

MASTER 2 ECOLOGIE

SPECIALITE

**Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes Marins
(FOGEM)**

**Co-habilitation entre l'Université des Sciences et Technologies de Lille (Lille 1) et
l'Université du Littoral Côte d'Opale (ULCO)**

Année 2012-2013

Définition et quantification des fonctions écologiques dans le golfe Normano-Breton

**Une étape dans l'évaluation des biens et des services
écosystémiques d'une future Aire Marine Protégée**

Jennifer Schoenn

**Encadrants :
Éric Thiébaud
Patrick Le Mao**

Équipe Diversité et Connectivité dans le Paysage Marin Côtier
UMR 7144 Adaptations et Diversité en Milieu Marin
Station Biologique de Roscoff

Remerciements

Je remercie tout particulièrement Eric Thiébaud et Patrick Le Mao, mes co-encadrants, qui m'ont fait confiance pour effectuer ce stage de fin d'étude avec eux, et m'offrent l'opportunité de poursuivre ce travail dans le cadre du programme Valmer. Je les remercie pour tout ce qu'ils m'ont appris et pour l'aide qu'ils m'ont apportée tout au long du stage.

Je remercie sincèrement Claire Rollet qui m'a réconciliée avec la cartographie et qui m'a accordé beaucoup de son temps. Je te remercie pour tes bons conseils et ta disponibilité mais aussi pour ta patience et ta gentillesse.

Je remercie également Pedro Cabral qui nous a grandement aidé à finaliser la carte et a répondu présent dès que nous avons besoin de lui. Merci pour ta sympathie et ta disponibilité.

Je tiens aussi à remercier Valérie Gentilhomme qui, tout au long de ces 2 dernières années, a fait un travail extraordinaire d'encadrante de master. C'est en partie grâce à elle que j'ai pu obtenir ce stage avec les opportunités qui l'accompagnent et pour cela je l'en remercie.

Je remercie également toute l'équipe de l'Ifremer Dinard qui m'a très chaleureusement accueillie et que je suis ravie de retrouver dès septembre prochain.

Merci aussi à toutes les personnes qui collaborent au projet Valmer pour leur gentillesse et pour le partage de leurs connaissances. Au plaisir de travailler à nouveau avec vous très prochainement.

Je remercie mes collègues de bureau Aline Migné, Céline Houbin, Sophie Martin et Eric Thiébaud pour leur bonne humeur au quotidien et l'ambiance qui régnait au bureau. Merci Céline de m'avoir permis de sortir un peu du bureau et de m'avoir fait prendre conscience que je n'ai pas le pied marin...

Je remercie également tous mes autres collègues de la pause café de l'équipe DIVCO et RETROPROD pour leur convivialité et ces nombreux fous rires.

Je tiens aussi tout particulièrement à remercier ceux sans qui ce stage aurait été différent ; Doriane, François le belge, Fanny, Agnès, Erwann, Gabin et tous les autres stagiaires et thésards.

Je remercie aussi sincèrement ma famille et en particulier ma maman qui m'a toujours soutenue et qui croit en moi. Merci pour tout. Merci également à toi, Kévin, qui est toujours là pour moi et qui, malgré la distance, m'apporte un soutien quotidien inestimable.

Liste des acronymes utilisés dans le rapport

AREVAL : Association pour la REcolte et la VALorisation de la crépidule en Bretagne Nord

B&S : Biens et services

CDB : Convention sur la Diversité Biologique

CGDD : Commissariat Général au Développement Durable

DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

DEB : Direction de l'Eau et de la Biodiversité

EEA : European Environmental Agency

EFESE : Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques

EUNIS : European Nature Information System

FE : Fonction(s) écologique(s)

GNB : Golfe Normano-Breton

InVEST : Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs

MEA : Millenium Ecosystem Assessment

MEDDE : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie

MRH : Modèle Risque pour les Habitats

MSP : Marine Spatiale Planification

P/B : Production/Biomasse

PBI : Programme Biologique International

PS : Poids Sec

SCEP : Study of Critical Environmental Problems

SE : Service(s) écosystémique(s)

SIG : Système d'Information Géographique

TEEB : The Economy of Ecosystem and Biodiversity

Valmer : Valuing Marine Ecosystem Services

WP1 : Work Package 1

Sommaire

I. Introduction.....	1
II. Matériels et méthodes.....	5
1. Zone d'étude.....	5
1.1. Présentation générale du golfe Normano-Breton.....	5
1.2. Cas d'une pression dans le golfe Normano-Breton : La crépidule.....	7
2. Cartographie des habitats benthiques du golfe Normano-Breton.....	8
2.1. Sources des données.....	8
2.2. Typologie des habitats EUNIS.....	8
2.3. Traitements géomatiques.....	10
3. Définition des fonctions écologiques et des services écosystémiques.....	11
III. Résultats.....	12
1. Cartographie des habitats benthiques.....	12
1.1. Habitats du golfe Normano-Breton.....	12
1.2. Carte de compilation des habitats benthiques du golfe Normano-Breton.....	13
1.3. Surface des habitats du golfe Normano-Breton.....	13
2. Définitions des fonctions écologiques et services écosystémiques dans le golfe Normano-Breton.....	13
2.1. Les fonctions écologiques.....	13
2.2. Les services écosystémiques.....	16
2.3. Relations fonctions écologiques/habitats dans le golfe Normano-Breton.....	17
3. L'effet d'une perturbation sur les biens et services écosystémiques : le cas de l'espèce invasive <i>Crepidula fornicata</i>	28
3.1. Cartographie de la crépidule dans le golfe Normano-Breton.....	28
3.2. Effets de la crépidule sur les fonctions écologiques.....	28
3.2.1. Dynamique et stabilité sédimentaire.....	28
3.2.2. Cycles biogéochimiques.....	30
3.2.3. Production primaire.....	31
3.2.4. Production secondaire.....	31
3.2.5. Contrôles biologiques.....	32
3.2.6. Relations trophiques et interactions biotiques.....	33
3.2.7. Formation d'habitats biogènes et impact sur la diversité spécifique.....	34
3.2.8. Nourriceries et frayères.....	35
3.3. Effets de la crépidule sur les services écosystémiques.....	35
IV. Discussion.....	36
1. Cartographie des habitats benthiques.....	36
2. Fonctions écologiques et services écosystémiques.....	37
3. Cas de la crépidule.....	39
4. Perspectives.....	40
V. Bibliographie.....	41

Annexe 1 : Différentes sources utilisées pour la cartographie des habitats benthiques du golfe Normano-Breton

Annexe 2 : Représentation schématique du modèle risque pour les habitats – Mise au point de la carte des habitats benthiques du golfe Normano-Breton.

I. Introduction

Ces dernières années la protection et la conservation des zones naturelles et de la biodiversité sont devenues des préoccupations importantes tout à la fois pour l'opinion publique, les politiciens et les gestionnaires. Ainsi, de nombreuses initiatives nationales, européennes et internationales ont vu le jour dès les années 70 avec l'étude des problèmes critiques d'environnement (SCEP, 1970), la convention de Ramsar sur la conservation des zones humides (1971) et le programme biologique international (PBI, 1976), et plus récemment avec la Convention sur la Diversité Biologique (CDB, 1992) (Townsend et al., 2011) ou encore différentes directives européennes : Directive Oiseaux (1979), Directive Habitats (1992) ou Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (2012). Initialement basées sur une conservation d'espèces ou d'habitats à forte valeur patrimoniale, il est apparu évident au fil du temps qu'une gestion et une conservation efficace des écosystèmes requièrent avant tout de bonnes connaissances sur leur fonctionnement.

Parallèlement à cet engouement pour la protection de la nature, le concept de services écosystémiques (SE) est apparu à la fin des années 70 (Gómez-Baggethun et al., 2010) dans une vision utilitariste des bénéfices des fonctions écologiques (FE) de façon à accroître l'intérêt public dans la conservation de la biodiversité (Westman, 1977 ; Ehrlich et Ehrlich, 1981 ; de Groot, 1987 *in Gómez-Baggethun et al., 2010*). Depuis, ce terme de SE est retrouvé dans de plus en plus de publications (Beaumont et al., 2008 ; de Groot et al., 2012) et l'estimation de leur valeur économique suscite un intérêt grandissant (Costanza et al., 1997).

L'évaluation des SE reste complexe. Malgré l'existence de différentes méthodes d'évaluation (méthodes d'évaluation contingente, des prix hédoniques, du comportement d'évitement, des coûts évités, des coûts du trajet, etc...), aucune ne fait l'unanimité à ce jour (de Groot et al., 2010). Fréquemment, l'expression des SE en termes monétaires est privilégiée mais présente un risque important de négliger certains SE ou de leur donner un poids moins important lors des prises de décisions (Costanza et al., 1997).

Deux initiatives récentes ont pourtant largement contribué à populariser cette démarche. D'une part, le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, « Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire » en français) a mené des travaux entre 2001 et 2005 qui avaient pour objectif d'évaluer les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur le bien-être de l'Homme à travers

une approche SE et d'établir une base scientifique des actions requises pour renforcer la conservation des écosystèmes et leur exploitation durable, et maintenir leur contribution au bien-être humain (MEA 2003, 2005). Dans cette évaluation, l'Homme fait partie intégrante des écosystèmes et influe sur leur fonctionnement. De ce fait, une bonne connaissance des habitats naturels devrait permettre d'estimer les effets des activités anthropiques et des perturbations naturelles sur les écosystèmes et/ou de mettre en place des outils de gestion et de conservation adaptés. D'autre part, en 2007, le G8 a lancé une étude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB). Le TEEB intègre l'économie dans la nature (de Groot et al., 2012) et tente d'évaluer les bénéfices et les coûts économiques liés aux usages de la biodiversité et de son déclin à travers l'intégration des valeurs économiques de la biodiversité et des SE rendus par les écosystèmes. Malgré les mesures et les recommandations émises par le TEEB, force est de constater que la biodiversité est en décroissance (TEEB Synthesis, 2010). Cette étude souligne l'importance d'agir rapidement pour éviter une dégradation des écosystèmes et l'atteinte d'un point de non retour pour les milieux et leur capacité à produire des SE.

Si l'attribution d'une valeur, monétaire ou non, aux SE est de plus en plus utilisée par les politiciens et/ou les gestionnaires, c'est en partie pour sa contribution dans les prises de décisions de planification : elle sert ainsi d'outil d'aide à la gestion (Beaumont et al., 2008 ; de Groot et al., 2012). Par cette quantification des services, la nature, et tout ce qu'elle apporte à l'Homme, prend une place au sein de l'économie et du développement des sociétés. Cette vision, sur laquelle s'est basé le MEA, est totalement anthropocentrée par rapport à la conservation de la biodiversité puisqu'elle ne considère une protection de l'environnement uniquement dans la mesure où celle-ci répond à des besoins pour les êtres humains et les générations futures (Maresca et al., 2011). L'approche anthropocentrée ou utilitariste s'oppose à une conception biocentrée ou écocentrée qui met en avant la valeur en soi de la protection de la biodiversité (Blandin, 2009). L'exercice de recensement des SE devient alors litigieux vis-à-vis des multiples enjeux (écologiques, socio-économiques).

Tous les écosystèmes, qu'ils soient terrestres, côtiers ou marins, génèrent des biens et des services écosystémiques (B&S) dont l'Homme tire des bénéfices (Costanza et al., 1997 ; MEA, 2005, de Groot et al., 2012) et qui ont une importance écologique, socio-culturelle et économique non négligeable dans les sociétés humaines (de Groot et al., 2012). Comme le montre la figure 1, les SE sont générés par les fonctions écologiques (FE) qui sont elles-mêmes dépendantes des structures physiques et des processus biologiques supportés par les habitats. Ainsi, toute

perturbation de ces derniers impactera positivement, négativement ou de façon neutre la production de ces B&S et à terme le bien-être des Hommes.



Figure 1: Relations entre les habitats, les FE et les SE

Entre les entités présentées sur la figure 1, il existe des liens étroits qui sont de nature non bijective. Cela signifie qu'un seul habitat peut être à l'origine d'une ou plusieurs fonctions écologiques, et qu'une FE peut être supportée par un ou plusieurs habitats. De la même façon, une FE peut contribuer à une ou plusieurs SE et un service peut être assuré par une ou différentes FE (figure 2).

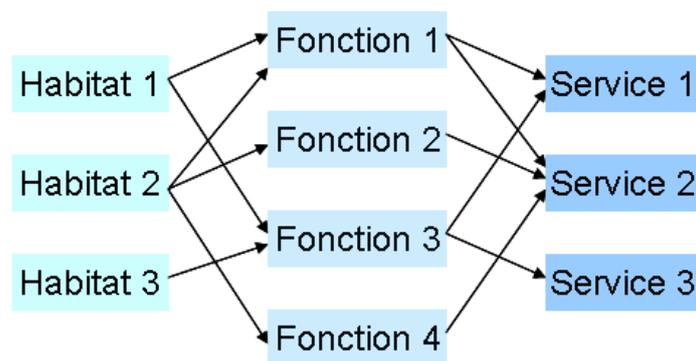


Figure 2 : Relations non bijectives entre les habitats, les FE et les SE

Les relations entre ces 3 entités majeures peuvent être très complexes, d'autant plus qu'il existe de multiples classifications et définitions des FE et SE dans l'ensemble de la littérature. Néanmoins, les plus courantes sont celles formulées par le MEA. Ainsi, les FE se définissent comme les processus biologiques de fonctionnement et de maintien de l'écosystème alors que les SE sont les bénéfices que l'Homme retire de ces processus biologiques (Costanza et al., 1997 ; MEA, 2005). De ce fait, le terme de SE est généralement interprété comme la contribution de la nature dans l'approvisionnement de B&S (Barbier et al., 2011). Par conséquent, sans demande de la part des humains il n'y aurait pas de SE (Granek et al., 2009). De plus, il est important de bien dissocier les FE des SE lors des études d'évaluation et d'estimation des B&S écosystémiques. Si ces 2 catégories ne sont pas distinctes et clairement définies au préalable, le risque de double comptage devient important et fausse les résultats de quantification.

Le MEA a identifié 31 SE différents, terrestres et marins, qui sont subdivisés en 4 grandes catégories à savoir (MEA, 2005) :

- (1) les services d’approvisionnement qui correspondent aux produits obtenus à partir des écosystèmes et utilisés par l’homme (e.g. nourriture, fibre),
- (2) les services de régulation qui sont les bénéfices tirés de la régulation des processus écologiques (e.g. climat, qualité de l’eau),
- (3) les services culturels qui sont les bénéfices non matériels obtenus par les hommes à partir des écosystèmes (e.g. récréation, valeur spirituelles)
- (4) les services de support qui sont les services nécessaires à la réalisation des services précédents mais ne procurent pas de bénéfices directs aux populations humaines (e.g. cycles des nutriments, pollinisation).

Ces 4 grandes catégories de SE sont classiquement retrouvées chez la plupart des auteurs (Beaumont et al., 2008 ; Limburg, 2009 ; de Groot et al., 2010 ; Townsend et al., 2011). En règle générale, les services de régulation et de support existent et sont réalisés sans intervention humaine alors que les autres services d’approvisionnement et culturels requièrent bien souvent une participation anthropique afin d’en retirer les bénéfices, en plus des processus naturels. Concernant spécifiquement le milieu marin, Beaumont et al. (2007) ont identifiés 13 SE.

En France, une démarche similaire à celle du MEA a été entreprise dans le cadre du projet d’ « Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques » (EFESE) lancé en janvier 2012 par la Direction de l’Eau et de la Biodiversité (DEB) et le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) du Ministère de l’Ecologie, du Développement Durable et de l’Energie (MEDDE). Le « MEA France » se subdivise en 3 phases : (1) une phase 1 incluant l’identification et la description des FE en lien avec les services de régulation et de support, l’élaboration d’une typologie des milieux et l’élaboration de pistes pour les indicateurs de FE, (2) une phase 2 de validation des indicateurs de mesure des FE proposés dans la phase 1 et (3) une phase 3 de test des indicateurs sur des cas pilotes sur différents milieux et à différentes échelles avec un affinement de la typologie (MEEDDM/MNHN, 2010). Dans ce projet français, seules 3 catégories de SE sont prises en compte dans la mesure où les services de support sont considérés comme des FE. Par ailleurs, dans cet exercice, le milieu marin est largement sous représenté en raison d’une méconnaissance de la distribution des habitats à l’échelle des eaux sous juridiction française et des fonctions qui leur sont associées.

L'objectif de ce présent rapport est de contribuer à la mise au point d'une méthodologie visant à établir les liens entre les habitats, les FE et SE et d'appliquer cette méthode à une zone d'étude particulière, le golfe Normano-Breton (GNB). Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet franco-britannique Valmer (Valuing Marine Ecosystem Services) qui est financé par le programme Interreg IVa – Manche et coordonné par l'Université de Plymouth (Angleterre). Démarré en septembre 2012 et pour une durée de 3 ans, le projet Valmer prévoit de développer de nouvelles méthodologies d'évaluation des SE marins en vue de favoriser une gestion à la fois intégrée et durable des écosystèmes. Au total, 6 sites d'études sont concernés par le projet, dont 3 en France (i.e. Parc Naturel Marin d'Iroise, golfe du Morbihan et golfe Normano-Breton), et intègrent des problématiques et des contextes socio-économiques différents. Dans le cadre du GNB, le projet Valmer va contribuer à la réalisation d'un document d'objectifs pour la création envisagée d'un futur parc naturel marin et l'étude à suivre s'intègre dans le groupe de travail WP1 qui se concentre sur l'estimation écologique des SE. La complexité des écosystèmes marins et côtiers (Townsend et al., 2011), le manque de connaissances sur ces milieux et leur fonctionnement ainsi que l'augmentation perpétuelle des pressions qu'ils subissent en font des zones particulièrement vulnérables pour lesquelles une gestion durable et raisonnée est indispensable (Granek et al., 2009).

La méthodologie développée durant ce stage a été la suivante : (1) lister et cartographier à l'aide de la typologie des habitats EUNIS (EUropean Nature Information System) tous les habitats représentatifs du GNB, (2) définir les FE et les SE tels qu'ils seront employés dans ce travail, (3) estimer qualitativement les liens entre les habitats et les FE au sein du GNB, et enfin (4) illustrer les impacts, positifs et négatifs, sur les FE et la production de B&S d'une pression d'origine anthropique majeure dans le GNB, le développement de la crépidule, espèce invasive dans le golfe.

II. Matériels et méthodes

1. Zone d'étude

1.2. Présentation générale du golfe Normano-Breton

Le golfe Normano-Breton (GNB) se situe en Manche occidentale (figure 3). Il constitue une zone supportant des activités humaines importantes et diverses (pêches, conchyliculture, extraction d'agrégats, tourisme, activités portuaires et industrielles, production d'énergie

électrique) (Le Hir et al., 1986) et est également le réceptacle de sources de perturbations d'origine continentales (eaux usées, eutrophisation). La partie terrestre est à cheval sur 3 départements français, à savoir les Côtes d'Armor (22), l'Ille et Vilaine (35) et la Manche (50). En mer les limites peuvent être représentées par des alignements allant des Héaux de Bréhat jusqu'à l'est de la Fosse des Casquets pour la limite ouest et du Cap de la Hague jusqu'à l'est de la Fosse des Casquets pour la limite est. La surface de cette zone est de l'ordre de 14 000 km² et la bande littorale du golfe est d'environ 450 km (Trigui, 2009).

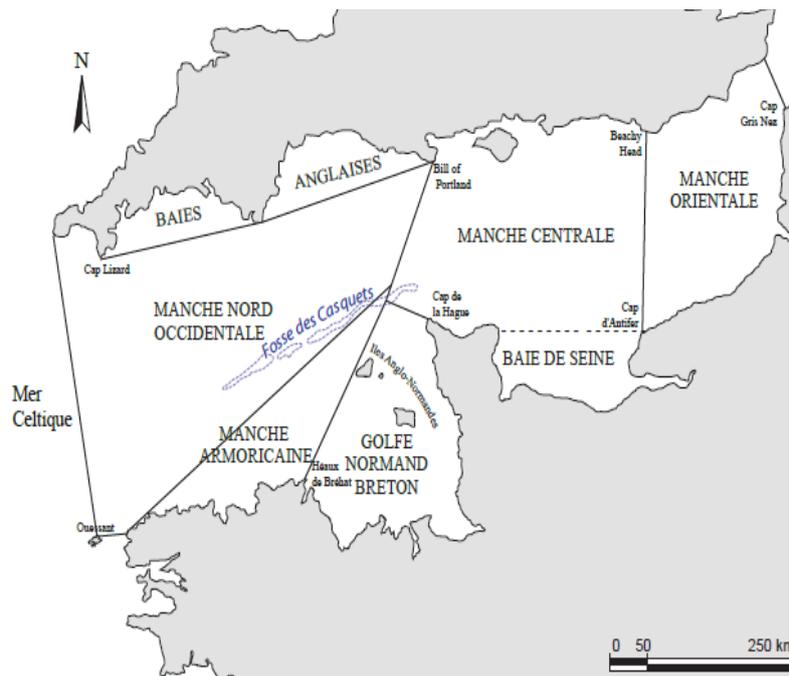


Figure 3 : La Manche et ses différents compartiments (d'après Holme 1966).

Le GNB est caractérisé par de fortes irrégularités topographiques. C'est une zone qui comprend de nombreuses îles (Guernesey, Jersey, Sercq, Aurigny, Chausey) ainsi qu'une multitude de platiers rocheux (les Minquiers, les Ecréhoux, les Roche Douvres) mais aussi des côtes à falaises, des estrans découverts, des polders, des cordons dunaires et des havres (Orbi et Salomon, 1988). Cette topographie influence fortement la circulation et les houles, d'autant plus que la bathymétrie de cette zone n'excède pas les 60 m de profondeur en général.

Les marées semi-diurnes de régime mégatidal (marnage > 8m) avec des amplitudes de marées exceptionnelles sont représentatifs de l'hydrodynamisme du GNB. Au sein de la baie du Mont Saint Michel, il est possible de retrouver un des plus forts marnages du monde atteignant jusqu'à 14 m lors des grandes marées d'équinoxe. Par ailleurs, la circulation résiduelle dans le GNB est typiquement marquée par la présence de tourbillons cycloniques ou anticycloniques

autours des îles anglo-normandes (Guernesey, Jersey) ou à proximité des caps (Salomon et al., 1991).

Les facteurs topographiques et hydrodynamiques décrits précédemment ont des répercussions majeures sur la répartition des sédiments dans la zone du GNB et *in fine* sur la distribution des peuplements benthiques (Retière, 1979 ; Trigui, 2009). De manière générale, les fonds du golfe se composent d'éléments grossiers qui tendent à s'affiner à mesure que l'on se rapproche des côtes. Ainsi il est possible de retrouver presque tous les types de sédiments (grossiers, sables fins, vases) sur l'ensemble de la zone d'étude dans des proportions plus ou moins importantes.

1.2. Cas d'une pression dans le golfe Normano-Breton : La crépidule

L'espèce invasive *Crepidula fornicata* (L.) est un mollusque gastéropode filtreur vivant sous la forme d'un empilement de plusieurs individus appelé chaîne. La crépidule est originaire des côtes nord Atlantique de l'Amérique et a été introduite accidentellement en Europe dans les années 1870 avec l'importation de l'huître américaine (*Crassostrea virginica*) au sud de l'Angleterre puis l'huître plate (*Ostrea edulis*) et de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) (Blanchard, 2009). Ces importations ont principalement été réalisées dans une optique de développement de production ostréicole et se sont combinées à l'introduction d'espèces accompagnatrices dont la crépidule. En France, elle a été observée pour la première fois dans les années 30 au niveau des rias de Bretagne sud lors des premiers essais d'ostréiculture (Blanchard, 2009).

Aujourd'hui la crépidule est présente sur l'ensemble du littoral français avec des concentrations maximales observées dans une frange de 0 à 20 m de profondeur (Blanchard, 1995) et une préférence pour les fonds meubles (Barnes et al., 1973 ; Montaudoin et Sauriau, 1999). Cependant, c'est au sein du GNB que sa prolifération est la plus spectaculaire (Blanchard, 2009). La dispersion naturelle des larves pélagiques et la dissémination des chaînes d'adultes engendrées par les activités de pêches aux engins traînants (dragues et chaluts) favorisent la prolifération rapide de l'espèce (Blanchard, 2009).

Ainsi, au début du 21^{ème} siècle, les stocks de crépidules atteignaient 150 000 tonnes dans la baie du Mont Saint Michel et 250 000 tonnes en baie de Saint Briec avec des biomasses atteignant fréquemment 10 kg.m⁻² (Blanchard, 2006).

2. Cartographie des habitats benthiques du golfe Normano-Breton

2.1. Sources des données

La cartographie des habitats benthiques du golfe Normano-Breton utilisée comme support à l'analyse des (SE) résulte de la compilation de nombreuses cartes de référence. Dans un premier temps, l'inventaire des données cartographiques existantes sur le site d'étude a permis de lister (Annexe 1) des cartes historiques de peuplements benthiques (Cabioch et al., 1968 et 1979 ; Guillaumont et al. 1987, Thouzeau et al. 1992), des cartographies spécifiques à la répartition des crépidules (Blanchard, 1995), des cartes plus récemment produites dans le cadre du projet Rebent (Rollet et al., 2012) ou d'inventaires d'habitats remarquables comme les herbiers (Rollet (Coord.), 2008 ; Jackson, 2003). Lorsqu'aucune donnée d'habitats benthiques n'était directement disponible, des cartographies morphosédimentaires (Augris et al. 2006 et 2008 ; Bonnot-Courtois et al., 1986 ; Bouvier, 1993) et la cartographie prédictive des habitats physiques des fonds marins (Hamdi et al., 2010) ont été retenues comme référence pour compléter la cartographie. L'ensemble de ces références est très hétérogène, que ce soit par les dates de production et les méthodes mises en œuvre, par l'étendue cartographique, les informations plus ou moins détaillées que ces cartes présentent ou encore leur échelle qui peut varier de 1/5 000 à 1/180 000 (Croguennec et al., 2011).

Dans un second temps, devant l'hétérogénéité des données disponibles, il a fallu faire des choix concernant (1) les cartographies de référence à retenir et à prioriser ; (2) le niveau de précision de la typologie d'habitats utilisée, et les habitats sur lesquels l'évaluation des SE serait faite ; (3) le niveau de généralisation cartographique à retenir en vue d'assurer une représentation cohérente à l'échelle du site. Les surfaces occupées par chaque habitat retenu pour ce projet seront calculées à partir de la carte produite. Au final, la carte d'habitats benthiques produite est un compromis issu des choix qui ont dû être fait pour satisfaire les objectifs du projet. Elle ne devra pas être réutilisée en dehors de celui-ci.

2.2. Typologie des habitats EUNIS

Préalablement à la construction de la carte, un travail de normalisation des données a été entrepris. Pour chacune des cartes, les légendes fournies par les auteurs ont été transposées en typologie EUNIS 2004. La typologie EUNIS (EUropean Nature Information System) est un système de classification hiérarchisé des habitats européens basé sur des critères abiotiques et biotiques (Connor et al., 2004). Ce système a pour but de fournir, à l'échelle de l'Europe, un outil

harmonisé dans la description et la collecte de données par l'utilisation de critères d'identification de l'ensemble des habitats, naturels et artificiels, terrestres, dulçaquicoles et marins. Le système EUNIS comprend 6 niveaux de classification des habitats avec une précision croissante dans la description des caractéristiques de l'habitat (figure 4). En fonction du niveau de précision retenu, un code spécifique est attribué à un habitat donné (EEA, 2004 ; Connor et al., 2004).

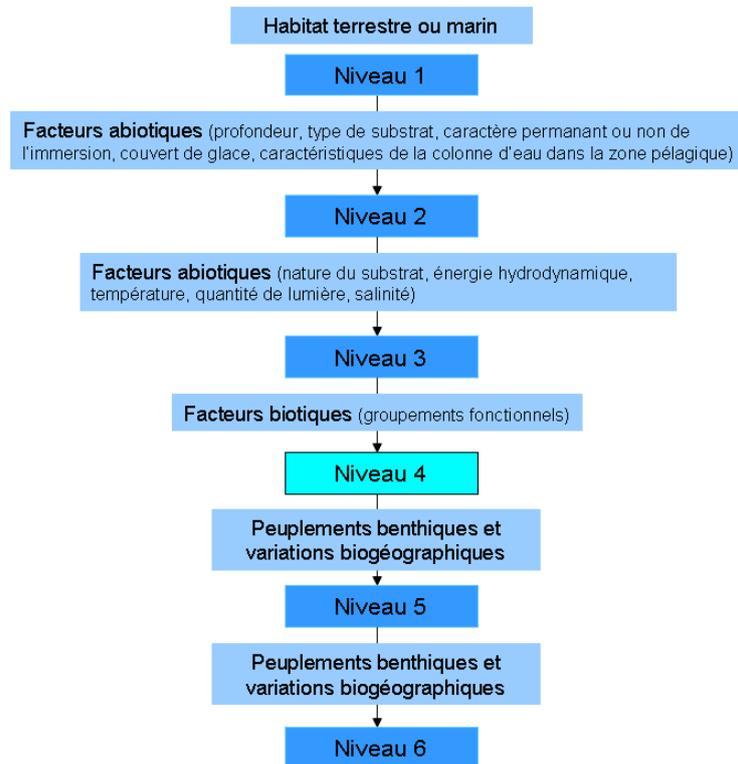


Figure 4 : Représentation schématique de la typologie des habitats EUNIS

Le choix d'utiliser la typologie EUNIS (EUropean Nature Information System) pour la classification des habitats benthiques permet d'harmoniser les différentes cartographies existantes. Une compilation des cartes d'habitats en Manche occidentale selon la typologie EUNIS était déjà disponible. Toutes les autres cartes du secteur ont été traduites selon EUNIS avec l'expertise des benthologues de la Station biologique de Roscoff et de la Station Ifremer de Dinard.

Pour le travail cartographique de cette étude, il a été décidé de se limiter au niveau 4 de la typologie EUNIS où la distinction est basée sur les facteurs abiotiques et dans une moindre mesure sur la notion de groupement fonctionnel d'espèces. Ce choix est un compromis. Il est justifié par le fait qu'à ce niveau de classification il existe suffisamment de données disponibles permettant de caractériser les habitats présents sur la zone d'étude. D'autre part, le niveau 4 d'EUNIS inclut des caractéristiques biotiques qui auront leur importance dans le fonctionnement des écosystèmes et dans l'approvisionnement des biens et services écosystémiques sans pour

autant présenter un niveau de précision excessif au regard des connaissances actuelles sur ce fonctionnement.

Une fois le système de classification des habitats choisi, les légendes de toutes les cartes ont été transposées en typologie EUNIS et se sont vues attribuer un code selon les caractéristiques biotiques et abiotiques du milieu. Cette transposition des légendes s'est basée sur d'importantes recherches bibliographiques, sur des données historiques ou encore sur les dires d'experts (Le Mao et Thiébaud, comm. pers.). Les codes habitats obtenus ont été traduits en français à partir du dictionnaire des habitats EUNIS rédigé par Connor et al. (2004) et Thouin, 2008. Certaines zones ne présentant pas ou peu d'intérêt particulier quant à la fourniture de biens et de services écosystémiques à l'échelle de l'ensemble du golfe de par leur faible superficie, n'ont pas été retenues (e.g. : hauts de plages).

2.3. Traitements géomatiques

Les données issues des cartes historiques et des modélisations d'habitats du golfe devaient être accessibles en couches SIG (système d'information géographique) de façon à pouvoir les travailler avec des outils de géomatiques (ArcGIS 10.1). Une partie de ces couches a été récupérée sur le site Sextant de l'Ifremer (<http://www.ifremer.fr/sextant/fr>) alors que d'autres couches l'ont été directement de l'Ifremer LERBN.

Différentes difficultés qui sont listées ci-dessous ont été rencontrées dans le traitement des données cartographiques et ont fait l'objet de choix dans la présente étude. Toutes ces opérations ont été réalisées après concertation entre écologues et géomaticiens de façon à valider les choix et assurer l'uniformisation et la cohérence des données à l'échelle du golfe normano-breton.

(1) Sur les secteurs où aucune donnée cartographique d'habitats benthiques n'était disponible (sud du golfe, autour des îles normandes et anglo-normandes et partie nord du site d'étude), les experts ont défini les délimitations d'habitats à partir des cartographies morpho-sédimentaires (Augris et al., 2006 et 2008 ; Bonnot-Coutois et al., 1986 ; Bouvier, 1993) et de la cartographie prédictive des habitats physiques des fonds marins (Hamdi et al., 2010).

(2) L'utilisation de différentes sources pour réaliser une carte unique de synthèse a souvent conduit à faire des choix importants sur la priorisation de données les unes par rapport aux autres.

(3) Certains habitats, ont été délibérément remplacés par un autre habitat plus représentatif à l'échelle du golfe (e.g. : A2.11 = « Rivages de cailloutis et de gravier » est devenu A2.22 = « Rivages sableux mobiles, stériles ou dominés par des amphipodes »). Les représentations de certains milieux issus de plusieurs sources ont dû être uniformisées.

(4) Le maërl a été représenté de deux niveaux de précision différents puisque les données de la compilation des habitats de la Manche occidentale sont issues de prélèvements à la benne et la couche maërl d'Augris provient d'images sonar à balayage latéral. Ces deux représentations ont dû être uniformisées sous forme de patatoïdes. Une autre difficulté rencontrée avec le maërl est la définition exacte du maërl. En effet, le maërl peut être mort ou vivant et lorsqu'il est vivant il peut être plus ou moins endommagé. Toutefois, ce n'est pas parce qu'un banc est en bon état qu'il constitue un meilleur habitat pour la biodiversité qu'un banc partiellement endommagé (P. Le Mao et E. Thiébaud, Comm. Pers.). Ces différences d'état de condition n'ont pas été prises en compte dans cette étude.

(5) La distinction entre les étages infra- et circalittoraux n'est pas toujours simple dans le golfe. Pour cette raison, dans le cas des roches, seules les distinctions entre les « Roches toujours immergées » (i.e. A3 = roches et autres substrats durs dans la zone circalittorale/A4 = roches et autres substrats durs dans la zone sublittorale) et les « roches découvrantes » (i.e. A1 = roches et autres substrats durs dans la zone intertidale) ont été faites.

(6) Concernant la répartition de la crépidule, aucune couche SIG récente couvrant l'ensemble du site n'était disponible. De ce fait, celle utilisée dans cette exercice est la « cartographie de la crépidule (*Crepidula fornicata*) dans le golfe Normano-Breton – 1993-1994 » de Noel et al. (1995) car elle couvre à la fois la baie de Saint-Brieuc, la baie du Mont Saint-Michel et l'ouest Cotentin.

3. Définition des fonctions écologiques et des services écosystémiques

La définition et la qualification des FE et SE sont sujettes à de nombreux problèmes. Dans la littérature, chaque auteur tend à utiliser sa propre liste, non standardisée, de FE ou de SE avec, bien souvent, des définitions différentes. Par ailleurs, il existe également des confusions dans l'idée même de ce que doit être une FE ou un SE. Selon les sources, ces derniers pourront être rangés soit dans les FE soit dans les SE. Il est possible d'illustrer cette confusion avec le cas des nourriceries de poissons qui sont une FE pour Barbier et al. (2011) alors que pour de Groot et al. (2010) il s'agit d'un SE. Enfin, certains services tels que les services de transport ont suscité des questionnements. D'un point de vue écologique, de tels services ne sont pas écosystémiques dans la mesure où le fonctionnement de l'écosystème n'aura pas d'influence sur sa réalisation : il sera assuré quel que soit l'état et la nature du milieu. Cette catégorie de services n'a donc pas été retenue dans l'étude.

Dans le cadre de ce rapport, un important travail de recherche bibliographique a été entrepris afin (1) de bien qualifier avant toute chose chacune des fonctions et services qui seront utilisés par la suite, (2) de caractériser les FE des différents habitats sédimentaires du GNB et (3) d'identifier le lien entre la présence de crépidule, les FE et les SE dans le GNB.

III. Résultats

1. Cartographie des habitats benthiques

1.1. Habitats du golfe Normano-Breton

Au total, 17 habitats dont la nomenclature figure dans le tableau 1, ont été retenus sur l'ensemble de la zone du GNB.

Tableau 1 : Liste des habitats benthiques présents dans le golfe Normand-Breton, dénomination selon la typologie EUNIS niveau 4 et surface des habitats en km²) (* d'après EEA, 2004 ; code couleur associé à la carte de la figure 5)

Code EUNIS 2004*	Code couleur	Définition en français	Surface (en km ²)
Zone littorale			
A1		Roche et autres substrats durs dans la zone intertidale	74,08
A2.22		Rivages sableux mobiles stériles ou dominés par des Amphipodes	2,95
A2.23		Rivages de sable fin dominés par des Amphipodes ou des Polychètes	309,48
A2.24		Rivages de sable vaseux dominés par des Polychètes ou des Bivalves	138,48
A2.31		Rivages vaseux dans la partie moyenne des estuaires dominés par des Polychètes ou des Bivalves	1,37
A2.5		Prés salés marins	58,35
A2.61		Herbiers à [Zostera noltei]	0,52
A2.71		Récifs de [Sabellaria] dans la zone intertidale	1,40
Zone subtidale			
A3/A4		Roche et autres substrats durs dans la zone infralittorale/circalittorale	355,57
A4.13		Mélange de communautés à épibiose sessile sur cailloutis dans la zone circalittorale	3157,55
A4.21		Echinodermes et communauté encroûtantes sur cailloutis dans la zone circalittorale	1732,69
A5.13		Sédiment grossier dans la zone circalittorale	2265,78
A5.23		Sable fin dans la zone infralittorale	370,61
A5.24		Sable vaseux dans la zone infralittorale	124,10
A5.43		Sédiment hétérogène dans la zone infralittorale	1009,48
A5.51		Bancs de maërl	305,28
A5.53		Herbiers à [Zostera marina]	13,25

1.2. Carte de compilation des habitats benthiques du golfe Normano-Breton

La figure 5 correspond à la carte consensus des habitats benthiques de l'ensemble du GNB qui a été obtenu après avoir effectué les traitements géomatiques cités précédemment dans les parties II.2.2 et II.2.3.

Cette carte permet de mettre en évidence une forte dominance des sédiments grossiers (A4.13 ; A4.21 ; A5.13) en rouge-orangé sur l'ensemble de la zone d'étude. De manière générale, les sédiments passent de grossier à sableux puis à vaseux à mesure du rapprochement vers la côte.

1.3. Surface des habitats du golfe Normano-Breton

La réalisation de la carte des habitats benthiques du GNB a permis d'obtenir en parallèle les surfaces de chacun des habitats et figurant dans le Tableau 1 1.

2. Définitions des fonctions écologiques et services écosystémiques dans le golfe Normano-Breton

Les différentes catégories de FE et de SE sélectionnées dans cette étude ainsi que les définitions qui leurs sont associées sont rassemblées dans les tableaux 2 et 3. Ce travail de sélection et de qualification s'est basé sur les articles de Costanza et al. (1997), Beaumont et al. (2008), Granek et al. (2009), Limburg (2009), de Groot et al. (2010), Fletcher et al. (2011) et Townsend et al. (2011).

2.1. Les fonctions écologiques

Concernant les FE, une distinction entre fonction écologique et processus écologique a été faite en accord avec la terminologie TEEB (de Groot et al., 2010) : une fonction représente le potentiel qu'à un écosystème à délivrer un service qui dépend lui-même de processus et de structures écologiques.

Habitats benthiques du golfe Normano-Breton selon la typologie EUNIS 2004

Document de travail - WP1 / Projet Valmer - mai 2013

- A1, Roches et autres substrats durs dans la zone intertidale
- A2.22, Rivages sableux mobiles stériles ou dominés par des Amphipodes
- A2.23, Rivages de sable fin dominés par des Amphipodes ou des Polychètes
- A2.24, Rivages de sable vaseux dominés par des Polychètes ou des Bivalves
- A2.31, Rivages vaseux dans la partie moyenne des estuaires dominés par des Polychètes ou des Bivalves
- A2.5, Prés salés marins
- A2.61, Herbier à [*Zostera noltei*]
- A2.71, Récifs de [*Sabellaria*] dans la zone intertidale
- A3_A4, Roches et autres substrats durs dans la zone infralittorale ou circalittorale
- A4.13, Mélange de communautés à épibiose sessiles sur cailloutis dans la zone circalittorale
- A4.21, Echinodermes et communautés encroûtantes sur cailloutis dans la zone circalittorale
- A5.13, Sédiment grossier dans la zone circalittorale
- A5.23, Sable fin dans la zone infralittorale
- A5.24, Sable vaseux dans la zone infralittorale
- A5.43, Sédiment hétérogène dans la zone infralittorale
- A5.51, Bancs de maerl
- A5.53, Herbier à [*Zostera marina*]

Biomasse de la crépidule [*Crepidula fornicata*] 1993-1994 (PF.m⁻²)

- 10-50 g
- 50-500 g
- 500-5000 g
- > 5000 g
- Trait côtier

0 12.5 25 50 km

Auteurs: Jennifer Schoenn (Station Biologique Roscoff), Pedro Cabral (UMR Amure) et Claire Rollet (LERBN Ifremer, Coordination), 31/05/2013

Système de projection: Lambert II étendu

Sources:

- * Augris C. et al., 2006. Carte des formations superficielles du domaine marin côtier de l'anse de Paimpol à Saint-Malo (Côtes d'Armor - Ille-et-Vilaine). Echelle: 1/50000.
- * Augris C. et al., 2008. Carte des formations superficielles du domaine marin côtier de Saint-Malo à Granville (Ille-et-Vilaine - Manche). Echelle: 1/50000.
- * Bonnot-Courtois C. et al., 1986; Produit numérique REBENT Ifremer-CNRS, 2009; Fond de plan: SHOM, IGN-GEOFLA; Réf. Lambert II étendu
- * Bouvier P., 1993; Produit numérique REBENT Ifremer-CNRS, 2009; Fond de plan: SHOM, IGN-GEOFLA; Réf. Lambert II étendu
- * Cabioch L. et al., 1968 et Retière C., 1979; Produit numérique REBENT Ifremer-Université-CNRS-MNHN, 2010; Fond de plan: SHOM, IGN-GEOFLA; Réf. Lambert II étendu
- * Guillaumont B. et al., 1987; Produit numérique REBENT Ifremer-EPHE-Université, 2005; Fond de plan: SHOM, Ifremer, IGN-GEOFLA; Réf. Lambert II étendu
- * Jackson, 2003. Distribution of [*Zostera marina*] around the coast of Jersey, English Channel" et "Hamdi et al., 2010. Carte d'habitats physiques des fonds marins en France métropolitaine (Ifremer - AAMP). Echelle: 1/100 000
- * Le Mao P., 2013; Comm. pers.
- * Noël et al., 1995; Cartographie et évolution des principaux mollusques filtreurs du golfe Normano-Breton, Ifremer
- * Thouzeau G., Hamon D., 1992; Produit numérique REBENT-SINP Ifremer-Université-CNRS, 2010; Fond de plan: SHOM, Ifremer, IGN-GEOFLA; Réf. Lambert II étendu
- * Sources diverses 1988-2004; Produit numérique REBENT Ifremer-EPHE/CNRS-MNHN-RNBSB, 2006
- * Sources diverses 1997-2007; Produit numérique REBENT multi-sources Ifremer-CNRS-CEVA, 2007

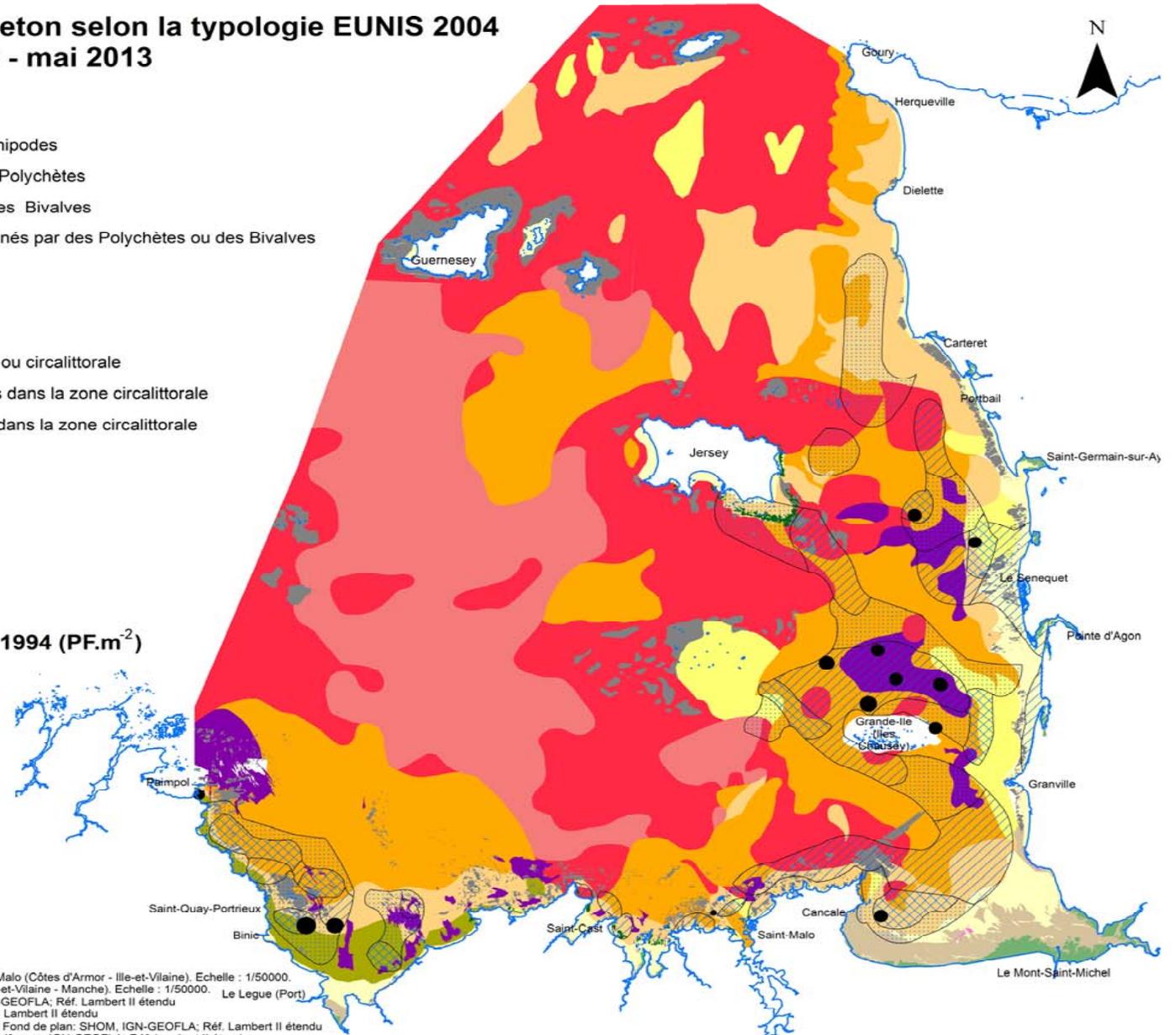


Figure 5 : Carte de compilation des habitats benthiques en typologie EUNIS 2004 dans le golfe Normano-Breton

Tableau 2 : Liste et définition des fonctions écologiques retenues dans le cadre de cette étude. Les principaux processus impliqués sont mentionnés.

Catégories	Définitions
Production primaire	Production de matière organique végétale <i>Processus</i> : photosynthèse
Production secondaire	Production de matière organique animale <i>Processus</i> : transfert de matière et d'énergie au sein du réseau trophique (consommation - assimilation – excrétion)
Contrôle biologique	Interactions entre espèces à même d'influer sur le niveau d'abondance d'une espèce <i>Processus</i> : phorésie, parasitisme, commensalisme, maladies
Relations/ rétroactions trophiques Interactions biotiques	Interactions entre les espèces reliées par les chaînes alimentaires : contrôle top-down (cascades trophiques), contrôle bottom-up <i>Processus</i> : relations proie/prédateur
Formation d'habitat biogène	Formation des propriétés physiques d'un habitat nécessaire à la survie d'espèces par une espèce ingénieur <i>Processus</i> : croissance et maintien d'un organisme bioconstructeur, hydrodynamisme
Nourricerie/Frayère	Formation d'habitats servant au développement de certains stades de vie des organismes (poissons, céphalopodes, crustacés décapodes) <i>Processus</i> : stratégie de reproduction, dispersion larvaire, migration
Diversité spécifique/ Ressources génétiques	Diversité du nombre d'espèces occupant un habitat/ Diversité génétique infraspécifique au sein d'une espèce <i>Processus</i> : filtre environnemental, interactions biologiques, dispersion, mutation, migration, dérive et sélection naturelle
Stockage et traitement des polluants	Processus de stockage, dégradation, transformation et dépollution de tous types de contaminants inorganiques et organiques <i>Processus</i> : bioconcentration, bioremédiation, activités bactériennes, bioturbation
Cycles biogéochimiques	Transformation et transport de la matière (nutriments et carbone) à travers des processus biogéochimiques <i>Processus</i> : minéralisation, calcification, respiration, excrétion, bioturbation, assimilation, photosynthèse,
Dynamique et stabilité sédimentaire	Processus d'érosion et d'accrétion du sédiment et éléments qui stabilisent ou déstabilisent les structures sédimentaires <i>Processus</i> : bioturbation, production de biofilm, construction de tubes
Barrière physique	Formation de structure qui atténuent ou bloquent les flux d'énergie des vagues ou du vent assurant une protection contre les tempêtes, les inondations <i>Processus</i> : production de structures physiques d'origine biologique
Formation de paysages plaisants	Formation de paysages qui sont attractifs pour les hommes <i>Processus</i> : non pertinent

La liste des FE écologiques retenues dans cette étude est influencée par différentes études antérieures et appelle un certain nombre de commentaires.

(1) Bien que définie comme une FE parce que résultant de différents processus écologiques, la diversité spécifique ou infraspécifique est également une propriété des écosystèmes qui influence la production de services écologiques. Ainsi, la production de services et l'état de la biodiversité sont très intimement liés par une relation complexe en modulant l'efficacité des FE telles que la production ou les interactions trophiques (Cardinale et al., 2012).

(2) La formation de paysages plaisants relève d'une appropriation subjective de l'environnement par l'Homme qui ne fait pas appel directement à des processus écologiques et dans lequel la notion même d'écosystème peut être secondaire.

2.2. Les services écosystémiques

Le tableau 3 regroupe tous les SE qui ont été conservés pour la présente étude ainsi qu'une définition et quelques exemples permettant d'illustrer ces SE.

Tableau 3 : Liste et définition des services écosystémiques retenus dans le cadre de cette étude (vert : services d'approvisionnement ; bleu clair : services de régulation ; bleu foncé : services culturels ; violet : services de support).

Catégories	Définitions	Exemples
Approvisionnement alimentaire	Plantes ou animaux prélevés du milieu marin pour la consommation humaine	Poissons, crustacés, algues
Matériel brut	Toutes les matières ou molécules qui sont destinées à une utilisation autre que l'alimentation humaine (produits industriels nécessitant ou non une transformation)	Granulats calcaires, algues à destination de l'industrie agroalimentaire,, molécules d'intérêt pharmaceutique
Régulation du climat, gaz, eau	Equilibre et maintien de la composition chimique des éléments de l'atmosphère et des océans et contrôle de la qualité de l'eau	Activité de filtration, photosynthèse/respiration
Séquestration du carbone	Piégeage du dioxyde de carbone par les organismes ou les sédiments	Calcification, puits de carbone
Prévention/protection contre les perturbations	Structures physiques qui vont protéger les côtes contre les risques de perturbations naturelles (tempêtes, inondations,...)	Récifs biogènes, mangroves
Effet tampon sur les déchets et les polluants	Décontamination des milieux pollués au moyen de techniques issues de la dégradation chimique ou d'autres activités d'organismes vivants	Stockage de polluant dans les algues, rôle épurateur des marais salants
Stabilisation du trait de côte	Stabilisation de l'interface terre/mer qui est sous l'influence de l'énergie hydrodynamique, et de pressions anthropiques	Organismes assurant la cohésion des sédiments littoraux (polychètes tubicoles, herbiers...)
Héritage culturel et identité	Valeur culturelle associée à l'environnement marin et/ou côtier	Religion, folklore, peinture, traditions culturelles et spirituelles
Bénéfices cognitifs	Développement cognitif incluant l'éducation et la recherche qui résulte des organismes ou milieux marins	Utilisation des systèmes aquatiques dans la recherche et l'éducation
Loisir et récréation	Activités permettant un épanouissement et une stimulation du corps et de l'esprit, et faisant appel aux environnements marins	Sports nautiques, tourisme
Bien-être	Valeur qui dérive des écosystèmes marins sans qu'ils ne soient utilisés	
Résistance et résilience	L'ampleur avec laquelle les écosystèmes peuvent lutter ou absorber les perturbations naturelles et humaines récurrentes et continuer de se régénérer sans se dégrader lentement ou de façon inattendue vers un état intermédiaire	Régénération du milieu après une marée noire
Stockage et cycles des nutriments	Stockage, cycle et maintien de la disponibilité en nutriment générés les écosystèmes marins et indispensable à leur productivité	Stockage de nutriments dans les algues

2.3. Relations fonctions écologiques/habitats dans le golfe Normano-Breton

Le travail de recherche bibliographique accompli pour décrire les FE pour les différents habitats du GNB a permis de remplir une matrice à double entrée (FE/habitats) (tableau 4). Dans la mesure du possible, chaque case comprend un ou plusieurs numéros se rapportant aux articles qui décrivent la FE dans l'habitat concerné. Lorsque la case est vide, cela peut signifier deux choses : (1) aucune source n'a été trouvée pour illustrer la FE sur l'habitat en question ou (2) la FE n'existe tout simplement pas au sein de l'habitat. Un code couleur a été appliqué en fonction de la zone géographique concernée par les différents articles : bleu foncé si la zone d'étude se trouve dans le GNB, bleu moyen pour les études à l'échelle de la Manche, et bleu clair pour les travaux au niveau mondial.

Dans la matrice FE/habitats, la distinction entre les 2 espèces de zostères qui correspondent à 2 habitats EUNIS différents n'a pas été conservée. Ce choix est justifié par le fait qu'au cours des recherches bibliographiques les principaux résultats sont donnés pour les herbiers en général et non pour une espèce particulière. D'autre part, la dernière ligne de la matrice qui correspond à la fonction « formation de paysages plaisants » n'a délibérément pas été remplie mais grisée (sauf pour les bancs de maërl). Il s'agit là d'une fonction très subjective qui va dépendre de l'observateur et pour laquelle les références bibliographiques sont quasi-inexistantes pour les substrats meubles privilégiés dans cette étude.

En complément aux références bibliographiques, certaines fonctions ont été établies sur dire d'expert.

Les différentes FE connues pour les différents habitats sédimentaires du golfe sont explicités ci-après.

A2.22 : RIVAGES SABLEUX MOBILES, STÉRILES OU DOMINÉS PAR DES AMPHIPODES

Cet habitat de haut de plage a fait l'objet de très peu d'études à notre connaissance dans le GNB comme dans d'autres régions. Les dépôts de matériel détritique végétal échoué sur les rivages peuvent toutefois représenter une source primaire de nourriture pour les rares consommateurs benthiques de cet habitat. Grâce aux marqueurs isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$, Adin et Riera (2003) ont pu mettre en évidence que les amphipodes (*Talitrus saltator*) d'une plage de Bretagne nord utilisent les détritiques de macrophytes comme source de nourriture avec une préférence pour *Fucus serratus*, et contribuent ainsi au recyclage de la matière organique.

Tableau 4: Matrice fonctions écologiques/habitats (bleu foncé : GNB ; bleu moyen : Manche ; bleu clair : monde)

Habitats Fonctions écologiques	Rivages sableux mobiles, stériles ou dominés par des Amphipodes A2.22	Rivages de sable fin dominés par des Amphipodes ou des Polychètes A2.23	Rivages de sable vaseux dominés par des Polychètes ou des Bivalves A2.24	Rivages vaseux dans la partie moyenne des estuaires dominés par des Polychètes ou des Bivalves A2.31	Marais maritime et près salés A2.5	Récifs de <i>Sabellaria</i> dans la zone intertidale A2.71	Mélange de communautés à épibiose sessile sur cailloutis dans la zone circalittorale A4.13	Echinodermes et communauté encroûtantes sur cailloutis dans la zone circalittorale A4.21	Herbiers	Sédiment grossier dans la zone circalittorale A5.13	Sable fin dans la zone infralittorale A5.23	Sable vaseux dans la zone infralittorale A5.24	Sédiment hétérogène dans la zone infralittorale A5.43	Bancs de maërl A5.51
Production primaire	[31]	[30]	[1] [10] [11]	[27]	[4]	[42]	[8] [9]	[8] [9]	[46] [19]					
Production secondaire		[3]	[1] [10]	[27]	[18]		[9] [21]	[9] [21]	[47] [19] [28]	[3] [21]	[6]			[33] [44]
Contrôles biologiques														
Relations trophiques/ Rétroactions trophiques	[31]		[24] [38]		[4] [5] [39]	[24]	[12] [13] [14] [15] [22]	[21]	[21]	[21]				[34]
Formation d'habitats biogènes					[18]		[12] [14] [15] [22] [32] [38]		[20]					[33] [34]
Nourricerie/ frayère			[35]		[4] [18]							[35]	[35]	[33]
Diversité spécifique/ ressources génétiques		[16]	[36] [37]		[4]		[12] [14] [22] [25] [38]	[9] [21] [43]	[9] [21] [43]	[20]				[33] [34]
Stockage et traitement des polluants					[18]			[23]	[23]					
Cycles biogéochimiques					[4] [18]			[9]	[9]					[44]
Régulations climatiques			[1]	[27]	[18]		[12]	[7] [8] [9]	[7] [8] [9]	[19] [47]				[17]
Dynamique et stabilité sédimentaire		[29]	[29]		[4] [18]		[12] [15] [22] [29]			[20] [29]				[33]
Barrière physique					[18] [40] [41]		[12] [22] [32]			[20]				[33]
Formation de paysages plaisants														[33]

[1] Migné et al., 2009 ; [2] Migné et al., 2005 ; [3] Améziane et al., 1996 ; [4] Lefevre et al., 2000 ; [5] Méziane et al., 1997 ; [6] Chardy et al. 1993 ; [7] Davoult et al., 2009 ; [8] Migné et al., 1998 ; [9] Migné et Davoult, 1998 ; [10] Davoult et al., 2009a ; [11] Davoult et al., 2009b ; [12] Desroy et al., 2011 ; [13] Dubois et al., 2003 ; [14] Dubois et al., 2006 ; [15] Noerberg et al., 2010 ; [16] Blanchard et Gros, 1993 ; [17] Bosence et Wilson, 2003 ; [18] Chmura, 2011 ; [19] Duarte et al., 2010 ; [20] Duarte et al., 2011 ; [21] Garcia et al., 2011 ; [22] Godet et al., 2011 ; [23] Boust, 1999 ; [24] Riera, 2007 ; [25] Rigal, 2005 (stage de M2) ; [26] Spilmont et al., 1997 ; [27] Spilmont et al., 2006 ; [28] Tagliapietra et al., 2007 ; [29] Thiébaud, 2007 ; [30] Raffaelli & Hawkins, 1999 [31] Adin et Riera, 2003 ; [32] Fournier, 2013 (HDR) ; [33] Grall et Hall-Spencer, 2003 ; [34] Grall et al., 2006 ; [35] Kostecki et al., 2011 ; [36] Thorin et al., 2001 ; [37] Trigui, 2009 ; [38] Godet et al., 2008 ; [39] Lagfaille et al., 2000 ; [40] Barbier et al., 2008 ; [41] Morgan et al., 2009 ; [42] Cugier et al., 2010 ; [43] Retière, 1979 ; [44] Martin et al., 2007a ; [45] Jakson, 2003 ; [46] Ouisse, 2010, [47] Gattuso et al., 2008

Les laisses de mer fréquemment rencontrées dans cet habitat constituent un milieu de vie pour une flore et une faune spécialisées. Il s'agit en particulier d'un habitat privilégié pour certaines espèces d'oiseaux tels que le gravelot à collier interrompu qui y niche ou du bécasseau sanderling qui s'y nourrit.

A2.23 : RIVAGE DE SABLE FIN DOMINÉ PAR DES AMPHIPODES OU DES POLYCHÈTES

La production primaire microphytobenthique des estrans sableux est généralement inférieure à celle des estrans sablo-vaseux ou vaseux et n'excède pas en général quelques dizaines de $\text{gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Raffaelli & Hawkins, 1999). En baie de Saint Briec (Côtes-d'Armor), la production secondaire benthique au sein de cet habitat a été estimée à $11,14 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ d'après les données de biomasses de Gros et Hamon (1988, in Améziane et al., 1996) en assumant un rapport P/B compris entre 1,2 et 2 selon le guildes trophique de la macrofaune. Cet habitat héberge une endofaune qui inclut une quantité importante de bivalves dont la coque (*Cerastoderma edule*) et se répartit selon un gradient hypsométrique (Blanchard et Gros, 1993). Cette macrofaune fournit l'alimentation à de nombreux limicoles côtiers.

Certains organismes de ce milieu, comme les polychètes tubicoles, stabilisent le sédiment et réduisent son érodabilité en fournissant une protection physique au substrat, en augmentant la cohésion du sédiment ou en modifiant le seuil critique d'érosion (Thiébaud, 2007).

A2.24 : RIVAGE SABLO VASEUX DOMINÉS PAR DES POLYCHÈTES OU DES BIVALVES

Dans la partie sablo-vaseuse de la baie du Mont Saint Michel, la production primaire brute des communautés benthiques photosynthétiques de niveau de mi-marée varie entre 23,49 et 53,22 $\text{gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ selon les conditions abiotiques et les méthodes de calcul, la première valeur fournie étant la plus réaliste (Migné et al., 2009). Le bilan de la production nette de la communauté incluant la respiration est en revanche de $-78,27 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$; son évolution annuelle montre que le système est autotrophe seulement 5 jours par an tous pendant l'hiver (Migné et al., 2009). La productivité primaire en baie du Mont Saint Michel a été estimée entre 0,02 et 0,34 $\text{mgC.mgChla.a}^{-1}.\text{h}^{-1}$ exception faite d'une station au mois d'août avec une valeur de 0,93 $\text{mgC.mgChla.a}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Celle-ci reste très faible durant toute l'année alors que la biomasse macroalgale associée est estimée forte, entre 50 et 200 mgChla.m^{-2} (Davoult et al., 2009). Cette faible productivité pourrait être attribuée à une auto-régulation du microphytobenthos par sa propre biomasse. L'accumulation de biomasse serait le résultat d'une très faible remise en suspension par

les courants de marée, atténués par les installations conchylicoles. En corollaire, le microphytobenthos ne contribue pas significativement au régime alimentaire des espèces suspensivores, sauvages ou cultivées comme *Crassostrea gigas* et *Mytilus edulis* (Riera, 2007).

Le macrozoobenthos de la baie du Mont Saint Michel, largement dominé par les bivalves *Macoma balthica*, *Cerastoderma edule* et *Abra alba*, se distribue selon des gradients est-ouest et haut-bas d'estran prononcé (Thorin et al., 2001 ; Trigui, 2009). Cet habitat abrite des banquettes à *Lanice conchilega* en baie du Mont Saint-Michel et dans l'archipel de Chausey qui constituent des hot spots de biodiversité au sein de l'estran et sont des zones d'alimentation privilégiées pour différents limicoles côtiers tels que l'huître-pie et la barge à queue rousse (Godet et al., 2008). L'habitat 'Rivage sablo-vaseux' correspond à une zone de nourricerie pour différents poissons plats comme la sole, la plie et le flet (Kostecki et al., 2011).

Certains organismes bioturbateurs tels que les *Macoma balthica* ou *Arenicola marina* accroissent l'érodabilité du sédiment en modifiant ses propriétés physiques (Thiébaud, 2007). A *contrario*, les banquettes à *Lanice* favorisent la stabilité du sédiment.

A2.31 : RIVAGES VASEUX DANS LA PARTIE MOYENNE DES ESTUAIRES DOMINÉS PAR DES POLYCHETES OU DES BIVALVES

Cet habitat présent surtout au fond de la baie du Mont Saint-Michel et dans les havres de l'ouest Cotentin demeure largement méconnu dans le GNB bien que largement documenté en zones tempérées. En baie de Seine, les valeurs de la production primaire brute des vasières intertidales sont comprises entre environ 0 et 122 mgC. m⁻².h⁻¹ alors que la production primaire brute annuelle est de 135 gC. m⁻².an⁻¹ (Spilmont et al., 2006). Cela conduit à un faible bilan annuel autotrophe si l'on considère une respiration annuelle de la communauté de 110 gC. m⁻².an⁻¹.

A2.5 : MARAIS MARITIMES ET PRÉS SALÉS

Lefeuvre et al., (2000) ont étudié les prés salés de la baie du Mont Saint-Michel et ont mesuré une production primaire pour cet habitat, qui variait entre 200 et 1080 gPS.m⁻².an⁻¹ pour les parties aériennes en fonction du niveau hypsométrique considéré, des espèces présentes et de l'activité de broutage qui s'exerce sur la zone par les moutons. La production de carbone et d'azote par la végétation est plus importante pour les prés de haut niveau et mi-niveau non broutés tandis que les puits d'azote et de carbone se trouvent dans les végétations plus basses dominées par *Puccinellia maritima* (Chmura, 2011). La production est plus importante pour les parties souterraines que pour les parties aériennes. La biomasse du sol est moins disponible pour

l'exportation vers les détritivores et reste alors stockée dans le sol sous forme de matière organique (Chmura, 2011). La plupart de la matière organique produite est piégée *in situ* puis relarguée dans la colonne d'eau via les courants de marée et le ruissellement des eaux de pluie sous forme de matière organique particulaire (MOP) et de sels nutritifs alors que l'export de macrodétritus est faible et représente moins de 1 % de la production (Lefeuvre et al., 2000).

La mesure des acides gras et des isotopes stables, utilisés comme marqueurs des plantes halophytes, ont pu mettre en évidence que la matière organique produite par les marais et prés salés va être ingérée et assimilée par des invertébrés propres à ce milieu comme l'amphipode *Orchestia gamarella* (Lefeuvre et al., 2000) mais va aussi contribuer partiellement à l'alimentation des communautés macrozoobenthiques de l'estran (Mézière et al., 1997). La contribution des prés salés à l'alimentation de la macrofaune benthique semble néanmoins varier dans l'espace en baie du Mont-Saint-Michel. Ainsi, dans le secteur oriental de la baie où cet habitat est moins développé, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ montrent que la contribution des phanérogames des prés salés dans le régime alimentaire des filtreurs *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* et *Crepidula fornicata* est faible ce qui diffère des résultats obtenus pour de nombreux autres systèmes côtiers (Riera, 2007).

De nombreuses espèces de poissons qui transitent dans la zone de la baie du Mont Saint Michel colonisent les prés salés lors des pleines mers de vive-eaux pour s'alimenter (Lafaille et al., 2000). C'est plus particulièrement le cas des juvéniles et adultes de mulets (*Liza ramada* et *L. aurata*) et de gobies (*Pomatoschistus minutus* et *P. lozaini*) et des juvéniles de bar. Ces derniers comme les gobies s'alimentent préférentiellement des amphipodes *Orchestia gamarella*. Ces poissons participent à l'export de MOP vers les eaux côtières qui a été estimé à 50 t (PS).an⁻¹ pour l'ensemble des 4000 ha de prés-salés (Lefeuvre et al., 2000). Ces zones fournissent des refuges pour les juvéniles de poissons (Boesch et Turner, 1984 ; Deegan et al., 2000 *in Chmura, 2011*).

La diversité des prés salés varie en fonction de la maturité de l'écosystème et de l'influence du broutage par les moutons (Lefeuvre et al., 2000).

Ces milieux ont récemment été reconnus pour leur grande efficacité à être des puits de CO₂ atmosphérique (Chmura, 2011) avec un taux d'enfouissement qui s'étend sur une gamme allant de 18 à 1713 gC. m⁻².an⁻¹ selon les régions (McLeod et al., 2011 *in Chmura., 2011*). Cependant, des expériences ont montré qu'un ajout d'azote lié à l'eutrophisation peut augmenter le relargage d'oxyde nitreux (N₂O) à partir du sol (Muñoz-Hincapié et al., 2002 ; Moseman-Valtierra et al., 2011 *in Chmura, 2011*), un gaz à effet de serre qui a un potentiel de réchauffement climatique 298 fois plus important que le dioxyde de carbone (Forster et al., 2007 *in Chmura, 2011*).

Les prés salés sont sous l'influence d'une sédimentation naturelle qu'ils favorisent (1,5 millions $\text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ dans la baie du Mont Saint Michel) (Lefeuvre et al., 2000) avec un système racinaire qui joue un rôle dans l'accrétion du sol des marais (Chmura, 2011). L'utilité des prés salés marins pour la protection contre les tempêtes est établie depuis plusieurs dizaines d'années à l'échelle de l'océan mondial (Barbier et al., 2008 ; Morgan et al., 2009).

A2.71 : RÉCIFS DE *SABELLARIA* DANS LA ZONE INTERTIDALE

Les récifs de *Sabellaria alveolata* sont des structures biogènes intertidales qui sont, en baie du Mont Saint-Michel, les plus vastes d'Europe (Dubois et al., 2006 ; Noernberg et al., 2010 ; Desroy et al., 2011 ; Godet et al., 2011 ; Fournier, 2013). Ces récifs offrent une grande diversité de micro-habitats et augmentent la surface des zones colonisables pour de nouvelles espèces (Holt et al., 1998 *in Desroy et al., 2011*). En conséquence, la faune associée aux récifs biogènes est souvent très riche en espèces (Dubois et al., 2006 ; Godet et al., 2011 ; Desroy et al., 2011), en particulier pour une large gamme d'espèces de la macrofaune vagile et sessile. La diversité du peuplement dépend notamment de la dynamique naturelle des récifs et leur degré d'altération (colonisation par les huîtres, les moules et les ulves, piétinement, etc...). La colonisation par les épibiontes, plus particulièrement les algues vertes, altèrent la structure des populations de *S. alveolata* en causant une réduction du nombre de recrues (Dubois et al., 2006).

L'accumulation des fèces, pseudo-fèces et autres dépôts organiques émanant des récifs de *Sabellaria* peuvent être des sources importantes de nourriture pour d'autres organismes (Holt et al., 1998, *in Desroy et al., 2011*). En contre-partie, *S. alveolata* pourrait également être un compétiteur trophique des moules et des huîtres (Desroy et al., 2011). Pour l'ensemble du récif d'Hermelles de Sainte Anne en baie du Mont Saint Michel, le volume filtré atteint $396\,500 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ d'eau de mer en assumant une immersion sur une période de 13 h par jour et un taux de filtration de $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ ou $0,7 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ind.}^{-1}$ (Dubois et al., 2003). A l'échelle de l'écosystème baie, l'influence des récifs d'Hermelles sur la production primaire demeure anecdotique en comparaison de celles des autres filtreurs sauvages ou cultivés (Cugier et al., 2010).

S. alveolata est connue pour contrôler activement la texture et la distribution des sédiments intertidaux grâce à leur capacité à attraper et concentrer sélectivement des particules minérales (Gruet et Bodeur, 1994 ; Holt et al., 1998, *in Desroy et al., 2011*). D'autre part, la présence physique de la bioconstruction, en modifiant l'hydrodynamisme locale et les houles, perturbent le schéma d'organisation de l'environnement sédimentaire. Cet effet « barrière » affecte en retour les assemblages benthiques qui sont directement aux abords des récifs (Dubois et al., 2003 ; Fournier, 2013).

A4.13 : MÉLANGE DE COMMUNAUTÉS À ÉPIBIOSE SESSILE SUR CAILLOUTIS DANS LA ZONE CIRCALITTORALE

Cet habitat a fait l'objet de plusieurs études fonctionnelles en Manche dans le cas particulier du détroit du Pas de Calais dans une zone de forte concentration de matière en suspension. La limitation de la lumière ne permet pas le développement du microphytobenthos (Migné et Davoult, 1998 ; Migné et al., 1998) de sorte que ces écosystèmes côtiers tempérés sont des systèmes hétérotrophes nets et sont une source potentielle de CO₂ pour l'atmosphère (Migné et al., 1998).

Les communautés d'épifaune sessile sont caractérisées par une forte richesse spécifique et sont dominées en biomasse et en abondance par les suspensivores (Retière, 1979 ; Migné et Davoult, 1998). Selon Garcia et al. (2011), les proportions des guildes trophiques des sédiments grossiers en termes de biomasse sont les suivantes en Manche est : 59,2 % de suspensivores, 18,6% pour les déposivores, 8,1% pour les carnivores et 8,6% pour les omnivores. La productivité (i.e. ration P:B) de la communauté benthique du détroit du Pas de Calais pour les 3 principales populations (i.e. *Ophiothrix fragilis*, *Urticina felina* et *Alcyonium digitatum*) est de 0,90 (Migné et Davoult, 1998). Les biomasses moyennes annuelles en carbone et en azote pour ces trois principales espèces sont de 79,39 gC.m⁻² et 22,01 gN.m⁻² pour *Ophiothrix fragilis*, 38,00 gC.m⁻² et 8,45 gN.m⁻² pour *Urticina felina* et 4,80 gC.m⁻² et 1,34 gN.m⁻² pour *Alcyonium digitatum* (Migné et Davoult, 1998). A l'échelle de la Manche orientale, Garcia et al. (2011) proposent les valeurs suivantes pour la productivité des sédiments grossiers et cailloutis selon les guildes trophiques : 0,95 pour les déposivores; 0,8 pour les suspensivores ; 0,64 pour les carnivores ; 0,7 pour les omnivores et 0,3 pour les poissons. Le modèle trophique des sédiments de gravier et cailloutis selon Garcia et al. (2011) est un modèle « suspensivores/carnivores ».

La production en carbonate de calcium d'une population d'*Ophiothrix fragilis* dans le détroit du pas de Calais a été estimée à 682 gCaCO₃.m⁻².an⁻¹ et conduit à une libération de 4,8 mol CO₂.m⁻².an⁻¹ (Migné et al., 1998). Le calcul du taux de production de CaCO₃ d'*Ophiothrix fragilis* est de 541 mgCaCO₃. ind⁻¹.an⁻¹ et le taux de calcification journalière de cette espèce est estimé à 1,9 gCaCO₃. m⁻².an⁻¹ (Migné et al., 1998). Ces calculs renforcent l'idée que ces systèmes côtiers sont une source de CO₂ atmosphérique. Les flux de carbone dissous (CO₂) venant des communautés en raison de la respiration comptent pour 60 à 90% des besoins pour la production phytoplanctonique ; de même, les flux d'azote dissous (NH₄⁺) issus de l'excrétion comptent pour 30 à 50% des besoins pour la production phytoplanctonique (Migné et Davoult, 1998).

Les communautés d'épifaunes sessiles sont caractérisées par une forte richesse spécifique et en biomasse et une importante abondance de suspensivores (Migné et Davoult, 1998). Selon Garcia et al. (2011) les sédiments grossiers ont une proportion en biomasse de suspensivores de 59,2%, 18,6% pour les déposivores, 8,1% pour les carnivores et 8,6% pour les omnivores (Garcia et al., 2011). Il abrite dans le golfe une nourricerie de homard.

Les travaux de Boust (1999) fournissent des valeurs de radioactivité pour certains radionucléides en Manche incluant 3 stations dans la zone du GNB. Dans le golfe, les valeurs varient entre 1,70 et 5,00 Bq.kg⁻¹ (max_{étude} : 10 Bq.kg⁻¹) pour le ⁶⁰Co ; entre 0,44 et 1,17 Bq.kg⁻¹ (max_{étude} : jusqu'à 3 Bq.kg⁻¹ dans les sédiments fins de l'estuaire de la Seine) pour le ¹³⁷Cs ; entre 0,189 à 0,313 Bq.kg⁻¹ pour le ²³⁸Pu en fonction de la distance par rapport au cap de La Hague ; entre 0,707 à 0,824 Bq.kg⁻¹ pour le ^{239,240}Pu ; entre 175 et 422 Bq.kg⁻¹ pour le ⁴⁰K (radionucléide naturel mais qui a une contribution majeure dans la radioactivité globale des sédiments ; entre 8,4 et 13,2 Bq.kg⁻¹ pour le ²¹²Pb et entre 6,4 et 9,8 Bq.kg⁻¹ pour le ²¹⁴Pb. La comparaison entre les radionucléides immobilisés dans le sédiment et les apports totaux montre qu'il y a une part significative des apports en isotopes du Pu et en ⁶⁰Co qui reste piégée dans les sédiments de la Manche alors que les apports de ¹³⁷Cs sont évacués par la circulation de la masse d'eau.

A4.21 : ÉCHINODERMES ET COMMUNAUTÉS ENCROUTANTES SUR CAILLOUTIS DANS LA ZONE CIRCALITTORALE

Les résultats sur les productions primaires et secondaire, les relations trophiques ou le stockage des polluants n'ont pu être distingués de ceux évoqués précédemment pour l'habitat A4.13.

A5.13 : SÉDIMENT GROSSIER DANS LA ZONE CIRCALITTORALE

En baie de Morlaix, la production secondaire benthique des sables grossiers a été évaluée à 2,39 gC.m⁻².an⁻¹ d'après les mesures de Dauvin (1984, *in Améziane et al., 1996*) alors que la production primaire microphytobenthique atteindrait 0,38 gC.m⁻².an⁻¹ (Améziane et al., 1996). Les travaux de Garcia et al. (2011) en Manche orientale donnent les productivités suivantes pour les sédiments sableux grossiers : 0,95 pour les déposivores ; 0,8 pour les suspensivores ; 0,65 pour les carnivores ; 0,7 pour les omnivores et 0,3 pour les poissons.

Dans les sédiments grossiers, la proportion en biomasse des suspensivores est de 59,2% alors qu'elle est de 18,6% pour les déposivores, 1,9% pour les carnivores et 4,4% pour les omnivores (Garcia et al., 2011). Le modèle trophique de ces sédiments selon Garcia et al. (2011) est un modèle « suspensivores/carnivores ».

A5.23 : SABLE FIN DANS LA ZONE INFRALITTORALE

Ces sables fins plutôt oligospécifiques ont fait l'objet de bien peu d'études fonctionnelles en comparaison de l'habitat des sables vaseux de la zone infralittorale même si la lecture des différentes références ne permet pas de rattacher avec assurance chaque étude à l'un de ces deux habitats.

En baie de Saint Briec, Chardy et al. (1993) ont estimé par modélisation inverse la production secondaire annuelle du macrobenthos d'un peuplement de sable fin à $5,18 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Selon ces auteurs, la production primaire microphytobenthique atteindrait $10 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

Il peut constituer une zone de frayère importante pour le lançon.

A5.24 : SABLE VASEUX DANS LA ZONE INFRALITTORALE

Dans un peuplement de sable envasé à *Abra alba* du nord de la Bretagne (Rance maritime), la production primaire benthique brute varie entre 0,19 et 6,11 $\text{mmolC.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ entre la fin du printemps et la fin de l'été (Migné et al., 2005). Dans le même temps, aucune production primaire n'a été détectée dans un peuplement de sable fin intermédiaire entre A5.24 et A5.23. Les flux de CO_2 par respiration ne sont quant à eux de l'ordre de 2,6 à 2,9 $\text{mmolC. m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (Migné et al., 2005).

Les résultats de la modélisation inverse de Chardy & Dauvin (1992) donnent une estimation de la production secondaire benthique de $11,17 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ au niveau de la baie de Morlaix.

De forts taux de NH_4^+ régénéré ont été mesurés dans les peuplements de sable fin à *Abra alba* en Manche occidentale variant entre $70,72 \pm 0,00 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ en mai et $201,7 \pm 62,74 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ en septembre en baie de Morlaix et $129,42 \pm 33,59 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (juin) et $296,03 \pm 40,07 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (septembre) en Rance maritime (Migné et al., 2005).

En baie du Mont Saint-Michel, cet habitat constitue une importante zone de nourricerie et de frayère pour la seiche.

A5.43 SEDIMENT HETEROGENE INFRALITTORAL

En baie du Mont Saint Michel, cet habitat contribue à la nourricerie de poissons plats (Kostecki et al., 2011) alors qu'il s'agit de l'habitat privilégié des coquilles Saint Jacques en baie de Saint Briec.

A5.51 : BANCS DE MAERL

Les bancs de maërl sont des habitats biogènes fragiles qui abritent une grande biodiversité par rapport aux autres sédiments sublittoraux (Grall et Hall-Spencer, 2003) ainsi que des espèces rares et insolites (Foster, 2002 ; BIOMAERL Team, 2003 *in Grall et al., 2006*). Pour fixer les idées, la diversité de la macrofaune du gisement de maërl des Glénan atteint 183 espèces avec 71 à 121 espèces par 0,1 m² (Grall et al., 2006). Les fonds de maërl peuvent être des zones de nourriceries pour les juvéniles de poissons ou pour préserver les stocks de géniteurs d'espèces commerciales de bivalves (Hall-Spencer et al., 2003). Dans le GNB, les bancs de maërl étaient associées à la pêche de praire (*Venus verrucosa*) (Le Mao, Comm. Pers.). Dans de nombreux secteurs dont le GNB, les bancs de maërl sont fortement dégradés, plus spécialement depuis ces 30 dernières années (Grall et Hall-Spencer, 2003 ; Grall et al., 2006).

En rade de Brest, la production annuelle des macroalgues pour les 4 espèces dominantes d'algues rouges calcifiantes est de 135 gC.m⁻².an⁻¹ (Grall et al., 2006). Cependant le maërl vivant du banc des Glénan (Finistère) qui a été fortement meurtri par l'exploitation anthropique présente à ce jour une production qui est négligeable (Grall et Hall-Spencer, 2003). La production primaire annuelle du maërl est donc à relier à son état de préservation. Des mesures de métabolisme benthique faites également en rade de Brest fournissent des valeurs de production primaire brute et de respiration de respectivement 240,9 gC.m⁻².an⁻¹ et de 407,4 gC.m⁻².an⁻¹ (Martin et al., 2007a). Les bancs de maërl apparaissent donc comme des systèmes fortement hétérotrophes.

Des études isotopiques révèlent que les sources majeures de nourriture pour les principaux consommateurs primaires du maërl sont la MOP et les macroalgues rouges. D'autres sources d'énergie ont été identifiées comme les macroalgues épiphytes ou le microphytobenthos, tous deux vivants sur les thalles du maërl. La majorité des organismes de macro- et mégafaune étudiés sont des filtreurs, dépositores sélectifs et des prédateurs/charognards (Grall et al., 2006).

En rade de Brest, le maërl est une source importante de sels nutritifs qui contribue potentiellement à 18 à 55 % de la production phytoplanctonique (Martin et al., 2007b). Les principaux flux nutritifs annuels sont de 6 gN.m⁻².an⁻¹, 10 gSi.m⁻².an⁻¹ et 2 gP.m⁻².an⁻¹.

Le maërl constitue un facteur naturel majeur de formation de sédiments carbonatés dans les eaux côtières qui produisent de grandes quantités de CaCO₃ biogène dans les eaux tempérées de l'hémisphère nord (Vecsei, 2001 *in Bosence et Wilson, 2003*). En rade de Brest, la production de carbonate de calcium a été estimée à 486,7 g CaCO₃.m⁻².an⁻¹, ce qui équivaut à un relargage de 39.2 gC.m⁻².an⁻¹ (Martin et al., 2007a).

L'extraction annuelle du maërl au large contribue certainement à l'érosion des plages puisque les bancs de maërl constituent une protection contre les houles et les courants (Grall et Hall-Spencer,

2003). De plus, le maërl procure des sables carbonatés servant aux magnifiques plages de sable blanc (Grall et Hall-Spencer, 2003).

HERBIERS DE ZOSTÈRES

Les herbiers jouent un rôle clé comme habitat supportant une forte biodiversité dont certaines ressources exploitées (Duarte et al., 2011). Autour de Jersey, les herbiers à *Zostera marina* ont ainsi été décrits comme un habitat hébergeant différents poissons commerciaux, crustacés et céphalopodes dont l'abondance varie en fonction de la profondeur et du degré de fragmentation de l'habitat (Jackson, 2003).

Duarte et al. (2010) ont estimé la production primaire brute des herbiers à travers le monde à $224,9 \pm 11,1 \text{ mmol}_{\text{O}_2} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ contre un taux de respiration de $187,6 \pm 10,1 \text{ mmol}_{\text{O}_2} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ suggérant que les fonds à herbiers subtidaux sont des écosystèmes autotrophes. En accord avec cette suggestion, Ouisse (2010) a estimé à partir de mesures ponctuelles de métabolisme que la production primaire brute d'un herbier à *Zostera marina* en baie de Morlaix était comprise entre $111 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ et $2599 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ en fonction de la bathymétrie alors que la respiration variait entre $54 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ et $1400 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$. *A contrario*, pour un herbier à *Zostera noltei*, la production primaire brute annuelle varie entre 530 et $570 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ alors que la respiration fluctue entre 832 et $936 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$, faisant de cet habitat un système largement hétérotrophe.

Une grande partie de la production brute des herbiers n'est pas utilisée par les hétérotrophes, amenant les herbiers à séquestrer de grande quantité de carbone dans les sédiments (Gattuso et al., 1998 ; Duarte et al., 2011). En outre, le taux de décomposition dans les sédiments des herbiers est faible en raison d'une faible concentration en nutriments dans les déchets des herbiers et une faible concentration en oxygène dans les sédiments des herbiers (Duarte et al., 2011).

Les fonds à herbiers développent une canopée qui joue le rôle d'ingénieur de l'écosystème en modifiant l'environnement abiotique tels que les écoulements en couche limite benthique ou la porosité du sédiment (Duarte et al., 2011). D'autre part, la canopée des herbiers augmente la surface benthique de près de 20 fois (Duarte et al., 2011). La canopée des herbiers est capable de retenir efficacement les particules de la colonne d'eau et empêche ainsi la remise en suspension du sédiment (Duarte et al., 2011). La canopée des herbiers joue également un rôle d'amortisseur de vagues (Duarte et al., 2011). La réduction de l'énergie des vagues est d'autant plus importante que l'herbier occupe une large proportion de la colonne d'eau et est localisé entre 5 et 15 m de profondeur.

3. L'effet d'une perturbation sur les biens et services écosystémiques : le cas de l'espèce invasive *Crepidula fornicata*

3.1. Cartographie de la crépidule dans le golfe Normano-Breton

Une cartographie (figure 5) de la crépidule sur l'ensemble du GNB a pu être réalisée grâce aux données de Blanchard (1995, extraites de Noël et al., 1995). Majoritairement se sont les sédiments grossiers dans la zone circalittorale (A5.13) et les sédiments hétérogènes dans la zone infralittorale (A5.43) qui sont colonisés par la crépidule. Cette représentation cartographique est un outil servant à visualiser les zones de pression exercée par cette espèce invasive et pouvant s'accompagner de perturbations dans la production de B&S.

3.2. Effets de la crépidule sur les fonctions écologiques

La crépidule est une espèce fortement structurante qui engendre de profondes modifications sédimentaires et biologiques des fonds qu'elle colonise (e.g. Ehrhold et al., 1998 ; Haubois, 1999 ; Hamon et al., 2003 ; Blanchard et Hamon, 2006 ; Blanchard, 2009). Elle impacte ainsi de nombreuses FE ce qui se répercute sur les B&S que procurent les écosystèmes du GNB (figure 6). Une description des principaux effets est fournie ci-dessous.

3.2.1. Dynamique et stabilité sédimentaire

Dans le GNB, l'apparition des crépidules s'est accompagnée d'une modification radicale et irréversible de la nature et de la texture des sédiments en place ainsi que des courants proches du fond (Ehrhold et al., 1998). Les structures empilées de plusieurs individus en chaînes modifient le gradient hydrosédimentaire en introduisant une rupture brutale entre les habitats sédimentaires adjacents (Ehrhold et al., 1998).

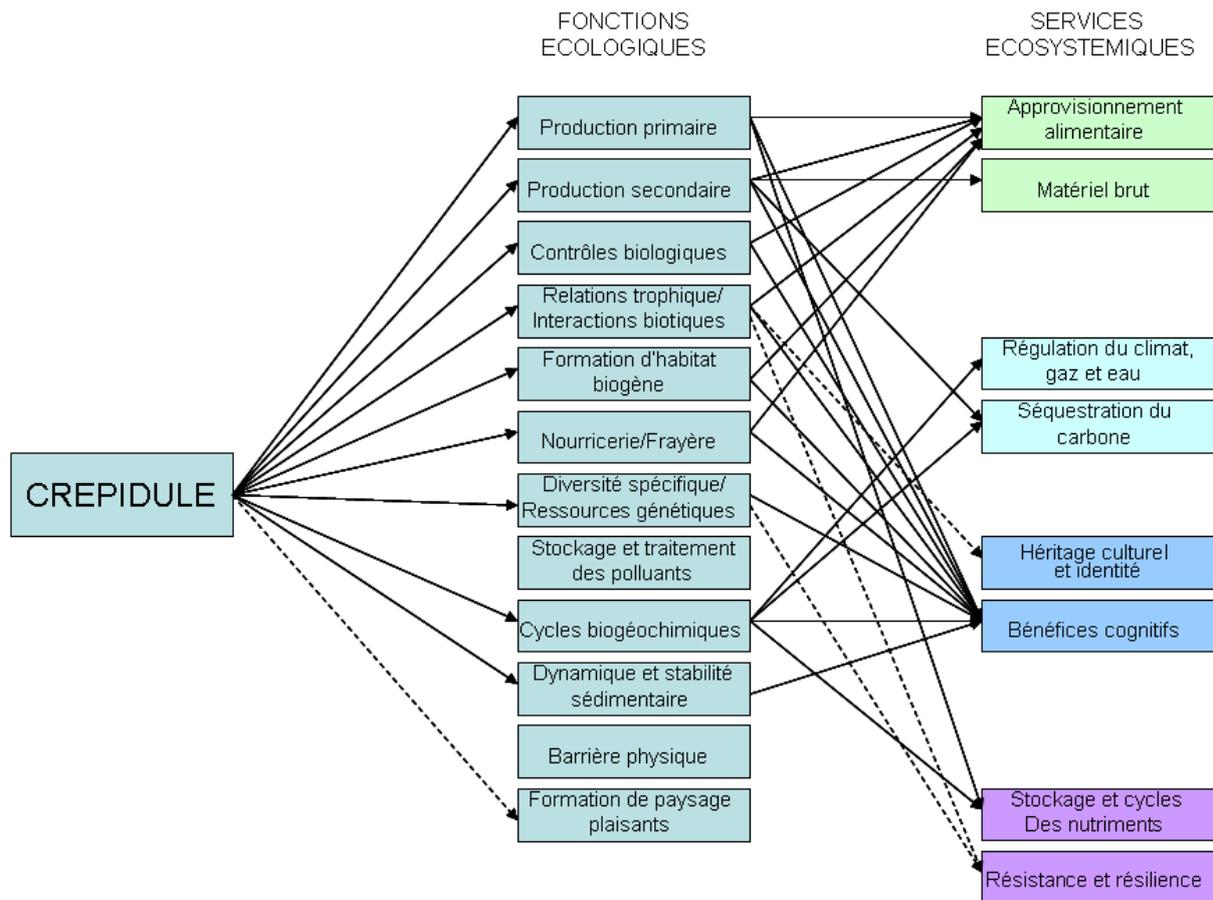


Figure 6 : Effets de la crépidule sur les fonctions écologiques et leur impact sur les services écosystémiques (vert : services d'approvisionnement ; bleu clair : services de régulation ; bleu foncé : services culturels ; violet : services de support ; flèche pleine : liens documentés ; flèche en pointillé : lien non documentés).

Les fonds colonisés s'ensavent du fait de plusieurs processus et ceci est d'autant plus vrai que la densité en crépidules est élevée, la colonisation est ancienne et l'hydrodynamisme est faible (Haubois, 1999 ; Blanchard, 2009). Comme suspensivore, la crépidule augmente les flux de particules de la colonne d'eau vers le sédiment à travers ses activités de pompage et de biodéposition (Hamon et Blanchard, 1994). Selon Manac'h, (1995), une crépidule produit $1,6 \text{ mgPS} \cdot \text{h}^{-1}$ de biodépôts (fèces et pseudo fèces) ce qui représente des dépôts considérables dans le cas de fortes densités. D'autre part, la forte porosité des fonds à crépidules provoque un piégeage des bioagrégats et l'ensablement progressif du substrat (Ehrhold et al., 1998). Ainsi, sur une épaisseur de 10 cm de coquilles, les vides dans et entre les coquilles représentent 72% du volume total de la strate bioclastique. Etant donné que les biodépôts contiennent entre 22 et 26 % de matière organique (Manac'h, 1995), l'ensablement du sédiment entraîne un enrichissement en matière organique. Il est fréquent que l'ensablement des fonds par les crépidules génère 30 à 40 cm d'une vase noire anoxique et cohésive, où les coquilles mortes sont enchâssées (Blanchard et

Hamon, 2006) ce qui n'est pas sans conséquence sur la structure des peuplements benthiques ou la géochimie sédimentaire.

La nature mucilagineuse des biodépôts renforce la stabilité des vases déposées et favorise la formation d'un sédiment cohésif difficilement érodable par les houles (Ehrold et al., 1998). Par ailleurs, les coquilles vides remplies de vases s'alourdissent et renforcent la cohésion du sédiment en lui donnant un aspect « caillouteux », ce qui limite leur reprise par les houles de tempêtes (Ehrhold et al., 1998).

3.2.2. Cycles biogéochimiques

Les crépidules affectent de manière significative le recyclage des nutriments à l'interface eau-sédiment et le cycle et du carbone par leurs activités de filtration, d'excrétion, de respiration et de production de calcimasse (Martin et al., 2006, 2007). En rade de Brest, le taux d'excrétion d'ammonium qui est compris entre 0,7 et 3,1 $\mu\text{mol NH}_4^+ \cdot \text{g}^{-1} \text{PSSC} \cdot \text{h}^{-1}$ varie en fonction des saisons avec un taux maximum au printemps. La production d'azote par excrétion serait d'environ 25 $\text{gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ pour un site modérément colonisé avec une densité moyenne de crépidule de 260 $\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$.

En supplément d'un effet sur le cycle de l'azote, les crépidules peuvent également jouer le rôle d'une pompe à silicates. L'importante activité de filtration et la production de grande quantité de biodépôts au printemps entraînent une augmentation de la rétention temporaire des silicates biogènes dans les sédiments et limitent l'exportation de l'acide silicique vers l'océan. Dès la fin du printemps et durant l'été, la dissolution des silicates biogènes, facilitée par l'augmentation des températures et de l'activité bactérienne, apporte l'acide silicique nécessaire aux diatomées et permet d'assurer leur dominance tout au long de la période de production au détriment des flagellés potentiellement toxiques (Chauvaud et al., 2000 ; Raguenaud et al., 2002). Un des effets positifs de la prolifération des crépidules pourrait ainsi être une régulation des blooms phytoplanctoniques de flagellés toxiques (Thieltges et al., 2006).

Toujours en rade de Brest, le rejet moyen annuel de carbone par respiration d'une population de crépidules à densité modérée (environ 260 $\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$) est compris entre 220 et 290 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (Martin et al., 2006). Cette valeur est plus importante que la production de carbone par le phytoplancton et le microphytobenthos de la rade, suggérant que la crépidule peut ainsi être considérée comme une source de carbone pour l'atmosphère. Le taux de respiration d'un peuplement varie cependant en fonction de la biomasse des crépidules, la température et la concentration en chlorophylle a dans la colonne d'eau, donc les saisons (Martin et al., 2007). Ainsi, la respiration d'un peuplement benthique, dont 55 % sont dus à la crépidule, est 1,5 à 3 fois

plus importante pour une station à forte densité de crépidule ($>1000 \text{ ind.m}^{-2}$) que pour une station à faible densité de crépidule ($< 200 \text{ ind.m}^{-2}$). Ainsi, les rejets annuels de carbone ont été estimés à $440 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ à la station fortement colonisée contre $180 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ à la station faiblement colonisée.

A travers, la production d'une coquille en carbonate de calcium, les crépidules influencent aussi le cycle du carbone (Martin et al., 2006). La production en carbonate de calcium (CaCO_3) est comprise entre -4 et $44 \mu\text{molCaCO}_3.\text{g}^{-1}\text{PSSC.h}^{-1}$ entre l'hiver et l'été ce qui correspond à une production moyenne annuelle d'environ $515 \text{ gCaCO}_3.\text{m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. La calcification qui se fait selon la relation suivante $\text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ est associée à une libération de CO_2 (Frankignoulle et al., 1994 *in Martin et al., 2006*). Ainsi de par la synthèse de leur coquille, les crépidules engendrent la libération supplémentaire d'une grande quantité de dioxyde de carbone estimé à $220 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

3.2.3. Production primaire

L'importante activité de filtration de la crépidule qui atteint $0,7 \text{ l.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ PS et la production de grande quantité de biodépôts modifie significativement la production primaire et la biomasse phytoplanctonique disponible pour les consommateurs primaires pélagiques ou benthiques dont les espèces cultivées que sont les huîtres et les moules (Cugier et al., 2010). En baie du Mont Saint-Michel, le développement d'un modèle d'écosystème a permis d'évaluer que la crépidule consomme plus de 10 % de la production primaire. A titre de comparaison, les bivalves cultivés ne prélèvent que 5,2 % de cette production. La présence des crépidules se traduit par une diminution du maximum de chlorophylle a de 30 à 40 % au large et de 60 % dans la frange côtière de la partie occidentale de la baie. En parallèle à cet impact quantitatif, la crépidule modifie également le cycle saisonnier de la production primaire. Ainsi, la forte production de biodépôts contribue à un recyclage rapide des sels nutritifs (voir section 3.1.) qui entretient la production sur une période plus longue.

3.2.4. Production secondaire

Si aucune étude sur cette fonction écologique n'a été réalisée à notre connaissance dans le Golfe normano-breton, Deslou-Paoli (1985) a estimé la production secondaire d'une population de crépidule dans le bassin de Marennes-Oléron à 275 g PS m^{-2} et une productivité (i.e. rapport P/B) de 0,46. La production secondaire des crépidules apparaît néanmoins comme un cul de sac écologique qui ne profite que très peu aux échelons trophiques supérieurs en comparaison des suspensivores natifs (Arbach Leloup et al., 2008). Le débouché principal de cette production

pourrait alors être la consommation humaine, la crépidule étant alors dénommé « Berlingot de mer ». Dans ce contexte, il faut mentionner le projet OPTICREP porté par la société Slipper Limpet Processing SAS et labellisé le 29 Mai 2008 par le pôle de compétitivité Bretagne Valorial. Il concerne l'optimisation d'un procédé de production de crépidules pour le développement de produits de consommation humaine à partir de récoltes en baie du Mont Saint-Michel (ports de Cancale et du Vivier Sur Mer). Il a pour objectif de transformer la crépidule en de nouveaux produits d'alimentation humaine et de mettre en place une unité pilote capable de traiter 10 tonnes par jour de produit brut pour une production d'une tonne de produit fini.

La production de calcimasse évoquée précédemment influence le cycle du carbone mais peut également représenter une production de matériaux. Dans ce contexte, il convient de mentionner le projet d'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord soutenu par l'AREVAL (Association pour la REcolte et la VALorisation de la crépidule en Bretagne Nord) qui consistait en une récolte par une drague aspiratrice et un traitement en usine du produit récolté, afin de le transformer en amendement calcaire (Blanchard & Hamon, 2006).

3.2.5. Contrôles biologiques

Un contrôle biologique est la phorésie, définie comme un type d'interactions où un organisme (le phoronte) est transporté par un autre organisme (l'hôte). Ainsi, des chaînes de crépidules sont fréquemment observées fixées sur des coquilles Saint-Jacques, pouvant potentiellement générer un surcoût énergétique pour la coquille. Si la crépidule serait susceptible d'influencer l'ouverture des valves de la coquille avec des répercussions sur son comportement d'alimentation ou de déplacement, de tels effets n'ont pu être démontrés expérimentalement (Gaudin, Comm. Pers.). Le problème majeur associé à la phorésie est ainsi plutôt un nettoyage additionnel des coquilles Saint-Jacques ou des huîtres cultivées qui sont colonisées par les crépidules avant la mise sur le marché. Ces opérations engendrent des coûts supplémentaires ayant un impact économique non négligeable (Hamon, 2003 ; Blanchard et Hamon, 2006 ; Blanchard, 2009)

Alors que les mollusques intertidaux servent d'hôtes intermédiaires pour des trématodes parasites, on ne retrouve presque pas de larve de trématodes chez la crépidule (Thieltges et al., 2004). Ceci pourrait constituer une perturbation non négligeable dans le cycle de vie des parasites et serait un soulagement pour les espèces hôtes de bivalves.

3.2.6. Relations trophiques et interactions biotiques

Outre un effet sur la nature des fonds et la composition des peuplements, la prolifération des crépidules augmente les risques de compétition spatiale et trophique avec les autres filtreurs, dont des mollusques bivalves d'intérêt commercial sauvages ou cultivées (Blanchard, 2009). Comme gastéropode filtreur, la crépidule se nourrit de particules en suspension. Si son taux de filtration apparaît équivalent à celui de nombreuses espèces de suspensivores, sa nourriture est cependant peu sélective (Riera et al., 2002).

Différents travaux permettent de préciser la possible compétition trophique entre la crépidule et les filtreurs cultivés. Le spectre des particules alimentaires filtrées par la crépidule et la moule se chevauchent (Møhlenberg et Riisgård, 1978, Jørgensen et al., 1984 *in Thieltges et al., 2005*). De plus, en baie du Mont Saint-Michel, les comparaisons des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ chez la crépidule, les moules et les huîtres suggèrent que ces espèces s'alimentent sur une même source de nourriture préférentielle, la matière organique particulaire en suspension, (Riera, 2007). Néanmoins, elles présentent de légères différences dans les signatures isotopiques indiquant qu'elles n'assimilent pas exactement les mêmes ressources. Cela aurait pour effet de réduire une potentielle compétition pour la nourriture. Des observations complémentaires *in situ*, permettant d'évaluer l'impact de la présence des crépidules sur la croissance et le régime alimentaire des huîtres, révèlent également que la compétition entre les deux espèces existe mais est faible (Hamon et al., 2003). D'autres travaux de marquage isotopique menés dans la baie de Marennes-Oléron (Charente-Maritime) et dans le bassin d'Arcachon (Gironde), indiquent que les crépidules consommeraient pour partie des sources trophiques distinctes des huîtres et des moules réduisant très nettement la compétition trophique (Hamon et al., 2003). En appui à ce résultat, Montaudouin et al. (1999) n'ont trouvé aucun effet des crépidules sur la survie et la croissance de l'huître creuse *Crassostrea gigas* dans un site différent du golfe, le bassin d'Arcachon.

L'impact des crépidules sur le réseau trophique dépend de l'échelle prise en considération. Ainsi, à petite échelle, la compétition trophique par l'activité de filtration des crépidules ne semble pas avoir d'effets significatifs sur les moules et les huîtres. En revanche à plus grande échelle, l'activité de filtration des crépidules influencera la composition et l'abondance des communautés phytoplanctoniques, ayant des conséquences sur la structure de la chaîne alimentaire. La production primaire consommée par les crépidules n'est plus disponible pour les autres invertébrés suspensivores benthiques sauvages qui sont aussi les proies communes des poissons plats (Arbach Leloup et al., 2008 ; Cugier et al., 2010 ; Kostecki et al., 2011).

En rade de Brest, le déclin de l'aire de répartition de la coquille Saint-Jacques a été attribué pour partie à l'expansion de la crépidule dont l'impact sur l'habitat réduirait à l'habitat propice au développement de première espèce (Thouzeau et al., 2000). Dans le GNB, les phénomènes de compétition spatiale entre la crépidule et la coquille Saint-Jacques ont également été évoqués en baie de Saint-Brieuc à partir d'une comparaison des distributions des deux espèces (Fifas et al., données non publiées). Cependant, si ces auteurs mettent en évidence un déplacement progressif de l'ouest vers l'est de la baie du centre de gravité des recrues de la coquille entre 1991 et 2007, ils ne peuvent le relier statistiquement au développement de la crépidule.

Quoiqu'il en soit en termes de compétition trophique ou spatiale, les zones de forte prolifération de la crépidule correspondent à des zones où s'exercent de nombreuses activités économiques telles que la pêche aux engins traînants (dragages et chalutages) ou la conchyliculture en eau profonde. Le colmatage des engins de pêche et les contraintes de tri et de nettoyage dus aux crépidules ont eu pour incidences le déplacement de certaines activités comme le dragage de la coquille Saint-Jacques ou le délaissement de concessions.

En Europe, le taux de prédation naturelle sur les crépidules est faible (Blanchard, 2009). Des tests expérimentaux réalisés au nord de la mer de Wadden ont montré que les prédateurs naturels des crépidules, le crabe *Carcinus maenas* et l'étoile de mer *Asteria rubens* préfèrent d'autres proies comme les moules (Thieltges et al., 2004). La prédation avifaunistique n'a, quant à elle, pas été démontrée en baie du Mont Saint Michel mais apparaît comme étant limitée dans le reste de l'Europe (Thieltges et al., 2004).

3.2.7. Formation d'habitats biogènes et impact sur la diversité spécifique

Malgré l'envasement des fonds par les crépidules, leur prolifération engendre une diversification et un enrichissement local de la macrofaune en réponse à la modification de la texture du fond, notamment par l'apport d'éléments grossiers (débris coquillers) et d'éléments fins (biodépôts). L'hétérogénéité sédimentaire qui en résulte permet la diversification des microhabitats qui favorise la diversité biologique par la fixation d'une épifaune sessile et l'installation d'une épifaune vagile composés principalement de petits prédateurs (Blanchard et Hamon, 2006 ; Montadouin et Sauriau, 1999 ; Blanchard, 2009). En baie de Saint Brieuc, Haubois (1999) a identifié 75 espèces appartenant à l'épifaune vagile et sessile sur des fonds à crépidule. Néanmoins, l'expansion de la crépidule a pour conséquence d'entraîner une banalisation des fonds.

L'effet de la crépidule sur la diversité des fonds va également dépendre de l'âge de la colonisation par les crépidules et de la nature sédimentaire des fonds colonisés. Haubois (1999) a

montré en baie de Saint-Brieuc que dans un environnement sédimentaire donné la richesse spécifique diminue à mesure que l'envasement de la colonie progresse causant une disparition des espèces sensibles. A contrario, la diversité mesurée à l'aide de l'indice de diversité de Shannon a tendance à augmenter dans les stations anciennement colonisées en raison d'une modification des patrons de dominance.

Les changements de la composition des peuplements benthiques s'accompagnent de modifications de leurs structures trophiques par une augmentation de la biomasse des suspensivores (Chauvaud et al., 2000).

3.2.8. Nourriceries et frayères

Si la crépidule présente une large distribution édaphique, elle colonise préférentiellement les sédiments meubles et les zones vaseuses (Montaudouin et Sauriau, 1999) qui sont les sédiments les plus appropriés pour un grand nombre d'espèces de poissons d'intérêt commercial, et plus particulièrement les poissons plats (Gibson, 1994 *in Kostecki et al., 2011*). En baie du Mont Saint Michel, la prolifération importante et rapide des crépidules depuis les années 70 a engendré une diminution de la surface de nourriceries des poissons plats dont la sole, la plie et le flet (Kostecki et al., 2011). Occupant initialement l'ensemble de la baie, les nourriceries sont désormais cantonnées à sa partie orientale. L'influence négative de la crépidule sur la fonction de nourricerie ne dépendrait pas d'interactions trophiques mais de changements dans la nature du substrat qui ne permet pas aux juvéniles de poissons plats de s'enfouir. En réduisant la surface des nourriceries, l'invasion par les crépidules de plusieurs fonds dans le GNB pourrait ainsi avoir des conséquences néfastes sur le renouvellement des stocks de poissons plats à l'échelle de la Manche occidentale qu'il reste à évaluer.

3.3. Effets de la crépidule sur les services écosystémiques

A l'aide de l'étude sur les impacts de la crépidule sur les FE (section 3.2.), il est possible de faire des liens entre la présence des crépidules et les SE (Figure 6). A titre d'exemple, les multiples études sur la crépidule en font une espèce qui présente un fort intérêt cognitif. Cependant, dans la littérature, les impacts de la crépidule sont davantage axés sur le fonctionnement des écosystèmes et moins sur les services qui en découlent. De ce fait cette partie n'est pas plus développée dans ce rapport.

IV. Discussion

1. Cartographie des habitats benthiques

La carte consensus des habitats benthiques créée dans le cadre de cette étude constitue un outil de travail et non un document de référence. Il est en effet important de préciser que son utilisation doit être restreinte au cadre du projet Valmer dans la mesure où sa réalisation s'est faite à l'issue de nombreux choix débattus préalablement en relation avec les objectifs propres du programme. Au de-là de ce constat initial, différentes remarques peuvent être formulées sur les choix faits dans la construction de la carte et leurs incidences sur l'exercice d'évaluation des fonctions écologiques :

(1) De par leurs très faibles aires de répartition, certains habitats présents dans le golfe n'ont pas été représentés sur la carte mais peuvent jouer un rôle dans le maintien et le bon fonctionnement des processus écologiques. C'est le cas par exemple des cordons de galets de haut de plage.

Ces derniers sont occupés par des laisses de mer dont les fonctions ont été évoquées dans le cas des prés salés (habitat A2.5) et des rivages sableux de haut de plage (habitat A2.22).

(2) Le niveau 4 de la typologie EUNIS retenu pour la cartographie ne fournit pas une information assez fine pour y faire apparaître des habitats potentiellement importants d'un point de vue fonctionnel. C'est le cas notamment de l'habitat formé par l'espèce d'annélide polychète tubicole *Lanice conchilega* que l'on retrouve au niveau 5 sous le code A2.245 (« *Lanice conchilega* dans du sable dans la zone intertidale ») et qui forment d'importantes banquettes en baie du Mont Saint-Michel ou à Chausey (Godet et al., 2008). Cette espèce a la particularité de modifier la structure de l'habitat, favorise un enrichissement de la faune benthique et peut jouer un rôle important dans l'alimentation d'autres espèces comme les poissons plats ou les oiseaux (Godet et al., 2011). Cet habitat interagit par ailleurs avec différentes activités anthropiques comme la pêche récréative ou la vénériculture (Godet et al., 2008). Si cet habitat n'est pas directement représenté sur la carte finale des habitats, les fonctions qui lui sont propres ont cependant été incluses dans l'habitat A2.24 (« Rivages de sable vaseux dominés par des polychètes ou des bivalves ») auquel il se rattache.

(3) Compte tenu d'une méconnaissance de la distribution des habitats de substrats rocheux à l'échelle du golfe alors qu'ils représentent 4,3% de la surface totale de la zone d'étude, leur cartographie s'est faite uniquement jusqu'au niveau 2 de la typologie EUNIS. Ceci a amené à caractériser les FE uniquement pour les habitats de sédiments meubles. Ce choix peut entraîner une perte d'information quant au fonctionnement des écosystèmes ou la production de SE. Pour exemple, les champs de laminaires inféodés au milieu rocheux infralittoral tels ceux de la côte

nord-ouest du Cotentin (anse de Vauville) ne sont pas traités dans cette étude alors qu'ils constituent des habitats biogènes qui contribuent à la production primaire et produisent une ressource naturelle localement exploitée (Derrien-Courtel et al., 2003).

(4) Un autre problème s'est posé dans le cas des substrats rocheux. En effet, le golfe comporte de nombreuses zones avec des roches tombantes. Ces habitats ne sont pas véritablement cartographiés dans la mesure où ils ne sont pas plans alors qu'ils représentent des surfaces d'habitat relativement importantes.

(5) De manière générale, les données sources pour la cartographie sont plus fines au niveau des côtes qu'au large. Ceci peut s'expliquer par un effort d'échantillonnage plus important, au niveau des côtes facilité par la proximité du littoral, mais aussi par un degré de fragmentation plus élevé des habitats dans cette frange côtière. Pour l'étude globale de l'ensemble du golfe, cette finesse dans la représentation des habitats n'a pas été conservée mais pourra éventuellement être accessible pour la suite du projet Valmer. Il sera possible de faire des zooms sur certaines zones qui présentent un intérêt particulier dans l'approvisionnement de B&S ou qui font l'objet d'activités multiples et soumises à des pressions variées. Il est possible de mentionner à titre d'exemple l'archipel de Chausey pour laquelle une description fine des habitats existe (Godet, 2008).

(6) Il est important de souligner que la carte choisie pour la répartition de la crépidule (Noël et al., 1995) date des années 90 et qu'il s'agit là vraisemblablement d'une sous-estimation de la zone colonisée. Il sera possible par la suite de faire évoluer cette représentation en intégrant des données plus récentes

(7) Afin de mesurer l'impact des crépidules sur les habitats, il a été convenu d'utiliser les données de répartition des crépidules sans les intégrer sur la carte comme un nouvel habitat benthique. Ce choix de considérer la répartition des crépidules comme une couche de pression favorise ainsi l'évaluation de sa prolifération sur les biens et services en comparant les fonctions écologiques des habitats avant et après la colonisation.

En dépit de ces remarques, cette carte a permis (1) de lister tous les habitats représentatifs à l'échelle du GNB, et (2) d'en connaître leur surface relative.

2. Fonctions écologiques et services écosystémiques

La plus grande difficulté rencontrée au cours de l'établissement des listes et des définitions des FE et SE aura été les multiples incohérences sur les catégories et les termes employés malgré le nombre important d'études qui traitent de ces sujets (e.g. MEA, 2005 ; Beaumont et al., 2007, 2008 ; Granek et al., 2009 ; TEEB, 2009 ; Fletcher et al., 2010 ; Lamarque et al., 2011 ; Townsend et al., 2011). Fréquemment les SE sont dépendants d'autre(s) SE ou de plusieurs FE ce qui engendre des interactions complexes et rend leur analyse d'autant plus délicate. Les listes présentées dans les sections III.2.1 et III.2.2 ne sont pas exhaustives et pourront éventuellement être amendées ultérieurement. Elles ont néanmoins vocation à servir de base aux travaux accomplis dans le programme Valmer.

La qualification des FE et SE n'est que la première étape de la phase de quantification des B&S. Si la valeur monétaire des SE aide à trouver localement un compromis entre la perte des écosystèmes et les profits liés au développement économique (Costanza et al., 1997 ; de Groot et al., 2012), elle ne peut s'appliquer à tous les types de SE comme les services culturels qui restent très subjectifs et n'ont parfois qu'une valeur d'existence, ou les services de support qui présentent une valeur d'usage indirecte et donc difficilement estimable (TEEB, 2010). Autrement dit, les différents SE peuvent se distinguer entre les SE matériels et les SE non-matériels qui fournissent tous deux un capital naturel essentiel au bien-être des Hommes (Beaumont et al., 2008 ; Lester et al., 2012). En outre, assigner un prix aux richesses naturelles des écosystèmes les transforme en biens commerciaux et risque de nuire gravement aux espèces et habitats remarquables qui ont une valeur intrinsèque considérable mais une valeur économique faible (MEEDDM/MNHN, 2010). La difficulté pour les scientifiques est alors de transcrire leurs résultats en données facilement utilisables et compréhensibles pour les gestionnaires et les politiciens (Granek et al., 2009).

Dans ce rapport, l'élaboration de la matrice FE/habitat a constitué une première étape de quantification des FE produits par chaque habitat. Au simple regard de la matrice, il apparaît toutefois une forte hétérogénéité dans le degré de connaissance sur les FE. Certains habitats sont plus étudiés que d'autres, à l'instar des prés salés marins, des herbiers ou encore du maërl qui constituent des habitats remarquables suscitant un grand intérêt dans la littérature. Ceci crée ainsi un effet de loupe sur des habitats remarquables. D'autre part, il s'avère qu'à l'échelle du GNB, certains secteurs ont fait l'objet d'études plus approfondies comme c'est le cas des baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel en raison de l'existence dans le passé de programmes dédiés.

La diversité des sources et des études utilisées pour remplir la matrice FE/habitats engendre également une diversité dans les unités de mesures employées qui réduit la possibilité de faire des comparaisons entre études à l'échelle du golfe. Ces variations peuvent être en particulier

attribuées à des différences dans les protocoles de mesure qui varient d'une étude à une autre ou à l'absence d'intégration temporelle des processus écologiques. Pour tenter de résoudre ces problèmes, certains auteurs ont essayé de définir des indicateurs écologiques pour quantifier les FE et SE (MEA, 2005 ; de Groot et al., 2010 ; Nobre, 2011). Par exemple, l'approvisionnement alimentaire peut être exprimé par le stock moyen ou total d'une espèce en kg/ha. La mise au point de ces indicateurs se heurte au problème du manque de connaissance des écosystèmes et aux difficultés de définition des FE et SE (MEA, 2005).

De par leur accès difficile ou limité, les habitats marins sont bien moins connus que les habitats terrestres en dépit de la haute valeur économique des B&S qu'ils produisent (Costanza et al., 1997 ; Barbier et al., 2011 ; Nobre, 2011). Ce manque de connaissances sur le fonctionnement même des écosystèmes rend certainement plus difficile la compréhension des liens entre les processus écologiques et la production de B&S écosystémiques et leurs quantifications. Cependant, il faut garder à l'esprit que la gestion des écosystèmes ne peut pas incorporer toutes les informations écologiques et doit procéder à une simplification des connaissances en se basant sur des principes écologiques généraux (Townsend et al., 2011). Ces principes peuvent alors permettre de développer une nouvelle approche de gestion basée sur les écosystèmes où l'accent est mis sur les structures et le fonctionnement des écosystèmes mais aussi sur les processus qui sont en interactions avec les systèmes écologiques, socio-économiques et institutionnels (Granek et al., 2009 ; Nobre, 2011 ; Townsend et al., 2011 ; Lester et al., 2012).

3. Cas de la crépidule

La littérature concernant les effets de la crépidule se concentre majoritairement sur les impacts de la prolifération de cette espèce au niveau des FE et moins sur les B&S. Dans certains cas, les liens entre les FE et SE peuvent aisément être mis en évidence par simple déduction, dans la mesure où les processus écologiques sont directement liés au SE. Par exemple, l'impact des crépidules sur la fonction de nourriceries des poissons plats (Kostecki et al., 2011) aura un effet direct sur l'approvisionnement alimentaire en poissons plats pour les humains. En revanche, le lien entre les effets de la crépidule sur la diversité spécifique de l'habitat et sa résilience et sa résistance n'est pas aussi évident. Partant du principe que plus un écosystème est diversifié plus il est à même de faire face à des perturbations et à conserver les mêmes fonctionnalités (MEA, 2005), alors toute hausse de la diversité due au crépidule pourra avoir une influence bénéfique sur ce SE. Au-delà du lien simple ou non entre SE et B&S, se pose toujours la question de la

quantification. S'il est aisé d'évaluer quantitativement la réduction de surface de la nurserie de poissons plats de la baie du Mont Saint-Michel en réponse au développement de la crépidule, il n'en est pas de même sur le stock adulte exploité.

Si les connaissances sur les FE impactées par la crépidule ont fait l'objet de nombreuses études, il existe peu, voire pas, d'études sur les FE des habitats présents avant la prolifération de cette espèce. Une telle étude comparative serait intéressante pour mesurer les réels effets de l'invasion de la crépidule. Depuis son implantation sur les côtes françaises, la crépidule est considérée comme une espèce invasive nuisible. Pourtant elle n'a pas que des effets négatifs. L'augmentation de la diversité, la rétention et restitution des silicates qui sont susceptibles de réguler les blooms de dinoflagellés toxiques, la production d'une source de nourriture pour l'homme ou encore l'utilisation de la calcimasse comme matériau de construction ou amendement calcaire sont autant d'effets et d'utilisations potentielles positifs que l'on peut attribuer aux crépidules. Dans une récente revue sur l'impact de 10 espèces invasives emblématiques en Europe, Mc Laughlan et al. (2013) la complexité des effets de ces espèces vus sous l'angle des biens et services écosystémiques.

4. Perspectives

Par la suite, cette étude préliminaire sera complétée par (1) une quantification fine et plus complète des FE par unité de surface et à l'échelle du golfe, (2) la formalisation du lien entre FE et SE dans le golfe, (3) l'étude des pressions anthropiques et/ou naturelles s'exerçant sur chaque habitat et leur incidence sur les FE et SE (4) et la création d'un Modèle Risques pour les Habitat (MRH) à partir du logiciel InVEST avec une application pour le GNB. Ce modèle MRH (Annexe 2) intègre les connaissances des experts scientifiques et des gestionnaires pour permettre d'évaluer les menaces sur la santé des écosystèmes causées par la dégradation des habitats via les activités humaines et/ou les espèces invasives (Cabral, 2013). Grâce à ce travail, des scénarii prédictifs ou exploratoires pourront être utilisés par les gestionnaires et les politiciens lors des prises de décision concernant la gestion du site ou des mesures à prendre pour sa restauration des écosystèmes. Cette méthode de travail correspond à la planification spatiale marine (MSP = Marine Spatiale Planification) (Nobre, 2011 ; Lester et al., 2012) qui identifie les zones des océans qui font l'objet de différentes utilisation et activité de façon à diminuer les conflits et atteindre des objectifs écologique, économiques et sociaux.

V. Bibliographie

- Adin, A. and Riera P. (2003). "Preferential food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France)." Estuarine, coastal and shelf science **56**: 91-98.
- Améziane, N., P. Chardy, et al. (1996). "Modelling carbon flows in soft-bottom communities from the bay of Morlaix, western English Channel." Biology and ecology of shallow coastal waters: 215-224.
- Arbach Leloup, F., N. Desroy, et al. (2008). "Intercations 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.
- Augris, C., Bonnot-Courtois, C. et al. (2006). Carte des formations superficielles du domaine marin côtier de l'anse de Paimpol à Saint-Malo (Côtes d'Armor – Ille-et-Vilaine). Echelle 1/50 000.
- Augris, C., Bonnot-Courtois, C. et al. (2008). Carte des formations superficielles du domaine marin côtier de Saint-Malo à Granville (Ille-et-Vilaine). Echelle 1/50 000.
- Barbier, E. B., E. W. Koch, et al. (2008). "Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values" Science **319.5861**: 321-323.
- Barbier, E. B., S. D. Hacker, et al. (2011). "The value of estuarine and coastal ecosystem services." Ecological monographs **81**: 1969-193.
- Barnes, R. S. K., J. Coughlan, et al. (1973). "A preliminary survey of the macroscopic bottom fauna of the solent, with particular reference to *Crepidula fornicata* and *Ostrea edulis*." Proc. Mal. Soc. London **40**(4): 253-275.
- Beaumont, N. J., M. C. Austen, et al. (2007). "Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach." Marine pollution bulletin **54**: 253-265.
- Beaumont, N. J., M. C. Austen, et al. (2008). "Economic valuation for the conservation of marine biodiversity." Marine pollution bulletin **56**: 386-396.
- Blanchard, M. and P. Gros (1993). "Estimation des flux engendrés par l'activité métabolique des mollusques filtreurs en baie de Saint-Brieuc." Oceanologica acta **16**: 695-704.
- Blanchard, M. (1995). "Origine et état de la population de crépidule (*Crepidula fornicata*) sur le littoral français." Haliotis **24**: 75-86.
- Blanchard M. 2006. La crépidule. Site web Ifremer. <http://wwz.ifremer.fr/envlit/>
- Blanchard, M., et Hamon, D. (2006). Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (baies de Saint-Brieuc et du Mont Saint-Michel) 2002-2005. R. Ifremer DYNECO/EB/06-01, 42p + annexes.
- Blandin, P. (2009). De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. E. Quae, Sciences en questions.
- Bonnot-Courtois, C. et al. (1986). Cartographie morphosédimentaire intertidale – Secteur de Rotheneuf. Echelle 1/10 000.
- Bosence, D. and J. Wilson (2003). "Maerl growth, carbonate production rates accumulation rates in the northeast Atlantic." Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. **13**: S21-S31.
- Boust, D. (1999). "Distribution and inventories of some artificial and naturally occurring radionuclides in medium to coarse-grained sediments of the channel." Continental shelf research **19**: 1959-1975.
- Bouvier, P. (1993). Cartographie morphosédimentaire intertidale de la baie de La Fresney. Echelle 1/10 000.
- Bouvron, M., P. Teillac-Deschamps, et al. (2010). Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France, MNHN, MEEDDM: 70p.
- Cabioch, L., Retière, C. et Gentil, F. (1968 et 1979). Compilation des cartes d'habitats (typologie EUNIS) en Manche occidentale. Echelle 1/50 000 à 1/180 000.
- Cabral, P. (2013). "Application du Modèle Risques pour les Habitats au golfe Normano-Breton" Document de travail, version 1.0.
- Cardinale, B. J., D. J. Emmett, et al. (2012). "Biodiversity loss and its impact on humanity." nature **10.1038**: 59-67.
- Chardy, P., P. Gros, et al. (1993). "Benthic carbon budget for the Bay of Saint-Brieuc (Western Channel). Application of inverse method." Oceanologica acta **16**: 687-694.
- Chardy, P. and J. C. Dauvin (1992). "Carbon flows in a subtidal fine sand community from the western English Channel: a simulation analysis." Mar. Ecol. Prog. Ser. **81**: 174-161.
- Chauvaud, L., F. Jean, et al. (2000). "Long-term variation of the Bay of Brest ecosystem: benthic-pelagic coupling revisited." Marine ecology progress series **200**: 35-48.
- Chmura, G. L. (2011). "What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink?" Ocean & Coastal Management: 1-7.
- Connor, D. W., J. H. Allen, et al. (2004). "The marine habitat classification for Britain and Ireland version 04.05." JNCC.
- Costanza, R., R. d'Arge, et al. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." nature **387**: 253-260.

- Cugier, P., C. Struski, et al. (2010). "Assessing the role of benthic filter feeders on phytoplankton production in shell fish farming: Mont Saint Michel Bay, France." *Journal of Marine Systems* **82**: 21-34.
- CRDD (2013). "L'évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)".
- Croguennec, C., B. Guillaumont, et al. (2011). REBENT - Atlas de cartes d'habitats historiques. Brest, Ifremer: 136.
- Davoult, D., A. Migné, et al. (2009). "Spatio-temporal variability of intertidal benthic primary production and respiration in the western part of the Mont Saint-Michel Bay (Western English Channel, France)." *Hydrobiologia* **620**: 163-172.
- de Groot, R., R. Alkemade, et al. (2010). "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making." *Ecological Complexity* **7**: 260-272.
- de Groot, R., L. Brander, et al. (2012). "Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units." *Ecosystem Services* **1**: 50-61.
- Derrien-Courtel, S., C. Beaupoil, et al. (2003). "Mise en place d'un protocole de suivi faunistique et floristique des fonds subtidiaux rocheux en plongée autonome. Années 2002-2003." *APD-REBENT*, Contrat IFREMER-MNHN n°03 2 433 403 décembre 2003, 62p.
- Deslous-Paoli, J. M. (1985). "*Crepidula fornicata* L. (gastéropode) dans le bassin de Marennes-Oléron : structure, dynamique et production d'une population." *Oceanologica acta* **8**: 453-460.
- Desroy, N., S. F. Dubois, et al. (2011). "The conservation status of *Sabellaria alveolata* (L.) (Polychaeta: Sabellariidae) reefs in the Bay of Mont-Saint-Michel." *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **21**: 462-471.
- Duarte, C. M., N. Marbà, et al. (2010). "Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows." *Global Biogeochemical Cycles* **24**: 1-8.
- Duarte, C. M., H. Kennedy, et al. (2011). "Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies." *Ocean & Coastal Management*: 1-7.
- Dubois, S., L. Barillé, et al. (2003). "Efficiency of particle retention and clearance rate in the polychaete *Sabellaria alveolata* L." *C. R. Biologies* **326**: 413-421.
- Dubois, S., J. A. Commito, et al. (2006). "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.
- Ehrhold, A., M. Blanchard, et al. (1998). "Conséquences de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel (Manche, France)." *C.R.Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre*. **327**, 583-588.
- EUNIS, European Nature Information System, European Environment Agency, 2004. Version 9 URL: unis.eea.eu.int
- European Environment Agency. (2004). European Nature Information System (EUNIS), Version 2004. <http://unis.eea.europa.eu/habitats.jsp>.
- Fletcher, S., J. Saunders, et al. (2011). "A review of the ecosystem services provided by broad-scale marine habitats in England's MPA network." *Journal of Coastal Research*(SI 64): 378-383.
- Fournier, J. (2013). "Bioconstruction d'annélides polychètes. Complexité des niveaux d'organisation de l'organisme à l'écosystème." HDR ; Université de Bretagne occidentale.
- Garcia, C., P. Chardy, et al. (2011). "Assessment of benthic ecosystem functioning through trophic web modelling: the example of the eastern basin of the English Channel and the Southern of the North Sea." *Marine Ecology Suppl.* **1**: 72-86.
- Gattuso, J. P., M. Frankignoulle, et al. (1998). "Effect of calcium carbonate saturation of seawater on coral calcification." *Global Planet Change* **18**: 37-46.
- Godet, L., N. Toupoint, et al. (2008). "Considering the Functional Value of Common Marine Species as a Conservation Stake: The case of Sandmasson Worm *Lanice conchilega* (Pallas 1966) (Annelida, Polychaeta) Beds." *Ambio* **37**: 347-355.
- Godet, L., J. Fournier, et al. (2011). "Influence of stability and fragmentation of worm-reef on benthic macrofauna." *Estuarine, coastal and shelf science* **92**: 472-479.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, et al. (2010). "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes." *Ecological economics* **69**: 1209-1218.
- Grall, J. and J. M. Hall-Spencer (2003). "Problems facing maerl conservation in Brittany." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**: S55-S64.
- Grall, J., F. Le Loc'h, et al. (2006). "Community structure and food web based on stable isotopes ($\delta^{13}C$ et $\delta^{15}N$) analysis of a North Eastern Atlantic maerl bed." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **338**: 1-15.
- Granek, E. F., S. Polaski, et al. (2009). "Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management." *Conservation biology* **24**: 207-216.
- Guillaumont, B., Hamon, D. et al. (1987). "Golfe Normano-Breton – Carte biomorphosédimentaire de la zone intertidale." Echelle 1/25 000.
- Hamdi, A., Vasquez, M. et al. (2010). "Carte d'habitats physiques des fonds marins en France métropolitaine" (Ifremer – AAMP). Echelle 1/100 000.
- Hamon, D. and M. Blanchard (1994). "Etat de prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Saint-Brieuc." R. Ifremer-DEL. Brest: 29p.

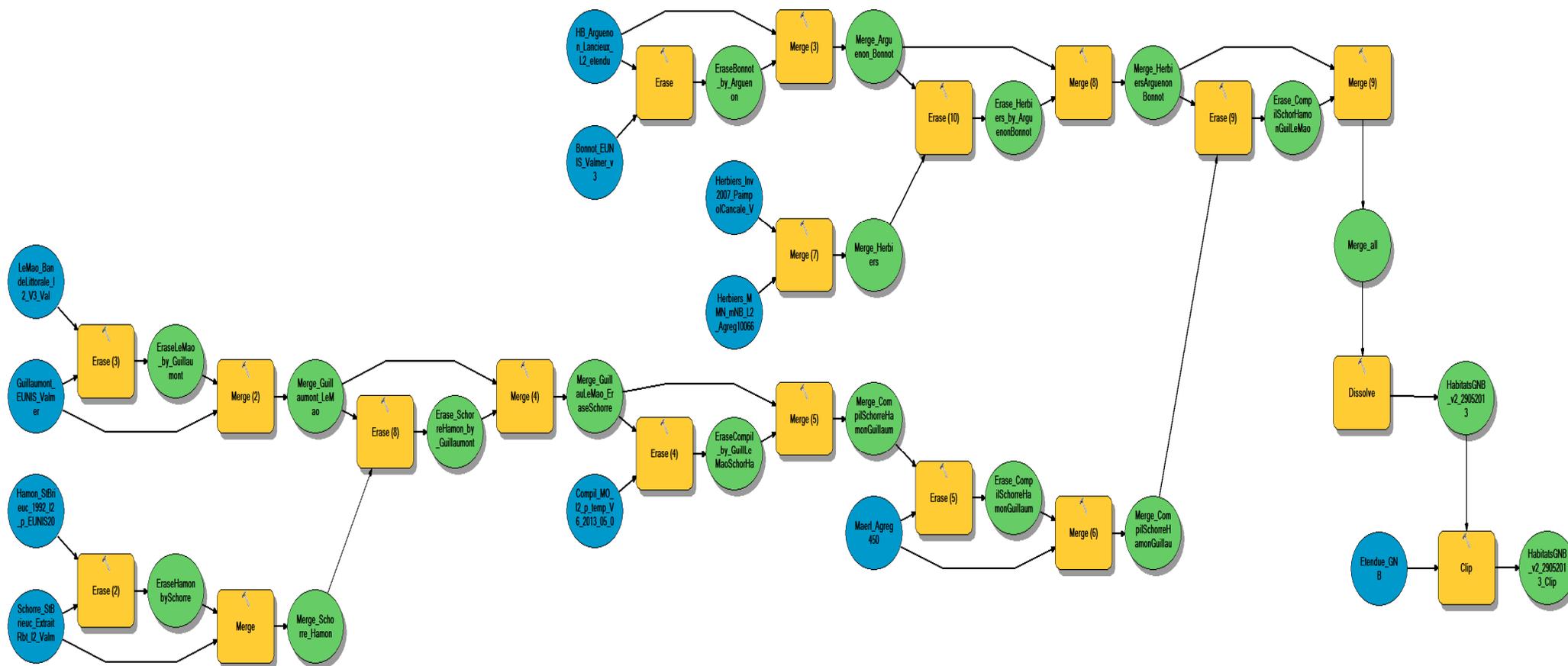
- Hamon, D. (2003). "La crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion." Brest.
- Haubois, A. G. (1999). "Influence du vieillissement d'une population de crépidules sur l'épifaune associée. Incidence sur le recrutement." Université de Bordeaux I. DEA Environnements et Paléoenvironnements Océaniques: 46p.
- Holme, N.A. (1966). "The bottom fauna of the English Channel." Part II. Journal of the Marine and Biological Association of the United Kingdom 46: 401-493.
- Jackson, E. L. (2003). "Importance of seagrass beds as a fishery species around Jersey." Université de Plymouth.
- Kostecki, C., S. Rochette, et al. (2011). "Reduction of flatfish habitat as a consequence of the proliferation of an invasive mollusc." Estuarine, coastal and shelf science 92: 154-160.
- Lafaille, P., E. Feunteun, et al. (2000). "Role of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the transfert of organic matter between marine and freshwater systems." Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie 27: 616-619.
- Lefeuve, J. C., V. Bouchard, et al. (2000). "European salt marshes diversity and functioning: The case study of the Mont Saint-Michel bay, France." Wetlands Ecology Academic Publishers 8: 147-161.
- Le Hir, P., P. Bassoulet, et al. (1986). "Etude régionale intégrée du golfe normano-breton." Rapp. Sci. Ifremer I: 265p.
- Limburg, K.E. (2009). "Aquatic Ecosystem Services. Introductory overview".
- Manac'h, N. (1995). "La biodéposition de la crépidule (*Crepidula fornicata*). Impact sur l'écosystème de la rade de Brest." R. Ifremer-DEL. Brest: 48.
- Maresca, B., X. Mordet, et al. (2011) "Evaluation des services rendus par les écosystèmes en France." Développement durable et territoires, DOI: 10.4000/developpementdurable.9053
- Martin, S., G. Thouzeau, et al. (2006). "Respiration, calcification, and excretion of the invasive slipper limpet, *Crepidula fornicata* L.: Implications for carbon, carbonate, and nitrogen fluxes in affected areas." Limnol. Oceanogr. 51: 1996-2007.
- Martin, S., G. Thouzeau, et al. (2007). "Benthic community respiration in areas impacted by the invasive mollusk *Crepidula fornicata*." Marine ecology progress series 347: 51-60.
- Martin, S., J. Clavier, et al. (2007a). "Community metabolism in temperate maerl beds. I. Carbon and carbonates fluxes." Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 19-27.
- Martin, S., J. Clavier, et al. (2007b). "Community metabolism in temperate maerl beds. II. Nutrient fluxes." Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 31-41.
- Mézière, T., L. Bodineau, et al. (1997). "The use of lipid markers to define of organic matter in sediment and food web of the intertidal salt-marsh-flat ecosystem of Mont-Saint-Michel Bay, France." Journal of Sea Research 38: 47-58.
- Migné, A. and D. Davoult (1998). "Macrobenthic metabolism as carbon and nitrogen fluxes in a coastal area exposed to strong tidal currents (Dover Strait, eastern English Channel)." Hydrobiologia 375/376: 307-315.
- Migné, A., D. Davoult, et al. (1998). "Calcium carbonate production of a dense population of the brittle star *Ophiothrix fragilis* (Echinodermata: Ophiuroidea): role in the carbon cycle of a temperate coastal ecosystem." Mar. Ecol. Prog. Ser. 173: 305-308.
- Migné, A., D. Davoult, et al. (2005). "Benthic primary production, respiration and remineralisation: in situ measurements in the soft-bottom *Abra alba* community of the western English Channel (North Brittany)." Journal of Sea Research 53: 223-229.
- Migné, A., N. Spilmont, et al. (2009). "Annual budget of benthic production in Mont Saint-Michel Bay considering cloudiness, microphytobenthos migration, and variability of respiration rates with tidal conditions." Continental shelf research 29: 2280-2285.
- Millennium Ecosystems Assessment (MEA). (2003). "Ecosystem and Human Well-Being: Our Human Planet" World resources Institute, Washington, DC.
- Millennium Ecosystems Assessment (MEA). (2005). "Ecosystem and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis" World resources Institute, Washington, DC.
- Montaudouin (de), X. and P. G. Sauriau (1999). "The proliferating Gasteropoda *Crepidula fornicata* may stimulate macrozoobenthic diversity." J. Mar. Biol. Ass. U.K. 79: 1069-1077.
- Morgan, P. A., D. M. Burdick, et al. (2009). "The functions and values of fringing salt marshes in the northern New England, USA." Estuaries and Coasts 32: 483-495.
- Noel, P., M. Blanchard, et al. (1995) "Cartographie et évaluation des principaux mollusques filtreurs du Golfe Normano-Breton." Rapport Ifremer-DEL Brest 95, II : 31pp.
- Noernberg, M. A., J. Fournier, et al. (2010). "Using airborne laser altimetry to estimate *Sabellaria alveolata* (Polychaeta: Sabellariidae) reefs volume in tidal flat environments." Estuarine, coastal and shelf science 90: 93-102.
- Orbi, A. and J. C. Salomon (1988). "Dynamique de marée dans le golfe normand-breton." Oceanologica acta 11: 55-64.
- Ouisse, V. (2010). Production primaire et respiration des communautés d'herbiers à zostère : rôle dans le cycle du carbone en milieu côtier. ED sciences de l'environnement d'Ile de France. Ile de France, UPMC.

- Salomon J-C, Breton M (1991) "Courants résiduels de marée dans la Manche. In: Proceeding of the International Colloquium on the environment of epicontinental seas." Lille 20-22 March 1990. *Oceanologica Acta* 11: 47-53.
- Raffaelli, D. and S. Hawkins (1999). *Intertidal ecology*. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Ragueneau, O., L. Chauvaud, et al. (2002). "Direct evidence of a biologically active coastal silicate pump: Ecological implications." *Limnol. Oceanogr.* **47**: 1849-1854.
- Retière, C. (1979). "Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du Golfe Normano-Breton." Thèse d'état. Université de Rennes, Rennes.
- Riera, P., L. J. Stal, et al. (2002). " $\delta^{13}\text{C}$ versus $\delta^{15}\text{N}$ of co-occurring molluscs within a community dominated by *Crassostrea gigas* and *Crepidula fornicata* (Oosterschelde, The Netherlands)." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **240**: 291-295
- Riera, P. (2007). "Trophic subsidies of *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* and *Crepidula fornicata* in the Bay of Mont Saint Michel (France): A $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ investigation." *Estuarine, coastal and shelf science* **72**: 33-41.
- Rollet, C., Coord. (2008). "Les herbiers de zostères de la région Bretagne – Inventaire 2007 des sites" (Produit multisource disponible en cartographie interactive sur www.rebent.org).
- Rollet, C. et Bounous, L., (2012). "Carte des habitats benthiques intertidaux Natura 2000 « baie de Lancieux, baie de l'Arguenon, archipel de Saint-Malo et Dinard » ". Echelle 1/5000.
- Spilmont, N., D. Davoult, et al. (2006). "Benthic primary production during emersion: In situ measurements and potential primary production in the Seine Estuary (English Channel, France)." *Marine pollution bulletin* **53**: 49-55.
- TEEB (2010). "The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations". Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- TEEB (2010). "The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusion and Recommendations of TEEB".
- Thiébaud, E. (2007). "Influence des facteurs abiotiques et biotiques sur la dynamique des sédiments et des écosystèmes intertidaux." *Oceanis*, **32** : 145-161.
- Thieltges, D. W., M. Strasser, et al. (2004). "Too cold to prosper - winter mortality prevents population increase of the introduced American slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **311**: 375-391.
- Thieltges, D. W. (2005). "Impact of an invader: epizootic American Slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces survival and growth in European mussels." *marine ecology progress series* **286**: 13-19.
- Thieltges, D. W., M. Strasser, et al. (2006). "How bad are invaders in coastal water? The case of the American slipper limpet *Crepidula fornicata* in western Europe." *Biological Invasions* **8**: 1673-1680.
- Thorin, S., A. Radureau, et al. (2001). "Preliminary results on a high est-west gradient in the macrozoobenthic community structure of the Mont Saint-Michel Bay." *Continental shelf research* **21**: 2167-2183.
- Thouzeau, G. et Hamon, D. (1992). "Carte des peuplements benthiques des substrats meubles de la baie de Saint-Brieuc." Echelle 1/100 000.
- Thouzeau, G., L. Chauvaud, et al. (2000). "Rôle des interactions biotiques sur le devenir du pré-recrutement et de la croissance de *Pecten maximus* (L.) en rade de Brest." *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie/Life Sciences* **323**: 815-825.
- Townsend, M., S. F. Thrush, et al. (2011). "Simplifying the complex: an 'Ecosystem Principles Approach' to goods and services management in marine coastal ecosystems." *Marine Ecology Progress Series* **434**: 291-301.
- Trigui, R. J. (2009). "Influence des facteurs environnementaux et anthropiques sur la structure et le fonctionnement des peuplements benthiques du Golfe Normano-Breton." *ED 227*: 200.

Annexe 1 : Différentes sources utilisées pour la cartographie des habitats benthiques du golfe Normano-Breton ((a)-(c) : cartes historiques des peuplements benthiques ; (d) : carte spécifique de la répartition de la crépidule ; (e)-(h) : cartes d'habitats récentes ; (i)-(l) : cartographies morphosédimentaires ; (m) cartographie prédictive)

Source	Auteur(s)	Date	Zone d'étude	Echelle
(a) Compilation de cartes d'habitats en Manche occidentale	Cabioch L., Retière C., Gentil F.	1968 1979	Manche occidentale	1/50 000 à 1/180 000
(b) Cartographie biomorphosédimentaire du golfe Normano-Breton	Guillaumont B., Hamon D., Lafond L.R., Le Rhun J., Levasseur J, Piriou J.Y.	1987	Ouest Cotentin	1/25 000
(c) Carte des peuplements benthiques des substrats meubles de la baie de Saint-Brieuc	Thouzeau G., Hamon D.	1992	Baie de Saint Brieuc	1/100 000
(d) Cartographie de la crépidule dans le golfe normano breton (1993-1994)	Blanchard M.	1993	Golfe normano breton	
(e) Distribution of <i>Zostera marina</i> around the coast of Jersey	Jackson E.	2003	Côtes de Jersey	
(f) Carte des habitats benthiques intertidaux Natura 2000	Rollet C. et Bounous L.	2012	Baie de l'Arguenon et de Lancieux, archipel de Saint-Malo et Dinard	1/5000
(g) Carte des peuplements benthiques du secteur de Saint Brieuc, zone intertidale	Multisource Rebent	2006	Baie de Saint Brieuc	1/10 000 à 1/25 000
(h) Les herbiers de zostères de la région Bretagne – Inventaire 2007 des sites	Rollet C. (Coord.)	2008	De Paimpol à Cancale	
(i) Carte des formations superficielles du domaine côtier de l'anse de Paimpol à Saint-Malo	Augris C., Bonnot-Courtois C., Mazé J.P., LeVot M. Crusson A., Simplet L., Blanchard M., Houlgatte E.	2006	Anse de Paimpol à Saint-Malo	1/50 000
(j) Carte des formations superficielles du domaine côtier de Saint-Malo à Granville	Augris C., Bonnot-Courtois C., Ehrhold A., Mazé J.P., LeVot M., Blanchard M., Simplet L.	2008	Saint-Malo à Granville	1/50 000
(k) Cartographie morphosédimentaire intertidale – Secteur de Rotheneuf	Bonnot Courtois et al.	1986	Rotheneuf	1/10 000
(l) Cartographie morphosédimentaire intertidale de la baie de La Fresnaye	Bouvier P.	1993	Baie de La Fresnaye	1/10 000
(m) Carte d'habitats physiques des fonds marins en France métropolitaine (Ifremer – AAMP)	Hamdi A., Vasquez M., Populus J.	2010	Côtes de France	1/100 000

Annexe 2 : Représentation schématique du modèle risque pour les habitats – Mise au point de la carte des habitats benthiques du golfe Normano-Breton.



Résumé

Ces dernières années l'étude des biens et des services écosystémiques s'est très largement développée. Leur quantification peut être désormais intégrée lors des prises de décisions par les gestionnaires ou les politiciens. Néanmoins il reste de nombreux problèmes méthodologiques à résoudre pour effectuer l'évaluation des fonctions écologiques (FE) et des services écosystémiques (SE) en milieu marin. Ce rapport traite de la qualification des FE et SE et d'une première étape de leur quantification dans la zone d'étude du golfe Normano-Breton (Manche occidentale) désignée pour abriter une aire marine protégée. Dans un premier temps, tous les habitats benthiques du site d'étude ont été recensés puis cartographiés selon la typologie EUNIS niveau 4. Ensuite, les FE et SE ont été définis sur la base d'une analyse critique de la littérature existante ; pour chacun des habitats un travail bibliographique a été réalisé pour mettre en évidence les principales FE qui leur étaient associées. Si ces recherches bibliographiques ont permis d'avoir des premiers chiffres pour quantifier les FE, l'hétérogénéité des données ne permet pas, pour le moment, de fournir une évaluation intégrée entre les différents habitats. Enfin, l'étude s'est intéressée au cas particulier de l'espèce invasive *Crepidula fornicata* pour analyser l'impact d'une pression sur la production de biens et services écosystémiques. Généralement considérée comme un perturbateur, il s'avère que la colonisation des crépidules n'a pas que des effets négatifs sur les habitats, les FE et les SE qui en découlent.

Abstract

During the last years, numerous authors have increasingly studied ecosystem goods and services so that their quantification can be integrated to support environmental policy and management system. But, there are still many methodological issues to solve, before making valuation of both ecosystem functions and ecosystem services in marine realm. This present study aims (1) to define the ecosystem functions and ecosystem services and (2) to provide their first assessment in the study area, the Saint Malo Gulf (Western Channel). The study area is designed to harbour a marine protected area. Firstly, we identified and mapped all benthic habitats in the gulf using the EUNIS typology at the level 4. Afterwards, we defined every ecosystem function and ecosystem service through a critical analysis of the dedicated literature. In order to identify the ecosystem functions associated with each habitat a bibliographic review was undertaken. This review provided first data enabling an ecosystem functions valuation. However, the heterogeneity of the data limited our ability to make comparisons between different studies and give a general assessment of each function at the scale of the gulf. Finally, we have investigated the impact of a pressure, the extent of an invasive species, *Crepidula fornicata*, on habitats and the production of goods and services. Generally considered disruptive, it turns out that the proliferation of the slipper limpet has not only negative effects on habitats and the ecosystem functions and ecosystem services arising.

Mots clés : Fonctions écologiques – Biens et Services écosystémiques – Evaluation – Habitats benthiques – *Crepidula fornicata* – Golfe Normano-Breton