



Evaluation de l'impact des extractions de granulats marins sur l'écosystème de Manche Est

Programme CHARM3

Axel BRIFFAULT, Didier GASCUEL, AGROCAMPUS OUEST
Ching M. VILLANUEVA, Ifremer, Boulogne-sur-mer





Table des matières

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 2. CONTEXTE DES EXTRACTIONS DE GRANULATS MARINS | 2 |
| 2.1 SITUATION EN FRANCE | 2 |
| 2.2 SITUATION EN ANGLETERRE | 2 |
| 2.3 IMPACT ENVIRONNEMENTAL | 2 |
| 3. MATERIEL ET METHODES | 3 |
| 3.1 SELECTION DES GROUPES DIRECTEMENT IMPACTES | 3 |
| 3.2 SIMULATION SOUS ECOPATH..... | 4 |
| 3.2.1 HYPOTHESES DE MODELISATION SUR LES GROUPES DIRECTEMENT IMPACTES..... | 4 |
| 3.2.2 MISE EN ŒUVRE DES SIMULATIONS..... | 4 |
| 3.2.3 HYPOTHESES DE MODIFICATION DES REGIMES ALIMENTAIRES | 4 |
| 4. RESULTATS..... | 5 |
| 4.1 LE ROLE DES GROUPES BENTHIQUES DIRECTEMENT IMPACTES AU SEIN DE L'ECOSYSTEME | 5 |
| 4.2 RESULTATS DES SIMULATIONS | 7 |
| 4.2.1 FLUCTUATIONS DE BIOMASSE..... | 7 |
| 4.2.2 CHANGEMENTS DE NIVEAUX TROPHIQUES D'EFFICACITE ECOTROPHIQUE..... | 10 |
| 4.3 SENSIBILITE AUX HYPOTHESES SUR LES REGIMES ALIMENTAIRES: RESULTATS EcoTROPH..... | 10 |
| 5. DISCUSSION - CONCLUSION | 12 |



1. Introduction

Les habitats sont le support de la biodiversité et un élément clé dans le fonctionnement des écosystèmes. Les usages humains changent souvent ces habitats, impactant ainsi les espèces et les communautés. Il est donc important d'étudier les impacts de ces changements d'habitat à l'échelle d'écosystème pour ajuster la gestion de ressources afin de protéger la richesse de l'environnement et les utilisations que nous en avons.

En enlevant une partie du dépôt, l'extraction globale marine change les caractéristiques physiques des fonds marins meubles. Cette dégradation impacte principalement le benthos attaché aux sédiments perturbés (Dankers 2002). L'espèce directement affectée est la proie ou le prédateur d'autres espèces et, via le réseau trophique, l'écosystème dans son ensemble est susceptible d'être affecté. L'impact de ces changements sur le fond marin et le macrobenthos a été étudié particulièrement en mer du Nord (Dankers 2002, de Groot 1996, Van Dalfsen et 2001 Essink, Van Dalfen et al 2000), autour de la côte de l'Angleterre et dans la Manche orientale (Boyd et al 2004, Boyd et al 2005, Desprez 2000, Desprez et al 2010, Kenny & Rees 1994, Newell et al 2004). A côté de cela, les répercussions induites sur l'ensemble du réseau trophique et, en conséquence, l'impact des extractions de granulats sur l'ensemble de l'écosystème reste peu connu.

De nos jours, il existe des modèles représentant le fonctionnement trophique des écosystèmes. Parmi ces modèles l'un de ceux principalement utilisés est aujourd'hui le modèle EwE (Ecopath with Ecosim), basé sur la représentation de flux trophiques entre les divers compartiments de l'écosystème (Christensen et 1992 Pauly). Ces modèles permettent d'analyser dans le détail les effets en chaîne d'une perturbation affectant un ou plusieurs compartiments de l'écosystème. Jusqu'à présent, ces modèles ont été particulièrement utilisés pour évaluer les effets de pêche sur des écosystèmes (Christensen et al 2005). C'est le cas du modèle Ecopath développé par Villanueva (2009) sur l'écosystème de la Manche Orientale. Ce modèle sera utilisé dans cette étude pour évaluer l'impact des extractions de granulats marins sur le fonctionnement trophique de la Manche Est.

Un autre modèle utilisé dans ce travail est le modèle EcoTroph (Gascuel et Pauly 2009). Ce modèle est basé sur un système d'équations différentielles décrivant le flux de trophique global traversant l'écosystème des niveaux trophiques les plus bas aux niveaux trophiques supérieurs. Ceci permet une vue synthétique d'écosystème marin à travers la biomasse, la production ou le spectre de captures en fonction du niveau trophique.

L'approche de cette étude consiste à intégrer les résultats des travaux menés sur les extractions de granulats dans le modèle Ecopath de la Manche Orientale (Villanueva 2009), pour analyser les effets des extractions de granulats marins sur l'écosystème. Dans un premier temps, un examen de la littérature scientifique permet d'identifier les groupes du modèle directement impactés par les extractions de granulats. Ensuite, une analyse des relations de ces groupes avec le reste de l'écosystème est présentée avant la simulation de divers scénarios de prédation. Finalement, les résultats des scénarios sont analysés à l'aide du modèle EcoTroph.

Ce travail reste principalement théorique, en raison du fait qu'il est basé sur la construction de scénarios hypothétiques. De ce point de vue, on doit le considérer comme une première étape dont le but est de conduire un test de faisabilité. D'abord, notre objectif est d'évaluer la pertinence du modèle Ecopath comme outil pour l'évaluation de l'impact écosystémique d'une dégradation de l'habitat. Deuxièmement et d'une façon plus appliquée, le but de cette étude est naturellement d'identifier, ou contribuer à identifier l'impact des extractions de granulats sur l'écosystème entier via le réseau trophique. Cette approche devrait nous permettre de voir les principaux descripteurs de l'écosystème impactés par une dégradation de l'habitat. L'interprétation des changements observés pour ces descripteurs peut alors nous éclairer sur les processus opérant dans l'écosystème pour compenser cette perturbation.



2. Contexte des extractions de granulats marins

Les granulats sont des matériaux d'utilisation courante en aménagement du territoire. Il s'agit en effet d'une matière première entrant pour une grande part dans la composition des bétons et des goudrons.

2.1 Situation en France

Selon l'Union nationale de Producteurs de Granulats (UNPG), la consommation annuelle de granulats en France était d'environ 376 millions de tonnes en 2009 (UNPG, 2011). Cela correspond à une consommation de 7 tonnes par habitant par an. Cette consommation fait des granulats la deuxième matière première utilisée par le français, la première étant l'eau (Secrétariat Général Mer de la 2006).

En France, ces matériaux viennent principalement de sources terrestres. Ce mode d'exploitation combine des avantages en termes d'accessibilité de la ressource et de répartition spatiale sur le territoire. Le dernier point est très important parce que le transport représente une grande part du prix final des agrégats (UNPG, 2011). Cependant, il est de plus en plus difficile d'obtenir un accès à cette ressource à cause d'une compétition croissante avec d'autres intérêts économiques, sociaux ou écologiques. En outre, on constate déjà un manque de ressources dans quelques régions comme la région Île-de-France (Secrétariat Général Mer de la 2006). À cause de cela, les industriels du secteur pensent à de nouvelles sources de production d'agrégats. C'est pourquoi les plates-formes de recyclage se développent depuis les années 80 en France (UNPG 2011). Cependant, le recyclage ne satisfait pas tous les critères de qualité pour les différentes utilisations d'agrégats. C'est pourquoi les industriels cherchent maintenant les sources d'agrégats marins sur le plateau continental français

Concernant la partie française de la Manche Orientale, l'activité d'extraction de granulats marins n'a pas encore réellement débuté. Le seul site exploité est le site expérimental de Dieppe, ouvert dans les années 80. Cependant, plusieurs licences sont en cours de négociation dans le secteur.

2.2 Situation en Angleterre

En Angleterre, l'extraction de granulats marins a officiellement commencée pendant la première moitié du vingtième siècle, mais s'est vraiment développé dans les années 70, quand le marché des granulats se développait et les techniques d'extraction ont été améliorées. De nos jours, environ 21 % des granulats utilisés en Angleterre viennent de sources marines (The Crown Estate 2011). La production de granulats marins s'est stabilisée autour de 23 millions de tonnes par an.

En Manche Orientale, il existe principalement deux sites exploités. L'un au large de Hastings et l'autre autour de l'île de Wight (près de Portsmouth). Cette région est le deuxième producteur de granulats au Royaume-Uni après les sites d'extractions de la côte Est de l'île. Ces sites sont soumis à une exploitation très intensive à cause de la qualité du sédiment. Cette haute pression peut poser un problème en termes de durabilité de l'exploitation. C'est pourquoi, le gouvernement anglais étudie actuellement la réalité l'attribution de nouvelles licences dans la Manche Orientale. En effet, les industriels ont récemment prospecté le secteur et évalué la quantité de granulats accessible et de bonne qualité aux alentours 500 millions de tonnes.

2.3 Impact environnemental

Des extractions de granulats marins ont un fort impact physique sur le fond marin. Le dragage creuse localement le fond de la mer, changeant ainsi la bathymétrie. Cela change aussi le type de sédiments favorisant le dépôt de particules plus fines (Boyd et 2004 Al-; Dankers 2002; Desprez 2000; Gubbay 2003). De plus, la sélection des sédiments dans le navire mène au rejet la partie plus mince des sédiments dans l'eau, créant des plumes dragage. Ceci mène à une augmentation locale de turbidité et au dépôt d'une couche de particules fines sur le fond de la mer.

Ces changements physiques entraînent logiquement un impact biologique fort. Sur le secteur de dragage, la perte dans macrozoobenthos peut être très importante. La plupart des études d'impact montrent une perte de 30 à 70 % dans la richesse spécifique et une perte de 40 à 95 % en termes de



biomasse et de densité (Newell 1998). Concernant les poissons démersaux et pélagiques, il semble que le dragage n'ait pas d'impact direct fort car ces espèces évitent le secteur de dragage. Cependant, certaines espèces, comme le hareng (*Clupea harengus*) peuvent être particulièrement sensibles à cette activité si les secteurs d'exploitation correspondent avec les frayères (de Groot à 1980).

La restauration biologique peut être très variable dans le temps selon le type de sédiments originels, l'intensité de dragage et les courants locaux. Si les premiers signes de restauration peuvent être observés en quelques mois après l'extraction, la rémission complète de la communauté peut être comprise entre 5 à 10 ans dans des systèmes de faibles courants et 3 ans pour des régions avec des courants forts (Van der Veer 1985).

L'effet local des extractions de granulats marins a bien été étudié et l'impact sur la macrofaune benthique est connu. À côté de cela, l'impact sur l'écosystème en général est toujours inconnu. Il est donc intéressant d'étudier cet aspect prenant en compte la propagation de l'effet direct sur le benthos, par le réseau trophique.

3. Matériel et méthodes

La méthode utilisée était de déterminer, à partir du modèle Ecopath, les groupes directement impactés par les extractions d'ensembles. Nous avons ensuite modifié les paramètres de ces groupes pour voir comment le modèle réagit à cette perturbation et comment les autres groupes sont impactés.

Le modèle Ecopath de Manche Est, développé par Villanueva en 2009, divise l'écosystème en 51 groupes fonctionnels incluant des mammifères marins (2 groupes), des oiseaux aquatiques (1 groupe), des poissons (29 groupes), des invertébrés (19 groupes), des producteurs primaires (2 groupes), un compartiment de détritiques et un autre pour les rejets. Ce modèle a été calibré sur les données de la période 1995-1996. Les sources principales de production sont les producteurs primaires et les détritiques. Les protozoaires et la flore bactérienne, bien que susceptibles de jouer un rôle important en termes de biomasse, ne sont pas représentés dans le modèle à cause du manque de données.

3.1 Sélection des groupes directement impactés

Selon la littérature scientifique, on peut distinguer deux types d'effet des extractions de granulats marins sur l'écosystème :

- Un impact sur la reproduction et le recrutement de certaines espèces
- Une diminution de la productivité benthique

La structure du modèle Ecopath de la Manche Est n'inclut pas de liaisons explicites entre les juvéniles et les adultes de la même espèce (ou groupe) à cause de l'absence de relations de croissance intégrées dans le modèle. Ainsi, nous étudierons seulement les effets liés à l'impact sur la faune benthique. Cet impact implique une diminution locale dans la biomasse de cette faune. Les groupes fonctionnels du modèle Ecopath correspondant à cette description sont le homard, la Crevette, les crabes commerciaux, les autres crabes, des Coquilles Saint-Jacques, des Huîtres, mégabenthos Carnivore, des suspensivores, le Bulot, les omnivores Benthiques et les déposivores. Parmi tous ces groupes, les six apparaissant le plus dans les publications ont été choisis :

Crevettes
Crabes non commerciaux
Le Mégabenthos Carnivore
Les Suspensivores
Les omnivores benthiques
Les déposivores

Les groupes benthiques directement impactés sont des producteurs secondaires et leurs prédateurs directs. Nous allons ainsi étudier une perturbation impactant la base et le milieu du réseau trophique.



En termes de biomasse, mégabenthos carnivore et les le benthos omnivore comptent parmi les groupes les plus importants de l'écosystème. Nous avons décidé de ne pas intégrer une diminution du phytobenthos dans le modèle à cause du manque de précision sur ce point dans la littérature scientifique. Pour avoir une idée plus précise de l'importance des groupes directement impactés dans l'écosystème, nous avons étudié leurs Mixed Trophic Impact (MTI) qui n'est autre que la mesure de l'impact trophique d'un groupe sur un autre aussi bien que leur keystone, un indice identifiant les espèces clés d'un réseau trophique (c'est-à-dire les espèces dont l'importance écologique dans le fonctionnement d'écosystème est plus grande que cela pourrait avoir déduit de leur abondance).

3.2 Simulation sous Ecopath

Après avoir sélectionné les groupes directement impactés par les extractions de granulats, nous avons modifié les régimes alimentaires du modèle Ecopath afin de simuler l'impact des extractions de granulats sur l'ensemble du réseau trophique. Pour ce faire, nous avons émis plusieurs hypothèses.

3.2.1 Hypothèses de modélisation sur les groupes directement impactés

La première chose que nous avons faite fut de fixer la perte de biomasse due à l'extraction de granulats marins. Nous avons fait l'hypothèse que la biomasse des groupes benthiques directement impactés diminuait d'une façon proportionnelle avec la surface utilisée par l'activité d'extraction de granulats. Dans ce travail, nous avons simulé une étude de cas théorique où la surface d'extraction couvre 1 % de la surface totale de la Manche Orientale. Ensuite, nous avons considéré que la perte totale de biomasse des groupes benthiques directement impactés était d'environ 80 % (correspondant à l'évaluation de Desprez, 2000) de la biomasse initiale sur la surface exploitée.

Finalement, nous avons considéré que les crevettes et les crabes ont été moins affectés que les autres grâce à leur mobilité. Ainsi nous avons décidé de fixer leur perte de biomasse à 20 % de la biomasse présente initialement sur la surface impactée.

3.2.2 Mise en œuvre des simulations

En ce qui concerne les simulations, nous avons étudié différents indices:

- La Biomasse et l'Efficacité Ecotrophique (EE, cela représente la proportion de la production du groupe utilisée par l'écosystème et la pêche) qui nous informant sur l'impact des extractions de granulats sur chaque groupe.
- Les niveaux trophiques (TL) et le Relative Total Impact témoignent d'un changement dans la structure trophique de l'écosystème.

Les simulations sont basées sur plusieurs hypothèses. D'abord, nous avons supposé que la biomasse des producteurs primaires serait fixée, mais pas leur EE. Deuxièmement, le modèle n'est pas spatialisé et ainsi, on considère seulement une densité moyenne de tous les groupes sur l'écosystème entier, sans prendre les hétérogénéités spatiales dans les distributions de biomasse en considération. Une dernière hypothèse est imposée par l'utilisation du logiciel EwE6. En effet, nous avons dû fixer la biomasse des groupes l'EE est égale à zéro (l'annexe 1). La plupart de ces groupes étant des prédateurs supérieurs (les phoques, les cétacés, les oiseaux de mer et les requins), cette hypothèse impose un contrôle top-down très fort sur notre modèle.

3.2.3 Hypothèses de modification des régimes alimentaires

Nous avons simulé divers comportement de prédation en réaction à la diminution de la biomasse de proies. Cette simulation a été faite en modifiant différemment la matrice de régime alimentaire du modèle original.

Dans une première hypothèse (hypothèse 1), nous avons supposé que les prédateurs ont un comportement très sélectif. À cause de cette sélectivité, nous avons considéré que le régime des



prédateurs ne change pas malgré la forte perte de biomasse des groupes benthiques directement affectés.

La deuxième hypothèse (l'hypothèse 2) suppose un comportement plus opportuniste des prédateurs. Nous modifions la contribution des groupes benthiques directement impactés dans la matrice des régimes alimentaires proportionnellement à leur perte de biomasse et nous laissons le modèle évaluer comment la prédation se reporte sur les autres groupes.

Finalement, une troisième hypothèse (l'hypothèse 3) est basée sur un comportement totalement opportuniste des prédateurs. Nous l'avons simulé en changeant la contribution de tous les groupes dans les régimes alimentaires proportionnellement aux variations de biomasse.

4. Résultats

Les résultats de ce travail peuvent être divisés en deux grandes parties. La première est une simple analyse du modèle Ecopath d'origine, la seconde concerne les résultats des simulations et le analyse permet de conclure à propos du test de faisabilité d'une telle étude avec un modèle Ecopath.

4.1 Le rôle des groupes benthiques directement impactés au sein de l'écosystème

Nous avons vu dans la partie précédente que les groupes benthiques directement impactés étaient à la base de l'écosystème et au milieu réseau trophique. Il est ainsi difficile de déterminer l'influence de ces espèces (ou groupes) sur l'écosystème. Ecopath fournit plusieurs indices, comme le Relative Total Impact, qui pourrait nous aider à voir l'importance des différents groupes dans le réseau trophique.

Le Relative Total Impact permet de comparer l'influence d'espèce de biomasse et de niveau de trophiques très différents. Parmi les espèces pour lesquelles cet indice est le plus fort, nous trouvons des producteurs secondaires qui représentent une biomasse considérable comme le zooplancton mais aussi des prédateurs supérieurs, comme les oiseaux de mer, qui jouent un rôle dans la structure de l'écosystème malgré leur faible biomasse (figure 1).

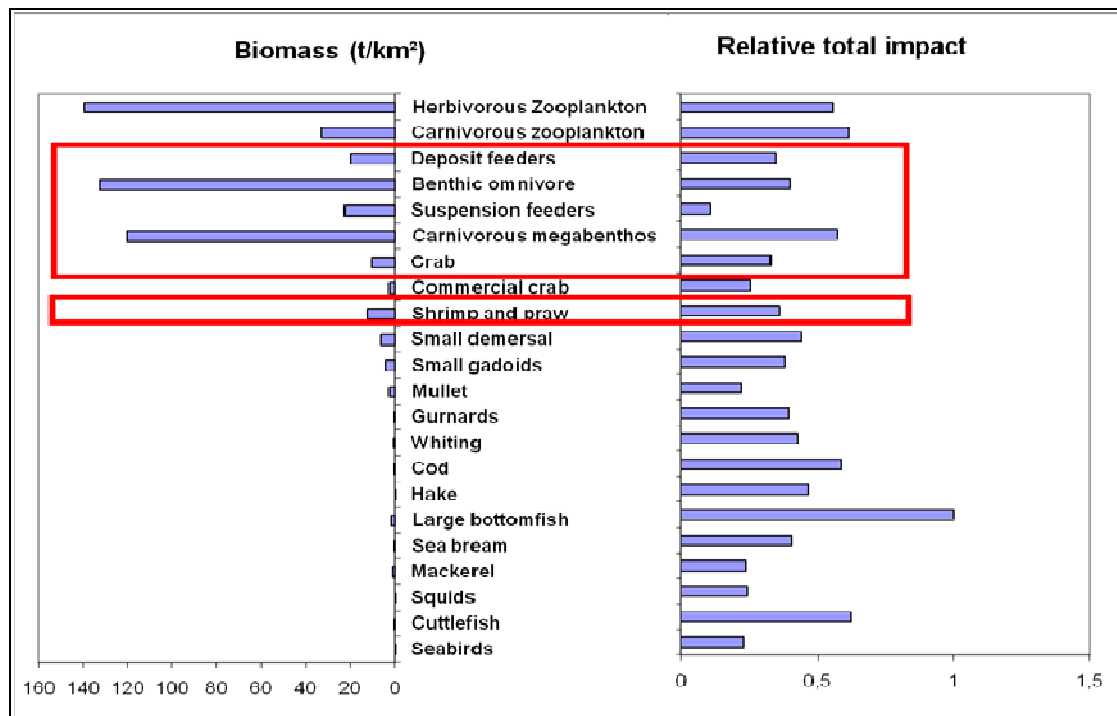


Figure 1 Biomasse et Relative Total Impact des 21 groupes les plus impactants (+ suspensives).

Nous constatons aussi que cinq des six groupes que nous avons choisi comme directement impactés font partie de ces espèces à fort impact (entouré de rouge). Le fait que ces espèces montrent une keystone importance montre qu'ils ont un impact trophique significatif dans l'écosystème de la Manche Orientale. Ce graphique confirme aussi que ces groupes sont très importants en termes de



biomasse, en particulier les omnivores benthiques et benthos carnivore. Ainsi, nous pouvons facilement prévoir qu'une perturbation sur ces groupes aura nécessairement un impact sur l'écosystème entier. Néanmoins, il est difficile de prévoir les espèces ou les groupes qui seront les plus sensibles à ces variations. Nous avons ainsi identifié, pour chaque groupe impacté, les espèces auxquelles le groupe est le plus connecté en termes d'impact trophique.

Les couples de MTI permettent de visualiser, pour chaque groupe benthique directement impacté, l'espèce sur laquelle l'influence trophique (positive ou négative) du groupe étudié est la plus importante. Pour chaque groupe nous pouvons construire un diagramme mettant en évidence ses principales relations avec d'autres espèces (figure 2).

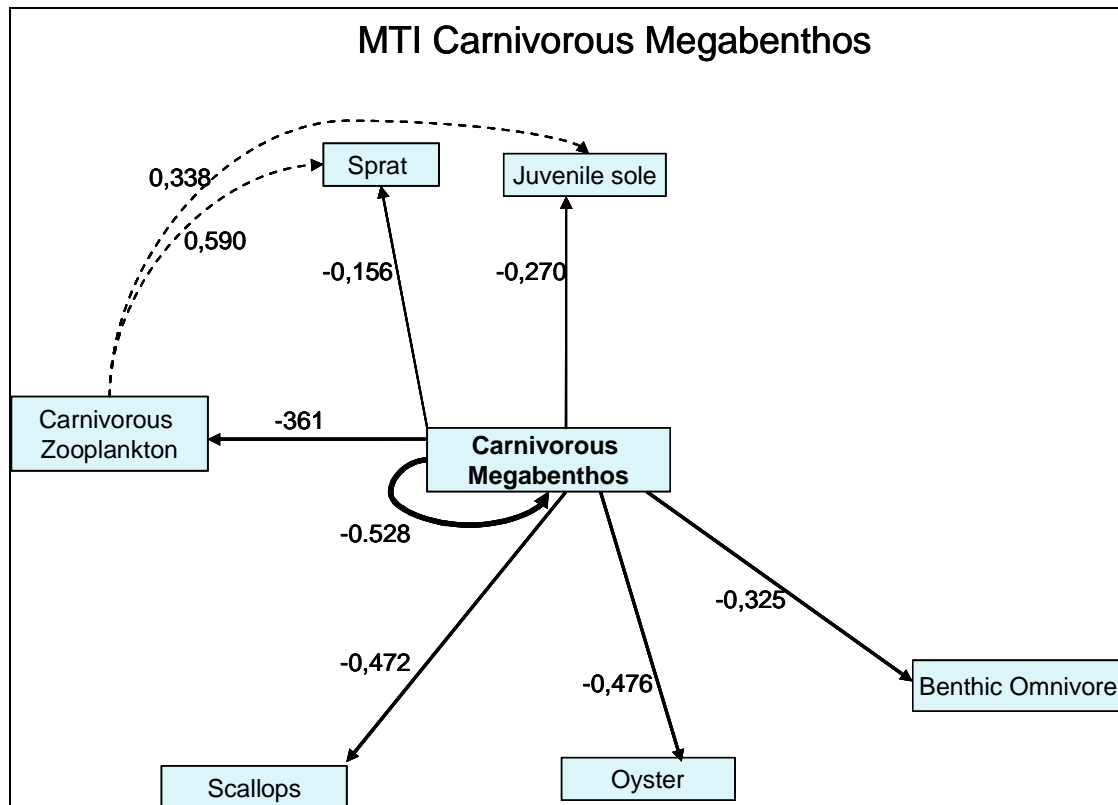


Figure 2 Principaux couples de MTI en relation avec le mégabenthos carnivore

Ce diagramme montre que mégabenthos carnivore affecte fortement plusieurs autres groupes de l'écosystème. Ceci se fait par le biais de la prédation sur les coquilles Saint-Jacques, les huîtres, le benthos omnivore et le zooplancton carnivore, ou par une relation de compétition sur le zooplancton en ce qui concerne le sprat et juvénile de sole. Nous pouvons ainsi nous attendre à ce que tous ces groupes (à l'exception du benthos omnivore) réagissent positivement à une exploitation de granulats.

Bien que ces diagrammes soient vraiment intéressants pour regarder l'effet individuel d'un groupe impacté sur le réseau trophique, il est aussi nécessaire d'avoir une figure plus synthétique pour deviner l'effet global des groupes benthiques directement impactés sur les autres groupes (figure 3).

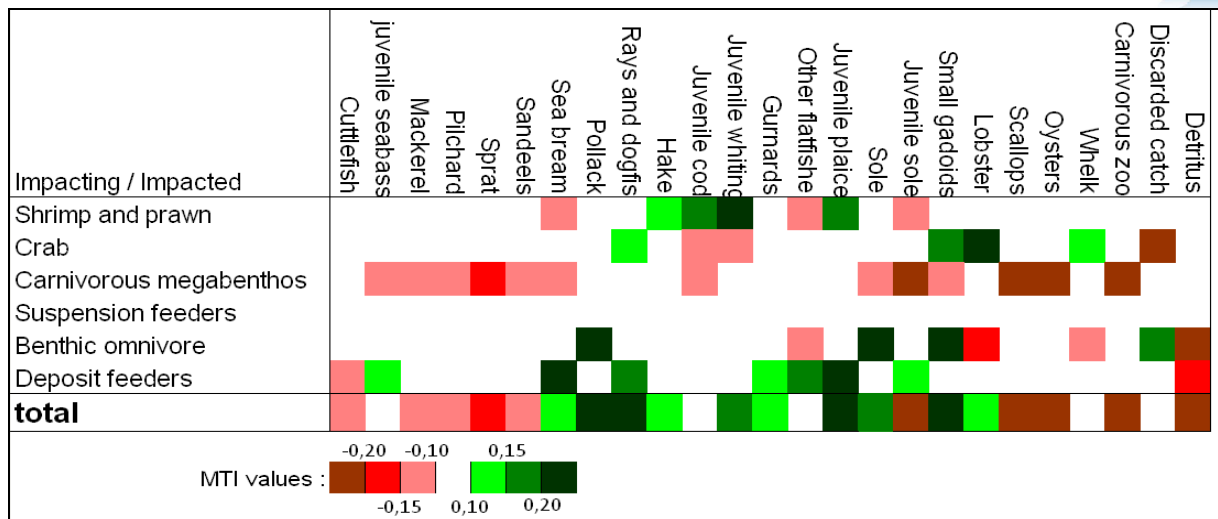


Figure 3 Récapitulatif des MTI

Cette figure montre les impacts trophiques positifs (verts) et négatifs (rouges) des groupes benthiques directement impactés sur les autres. Ainsi, une perte de biomasse dans les groupes directement impactés aura probablement un impact sur 25 groupes de l'écosystème par une voie trophique. Nous pouvons donc déduire, à l'aide du modèle Ecopath, que les extractions de granulats marins auront un effet positif sur la seiche, le maquereau, le pilchard, le sprat, le tacon, juvénile de sole, les coquilles Saint-Jacques, les huîtres, le zooplancton carnivore et les détritiques. Inversement, l'extraction de granulats aura probablement un impact négatif sur la daurade, le lieu, les raies et roussettes, le merlu, le merlan, les juvéniles plies, la sole, les petits gadidés et le homard. Cependant certains de ces résultats peuvent être surprenants. Par exemple, nous observons un effet positif de l'extraction de granulats sur les juvéniles de soles et un effet négatif sur la sole adulte. Malgré les changements de régimes alimentaires en raison de la croissance de l'animal, nous pourrions nous attendre à ce que, en favorisant les juvéniles, les extractions de granulats marins aient finalement un impact positif sur le stock de soles adultes. Cette absence de liaison dans la réaction des deux groupes est probablement due à l'absence de relation de croissance incluse dans le modèle pour lier les groupes de poissons adultes et juvéniles.

4.2 Résultats des simulations

Pour chaque simulation, les indicateurs sur lesquels nous nous sommes penchés sont la biomasse, le niveau trophique et l'Efficacité Ecotrophique. Nous avons ensuite comparé les résultats de chaque hypothèse pour vérifier leur robustesse et les possibles différences.

4.2.1 Fluctuations de biomasse

La biomasse est le paramètre que nous avons utilisé pour simuler une extraction de granulats. On s'attend donc à ce que cela nous donne une image générale des changements qui ont lieu dans l'ensemble de l'écosystème suite à cette perturbation.

Hypothèse 1

Sous cette hypothèse, les régimes alimentaires ne changent pas. On doit donc s'attendre à ce que les prédateurs des groupes directement impactés voient leur abondance diminuer. D'un autre côté, les biomasses des compétiteurs et des proies des groupes directement impactés devraient augmenter.

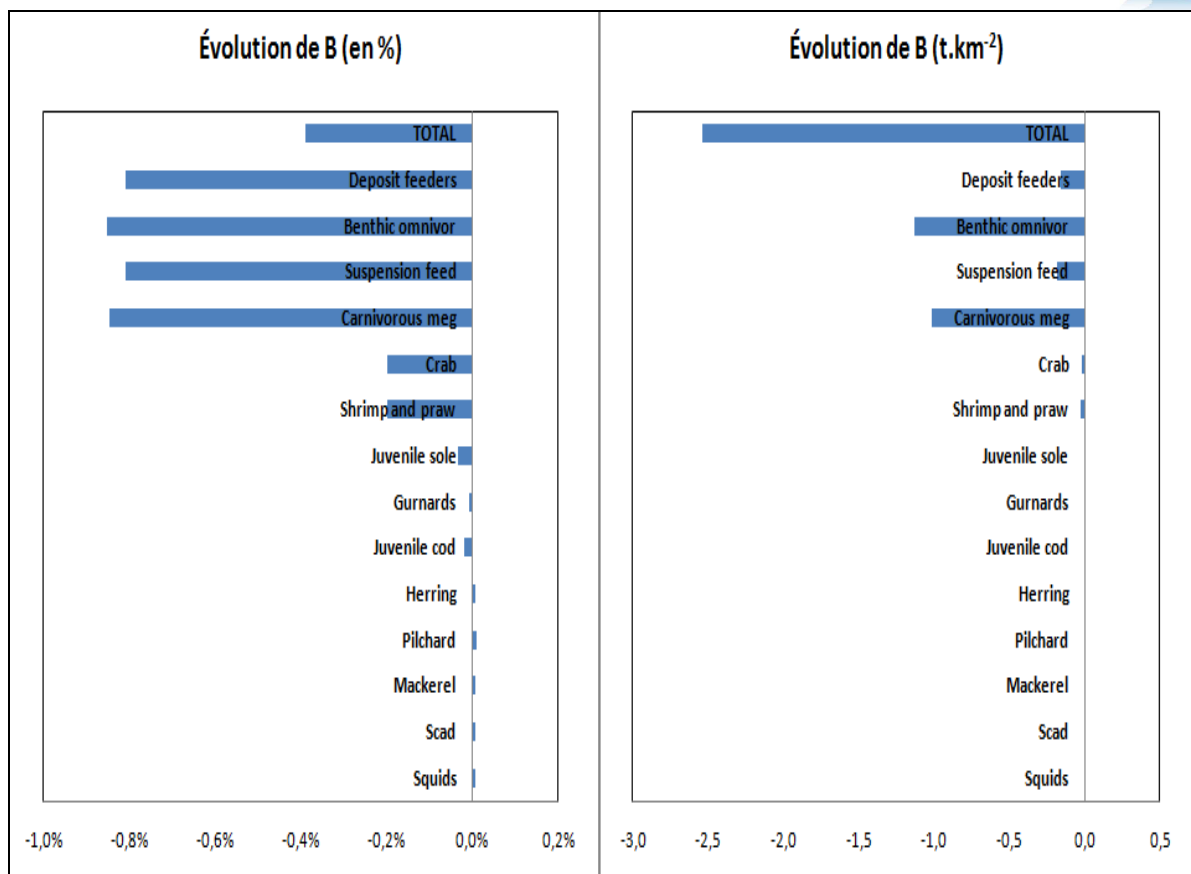


Figure 4 Fluctuations de Biomasse en % et t.km⁻² (hypothèse 1)

Comme prévu, les biomasses des groupes directement impactés changent dans les proportions que nous avons fixées. Nous notons aussi que les biomasses des juvéniles de sole et de la morue ainsi que l'abondance de grondins diminuent. La perte de biomasse ces groupes correspond à une perte de biomasse accumulée par 2, 57 t.km⁻² qui sont 0,4 % de la biomasse totale de l'écosystème pour une extraction d'ensembles occupant 1 % de la surface de la Manche Orientale. A côté de cela, les abondances de harengs, sardines, maquereaux et calmars augmentent. Cette augmentation peut être due au fait que la somme de MTI des groupes directement impactés est négative et non négligeable en ce qui concerne ces dernières espèces.

Hypothèse 2:

Selon cette hypothèse, les prédateurs des groupes directement impactés reportent partiellement leur régime alimentaire sur les autres proies. On devrait donc trouver des évolutions plus complexes au sein de l'écosystème.

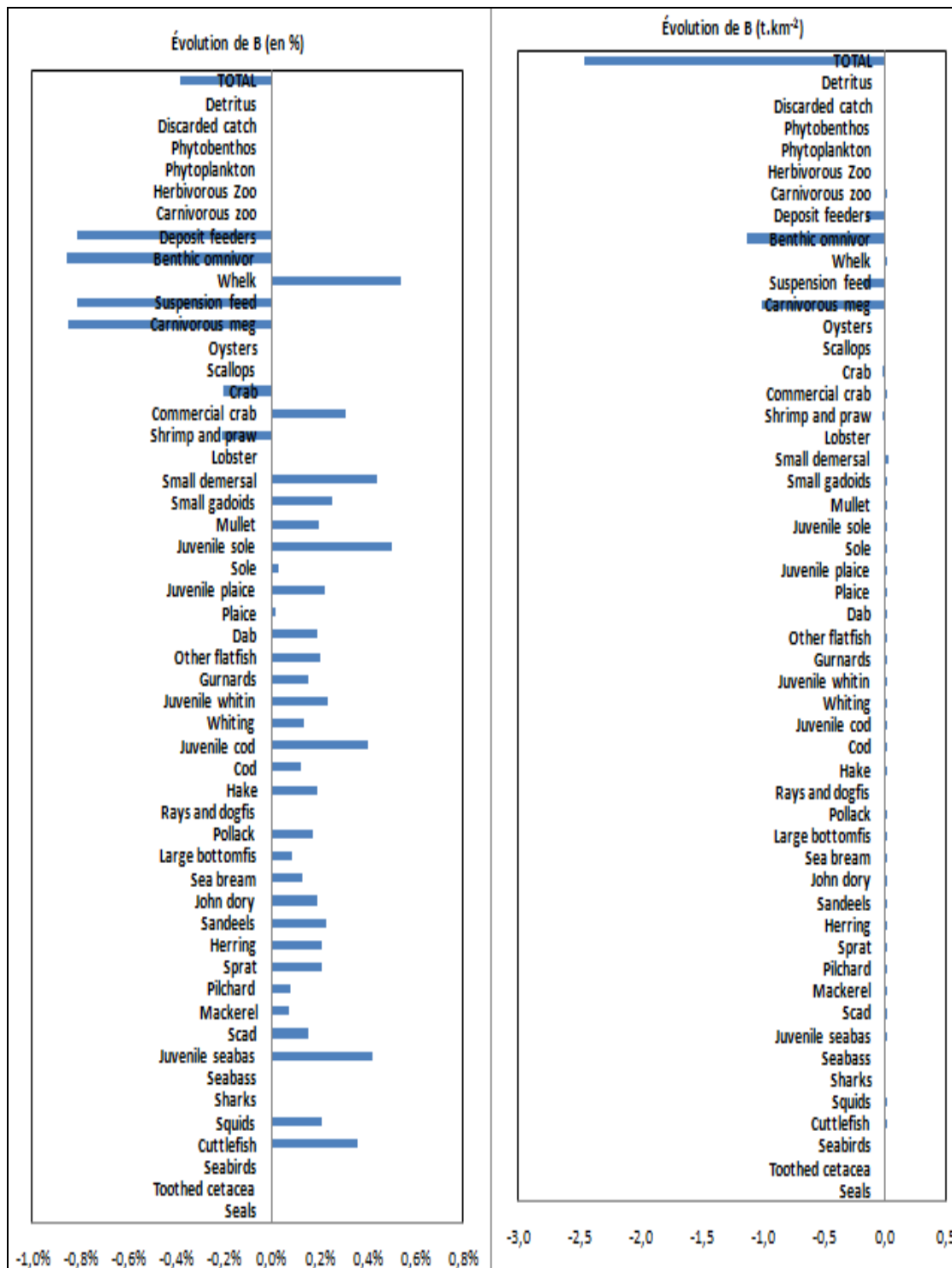


Figure 5 Evolution des biomasses en t.km² et en % pour tous les groupes sous l'hypothèse 2.

Nous pouvons remarquer que les groupes pour lesquels la biomasse a diminué sous l'hypothèse 1 voient dorénavant leur abondance augmenter. Une explication peut être dans l'hypothèse selon laquelle nous avons fixé en même temps la biomasse des prédateurs supérieurs (annexe 1) et l'Efficacité Ecotrophique de leurs proies. Nous avons ainsi une biomasse fixe pour les hauts niveaux trophiques, une biomasse qui a diminué sur les faibles niveaux trophiques directement impactés par l'extraction de granulats marins et une prédation a augmenté sur les niveaux trophiques intermédiaires dont l'Efficacité Ecotrophique est fixée. Pour compenser cette augmentation de prédation en conservant l'EE, le modèle équilibre les équations en augmentant les biomasses.



Hypothèse 3

Cette hypothèse implique un comportement totalement opportuniste des prédateurs dans l'écosystème. Nous pourrions ainsi obtenir les variations de biomasse contrôlées par les prédateurs supérieurs. En réalité nous observons à globalement les mêmes variations que celles observées sous l'hypothèse 2, et même légèrement accentuées, justement parce que les prédateurs supérieurs forcent les biomasses à augmenter sous la structure actuelle du modèle.

Conclusion:

L'augmentation de la biomasse de groupes qui ne sont pas directement impactés n'est pas un résultat qui semble réaliste. Ce biais est certainement dû à une structure inadaptée du modèle EcoTroph donnant trop de poids aux prédateurs supérieurs.

4.2.2 Changements de niveaux trophiques d'Efficacité Ecotrophique

Sous les hypothèses 2 et 3, nous simulons une augmentation de la biomasse de certains groupes en raison d'un biais du modèle. Les variations de TL et EE sous ces hypothèses seront impactées par ce résultat influencé, c'est pourquoi nous ne les présentons pas dans ce rapport.

Concernant l'hypothèse 1, les régimes alimentaires ne changent pas. Ainsi, nous ne nous attendons pas à un changement du niveau trophique. L'Efficacité Ecotrophique est modifiée seulement pour les groupes benthiques directement impactés et probablement pour leurs proies pour lesquelles la biomasse de prédateurs diminue.

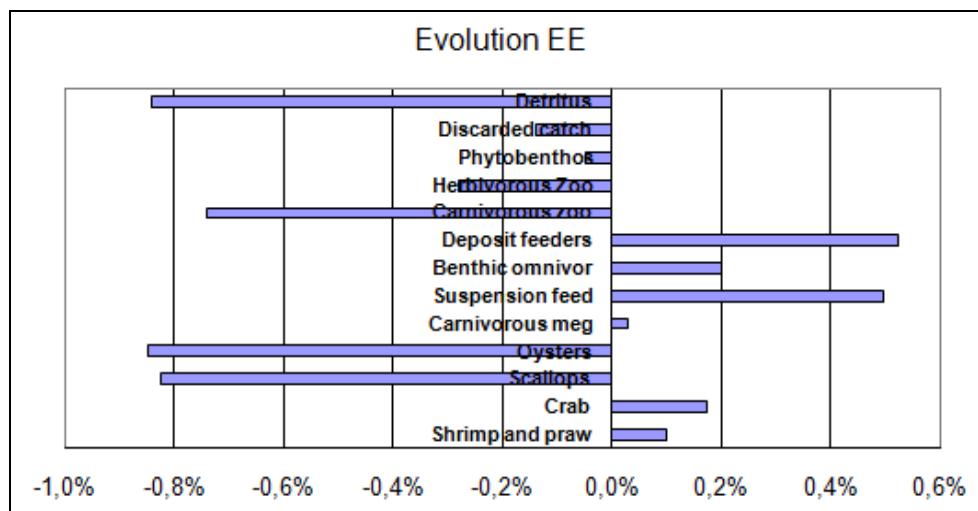


Figure 6 Evolution de EE sous l'hypothèse 1

L'Efficacité Ecotrophique des proies des groupes directement impactés diminue. Nous avons ainsi une exploitation inférieure des groupes de niveau de faible niveau trophique par l'écosystème. Au contraire, l'Efficacité Ecotrophique des groupes impactés augmente. Ceci s'explique parce que, en raison de leur raréfaction, ces groupes sont proportionnellement plus consommés par leurs prédateurs. Donc, les groupes le plus prédatés voient leur Efficacité Ecotrophique augmenter d'une façon plus significative.

4.3 Sensibilité aux hypothèses sur les régimes alimentaires: résultats EcoTroph

Le modèle EcoTroph permet d'avoir une vision plus synthétique et globale des changements de l'écosystème induits par l'extraction de granulats. Dans cette étude, les spectres de biomasse vont nous aider à interpréter et synthétiser les résultats plus détaillés décrits précédemment.

The EcoTroph model allows having a more synthetic and global vision of the ecosystem changes induced by granulates extraction. In this approach, the biomass spectra aim to help us to interpret and to synthesize the more detailed results previously described.

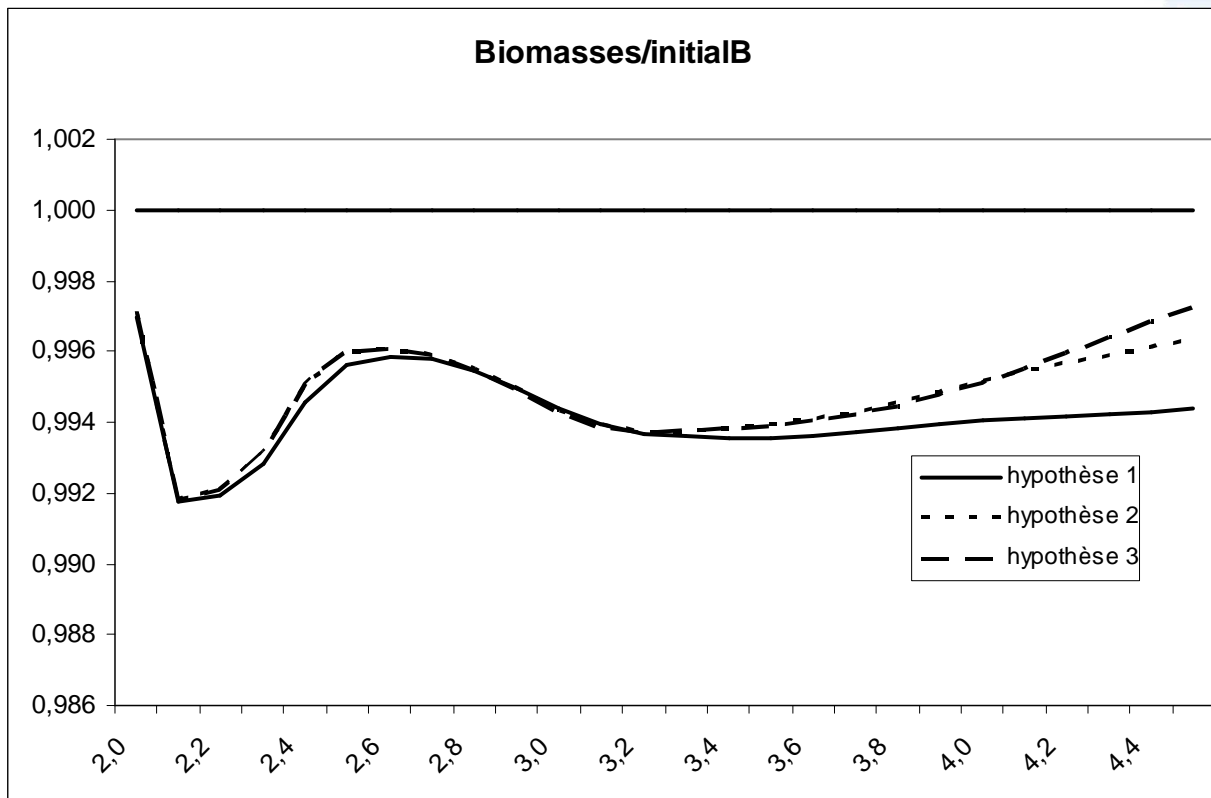


Figure 7 Ratios des spectres EcoTroph (en $t.km^{-2}$) des différentes hypothèses par rapport à l'état initial

Nous observons deux intervalles de niveaux trophiques où la perte de biomasse est plus forte. Le premier, autour des niveaux trophiques 2.1-2.3, correspond aux groupes benthiques directement impactés; c'est ainsi une perte logique et attendue. Le deuxième correspond au mégabenthos carnivore dont le niveau trophique est plus haut que celui des autres groupes directement impactés. Le spectre des proportions de biomasses montre que les scénarios 2 et 3 montrent un effet bottom-up moins fort que le scénario 1. En effet selon les hypothèses 2 et 3 la biomasse des hauts niveaux trophiques est beaucoup plus proche de celle observée dans l'état initial que sous l'hypothèse 1.

Les trois scénarios simulés décrivent des tendances semblables pour les niveaux de trophiques faibles mais les résultats diffèrent lorsque le niveau trophique augmente. Bien que l'hypothèse 3 semble plus appropriée pour décrire ce qui se déroule probablement en réalité, le comportement réel doit être compris entre ce comportement opportuniste simulé et le comportement plus sélectif décrit par l'hypothèse 1.



5. Discussion - Conclusion

Cette étude nous a permis d'éclairer une résilience possible de l'écosystème de la Manche Orientale aux extractions de granulats marins. Les résultats montrent certains des mécanismes qui pourraient être mis en place pour compenser, au moins partiellement, la perte de benthos dans l'écosystème. Cependant, cette approche de modélisation est toujours incomplète et nombreux points restent à considérer avant d'avoir d'une évaluation pertinente des impacts écosystémiques des extractions de granulats.

Au cours de ce travail nous avons été confrontés à un sévère problème de manque de données. Le but était d'évaluer l'impact potentiel des extractions de granulats sur l'ensemble de l'écosystème de la Manche Orientale et les extractions étant seulement au commencement dans mes eaux territoriales françaises, nous avons dû imaginer une surface d'extraction annuelle plausible en vue des concessions qui sont actuellement en négociation. Une façon de contourner ce problème aurait été tout d'abord de conduire une étude moins large sur un site d'exploitation particulier (le site expérimental de Dieppe pour lequel nous avons des longues séries de données par exemple), avant la généralisation des résultats en Manche Orientale. Ici nous avons simulé un impact conventionnel sur 1 % de la surface de la Manche Orientale. Autrement dit nous avons simulé un impact relatif, le réel sera probablement proportionnel à la surface impactée.

Après l'étude de la littérature scientifique, nous avons conclu que nous devons aussi choisir conventionnellement un taux réaliste d'impact global pour chaque groupe directement impacté par l'extraction. Ce taux d'impact ne peut servir en aucun cas de référence à cause de la grande gamme de valeurs que la littérature peut fournir. En outre, nous avons ajouté l'hypothèse que tous les groupes trophiques sont présents sur la totalité du secteur étudié (la Manche Orientale), en raison de l'utilisation du modèle Ecosim non spatialisé de Villanueva (2009).

Une autre limite de ce modèle est que la structure du modèle Ecosim ne permet pas de prendre en compte les phases de re-colonisation, dans le sens que les évolutions de communautés benthiques en fonction du changement d'habitat ne peuvent pas être simulées. Plus généralement, des espèces de diverses communautés benthiques sont groupées dans le même groupe trophique. Il serait donc utile de détailler les faibles niveaux trophiques pour présenter les variations de biomasses prenant en compte l'entre la variabilité des espèces en fonction du sédiment.

Dans sa version actuelle, le modèle Ecosim de la Manche Est ne semble pas adapté pour traiter des questions comme l'impact des extractions de granulats marins sur tout le réseau trophique. Il serait en particulier nécessaire de réorganiser le modèle afin d'alléger les contraintes de l'Efficacité Ecotrophic. Nous pourrions ainsi mener le même type d'études que celle décrits dans ce rapport avec un contrôle top-down moins contraignant et un modèle plus sensible au contrôle bottom-up qui semble jouer un rôle essentiel dans le cadre des transformations de l'habitat. Aussi les relations entre des groupes juvéniles et adultes devraient être prises en considération dans le modèle, comme le logiciel le permet. Ce modèle serait alors un instrument intéressant pour une étude scientifique combinant une étude approfondie de l'impact sur le réseau trophique et le développement d'une version spatialisée (au moyen d'outils comme Ecosim et Ecospace) du modèle à l'échelle de la Manche Est. Le modèle Ecospace est une version spatialisée du modèle Ecosim et cela ne peut donner des simulations réalistes qu'en ayant été calibrés au préalable sur des séries chronologiques. Autrement dit, il est possible d'avancer dans la construction d'un modèle spatialisé seulement à condition de collecter immédiatement nombreuses informations temporelles et spatiales.

À plus long terme, il serait désirable de développer un modèle prenant en compte les diverses communautés benthiques selon les divers habitats pour intégrer les scénarios de recolonisation et leurs impacts sur les régimes alimentaires des poissons. Pour le faire, il est également nécessaire d'augmenter la quantité de données disponibles sur ces questions. Finalement, il serait intéressant d'étudier l'impact des extractions de granulats marins sur l'activité de pêche et faire des projections afin de déterminer un taux d'exploitation acceptable pour l'écosystème de la Manche Est.



Bibliographie

Boyd S.E., Rees H.L. (2003) An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction into the central English Channel. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57, pp 1-16

Boyd S.E., Cooper K.M., Limpenny D.S., Killbride R., Rees H.L., Dearnalay M.P., Stevenson J; Meadows W.J., Morris C.D. (2004) Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. *Science Series Technical Report*, 121, 154p.

Chrisensen V., Pauly D. (1992) ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, No 3/4, Vol 61, pp. 169-185.

Chistensen V., Walters C.J., Pauly D. (2005) **Ecopath with Ecosim: A user's guide**. November 2005 edition, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada, 154 p.

The Crown Estate (consulté le 08/07/11) **Marine aggregates**.
http://www.thecrownestate.co.uk/marine_aggregates

Dankers P.J.T. (2002) The behavior of fines released due to dredging: A literature review. Delft University of Technology, Delft, 59p.

Desprez M. (2000) Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of eastern English Channel: short and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp 1428-1438.

Deprez M., Pearce B., Le Bot S. (2010) The biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site : Dieppe (eastern English Channel). *ICES Journal of Marine Science*, 67, pp 270-277.

Gascuel D., Pauly D. (2009), EcoTroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing, *Ecological Modelling*, 220, 21, pp 2885-2898.

Gubbay S. Marine aggregate extraction, and biodiversity, information, issues and gaps in understanding. Newark (UK) : the Wildlife Trusts and the WWF-UK, 2003, 20p.

Groot S.J. de (1996) The physical impact of marine aggregate extraction in the North Sea. *ICES Journal of Marine Sciences*, 53, pp 1051-1053

Groot S.J. de (1980) The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* L. *Journal of Fish Biology*, 16, pp 650-611.



Kenny A.J., Rees H.L. (1994) The Effects of Marine Gravel Extraction on the Macrobenthos: Early Post-dredging Recolonization. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 28., No. 7, pp. 442-447.

Newell R.C., Seiderer L.J., Hitchcock D.R. (1998) The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources in the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review*, 36, pp 127–178.

Newell R.C., Seiderer L.J., Simpson N.M., Robinson J.E. (2004) Impacts of Marine Aggregate on Benthic Macrofauna off the South Coast of The United Kingdom. *Journal of Coastal Research*, Vol 20, No1, pp115-125.

Secrétariat Général de la Mer. Extraction de granulats marins Document d'orientation pour une politique nationale. Paris : juin 2006. 83p. Version 3.0.

UNPG (2011) **Les producteurs de granulats : état des lieux.** In : Livre blanc – Carrières et granulats, pour un approvisionnement durable des territoires. pp. 12-37.

Van Dalfsen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J., Manzanera M. (2000) Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp 1439-1445.

Van Dalfsen J.A., Essink K. (2001) Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenbergiana Maritima*, 31, pp 329-332.

Van der Veer H.W., Bergman M.J.N., Beukema J.J. (1985) Dredging activities in the Dutch Waden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research*, Vol 29, No2, pp183-190.

Villanueva C.M., Ernande B., Mackinson S. (2009) **Chap 6, Réseau trophique / Trophic network** In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). Carpentier A., Martin C. S., Vaz S., INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp 547-562.



Annexe 1 : Entrées de bas des simulations

Dans ce tableau, les groupes en rouge correspondent aux groupes benthiques directement impactés; ceux en bleus correspondent aux groupes pour lesquels les biomasses ont été fixées à cause d'un problème structurel du modèle. Finalement, les groupes verts correspondent aux groupes que nous avons considérés comme non affecté par l'extraction de granulats marins.

| | Group name | Habitat area (fraction) | Biomass in habitat area (t.km ²) | Production / biomass (year) | Consumption / biomass (year) | Ecotrophic efficiency | Production / consumption | Unassimil. / consumption | Detritus import (t.km ² .year) |
|----|-------------------------|-------------------------|--|-----------------------------|------------------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|---|
| 1 | Seals | 1 | 0,0002 | 0,47 | 15,752 | | | 0,2 | |
| 2 | Toothed cetaceans | 1 | 0,0159 | 0,098 | 16,891 | | | 0,2 | |
| 3 | Seabirds | 1 | 0,018 | 0,4 | 72,12 | | | 0,2 | |
| 4 | Cuttlefish | 1 | | 3,5 | 15 | 0,6020077 | | 0,2 | |
| 5 | Squids | 1 | | 2,85 | 15 | 0,7143465 | | 0,2 | |
| 6 | Sharks | 1 | 0,307 | 0,19 | 2,37 | | | 0,2 | |
| 7 | Seabass | 1 | | 0,54 | 3,288 | 0,3642951 | | 0,2 | |
| 8 | Juvenile seabass | 1 | | 1,245 | 6,348 | 0,07530121 | | 0,2 | |
| 9 | Scad | 1 | | 0,6 | 6,025 | 0,5934432 | | 0,2 | |
| 10 | Mackerel | 1 | | 0,685 | 6,047 | 0,9573206 | | 0,2 | |
| 11 | Pilchard | 1 | | 0,988 | 7,204 | 0,3663011 | | 0,2 | |
| 12 | Sprat | 1 | | 1,852 | 10,163 | 0,280463 | | 0,2 | |
| 13 | Herring | 1 | | 0,75 | 4,6 | 0,6396808 | | 0,2 | |
| 14 | Sandeels | 1 | | 1,74 | 9,16 | 0,4 | | 0,2 | |
| 15 | John dory | 1 | | 0,862 | 4,687 | 0,5481438 | | 0,2 | |
| 16 | Sea bream | 1 | | 0,7 | 11,353 | 0,1740014 | | 0,2 | |
| 17 | Large bottom flounder | 1 | | 0,578 | 4,385 | 0,1308686 | | 0,2 | |
| 18 | Pollack | 1 | | 0,618 | 3,23 | 0,7236655 | | 0,2 | |
| 19 | Rays and dogfish | 1 | | 0,44 | 2,571 | 0,4675325 | | 0,2 | |
| 20 | Hake | 1 | | 0,9 | 4 | 0,7025521 | | 0,2 | |
| 21 | Cod | 1 | | 1,2 | 4,5 | 0,6597794 | | 0,2 | |
| 22 | Juvenile cod | 1 | | 2,268 | 6,064 | 0,1862174 | | 0,2 | |
| 23 | Whiting | 1 | | 1,07 | 4,709 | 0,9211609 | | 0,2 | |
| 24 | Juvenile whiting | 1 | | 2,136 | 10,954 | 0,1796898 | | 0,2 | |
| 25 | Gurnards | 1 | | 0,55 | 4,754 | 0,5511876 | | 0,2 | |
| 26 | Other flatfishes | 1 | | 1,2 | 5,464 | 0,5171458 | | 0,2 | |
| 27 | Dab | 1 | | 1,141 | 6,408 | 0,2400295 | | 0,2 | |
| 28 | Plaice | 1 | | 0,8 | 4,335 | 0,5006167 | | 0,2 | |
| 29 | Juvenile plaice | 1 | | 1,3 | 8,218 | 0,6604615 | | 0,2 | |
| 30 | Sole | 1 | | 0,655 | 5,063 | 0,3058659 | | 0,2 | |
| 31 | Juvenile sole | 1 | | 1,3 | 10,126 | 0,47891 | | 0,2 | |
| 32 | Mullet | 1 | | 0,5 | 5,167 | 0,6153761 | | 0,2 | |
| 33 | Small gadoids | 1 | | 1,243 | 5,167 | 0,7531457 | | 0,2 | |
| 34 | Small demersals | 1 | | 1,319 | 10,384 | 0,8 | | 0,2 | |
| 35 | Lobster | 1 | 0,013 | 1,08 | 5,85 | | | 0,2 | |
| 36 | Shrimp and prawns | 1 | 12,2384 | 1,7 | 38,46 | | | 0,2 | |
| 37 | Commercial crustaceans | 1 | | 1,01 | 7 | 0,8999999 | | 0,2 | |
| 38 | Crab | 1 | 9,98 | 1,1 | 4,841 | | | 0,2 | |
| 39 | Scallops | 1 | 1,727 | 0,9 | 10 | | | 0,2 | |
| 40 | Oysters | 1 | 2,1 | 0,904 | 35 | | | 0,2 | |
| 41 | Carnivorous mollusks | 1 | 118,9827 | 0,6 | 6,935 | | | 0,2 | |
| 42 | Suspension feeders | 1 | 22,29815 | 0,8 | | | 0,15 | 0,2 | |
| 43 | Whelk | 1 | | 1,4 | | 0,6588565 | 0,15 | 0,2 | |
| 44 | Benthic omnivores | 1 | 131,5493 | 0,9 | | | 0,15 | 0,2 | |
| 45 | Deposit feeders | 1 | 19,83841 | 2,5 | | | 0,15 | 0,2 | |
| 46 | Carnivorous zooplankton | 1 | 33,07415 | 8 | 23,33 | | | 0,2 | |
| 47 | Herbivorous zooplankton | 1 | 139,345 | 9,2 | 60 | | | 0,2 | |
| 48 | Phytoplankton | 1 | 25 | 25 | | | 0 | | |
| 49 | Phytobenthos | 1 | 75 | 75 | | | 0 | | |
| 50 | Discarded catch | 1 | 2,349 | | | | | | 0 |
| 51 | Detritus | 1 | 25 | | | | | | 0 |



Annexe 2 : Correspondances nom vernaculaires Anglais/Français :

| Nom Anglais | Nom Français |
|-------------------------|-------------------------|
| Seals | Phoques |
| Toothed cetaceans | Cétacés (à dents) |
| Seabirds | Oiseaux marins |
| Cuttlefish | Seiche |
| Squids | Calamars |
| Sharks | Requins |
| Seabass | Bar |
| Juvenile seabass | Juvénile de Bar |
| Scad | Chinchard |
| Mackerel | Maquereau |
| Pilchard | Sardine |
| Sprat | Sprat |
| Herring | Hareng |
| Sandeels | Lançon |
| John Dory | Saint-Pierre |
| Sea bream | Daurade |
| Large bottomfish | Grands poisons de fond |
| Pollack | Lieu jaune |
| Rays and dogfish | Raies et Rousettes |
| Hake | Merlu |
| Cod | Morue |
| Juvenile cod | Juvénile de Morue |
| Whiting | Merlan |
| Juvenile whiting | Merlan juvénile |
| Gurnards | Grondin |
| Other flatfish | autre poisson plat |
| Dab | Limande |
| Plaice | Plie |
| Juvenile plaice | Juvénile de plie |
| Sole | Sole |
| Juvenile sole | Juvénile de Sole |
| Mullet | Mullet |
| Small gadoids | Petits gadidés |
| Small demersal | Petits démersaux |
| Lobster | Homards |
| Shrimp and prawn | Crevettes |
| Commercial crab | Crabes commerciaux |
| Crab | Crabes |
| Scallops | Coquilles Saint-Jacques |
| Oysters | Huitres |
| Carnivorous megabenthos | Mégabenthos carnivore |
| Suspension feeders | Suspensivores |
| Whelk | Buccin |
| Benthic omnivore | Benthos Omnivore |
| Deposit feeders | Dépositivores |
| Carnivorous zooplankton | Zooplankton Carnivore |
| Herbivorous Zooplankton | Zooplankton Herbivore |
| Phytoplankton | Phytoplancton |
| Phytobenthos | Phytobenthos |