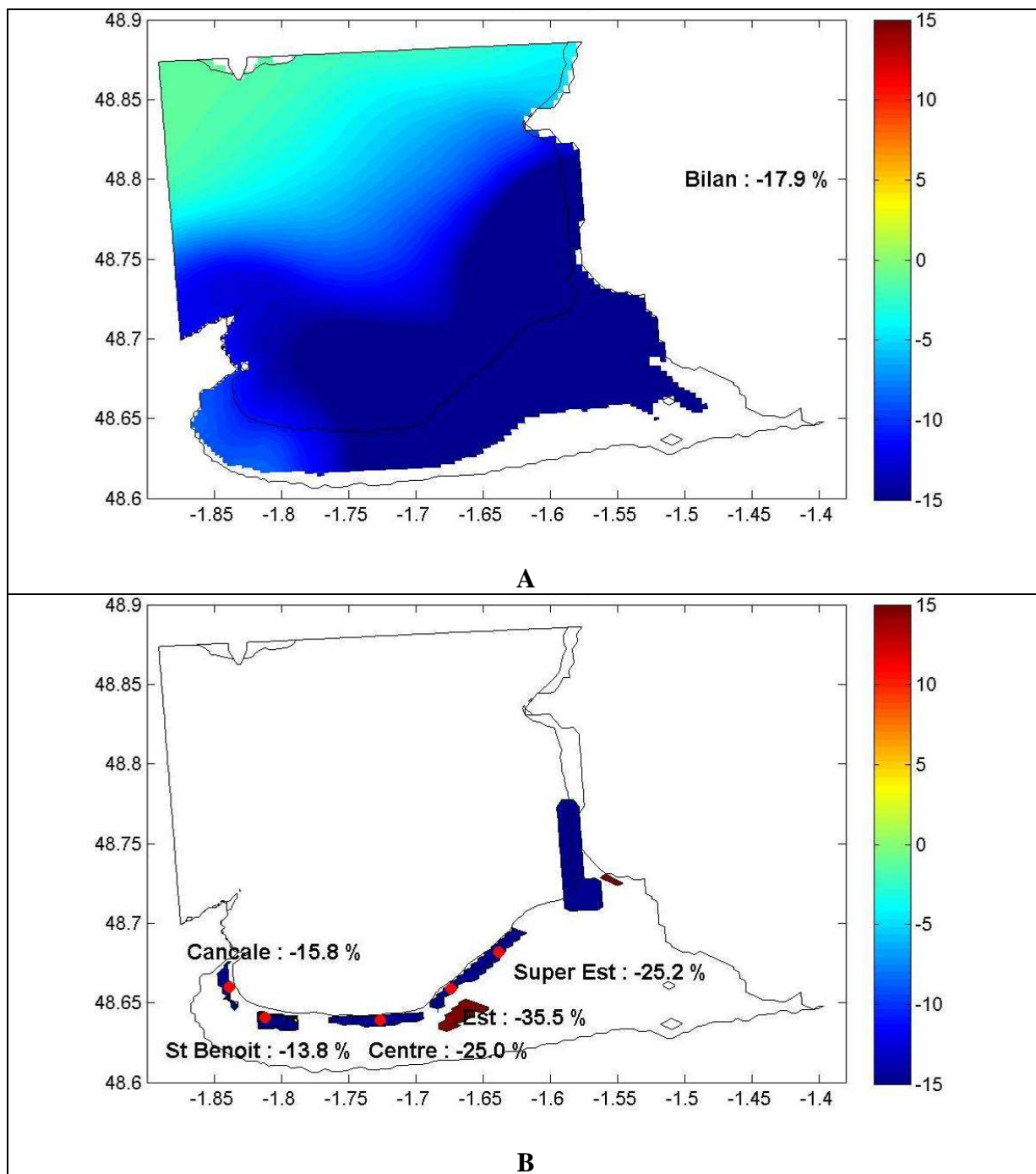


Figure A1.35 : Scénario croisé : apports azotés réduits à 13 mg/l sur tous les bassins versants, biomasse de crépidule à 250000 T et implantation de moules dans la partie normande de la baie. (A) Ecart à la référence (%) de la chlorophylle moyenne annuelle. (B) Ecart à la référence du poids des huîtres et des moules (%) atteint à l'issue d'une année de croissance.

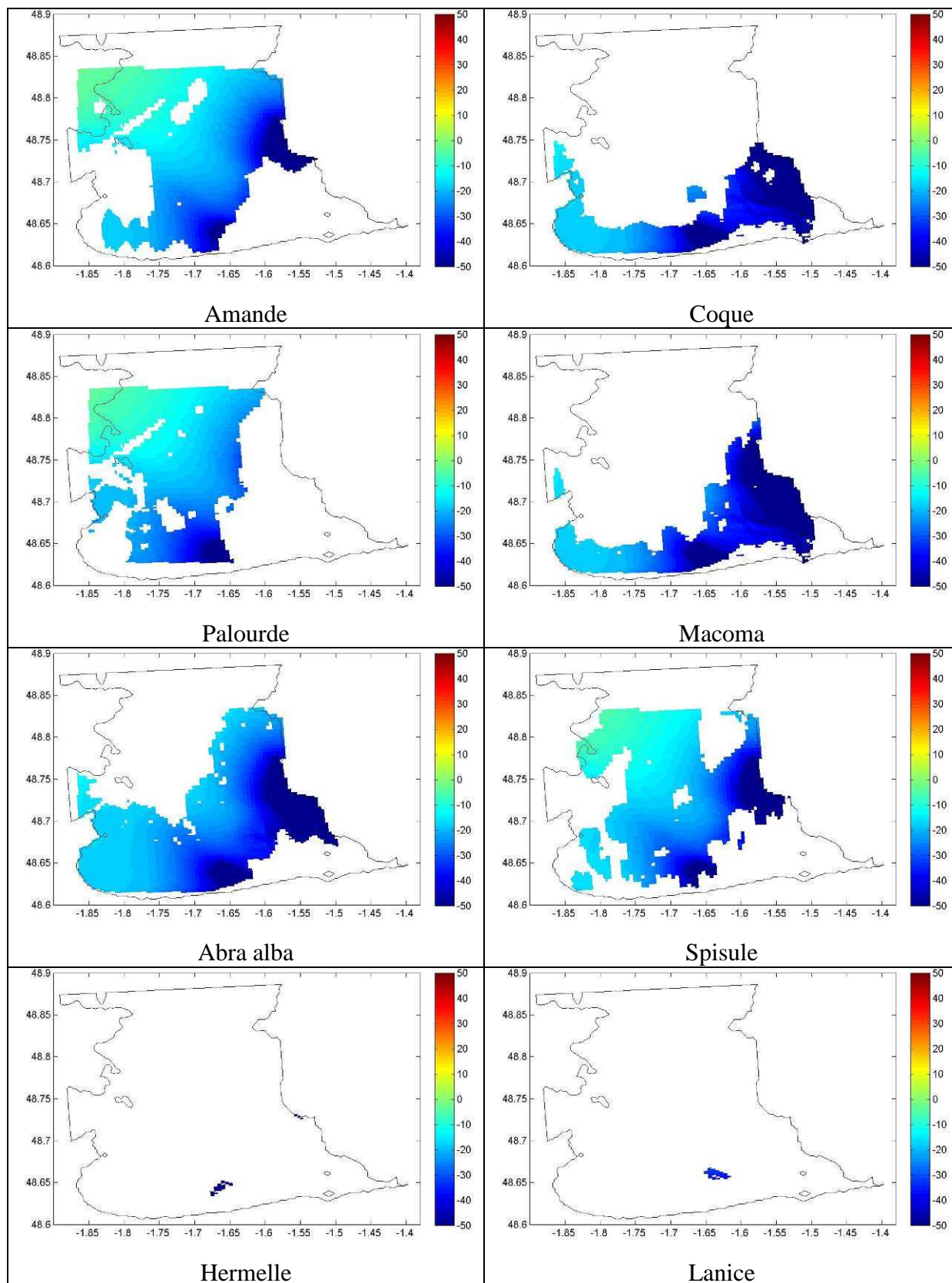


Figure A1.36 : Scénario croisé : apports azotés réduits à 13 mg/l sur tous les bassins versants, biomasse de crépidule à 250000 T et implantation de moules dans la partie normande de la baie. Ecart à la référence (%) de la filtration annuelle pour chacune des espèces sauvages.



## **Annexe 2 : Publication parue dans Journal of Marine Systems, Volume 82, pages 21-34.**

*Remarque : pour des questions de copyright, il ne s'agit pas ici du tiret à part de la publication mais de la dernière version envoyée au journal avant mise en page par l'éditeur. Le texte, les tableaux et les figures sont en tous points identiques.*



## Assessing the role of benthic filter feeders on phytoplankton production in a shellfish farming site: Mont Saint Michel Bay, France

Philippe Cugier<sup>a</sup>, Caroline Struski<sup>a</sup>, Michel Blanchard<sup>a</sup>, Joseph Mazurié<sup>b</sup>, Stéphane Pouvreau<sup>c</sup>, Frédéric Olivier<sup>d</sup>, Jihane R. Trigui<sup>d,f</sup> and Eric Thiébaud<sup>e,f</sup>

<sup>a</sup> IFREMER, Département Dynamiques de l'Environnement Côtier, Laboratoire d'Ecologie Benthique, B.P. 70, 29280 Plouzané, France

<sup>b</sup> IFREMER, Laboratoire Environnement Ressources Morbihan-Pays de Loire, 12 rue des résistants, B.P. 86, 56470 La Trinité sur Mer, France

<sup>c</sup> IFREMER, Station expérimentale d'Argenton/Département de Physiologie des organismes marins, 11 presqu'île du vivier, 29840 Argenton-Landunvez, France

<sup>d</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Milieux et Peuplements Aquatiques, CRESCO, UMR 7208 BOREA, 38 rue du Port Blanc, 35800 Dinard, France

<sup>e</sup> Université Pierre & Marie Curie-Paris 6, Station Biologique de Roscoff, UMR 7144, Adaptation et diversité en milieu marin, B.P. 74, Place Georges Teissier, 29682 Roscoff Cedex, France

<sup>f</sup> CNRS, UMR 7144, Adaptation et diversité en milieu marin, B.P. 74, 29682 Roscoff Cedex, France

### Abstract

The macrobenthic community of Mont Saint Michel Bay (English Channel, France) is mainly dominated by filter feeders, including cultivated species (oysters and mussels). An ecological model of the bay was developed, coupling a 2D hydro-sedimentary model and two biological models for primary production and filter-feeder filtration. The filter-feeder model includes three cultivated species (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*), one invasive species (*Crepidula fornicata*) and eight wild native species (*Abra alba*, *Cerastoderma edule*, *Glycymeris glycymeris*, *Lanice conchilega*, *Macoma balthica*, *Paphia rhomboides*, *Sabellaria alveolata*, and *Spisula ovalis*). For cultivated and invasive species, the production of biodeposits was computed to assess their role in restimulating primary production. Chlorophyll *a* concentrations appeared to be strongly controlled by the filter feeders. When the pressure of each benthic compartment on phytoplankton was estimated separately wild species and the invasive slipper limpet *C. fornicata* were shown to be key elements in the control of primary production. Conversely, the role of cultivated species, particularly oysters, was weaker. Feedback due to the mineralization of biodeposits also appears to be crucial to fully evaluate the role of filter feeders in primary production.

**Keywords:** Ecosystem modelling; Primary production; Filter-feeders; Filtration pressure; Mont-Saint-Michel Bay

## 1. Introduction

Coastal ecosystems are large diverse areas that comprise a rich array of social, economic and environmental resources. They are generally highly productive zones that are home to a wide range of habitats, high diversity and dense populations of marine species. They have been also focal points of human settlement and of the exploitation of marine resources, and the latter are consequently often subject to habitat degradation, pollution and alteration of ecosystem function (Lotze et al., 2006). In response to the overexploitation of living resources and to the collapse of fisheries, fish and shellfish farming have rapidly increased in recent decades (Naylor et al., 2000). However, aquaculture can damage coastal environments through habitat modification and lead to the loss of essential ecosystem services (e.g. provision of nursery habitats), waste disposal or the introduction of non-indigenous species. There is now considerable evidence that shellfish farming affects coastal systems even though its environmental impact varies markedly and reflects site-specific differences in oceanographic conditions and biological parameters (Grant et al., 1995 and Crawford et al., 2003; Newell, 2004 and Miron et al., 2005). The major disturbances commonly reported linked to shellfish cultures are: (i) an increase in sedimentation and biodeposition due to bivalve feeding activity, which may contribute to the organic enrichment of the sediment and to hypoxic conditions, (ii) changes in the structure of the benthic community with an increase in deposit feeders and opportunistic species, and (iii) an increase in benthic-pelagic coupling associated with the depletion of phytoplankton in the water column. Food limitation may thus be a key regulator of the growth of cultivated bivalves and the cause of trophic competition between wild and cultivated filter feeders.

Mont Saint Michel Bay (hereafter referred to as MSMB) is a good illustration of the complex interactions between many coastal ecosystem services and the need to ensure the sustainable development of shellfish farming as well as economic returns and ecosystem health. The bay is an important nursery for flatfish, especially for the economically valuable Dover sole (*Solea solea*) (Feunteun and Laffaille, 1997), and is also a site of major international importance for migrating and wintering wading birds (Le Mao et al., 2006). Macrobenthic communities within the bay are dominated abundance and biomass by large populations of suspension feeders, including native wild bivalves, dense beds of the sandmason worm *Janice conchilega* and biogenic reefs of the honeycomb worm *Sabellaria alveolata*, both of which increase local biodiversity (Thorin et al., 2001 and Zuhlke, 2001 Dubois et al., 2002, Dubois et al., 2006a and Godet et al., 2008). Parallel to this natural heritage, the bay is also famous for its abbey which attracts three million visitors a year. Thanks to its cultural and ecological interest, MSMB has been a UNESCO World Heritage Site since 1979.

At the same time, MSMB is a site of national importance for shellfish farming mainly in the western part of the bay. Three main bivalve species are cultivated with an annual shellfish production of around 16,000 tons: 10,000 tons of the mussel *Mytilus edulis* (ranked 1st in France), 5000 tons of the Japanese oyster *Crassostrea gigas*, and 1000 tons of the European flat oyster *Ostrea edulis*. Shellfish farming has an annual economic turnover of more than 30 million Euros. The shellfish industry was responsible for the introduction of an invasive gastropod, the slipper limpet *Crepidula fornicata*, through the importation of *C. gigas* during the 1970s (Blanchard, 1997). Since then the massive propagation of the slipper limpet has been observed on the subtidal area of MSMB, mainly in the western part of the bay, north of the farming concessions (Blanchard, 1997 and Blanchard and Ehrhold, 1999). Recent investigations revealed that the total biomass has increased by around 50% in the period between 1996 and 2004, to reach 150,000 tons in 2004 (Blanchard, 2009). At the time of writing, this invasive species constitutes the highest biomass of the filter feeders in the bay.

At the beginning of the 2000s, shellfish farmers requested a spatial extension of their concessions to avoid excessive siltation (oyster area) or growth limitation (mussels). The carrying capacity of the bay has thus become an important question: what is the maximum standing stock the ecosystem can support without threatening the sustainable development of human activities? Ecosystem models appear to be powerful tools to address this question and they have regularly been used in recent years (see review by Mc Kindsey et al., 2006). Some of them couple complex 2D or 3D ecological models with ecophysiological parameters for filter feeders (Marinov et al., 2007, Ferreira et al., 2008 and Grant et al., 2008). These models satisfactorily describe interactions between the ecosystem and the shellfish farms. Other models such as the ECOPATH model (Leloup et al., 2008), focus on trophic networks and the mass balance. The ecosystem model described in the present paper is highly innovative because it couples both fine hydrodynamics and filter feeder models. The overall objective of this study was to assess the role of the main benthic compartments in the control of chlorophyll *a* levels and the subsequent pressure they exert at the ecosystem scale. The questions we addressed were: (1) how do different filter feeders share the available phytoplankton biomass? (2) how does each main benthic compartment (i.e. native wild filter-feeders, slipper-limpets, oysters and mussels) control the spatio-temporal distribution of phytoplankton? (3) what is the effect of biodeposits produced by filter feeders on primary production? The use of the model as a tool for scientists and decision makers to predict and manage the impact of several scenarios of farming management and/or environmental evolution is discussed.

## **2. Materials and methods**

### **2.1 General description of the study area**

MSMB is located on the French coast in the western part of the English Channel (Fig. 1). The bay is a large semi-diurnal macrotidal area with an average tidal range of 10 m that reaches 15.5 m during extreme spring tides. The intertidal area covers about 240 km<sup>2</sup> including 200 km<sup>2</sup> of mudflats and 40 km<sup>2</sup> of salt marshes. Three rivers (i.e. Sée, Sélune and Couesnon) flow into the eastern part of the bay with an average flow rate of 5, 9 and 11 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> respectively. Due to strong tidal currents, the water column is well mixed and there is no vertical stratification.

Shellfish farming is restricted to the western part of the bay (Fig. 1). Japanese oyster *C. gigas* farms cover about 345 ha of the intertidal mudflats in the bay of Cancale while flat oyster concessions are located in shallow subtidal areas and cover 880 ha. The blue mussel *M. edulis* is farmed on stakes arranged in rows in the lower part of the intertidal mudflat.

The major macrobenthic assemblages in the bay are well known and have already been described by Retière (1979). They comprise 1) the *Abra alba*–*Corbula gibba* muddy fine sand assemblage, 2) the *Capsella variegata*–*Armandia polyophtalma* fine to mean clean sand assemblage and 3) the *Amphioxus lanceolatus*–*Glycymeris glycymeris* gravelly sand assemblage. In the bay, these benthic assemblages are dominated by bivalve filter feeders including *Cerastoderma edule* and *Macoma balthica* in the intertidal zone, and *A. alba*, *G. glycymeris*, *Paphia rhomboides* and *Spisula ovalis* in the subtidal area (Retière, 1979, Thorin et al., 2001 and Trigui, 2009). In addition, there are two biogenic reefs of the honeycomb worm *S. alveolata* (the largest reef formation in Europe) in the lower tidal flats of the bay: one in the central part (2.23 km<sup>2</sup>) and one in the eastern part of the bay (0.29 km<sup>2</sup>). Adult densities of this suspension feeder generally exceed several thousands of individuals per m<sup>2</sup> (Dubois et al., 2002 and Dubois et al., 2006a). One single large bed of the sandmason worm *Lanice*

*conchilega* covering a surface of 190 ha has been reported on the tidal flat of the bay with a mean density of 1950 ind.m<sup>-2</sup> (Godet et al., 2008).

## 2.2 Model

A 2D hydrodynamic model (SiAM model, Cugier and Le Hir, 2002) was implemented in MSMB. A 2D approach was used because of strong water column mixing caused by the intense tidal currents. This model solves shallow water equations and couples erosion–deposition processes in order to simulate the transport of cohesive sediment (Cayocca et al., 2008). Coupling allows realistic simulations of concentrations of suspended matter which is very important for the modelling of primary production as turbidity controls light attenuation in the water column. Fig. 2 shows a simulation of suspended particulate matter (SPM) compared to measurements in the middle of the farming area. The computation grid is Cartesian and irregular (Fig. 3) allowing a fine resolution in the most coastal part of the bay (200 m) and a coarser resolution seawards (500 m).

This model was coupled with a classical primary production model integrating nutrient cycles (ammonia, nitrates, phosphates, and silicates) and two phytoplankton groups, diatoms and non-siliceous algae (including harmful flagellate species) and one zooplankton component, a diatom-grazing mesozooplankton (Fig. 3). The main equations are described in (Guillaud et al., 2000) and (Cugier et al., 2005). Parameters that differ from the previously cited publications are listed in Table 1.

The benthic filter-feeder model is based on the biomass of:

- 3 cultivated species: *M. edulis*, *C. gigas* and *O. edulis*;
- 1 invasive species: *C. fornicata*;
- 8 wild native species including 6 bivalves (*A. alba*, *C. edule*, *G. glycymeris*, *M. balthica*, *P. rhomboïdes*, and *S. ovalis*) and two polychaete species (*L. conchilega* and *S. alveolata*).

For cultivated and invasive species, two main processes are taken into account: (1) filtration, which helps deplete chlorophyll *a* and particulate organic matter (POM) from the water column, and (2) biodeposition (faeces and pseudofaeces), which stimulates primary production through mineralization processes. For *C.gigas*, information on filtration and egestion functions was taken from previously published ecophysiological models (Barillé, 1996 and Barillé et al., 1997) including the influence of environmental parameters such as water temperature or suspended matter concentration (particulate inorganic and organic matter) on the physiological processes provided by the SiAM model. Filtration functions are detailed in the Appendix A.

For wild native filter feeders, ecophysiological parameters are poorly known and only average filtration rates are usually available in the literature. For these species, we therefore only considered the mean filtration of a standard individual. The effects of temperature and particulate organic matter concentration were included only for *S. ovalis* and *P. rhomboïdes* respectively. When data were lacking, we used filtration rates published for taxonomically and functionally close taxa. Table 2 lists the filtration rates retained for each wild species and references.

For all filter feeders, planktonic algae (i.e. diatoms and flagellates in the model) and detrital particulate organic matter originating from river inputs and mortality of planktonic algae (see Fig. 3) are used as food and thus are depleted by filtration. Extensive mats of microphytobenthos develop in the intertidal areas and salt marshes in MSMB. But while intertidal microphytobenthos contributes to the diet of benthic filter feeders in many coastal areas, (Haines and Montague, 1979 and Riera and Richard, 1996), Riera (2007) showed in the particular case of MSMB that marine plankton organic matter is the main food source for oysters, mussels and slipper-limpets (i.e. 52.5 to 92%). For the sake of simplification, organic



matter derived from salt marsh plants and microphytobenthos was thus not included in the model.

High densities of filter feeders, especially the cultivated and invasive species present in MSMB, produce large amounts of biodeposits whose dynamics are not easy to model. This organic matter should be degraded locally and/or resuspended and advected further. However, in the case of oysters and mussels, due to the presence of farming structures (tables or stakes), resuspension of biodeposits is limited compared to open areas. In the same way, *C. fornicata* produces pellets with high organic matter and mucus content. The mucus increases the stability of the mud (Ehrhold et al., 1998) and should thus limit resuspension. So, if remobilization of biodeposits occurs, the model does not include it: organic matter produced by cultivated and invasive filter feeders settles and is degraded locally by mineralization processes, providing inorganic dissolved nutrients that are added to the water column by diffusion and then advected.

### 2.3 Boundary and initial conditions

Boundary conditions for river inputs (flows averaged daily and nutrients concentrations based on monthly or bimonthly measurements) were provided by the Seine-Normandie Water Agency for the Sée and Sélune rivers and by the Loire-Bretagne Water Agency for the Couesnon river. Meteorological data was supplied by the local Météo-France station. The harmonic components of the tide at the sea boundary were provided by the Service Hydrographique et Oceanographique de la Marine (SHOM: French Navy Oceanographic Department). Finally, concentrations at the main seaward boundary were taken from the operational model of the French Brittany coast developed in the PREVIMER project (see website: [www.previmer.org](http://www.previmer.org)).

Real densities of filter feeders were introduced in each cell of the computational grid after application of an interpolation process in the Arcview GIS tool. Locations of mussels and oysters came from the French Maritime Administration register. Their densities were provided by shellfish producer organizations and are detailed in Mazurié and Bouget (2004) for oysters and in Gérard (2002) for mussels. The *C. fornicata* data were obtained during three oceanographic cruises: SONARMONT 1 and 2, and AREVAL 4 (sonar, video and 0.25 m<sup>2</sup> Hamon grab surveys; 63 stations), carried out in May 2003 and May 2004 (Blanchard, 2009). Data on native wild filter-feeder bivalves were collected in several sampling surveys: BENTHOMONT 1, 2 and 3 (0.25 m<sup>2</sup> Hamon grab and 0.1 m<sup>2</sup> Smith McIntyre grab; 268 stations and 897 biological samples), conducted in April 2002 and April 2003 before the recruitment of the species concerned. Data for the *L. conchilega* beds (Godet et al., 2008) and for the *S. alveolata* reefs (Dubois, 2003) were collected in specific campaigns. Density distributions of each filter-feeder species were converted into biomass using the average individual weights listed in Table 3. Fig. 4 shows the distribution of total biomass (including all native filter feeders) and the distribution of the two native species with the highest biomass in the bay (*S. ovalis* and *C. edule*). Native filter feeders are found throughout the intertidal zone in the western bay, and mainly in the subtidal zone in the eastern bay. Maximum biomass reached 15 to 20 gAFDW m<sup>-2</sup> in the intertidal zone, mostly due to *C. edule*, and 40 to 50 gAFDW m<sup>-2</sup> in the subtidal zone, mostly due to *S. ovalis*.

### 3. Model validation

To validate the model, data collected during PELAGOMONT campaigns in spring and summer 2003 at eight stations located throughout the bay were used (Fig. 1). At each station, measurements of chlorophyll *a*, nutrients (ammonia, nitrates, silicates and phosphates) and

temperature were recorded. Fig. 5 and Fig. 6 show comparisons between simulations (line) and measurements (dots) for only 2 stations that are however representative of MSMB: one located near the shellfish farms and one at the entrance of the bay. For chlorophyll *a*, the model satisfactorily simulated the beginning and the peak of the spring bloom at each site, with maximum concentrations ranging from 5 to 10  $\mu\text{g l}^{-1}$ . At the end of this bloom, the chlorophyll *a* concentration decreased rapidly to a value of about 2  $\mu\text{g l}^{-1}$ , which was slightly overestimated by the model. Nutrient concentrations decreased during the spring bloom and remained at low levels at the end of spring and during summer, particularly nitrates. Simulations satisfactorily reproduced these features for both nutrients and temperature. In order to quantify differences between simulated and field measurements, linear regressions were performed on chlorophyll *a* and nutrients for the whole data set obtained at the eight stations sampled. The Pearson product-moment correlation coefficients (*r*) for chlorophyll *a*, nitrates, silicates, ammonia and phosphates summarised in Table 4 confirmed the significance of the model results.

#### **4. Role of the main filter feeders in the control of phytoplankton production**

##### **4.1 Scenarios for the removal of filter feeders**

To visualise and quantify the role played by benthic filter feeders, the model was run to test contrasting scenarios by removing each main benthic compartment step by step. Distribution of the maximum annual chlorophyll *a* obtained for each of these scenarios was then compared to a reference case including all the filter-feeders. Maps of maximum annual chlorophyll *a* were obtained by saving the maximum value obtained over the whole annual simulation in each cell of the computational grid. In the case of MSMB, maximum chlorophyll *a* concentrations occur during the spring bloom (see Fig. 5 and Fig. 6). Thus, maximum annual chlorophyll *a* maps might a snapshot of the situation of chlorophyll *a* during the spring bloom. Fig. 7 maps the date (in Julian days) of maximum annual chlorophyll *a* concentrations simulated in each cell of the computational grid. In most of the bay, this date lies between day 80 (March 20) and day 120 (April 30). The bloom begins in the north-east part of the bay along the coast and spreads rapidly to the whole bay. The same phenomenon occurs each year and can also be observed in satellite imagery.

Five scenarios were tested by removing respectively the slipper-limpets, mussels, oysters, native wild filter feeders and all the filter feeders in the bay. Fig. 8(B–F) shows maps of the differences between each scenario and the reference situation. In order to synthesize the effect of such removals, the bay was divided into two boxes (Fig. 1) for discussion of the results: a western area called “box 1”, which was strongly impacted by filter-feeder farming and an eastern area called “box 2”, which was less impacted by anthropic activities but was influenced by freshwater discharge and nutrient inputs.

Removing one (or more) filter-feeder component in the model is a theoretical exercise that in reality cannot occur. Actually, when a component is removed in the model, there is no compensation effect such as a modification in the distribution or density of the other components. So, the aim of the different scenarios is not to predict changes in the ecosystem when a major component is removed but rather to evaluate the contribution of the component concerned in the present system with regard to trophic relationships.

##### *Reference case*

Fig. 8A shows the simulated distribution of the annual maximum chlorophyll *a*. Higher concentrations were observed in the eastern bay with levels ranging from 10 to 15  $\mu\text{g l}^{-1}$ . In the western bay, maximum concentrations were less than 10  $\mu\text{g l}^{-1}$  while in the intertidal zone of the western bay, maximum chlorophyll *a* values were less than 5  $\mu\text{g l}^{-1}$ . The east/west chlorophyll *a* gradient is well known in the bay and was visible in MODIS satellite imagery showing the instantaneous surface chlorophyll *a* observed during the spring bloom in April 2003 with a maximum value in the east part of the bay and a minimum value in the intertidal zone of the west part of the bay (Fig. 9).

#### *Removing the slipper-limpet population from the bay*

The removal of the entire *C. fornicata* stock resulted in a general increase in maximum chlorophyll *a* in box 1. This increase reached 30 to 40% above the actual slipper-limpet banks and more than 60% near the coast, in the intertidal zone of the western bay (Fig. 8B). The eastern bay (represented by box 2) showed less impact.

#### *Removing mussels from the bay*

A general increase in maximum chlorophyll *a* was observed in the western bay, mainly in the intertidal zone and centred on the farming structures (Fig. 8C). The chlorophyll *a* concentration was locally 150% higher than in the reference case. Compared with the previous scenario (i.e. without *C. fornicata*), the impact was greater but spatially less extensive.

#### *Removing oysters from the bay*

Comparisons of maximum chlorophyll *a* maps with the reference case (Fig. 8D) showed differences restricted to the bay of Cancale where the increase was around 20 to 30% with local values greater than 50%. The effect of the subtidal European flat oysters was negligible and not visible, but their effect was perhaps masked by the surrounding mussel concessions and high-density slipper-limpet patches.

#### *Removing native wild filter feeders from the bay*

This had a marked impact on chlorophyll *a* distribution in box 2 (Fig. 8E), with the maximum chlorophyll *a* concentration increasing by more than 100% and even reaching 250% in some spots. In box 1, the increase was lower although significant and occurred mainly in the upper tidal flat due to the presence of cockles. The major impact of the results in box 2 may be explained by i) the absence of cultivated and invasive filter feeders in the eastern part of the bay, ii) the abundance of *S. ovalis*, which are restricted to the low intertidal and shallow subtidal zones of the MSM area and iii) the filtration rate of this species, which is the highest of all the wild native filter feeders (3.6  $\text{l h}^{-1} \text{g}^{-1}$  AFDW at 10 °C and 6  $\text{l h}^{-1} \text{g}^{-1}$  AFDW at 20 °C).

#### *Removing all filter-feeders from the bay*

This 'extreme' simulation showed that without filter feeders, chlorophyll *a* concentrations increased throughout the whole bay (Fig. 8F). In comparison with the reference case, chlorophyll *a* concentrations were two to four times higher. The maximum impact was observed in the western bay and could be explained by the cumulative effect of all filter

feeders at that location (cultivated, invasive and wild species). The simulation showed local maximum chlorophyll *a* concentrations of more than 25  $\mu\text{g l}^{-1}$ . In this case the filter feeders in MSMB exert high pressure, and consequently strongly regulate chlorophyll *a* rates.

#### 4.2 Cumulative effect of filter-feeders

To estimate the cumulative effect of filter feeders, simulations were performed that added compartments step by step. From a reference situation with no filter feeders in the bay, oysters, mussels, slipper-limpets and native wild filter-feeders were successively added in the model, leading to a progressive increase in the filtration pressure in the bay. For each case, the annual primary production as well as the annual mean chlorophyll concentration were calculated (results were spatially averaged over the total area composed of boxes 1 and 2). The increase in filtration pressure alone (without remineralization of biodeposits) led to a progressive decrease in primary production (Fig. 10A, grey bars). By contrast, the black bars in Fig. 10A show the change in primary production by taking biodeposition into account. Comparison of the black and grey bars reveals an increase in primary production of 2%, 6% and 12% due to biodeposits when oysters, mussels and slipper-limpets were added one after another. In fact, as the filtration pressure increased and thus tended to reduce primary production, the biodeposits produced by the added cultivated and invasive species also increased and tended to counterbalance this effect. In particular, the addition of *C. fornicata* resulted in a net increase in primary production (black bar O + M + C compared to black bar O + M). Similarly, Fig. 11 illustrates two simulated time series of chlorophyll *a* in the middle of the bay with or without biodeposition by filter feeders. Whereas the spring bloom concentrations were not modified, chlorophyll *a* concentrations in the late spring and summer were clearly higher when production of biodeposits was included. Primary production was significantly enhanced and sustained due to the mineralization of organic matter.

Nevertheless, even if finally the impact of primary production was not so high (for the reasons mentioned above) between the two extreme scenarios (–17% from no filter feeders to all filter-feeder scenarios), what is most important as far as trophic capacity is concerned is the phytoplankton biomass (which filter feeders use for their growth): Fig. 10B shows changes in the annual mean chlorophyll biomass (spatially averaged in box 1 and 2) with an increase in filtration pressure. There was a regular decrease resulting in a reduction of nearly 40% between the two extreme scenarios. This reduction in the annual mean chlorophyll biomass reached 60% (data not shown) when the area where the values were spatially averaged (i.e. boxes 1 and 2) is north limited to Cancale latitude (see Fig. 1) and thus limited to the area where most filter feeders are concentrated.

#### 4.3 “Natural status” of the bay

One could ask what is the “natural status” of a ‘pristine’ bay, i.e. a bay without shellfish-farming activities and consequently without the presence of the invasive *C. fornicata* that was originally introduced by these activities. The limit of this scenario is that the distribution and the density used for native filter feeders are current values and not what they would be if shellfish farming and *C. fornicata* did not exist in the bay. When considering simulated maximum chlorophyll *a* with only native wild filter feeders included in the model (Fig. 12), an increase in the maximum annual chlorophyll *a* concentrations was observed in the western bay, suppressing the east–west chlorophyll *a* gradient, and underlining the strong pressure exerted by introduced and cultivated filter feeders in the western bay.

#### 4.4 Annual phytoplankton budget

The model can provide information on the fate of primary production in the bay. The annual phytoplankton nitrogen budget in the bay was calculated by the addition of boxes 1 and 2 (Fig. 13). The total phytoplankton biomass produced by primary production in one year reached 14,138 tons of nitrogen (right sector). The left sector represents the different uses of this biomass by filtration, natural mortality, zooplankton grazing, sedimentation and net seaward exportation across the sea boundaries, in all 14,001 t N yr<sup>-1</sup>. The annual budget is thus slightly positive and the 137 tons of nitrogen excess corresponds to the phytoplankton biomass remaining in the water column at the end of the simulation (end of December). The total phytoplankton biomass consumed by benthic filter feeders was 26% of the production, 39% of which was consumed by slipper-limpets (Fig. 14). Cultivated and native wild filter feeders consumed 20% and 41% of the total biomass respectively. In one year, 10% of the phytoplankton biomass produced in the bay (area composed of boxes 1 and 2), corresponding to 1480 t N yr<sup>-1</sup>, could be exported seaward across the boundaries: in spite of high filtering pressure, the bay remains a source of phytoplankton for neighbouring areas.

#### 4.5 Classification of the MSMB water body according to the European Water Framework Directive (WFD)

Because filter feeders strongly control chlorophyll *a* levels and water quality within the bay, it is useful to classify the water according to the European Water Framework Directive (EU Directive 2000/60/EEC). The concentration of chlorophyll *a*, more precisely the 90th percentile of the chlorophyll concentration, is one of the biological indicators used to assess the Ecological Quality Status of coastal water bodies according to the WFD. For the Atlantic and the English Channel coasts, water bodies are classified in five environmental categories based on the 90th percentile of chlorophyll (expressed in µg l<sup>-1</sup>): very good ([chlo *a*] < 5), good (5 < [chlo *a*] < 10), medium (10 < [chlo *a*] < 20), bad (20 < [chlo *a*] < 40), very bad ([chlo *a*] > 40). Fig. 15 shows the simulated maps of the 90th percentile of chlorophyll for each scenario. To obtain these maps, the 90th percentile was calculated in each cell of the calculational grid on the annual time series of chlorophyll *a* concentrations and mapped. Fig. 15A shows that the MSMB water body is very good except along the coast of the eastern bay, whose status is good. When cultivated or invasive species were removed, the situation did not really change (Fig. 15B–D), even if there was a slight decrease in the ‘very good’ area. On the other hand, when the wild native filter feeders were removed (Fig. 15E), a large part of the eastern bay close to the river inputs, shifted to ‘medium status’ with the 90th percentile of chlorophyll higher than 10 µg l<sup>-1</sup>. When all filter feeders were removed (Fig. 15F), there was an increase in the ‘medium’ status area in the eastern bay, and in the western bay, a change from ‘very good’ to ‘good’ was also observed reflecting the cumulative effect of all filter feeders in that part of the bay. Simulation of a “natural status” (i.e. without cultivated or invasive species, Fig. 15G) revealed a general good status in the bay, but slightly worse than the reference case.

### 5. Discussion and conclusions

The growing interest in shellfish products due to the overexploitation of marine resources requires the assessment of the environmentally sustainable carrying capacities of coastal areas to ensure a sufficient supply of food for cultivated species and to reduce ecological impacts.

While a huge number of scientific publications have been concerned with carrying capacity in shellfish areas (e.g. McKindsey et al., 2006), most have focused only on cultivated species and did not include interactions between such species and naturally occurring wild species in partitioning the available food. However, Sequeira et al. (2008) recently developed a new approach called “Wild Species Integration for Sustainable Ecoaquaculture” (WISE) with three major objectives: (i) to determine baseline food requirements for maintaining benthic biodiversity, (ii) to improve carrying capacity by partitioning the food resource between cultivated and wild filter feeders, and (iii) to define upper thresholds of cultivated populations to ensure the persistence of natural populations. In this general context, our study aimed at determining the relative role of wild and cultivated filter feeders on the partition of phytoplankton and particulate organic matter. The wild species selected included the main molluscs present in the bay which were assumed to play a significant role in the energy flow of the ecosystem (i.e. six bivalves and one invasive gastropod) and two polychaetes of interest for conservation.

As commonly reported for numerous coastal embayments (e.g. Cloern, 1996), filter feeders strongly control primary production and consequently chlorophyll *a* concentrations in MSMB. The whole bay appears to be strongly pressured by benthic filtration as already observed by Leloup et al. (2008) in another modelling study of the bay using an ECOPATH approach. However, because of interspecific differences in spatial distribution and filtration rates, food requirements of the different filter feeders vary quantitatively and spatially. The bay was thus split into two parts with regards to the distribution of filter feeders: a western part dominated by introduced species (invasive or cultivated) and an eastern part exclusively composed of wild native species. Not surprisingly, the filtration pressure follows the same scheme. In the western bay, introduced filter feeders control chlorophyll *a* levels with a major effect of *C. fornicata* which uses a large proportion of the primary production. Concerning cultivated species, mussels have the main local impact with 16% of the benthic filtration (i.e. 4.1% of phytoplankton production). On the other hand, filtration pressure due to oysters is lower (i.e. 4% of the benthic filtration) and limited to the bay of Cancale. Considering the eastern part of the bay, the filtration pressure is mainly due to native filter feeders.

We calculated that 39% of the benthic filtration of phytoplankton biomass (i.e. 10.1% of phytoplankton production) is attributable to *C. fornicata*. This value is close to 40% found by Leloup et al. (2008) and thus highlights the role played by this species in the Mont Saint Michel ecosystem as a trophic impasse for primary production because of its non-exploitation by humans or marine predators.

In comparison, native filter feeders represent 41% of the filtration potential (i.e. 10.7% of phytoplankton production) with two dominant species: *S. ovalis* (29%) and *C. edule* (5%). The last 7% correspond to the six remaining species. *S. ovalis* biomass is very high in the eastern bay and its clearance rate is one of the highest of the bay's filter feeders with values of  $4 \text{ l h}^{-1} \text{ g}^{-1}$  at 11 °C and  $6 \text{ l h}^{-1} \text{ g}^{-1}$  at 20 °C. The coupling of high densities and high filtration rates explains the strong impact of this species on chlorophyll *a* in this part of the bay. Cultivated species account for only 20% of the filtrated phytoplankton biomass, most of which is due to mussels (16%).

By comparing two shellfish areas, Sequeira et al. (2008) showed that the division of food between cultivated and wild species depends partly on aquaculture activities. In Loch Creran, (Scotland), a site of extensive aquaculture that may still expand, wild suspension feeders were diverse and abundant, and played an important role in the consumption of food resources (56% of the net primary production vs. 1.1% for cultivated species). By contrast, in Sanggou Bau (China), a site of intensive aquaculture, wild and cultivated species removed 45 and 18.5% of the net primary production respectively.



In MSMB, model results also show that annual phytoplankton production exported seawards across the northern and western boundaries (limited by boxes 1 and 2) represents 1480 tons of nitrogen, corresponding to 40% of the total filtrated phytoplankton biomass (3673 tons of nitrogen). Because of these seaward exchanges, primary production is far from being fully available for—or exploited by—filter feeders in the bay. If filter-feeder biomass increases in the bay, part of the exported phytoplankton biomass might be an additional source of food, thus increasing exploitation of the carrying capacity of this ecosystem.

Bivalve biodeposition represents a significant link between the pelagic and benthic environments by transferring organic material from the water column to the sediments, where its remineralization releases nutrients that are available to primary producers. Taking biodeposition into account in the simulation did not alter the maximum spring bloom but rather the chlorophyll *a* levels in late spring and summer due to mineralization processes. So part of the organic matter produced during the spring bloom is diverted into a biodeposit stock which releases dissolved nutrients progressively, enabling primary production to continue. This is a well known phenomenon in shellfish farming areas (Giles, 2006 and Brigolin, 2007). For example, in a mussel farming site in New Zealand, Giles (2006) showed that benthic nitrogen release increased by about 20% in the farming area due to mineralization of biodeposits. The originality of MSMB is the high-density of the invasive *C. fornicata* in the western part of the bay with a high production of biodeposits. One slipper-limpet produces  $1.6 \text{ mg h}^{-1}$  (dry weight) of pellets, which is more than any other filter feeder (Manac'h, 1995). These pellets have a high organic particle and mucus content and rapidly and irreversibly increase the stability of the mud (Ehrhold et al., 1998). As shown in Fig. 10, the impact of remineralization of this organic matter on primary production is very high, higher than that of cultivated species. This result balances the previous conclusion about the trophic impasse for primary production due to *C. fornicata*, as part of this production returns to the system via mineralization of biodeposits.

In MSMB, filter feeders (and especially wild native species) significantly influence the WFD water body classification. They counterbalance the increase in chlorophyll *a* due to nutrient enrichment from river inputs in the eastern bay. Filter feeders play a crucial role in the dynamics of the bay and are of prime importance in the ecosystem equilibrium. This kind of result may help stakeholders take decisions concerning shellfish stock management and particularly wild native species in MSMB.

This study highlighted the relative pressure exerted by each main category of benthic filter feeders on the pelagic ecosystem and showed that cultivated species play a minor role in the energy flow in the bay ecosystem. The major effects of shellfish farming on the health of the ecosystem could be indirect by locally modifying the composition of the benthic community (Trigui, 2009) and by introducing the slipper-slimpet *C. fornicata*. By contrast, effects on filter feeders themselves (i.e. growth, production) through trophic relationships were not studied. To address such questions, the ecophysiology of filter feeders needs to be fully simulated. Thus, the coupling of the ecosystem model with ecophysiological models for oysters and mussels is now in progress based on the Dynamic Energy Budget (DEB.) theory (Kooijman, 2000). Furthermore, improvements in the reference simulation would require experimental measurements of the filtration rate and of the biodeposition rate of key wild species.

Based on these new developments, several questions need to be addressed (1) Is the future expected increase in slipper-limpet biomass potentially dangerous for the production cultivated species?, (2) Is it possible to increase/optimize oyster or mussel production without affecting trophic balances? and (3) What will these trophic balances become if river loads change? One of the objectives of future studies is to provide stakeholders with indicators concerning the possible evolution of the trophic resource according to modifications in

environmental and human pressure. However, such models remain difficult to interpret and use by non-specialists. Thus, by paying attention to the ecological and social impacts of ecosystem management, this study will progress through the four categories (physical, production, ecological and social) used by Inglis et al. (2000) to define the carrying capacity of an ecosystem.

### **Acknowledgements**

The authors thank the French National Programme on Coastal Ecology (PNEC) “Chantier Baie du Mont Saint Michel” and the LITEAU program (IPRAC project) of the French Ecology Ministry for funding this study. We are grateful to Pr Yvan Lagadeuc (University of Rennes) for providing hydrological data from the Pelagomont cruises as well as to the local shellfish farming association for providing facilities for benthomont sampling survey campaigns. We are grateful to the two reviewers for helpful comments and suggestions.

### **References**

- Barillé, L., 1996. Contribution à l'étude des potentialités conchyliques du Pertuis Breton. PhD thesis, University of Aix-Marseille II, France, 312 p.
- Barillé, L., Héral, M., Barillé-Boyer, A. L., 1997. Ecophysiological deterministic model for *Crassostrea gigas* in an estuarine environment. *Aquatic Living Resources* 10, 31-48.
- Blanchard, M., 2009. Recent expansion of the slipper-limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). *Aquatic Living Resources* 22, 11-19.
- Blanchard, M., 1997. Spread of the slipper limpet (*Crepidula fornicata*) in Europe. Current state and consequences. *Scientia Marina* 61, 109-118.
- Blanchard, M., Ehrhold, A., 1999. Cartographie et évolution du stock de crépidule en baie du Mont-Saint-Michel. *Haliotis* 28, 11-20.
- Brigolin, D., 2007. Development of integrated numerical models for sustainable management of marine aquaculture. PhD thesis, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia, 136 p.
- Cayocca F., Bassoullet P., Le Hir P., Jestin H., Cann P., 2008. Sedimentary processes in a shellfish farming environment, Mont-Saint-Michel Bay, France. In *Sediment and Ecohydraulics: INTERCOH 2005*. T Kusuda, H Yamanishi, J Spearman and J.Z Gailani (Editors) 2008, Elsevier 431-446.
- Cloern, J.E., 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34, 127-168.
- Crawford C.M., McLeod, C.K.A., Mitchell, I.M., 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224, 117-140.

Cugier, P., Le Hir, P., 2002. Development of a 3D hydrodynamic model for coastal ecosystem modelling. Application to the plume of the Seine River (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55, 673-695.

Cugier, P., Ménesguen, A., Guillaud, J. F., 2005. Three-dimensional (3D) ecological modelling of the Bay of Seine (English Channel, France). *Journal of Sea Research* 54, 104-124.

Denis, L., Desroy, N., Ropert, M., 2007. Ambient flow velocity and resulting clearance rates of the terebellid polychaete *Lanice conchilega* (Pallas, 1766). *Journal of Sea Research* 58, 209-219.

Dubois, S., Olivier, F., Retière, C., 2002. Biodiversity associated with *Sabellaria alveolata* (Polychaeta: Sabellariidae) reefs: effects of human disturbances. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 817-826.

Dubois S., 2003. Ecologie des formations récifales à *Sabellaria alveolata* (L.): valeur fonctionnelle et patrimoniale. PhD thesis, Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris.

Dubois, S., Commito, J.A., Olivier, F., Retière, C., 2006a. Effects of epibionts on *Sabellaria alveolata* (L.) biogenic reefs and their associated fauna in the Bay of Mont Saint-Michel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68, 635-646.

Dubois, S., Barillé, L., Cognié, B., Beninger, P., 2006b. Feeding mechanism of the polychaete *Sabellaria alveolata* revisited: Reply to Riisgard & Nielsen (2006). *Marine Ecology-Progress Series* 328, 307-311.

Ehrhold A., Blanchard, M., Auffret, J.P., Garlan, T., 1998. The role of *Crepidula* proliferation in the modification of the sedimentary tidal environment in Mont-Saint-Michel Bay (The Channel, France). *Compte Rendus de l'Académie des Sciences, Paris, Earth and Planetary Sciences* 327, 583-588.

Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Monteiro, P., Moore, H., Service, M., Pascoe, P.L., Ramos, L., Sequeira, A., 2008. Integrated assessment of ecosystem-scale carrying capacity in shellfish growing areas. *Aquaculture* 275, 138-151.

Feunteun, E., Laffaille, P., 1997. La baie du Mont Saint Michel. Les peuplements piscicoles. *Penn ar bed* 164, 50-56.

Gérard, D., 2002. Estimation of biomass of mussels cultivated on "bouchots" in Mont Saint-Michel Bay. Ed. Ifremer 2002, 36p.

Giles H., 2006. Dispersal and remineralisation of biodeposits: Ecosystem impacts of mussel aquaculture. Thesis of the University of Waikato, New Zealand, 169 p.

Godet, L., Toupoint, N., Olivier, F., Fournier, J., Retière, C., 2008. Considering the functional value of common marine species as a conservation stake: the case of sandmason worm *Lanice conchilega* (Pallas 1766) (Annelida, Polychaeta) beds. *Ambio* 37, 347-355.

Gohin, F., Druon, J. N., Lampert, L., 2002. A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing* 23, 1639-1661.

Grant, J., Hatcher, A., Scott, D.B., Pocklington, P., Schafer, C.T., Winter, G., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating benthic impacts of shellfish aquaculture. *Estuaries* 18, 124-144.

Grant J., Bacher, C., 1998. Comparative models of mussel bioenergetics and their validation at field culture sites. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 219, 21-44

Grant, J., Bacher, C., Cranford, P.J., Guyondet, T., Carreau, M., 2008. A spatially explicit ecosystem model of seston depletion in dense mussel culture. *Journal of Marine Systems* 73, 155-168.

Guillaud, J. F., Andrieux, F., Ménesguen, A., 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of Marine Systems* 25, 369-386.

Haines, E.B., Montague, C.L., 1979. Food sources of estuarine invertebrates analysed using  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios. *Ecology* 60, 48-56.

Hummel, H., 1985. Food intake of *Macoma balthica* (Mollusca) in relation to seasonal changes in its potential food on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 19, 52-76.

Inglis, G J., Hayden, B. J., Ross, A.H., 2000. An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture. NIWA Client Report: CHC00/69 Project No.: MFE00505.

Kooijman, S.A.L.M., 2000. *Dynamic energy and mass budgets in biological systems.* Cambridge University Press.

Leloup, F. A., Desroy, N., Le Mao, P., Pauly, D., Le Pape, O., 2008. Interactions between a natural food web, shellfish farming and exotic species: The case of the Bay of Mont Saint Michel (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76, 111-120.

Le Mao P., Pasco, P.Y., Provost, S., 2006. Consommation de la macrofaune invertébrée benthique par les oiseaux d'eau en baie du Mont Saint Michel. *Alauda* 74, 23-36.

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806-1809.

Manac'h N. 1995. La biodéposition de la crépidule (*Crepidula fornicata*) ; impact sur l'écosystème de la rade de Brest, Rapport Ifremer Brest, 95.15, 38 p.

Marinov, D., Galbiati, L., Giordani, G., Viaroli, P., Norro, A., Bencivelli, S., Zaldívar, J.M., 2007. An integrated modelling approach for the management of clam farming in coastal lagoons. *Aquaculture* 269, 306-320.

Mazurié, J., Bouget, J.F., 2004. Estimation of the biomass of cultured oysters *Crassostrea gigas* in the bay of Cancale (Brittany, France) in October 2002. Rap. N° DRV/RA/LCB-2004-06, Ed. Ifremer 2004, 32p.

Mc Kindsey C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., Silvert, W., 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture* 261, 451-462.

Miron G., Landry, T., Archambault, P., Frenette, B., 2005. Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics. *Aquaculture* 250, 138-154.

Naylor R.L., Goldberg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024.

Newell, R.I.E., 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *Journal of Shellfish Research* 23, 51-61.

Retière, C., 1979. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe normano-breton Thèse d'Etat. Université de Rennes.

Riera, P., Richard, P., 1996. Isotopic determination of food sources of *Crassostrea gigas* along a trophic gradient in the estuarine bay of Marennes-Oléron. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42, 347-360.

Riera, P., 2007. Trophic subsidies of *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* and *Crepidula fornicata* in the Bay of Mont Saint Michel (France): A  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 33-41.

Rueda, J. L. and Smaal, A. C., 2004. Variation of the physiological energetics of the bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) within an annual cycle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 301, 141-157.

Rueda, J. L., Small, A. C., Scholten H., 2005. A growth model of the cockle (*Cerastoderma edule* L.) tested in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Journal of Sea Research* 54, 276-298.

Savina, M., 2004. Modélisation écologique des populations de palourdes roses (*Paphia rhomboïdes*) et d'amandes de mer (*Glycymeris glycymeris*) en Manche. PhD Thesis, University of Aix-Marseille II, France, 200 p.

Savina, M. and Ménesguen, A., 2007. The growth of the banded carpet shell (*Paphia rhomboïdes*) in a contrasted region, the English Channel (Western Europe): A modelling study. *Ecological Modelling* 205, 39-51.

Sequeira, A., Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Nobre, A., Lourenço, P., Zhang, X.L., Yan, X., Nickell, T., 2008. Trade-offs between shellfish aquaculture and benthic biodiversity: a modelling approach for sustainable management. *Aquaculture* 274, 313-328.

Thorin, S., Radureau, A., Feunteun, E., Lefeuvre, J.-C., 2001. Preliminary results on a high east-west gradient in the macrozobenthic community structure of the macrotidal Mont Saint-Michel bay. *Continental Shelf Research* 21, 2167-2183.

Trigui R.J., 2009. Influence des facteurs environnementaux et anthropiques sur la structure et le fonctionnement des peuplements benthiques du Golfe Normano-Breton. PhD Thesis of Muséum National d'Histoire Naturelle, 199 p. (+ Appendix).

Zuhlke R., 2001. Polychaete tubes create ephemeral community patterns: *Lanice Conchilega* (Pallas, 1766) associations studied over six years. *Journal of Sea Research* 46, 261-272.



## Figure captions

Figure 1: Location of the study area. Distribution of cultivated (oysters and mussels) and invasive (*Crepidula fornicata*) filter feeders in the bay and locations of the sampling stations used for the validation of the model. Observations were made during the PELAGOMONT campaigns in spring and summer 2003. Boxes 1 and 2 correspond to subdivisions of the bay for the analysis of modelling results (see section 4).

Figure 2: Comparison of simulated (line) and measured (dotted line and grey area) suspended particulate matter (SPM) in the farming area. Measurements were obtained using an Acoustic Doppler Velocimeter (ADV). The dotted line represents measured SPM and the grey area is the measurement standard deviation.

Figure 3: Cartesian irregular computational grid of the Mont Saint Michel model (left) and conceptual scheme of the ecological model (right).

Figure 4: Distribution of the biomass of all major wild native filter feeders (A), *Sipsula ovalis* (B) and *Cerastoderma edule* (C) (gAFDW m<sup>-2</sup>). Interpolated measurements are from benthic sampling campaigns in 2002 and 2003.

Figure 5: Comparison between simulated (line) and measured (dots) chlorophyll a concentrations (A), temperature (B), nitrates (C), silicates (D), phosphates (E) and ammonia (F) at station 3.

Figure 6: Comparison between simulated (line) and measured (dots) chlorophyll a concentrations (A), temperature (B), nitrates (C), silicates (D), phosphates (E) and ammonia (F) at station 2.

Figure 7: map of the date (in Julian days) of the appearance of the maximum chlorophyll concentration in the annual cycle, simulated by the model in each cell of the grid.

Figure 8: Simulated annual maximum chlorophyll *a* for the reference case (A) and differences with the reference case (in %) for the five scenarios of the removal of filter feeders (B: without slipper-limpets; C: without mussels; D: without oysters; E: without native filter feeders; F: with no filter feeders in the bay). Because of the wide range of differences between the scenarios, the scale bar is not the same for each figure.

Figure 9: Surface chlorophyll *a* observed with the MODIS remote sensor and processed using the OC5 algorithm (Gohin et al., 2002)

Figure 10: Cumulative effect of filter feeders on primary production (A) and on annual mean chlorophyll spatially averaged on box 1 and 2 (B). O=Oysters, M=Mussels, C=*Crepidula fornicata*.

Figure 11: Simulated time series of chlorophyll *a* in the middle of the bay taking biodeposition into account (or not).

Figure 12: Simulated maximum chlorophyll *a* in the “natural state” (i.e. without *Crepidula fornicata* and cultivated species).

Figure 13: Annual phytoplankton budget in the bay (expressed in tons of nitrogen) delimited by the total area composed of boxes 1 and 2 (see figure 1)

Figure 14: Contribution of the main filter feeders to total annual benthic filtration of the whole bay (the category “other filter feeders” includes *Paphia rhomboides*, *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Glycymeris glycymeris*, *Sabellaria alveolata* and *Lanice conchilega*).

Figure 15: Simulated 90<sup>th</sup> percentile of chlorophyll for the reference case (A) and for the six scenarios (B: without slipper-limpets; C: without mussels; D: without oysters; E: without native filter feeders; F: with no filter feeders in the bay; G: “natural” status of the bay). Scale bars represent the five ecological quality status categories defined by the European Water Framework Directive for the classification of water bodies. very good, good, medium, bad, very bad.

APPENDIX

- Filtration rate (FR) for *Mytilus edulis* (Based on Barillé, 1996, Grant and Bacher, 1998):

$$FR = (2.416 - 0.0086 \cdot TPM) \cdot DW^{0.68} \cdot f_T \quad (1 \text{ h}^{-1} \text{ for an individual of weight DW})$$

With  $f_T$  effect of temperature on filtration

$$\text{if } T < 10^\circ\text{C} \quad f_T = \exp(0.5 \cdot (T - 10))$$

$$\text{if } 10^\circ\text{C} \leq T \leq 20^\circ\text{C} \quad f_T = 1$$

$$\text{if } T > 20^\circ\text{C} \quad f_T = \exp(0.1386 \cdot (20 - T))$$

TPM: Total Particulate Matter ( $\text{mg l}^{-1}$ )

DW: Dry weight (g)

- Filtration rate (FR) for *Crassostrea Gigas* and *Ostrea edulis* (based on Barillé 1997):

$$FR = f_{SPM} \cdot DW^{0.66} \cdot \exp(0.07 \cdot f_{branchia})$$

With  $f_{SPM}$ : effect of suspended particulate matter SPM ( $\text{g l}^{-1}$ ) on filtration

$$\text{If } SPM < 0.06 \text{ g l}^{-1} \quad f_{SPM} = FR_{\max} - f_T$$

With maximum filtration rate  $FR_{\max} = 4.8 \text{ l h}^{-1} \text{ g}^{-1}$

Temperature effect  $f_T = 0.013 \cdot (T - 19)^2$

$$\text{If } SPM > 0.06 \text{ g l}^{-1} \quad f_{SPM} = (-0.01 \cdot SPM + 5.4) - f_T$$

$f_{branchia}$ : obstruction of branchia if  $SPM > 0.192 \text{ g l}^{-1}$

$$\text{if } SPM < 0.192 \text{ g l}^{-1} \quad f_{branchia} = 0$$

$$\text{else } f_{branchia} = 0.192 - SPM$$

DW: Dry weight (g)

Table 1: Parameters used for the primary production model which were re-calibrated for MSMB.

Symbol	Meaning	Unit	Value
<b>Diatoms</b>			
$I_{optdiat}$	Optimal irradiance	$W m^{-2}$	70
$r_{N/chloro}$	N/chlorophyll <i>a</i> ratio	$mol g^{-1}$	1.4
<b>Zooplankton</b>			
$Pr_{th}$	Chlorophyll predation threshold	$\mu g dm^{-3}$	1

Table 2: Values and references of filtration rate for non-cultivated filter-feeders

(T=Temperature in °C, POM=Particulate Organic Matter)

Species	Filtration (* $l h^{-1} g^{-1}$ AFDW, (**) $l h^{-1} ind^{-1}$ , (***) $l h^{-1} g^{-1}$ DW)	References
<i>Spisula ovalis</i> (based on <i>Spisula subtruncata</i> )	$4.0*(0.06*T+0.3)$ (*)	Based on data from Rueda and Smaal, 2004
<i>Paphia rhomboïdes</i>	$2.18*exp(-0.1152*POM)$ (*)	Savina and Ménesguen, 2007
<i>Macoma balthica</i>	0.4 (*)	Hummel, 1985
<i>Cerastoderma edule</i>	1.7 (*)	Rueda et al. 2005
<i>Glycymeris glycymeris</i>	0.4 (*)	Savina, 2004
<i>Abra alba</i> (based on <i>Macoma balthica</i> )	0.4 (*)	Hummel, 1985
<i>Lanice conchilega</i>	0.1 (**)	Denis et al., 2007
<i>Sabellaria alveolata</i>	$7.4 10^{-4}$ (**)	Dubois et al., 2006
<i>Crepidula fornicata</i>	0.7 (***)	Barillé, 2006

Table 3: Values of Average Ash free dry weight used for native filter-feeders and dry weight used for cultivated and invasive filter-feeders.

<b>Species</b>	<b>Average Ash free dry weight (mg)</b>
<i>Spisula ovalis</i>	204.62
<i>Paphia rhomboïdes</i>	153.71
<i>Macoma balthica</i>	17.33
<i>Cerastoderma edule</i>	85.21
<i>Glycymeris glycymeris</i>	436.76
<i>Abra alba</i>	5.05
<b>Species</b>	<b>Average dry weight (mg)</b>
<i>Crepidula fornicata</i>	300
<i>Crassostrea gigas</i>	540
<i>Ostrea edulis</i>	440
<i>Mytilus edulis</i>	78-313

Table 4: Pearson-moment correlation coefficient (r) and associated p probabilities obtained from linear regressions between simulations and measurements for chlorophyll *a* and nutrients

(n=41)

parameters	Pearson-moment correlation coefficient (r)	p probabilities
Chlorophyll <i>a</i>	0.54	$3 \cdot 10^{-5}$
Nitrates	0.84	$6 \cdot 10^{-14}$
Silicates	0.7	$1.7 \cdot 10^{-8}$
Ammonia	0.55	$4.2 \cdot 10^{-5}$
Phosphates	0.88	$1.1 \cdot 10^{-16}$



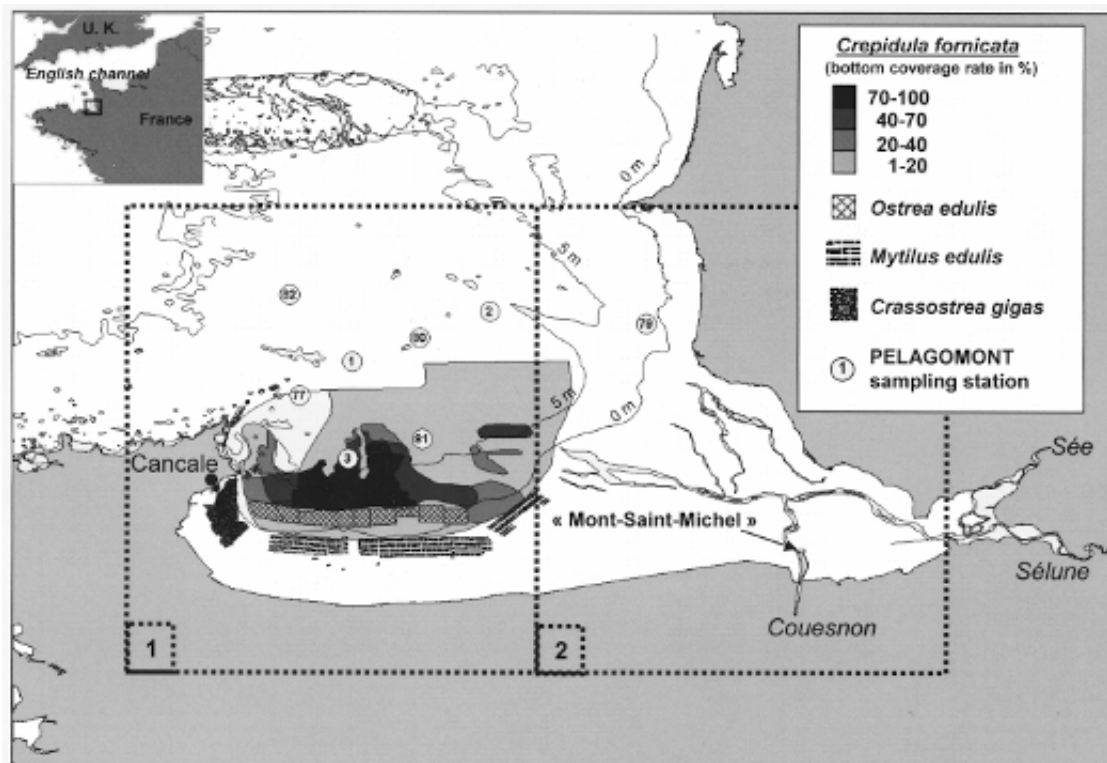


Figure 1

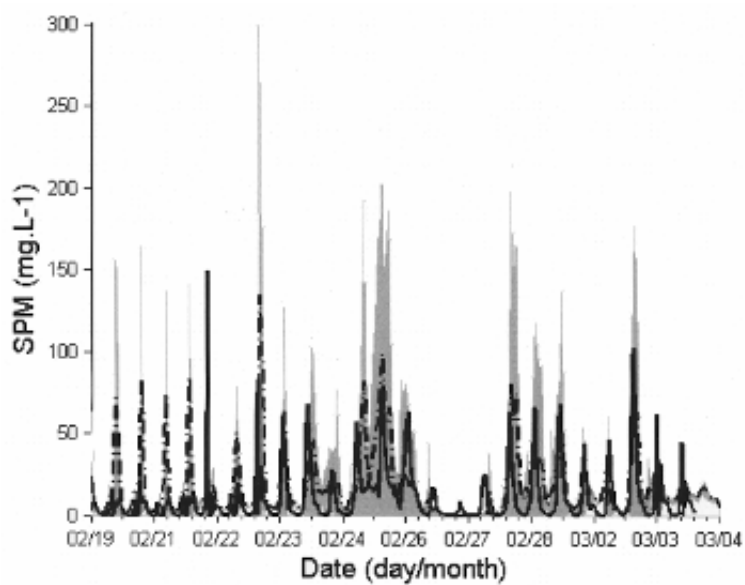


Figure 2

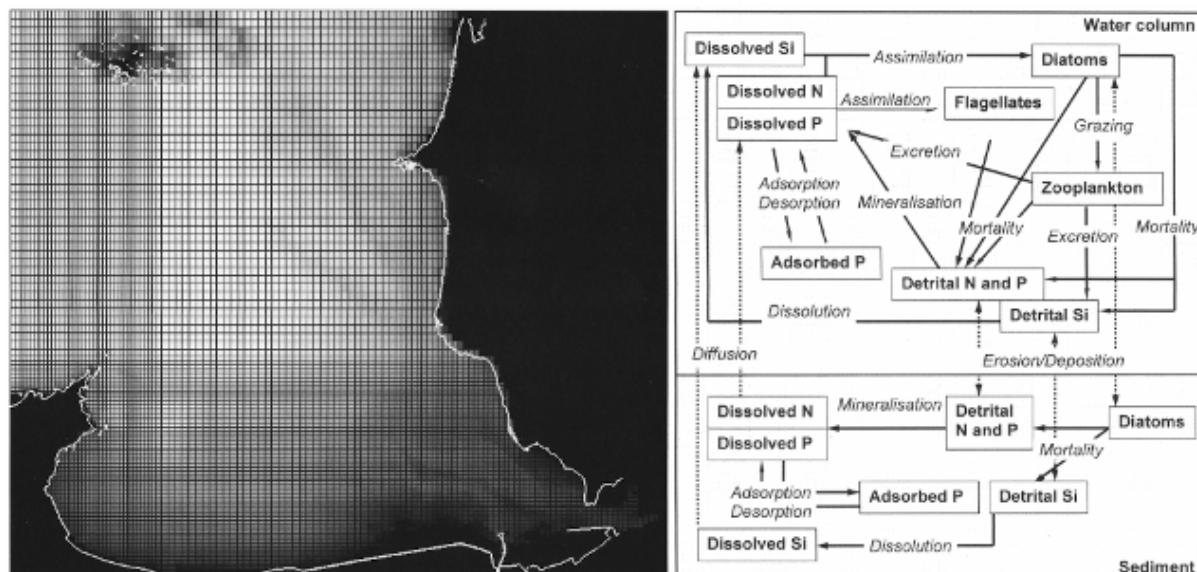


Figure 3

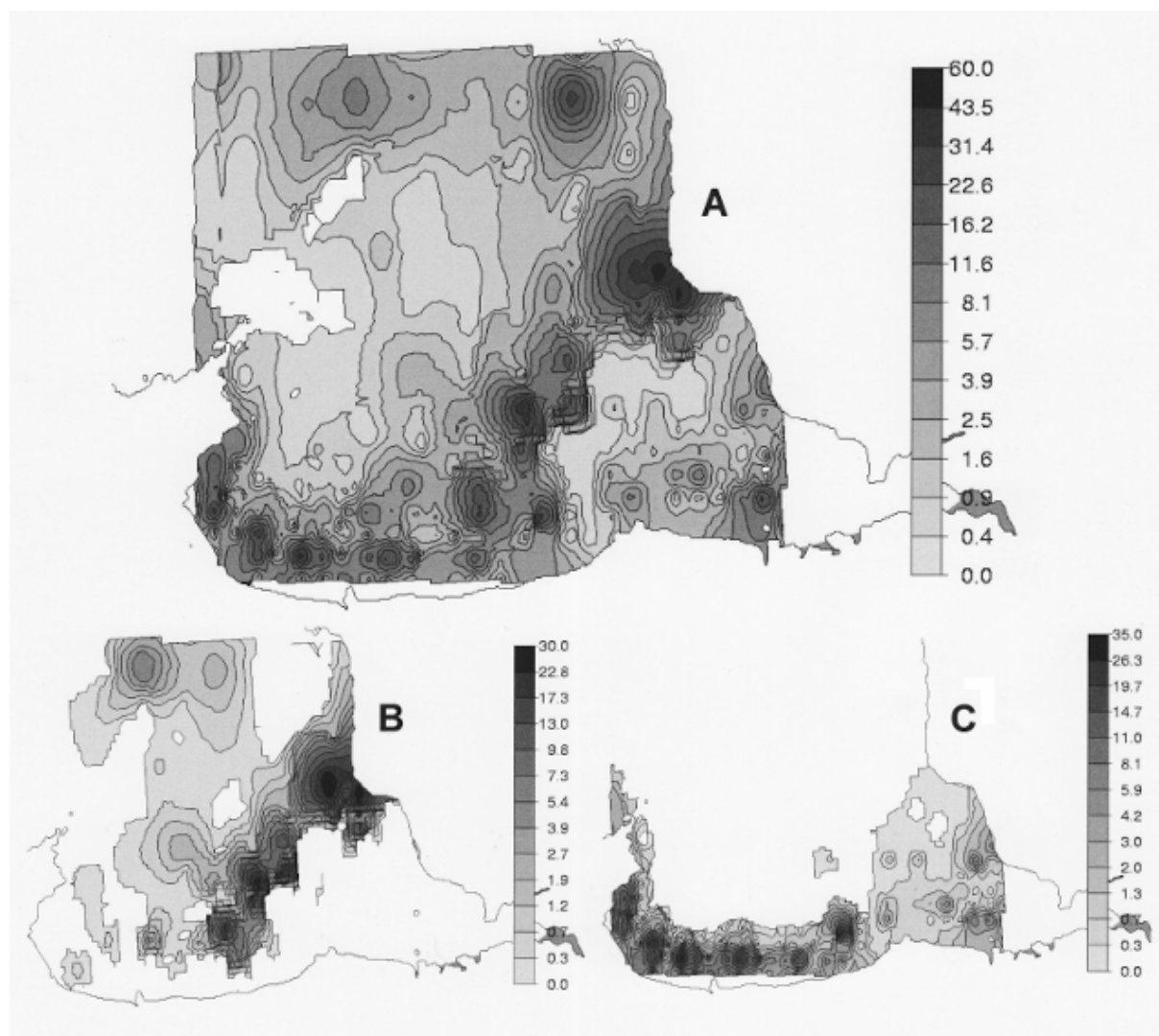


Figure 4

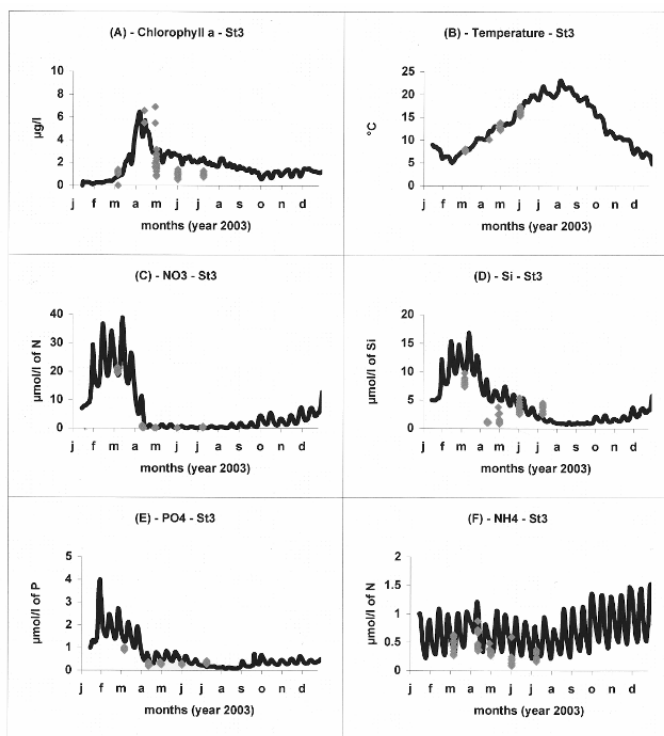


Figure 5

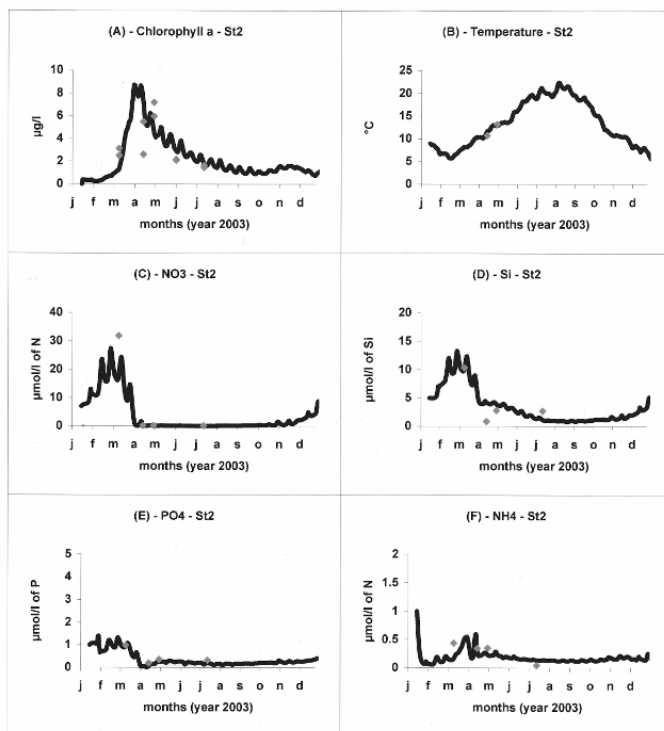


Figure 6

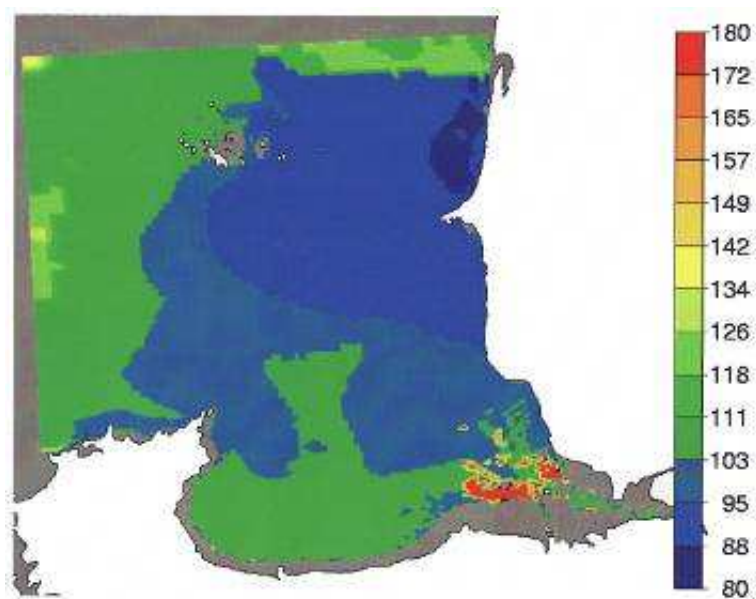


Figure 7

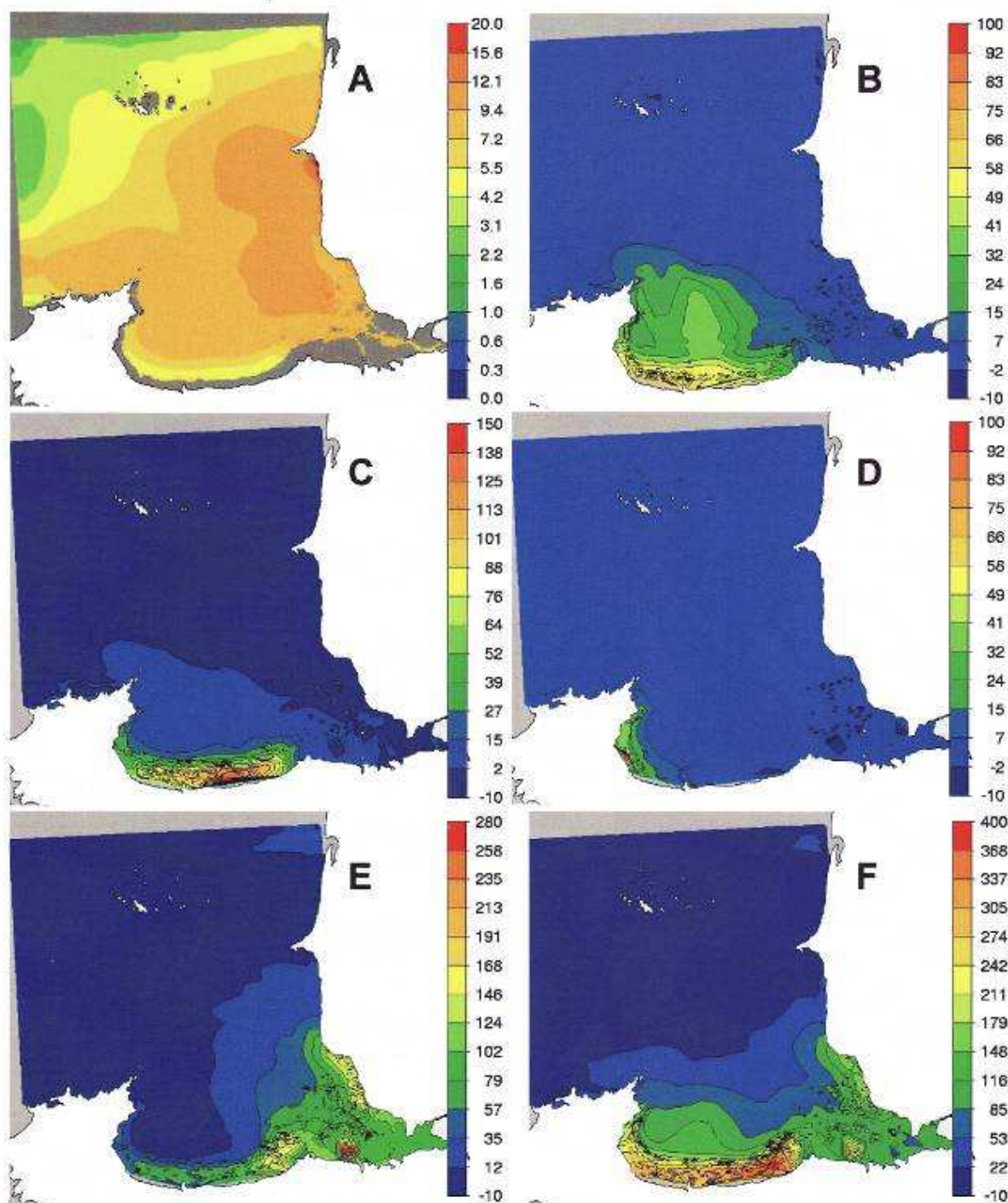


Figure 8

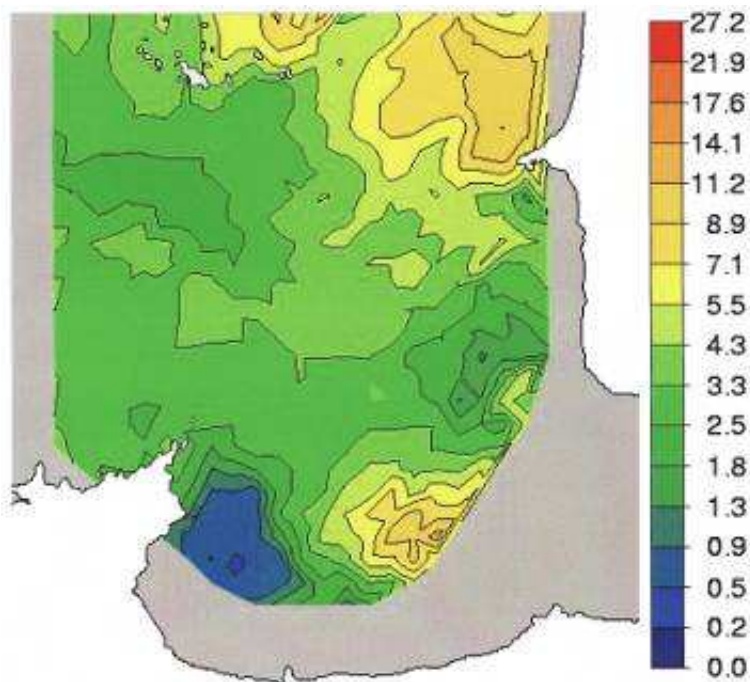


Figure 9

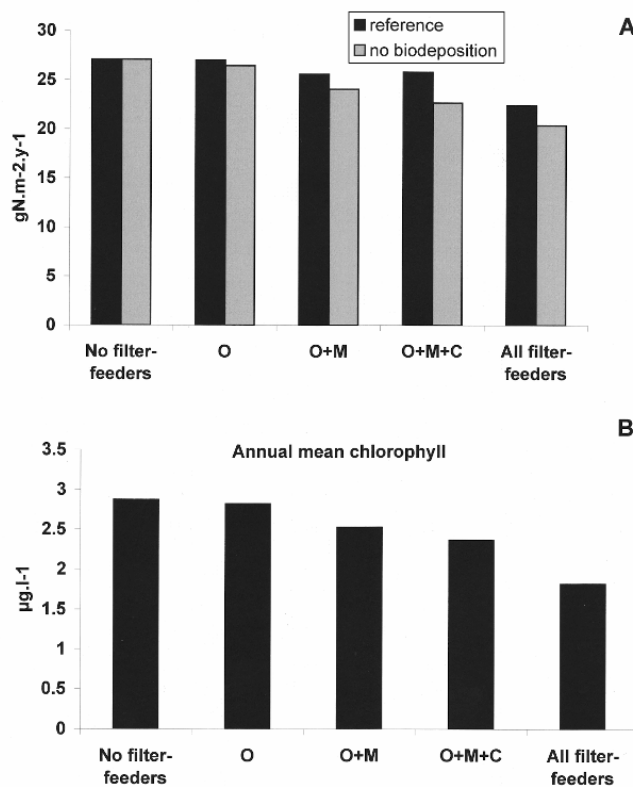


Figure 10



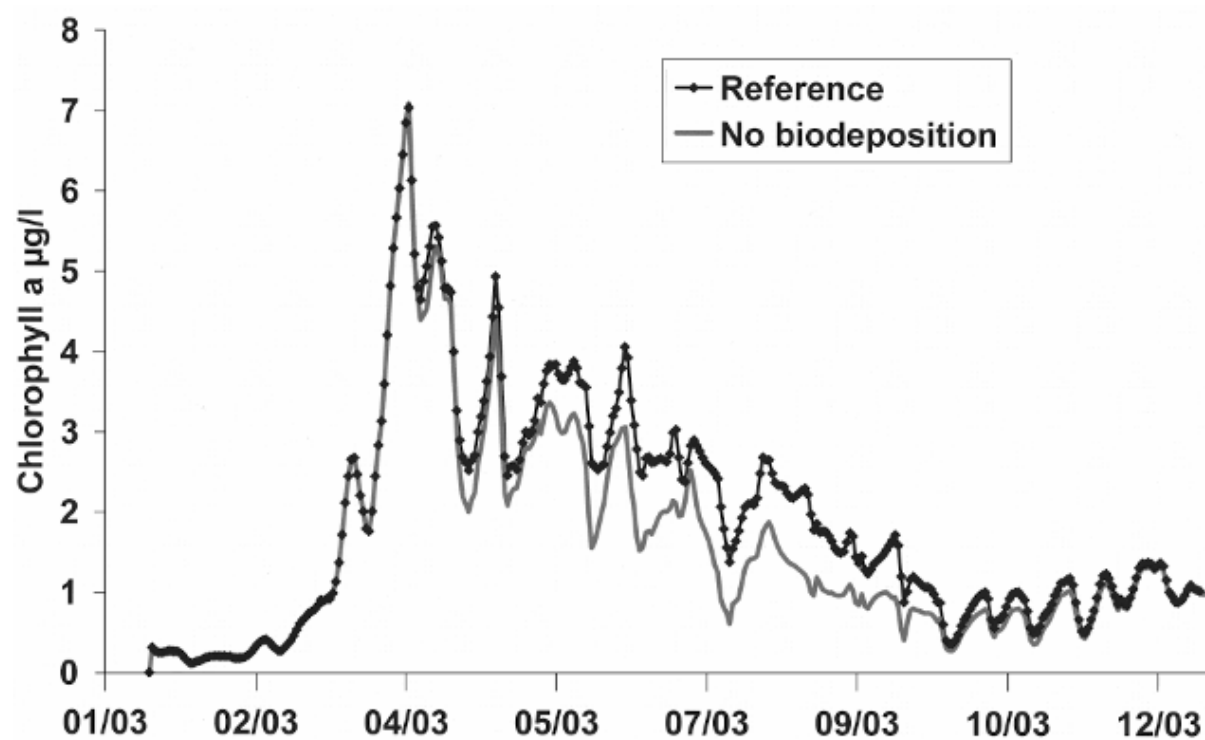


Figure 11

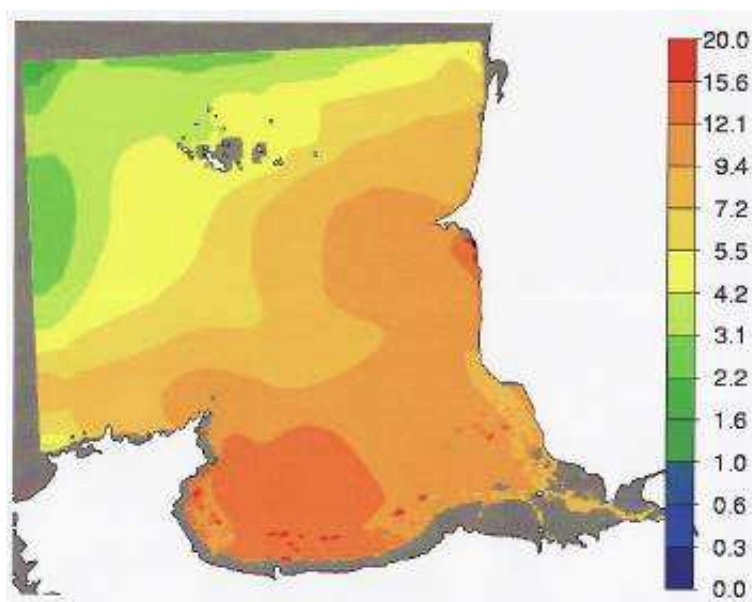


Figure 12

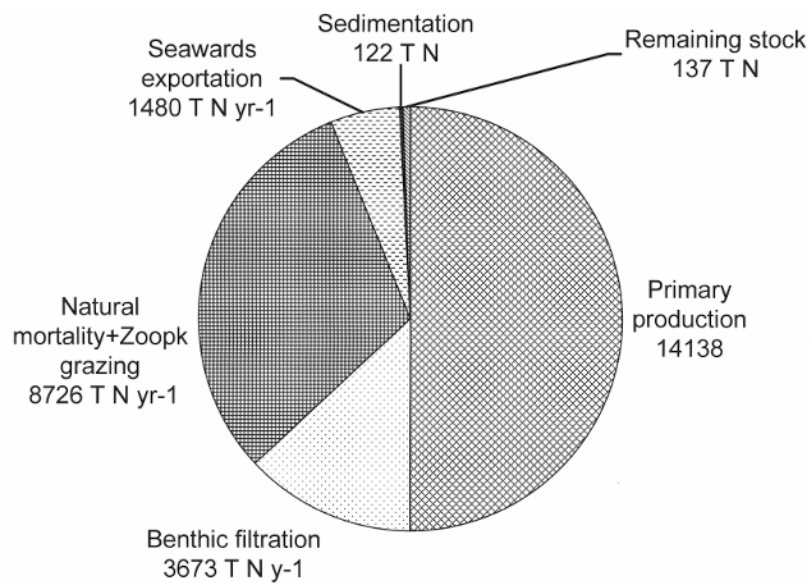


Figure 13

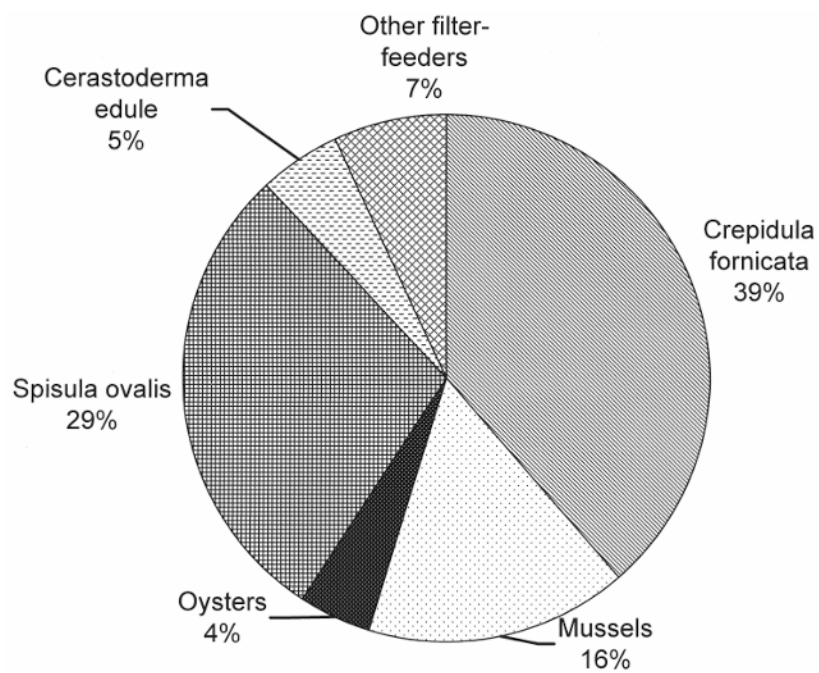


Figure 14

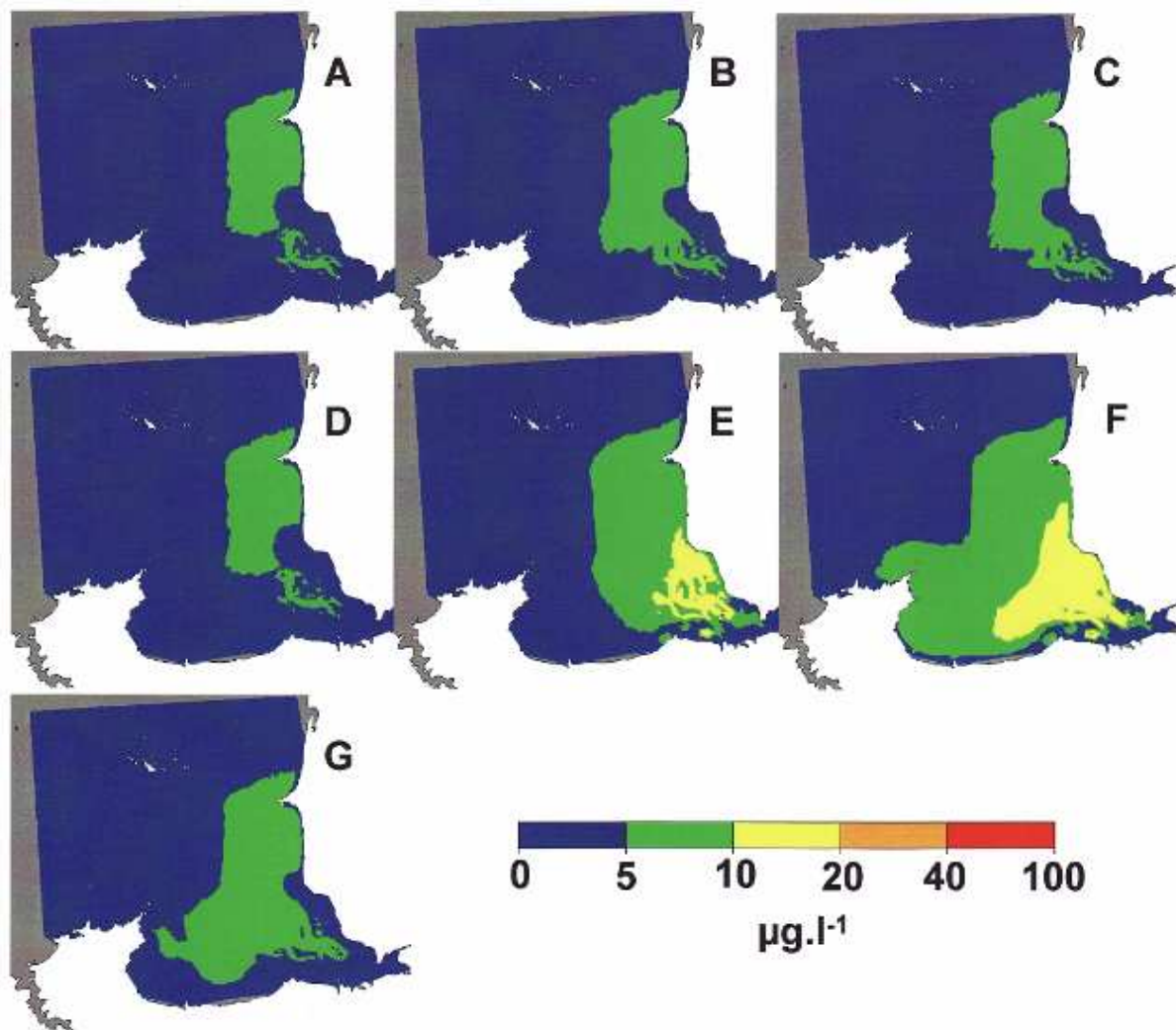


Figure 15



**Annexe 3 :**  
**Information locale sur le projet IPRAC**  
**grâce à la publication d'un article dans le**  
**n°11 de janvier 2009 de la lettre**  
**d'information de la Baie du Mont-Saint-**  
**Michel « Vue sur Baie » éditée par**  
**l'Association Interdépartementale Manche**  
**– Ille-et-Vilaine.**





L'état des lieux de la ZPS

## Mises en scène pour la baie

Des chercheurs de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), de l'Agrocampus à Rennes et du Muséum National d'Histoire Naturelle étudient l'impact des facteurs environnementaux et anthropiques sur l'écosystème de la baie.

Que peut-il se passer si les stocks de coquillages cultivés augmentent ? Comment évolue le phytoplancton<sup>1</sup> de la baie lorsque les taux de nitrates dans l'eau varient ? Quel avenir pour les pêches professionnelles et de loisirs si les facteurs environnementaux changent ?

Parce qu'être capable de trouver des pistes de réponses à ces questions est l'ambition de tout acteur de la vie économique et écologique de la baie du Mont-Saint-Michel, des chercheurs de l'IFREMER, de l'Agrocampus à Rennes et du Muséum National d'Histoire Naturelle les ont associés au projet IPRAC<sup>2</sup>.

« Dans le cadre d'un précédent chantier (projet PNEC<sup>3</sup>), nous avons mis au point un outil permettant de modéliser différentes situations en baie du Mont-Saint-Michel, explique Philippe Cugier, responsable scientifique du projet IPRAC à l'IFREMER. Les données ont été collectées et grâce à des équations mathématiques, nous sommes arrivés à reproduire le fonctionnement du milieu. Nous avons notamment travaillé sur l'hydrodynamisme de la baie, la dynamique des sédiments (turbidité) et l'importance du phytoplancton. Cette étude nous a permis de recenser et de cartographier l'ensemble des filtreurs cultivés et sauvages (moules, huîtres et autres coquillages) et de mesurer leur impact sur l'évolution de la population planctonique. Nous nous sommes alors demandés comment tester un certain nombre de scénarios ou d'hypothèses afin de voir évoluer cet écosystème, en prenant en compte les activités humaines et les espèces cultivées. »

Pour identifier les scénarios possibles et être au plus près des attentes des professionnels de la Baie et des différents acteurs locaux, les chercheurs se sont rapprochés de l'Association Interdépartementale Manche - Ille-et-Vilaine.

« Ensemble, nous avons identifié les différents acteurs : conchyliculteurs, institutions (affaires maritimes, agence de l'eau...), utilisateurs de la baie (associations environnementales, associa-



tions de pêcheurs de loisirs...). L'idée étant de les faire participer à la réflexion autour des divers scénarios possibles. »

En 2007, le projet IPRAC a été déposé auprès du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du Territoire. En 2008, s'est déroulée la phase d'élaboration des scénarios définis. Comité de pilotage et réunions de travail se succèdent pour permettre à chacun de se positionner. « Au premier trimestre 2009 aura lieu une réunion du comité de pilotage où nous présenterons les différents scénarios pour validation. À partir de là, nous commencerons le travail technique proprement dit, ponctue Philippe Cugier. Notre objectif est que ce projet, qui ne peut se réaliser sans la participation des acteurs de la baie, leur serve concrètement. Les personnes consultées ont des intérêts différents, voire divergents. Ça nous complique la tâche, mais c'est également enrichissant. Notre rôle de scientifique est de les aider à apporter des éléments de réponses sur l'évolution des pratiques et l'avenir environnemental de la baie » Le projet IPRAC doit aboutir fin 2009, début 2010.

- 1 - Le phytoplancton regroupe les organismes végétaux qui vivent en suspension dans l'eau (algues, diatomées, etc.)
- 2 - Impacts des facteurs environnementaux et des PRATIQUES Conchylicoles sur l'écosystème de la baie du Mont-Saint-Michel et la production conchylicole
- 3 - Programme National Environnement Côtier

n° 11 Baie  
vue sur

La lettre d'information  
de la Baie du Mont-Saint-Michel

Editeur :

Association Interdépartementale  
Manche - Ille-et-Vilaine

Responsable de la publication :

Jean-Louis Tourenne

Site Internet :

www.baie-mont-saint-michel.fr

E-mail :

contact@baie-mont-saint-michel.fr

Crédit photographique :

Stéphane Barraud CDT 50

Conseil général d'Ille-et-Vilaine

Daniel Fondimare

IFREMER LER FBN Dinard

Jean-Michel Guillaud

Maison de la baie

"Mytiliculture et découverte"

du Vivier-Cherroux

Mickaël Mary

Romain Mathieu

André Mausson

Conception - réalisation :

Dynamo +

Rédaction :

Emmanuelle Pichelin

Impression sur papier PFC

Tirage : 66 500 exemplaires

Publication réalisée avec le soutien

financier des Conseils généraux

d'Ille-et-Vilaine et de la Manche et des

Directions Régionales de l'Environnement de

Bretagne et de Basse-Normandie

ISSN : 1761 - 7898



## **Annexe 4 : Poster présenté lors du colloque du programme Liteau, 9-11 décembre 2009**







## Impacts des facteurs environnementaux et des pratiques conchylicoles sur l'écosystème de la baie du Mont Saint-Michel et la production conchylicole. Etudes de scénarii par modélisation

IPRAC (2007-2009)

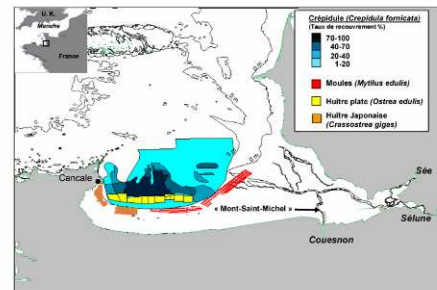
**Responsable scientifique :** Philippe CUGIER, Ifremer, Département DYNECO, laboratoire d'Ecologie Benthique, B.P. 70, 29280 Plouzané.

**Partenaires :** Ifremer Département Dynamiques de l'Environnement Côtier, Brest, Ifremer Département d'Economie Maritime, Brest, Ifremer Département Physiologie Fonctionnelle des Organismes Marins, Argenton, Ifremer station de La Trinité sur mer, Ifremer Station de Dinard, Agrocampus-Ouest, Rennes, Association Interdépartementale Manche-Ile et Vilaine (AIMIV), Courtils, Muséum National d'Histoire Naturelle, Dinard, UMR Amure Université de Bretagne Occidentale, Brest.

**Objectifs :** Le projet vise, sur la base d'une modélisation mathématique de l'écosystème de la Baie du Mont Saint-Michel, à fournir des indicateurs aux gestionnaires et acteurs de la baie concernant l'évolution de l'écosystème et de la ressource trophique en fonction de modifications de forçages environnementaux et anthropiques. L'outil de modélisation utilisé est celui développé et mis en place dans le cadre du chantier PNEC « Baie du Mont Saint-Michel » (2002-2007). Il se compose d'un modèle hydro-sédimentaire (SIAM) couplé à un modèle de production primaire et à des modèles d'écophysologie simulant la croissance des huîtres et des moules (théorie Dynamic Energy Budget).

**Coordination :** Le projet s'appuie sur des interactions entre scientifiques, gestionnaires et usagers sous forme de rencontres. L'objectif d'une telle démarche consiste d'abord à faire émerger, par le biais d'échanges, l'expression des besoins de connaissance des acteurs à partir desquels le groupe scientifique peut construire des scénarii pouvant être explorés grâce à l'outil de modélisation.

Un comité de pilotage regroupant les scientifiques et un représentant de chacun des groupes d'acteurs a été mis en place.



Localisation du site d'étude et représentation des 3 principales composantes ayant fait l'objet de scénarii : les bassins versants (Cousnon, Sée, Sélune), la conchyliculture, l'espèce invasive *Crrepidula fornicata*.

### Déroulement de la démarche participative au sein du projet

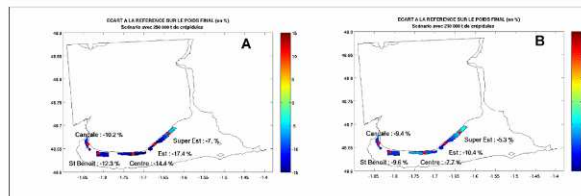
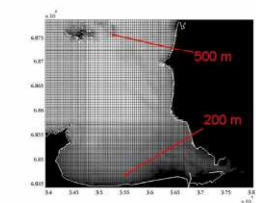
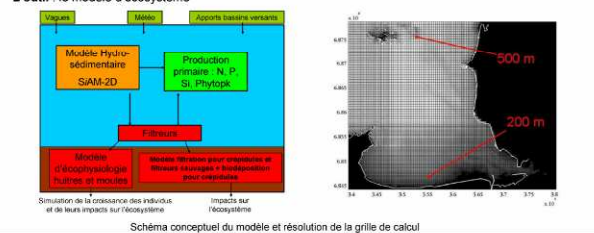
**Identification des acteurs/partenaires**  
**Les professionnels :** conchyliculteurs et pêcheurs (Comités locaux de pêche) ; **Les amateurs :** pêcheurs à pied de loisir ; **Les associations environnementales** (collectif VIGIBAIE regroupant 14 associations) ; **Les institutionnels :** Agence de l'eau, DDAM, DIREN et Conservatoire du Littoral, les élus (via l'AIMIV).



**Scénarii retenus :** une trentaine de scénarii ont été identifiés et retenus, tous groupes d'acteurs confondus. Ils peuvent être découpés en trois catégories :

- les bassins versants et notamment la question des réductions d'apports azotés dont les objectifs sont fixés par les SAGE. Peuvent ils avoir un impact sur la production biologique et par voie de conséquence sur les populations de filtreurs sauvages ou cultivés de la baie ?
- la conchyliculture. Quels seraient les impacts de modifications de densités en élevage et/ou de nouvelles implantations ?
- les espèces invasives et particulièrement la crépidule qui colonise massivement les fonds de la baie avec un stock estimé aujourd'hui à 180000 T. Elle est perçue négativement par tous les acteurs et représente à la fois un problème de compétition trophique et de compétition pour l'espace.

### L'outil : le modèle d'écosystème



**Exemple de résultats :**  
 Pourcentage de perte sur le poids final à l'issue d'un an de croissance des huîtres et des moules calculé par le modèle dans la perspective où la population de crépidules continue son développement au rythme actuel et atteint le stock de 250000 T dans 10 ans (A), ou dans la perspective où une récolte des crépidules est entreprise à raison de 20T/j sur la même période, limitant ainsi le stock à 10 ans à 210000T (B).

Ressources, territoires et habitats  
 Energie et climat  
 Développement durable  
 Prévention des risques  
 Infrastructures, transports et mer

Présent pour l'avenir

