Document public

Proposition méthodologique pour définir le bon état écologique du fond marin (descripteur 6 de la Directive Cadre pour une Stratégie pour le Milieu Marin)

Rapport final

BRGM/RP-60532-FR
décembre 2011

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Document public

Proposition méthodologique pour définir le bon état écologique du fond marin (descripteur 6 de la Directive Cadre pour une Stratégie pour le Milieu Marin)

Rapport final

BRGM/RP 60532-FR
décembre 2011

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 2011

C. Vinchon[1], P. Sabourault[1], O.Brivois[1], H. Muller[1], T. Bulteau[1], F. Cayocca[2], L. de Lary de la Tour[1], M. Desprez[4], S. Le Bot[4] et S.Zaragozi[7]
Avec la collaboration de
Y. Balouin[1]., A. Delouis[3], L.Guerin[5], et S.Lesourd[6]

[1] BRGM, [2] IFREMER, [3] Port autonomme de Nantes, [4] Université de Caen,
[5] MNHN, [6] Université du littoral Côte d'opale,
[7] Université de Bordeaux, EPOC

Vérificateur :	**Approbateur :**
Nom : E. Foerster	Nom : H. Modaressi
Date :	Date :
Signature :	Signature **:**

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Mots clés : Bon État Écologique, Activités anthropiques, Perturbations du fond marin, Impact biologique, Benthos.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Vinchon C. Sabourault, P, Brivois O., Bulteau T., Cayocca F., De Lary de la Tour L., Desprez M., Le Bot S., Zaragozi S. et Muller H. (2011) - Proposition méthodologique pour définir le bon état écologique du fond marin (descripteur 6 de la Directive Cadre pour une Stratégie pour le milieu Marin), Rapport final, BRGM/RP 60532-FR, 98 p., 4 fig., 5 tabl., 1 ann.

© BRGM, 2011, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

La Directive Cadre pour une Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) a pour objectif dans une perspective écosystémique de mettre en place une stratégie qui permettent de restaurer ou maintenir un bon état du milieu marin, tout en en permettant une utilisation durable.

Pour mettre en œuvre cette Directive européenne en France, plusieurs étapes ont été définies. Il s'agissait en 2011 de réaliser l'évaluation initiale de l'état du milieu marin, de développer les méthodes pour en définir le bon état écologique, et enfin de proposer début 2012 pour les différentes sous-régions marines métropolitaines des objectifs environnementaux à atteindre en 2020.

Le bon état écologique doit être atteint pour 11 descripteurs du milieu marin (cf. tableau 1 de l'annexe I de la Directive). Le BRGM est chef de file du descripteur D6 dont le bon état garantit « l'intégrité du fond marin » et plus particulièrement de sa composante benthique, notamment au regard des pressions physiques induites par les activités anthropiques.

Il s'agissait, dans ce rapport, d'évaluer pour ce descripteur, la faisabilité de développer des indicateurs proposés par la Décision de la Commission européenne du 01/09/2010, qui doivent permettre de qualifier sinon quantifier le bon état du D6.

Après un bref rappel (chapitre 1) du contexte de la DCSMM, de l'objectif de définition du bon état du D6 (intégrité du fond marin), et des travaux de mise en cohérence avec les travaux européens et les autres descripteurs, nous nous sommes attachés à définir une méthode d'évaluation de bon état écologique pour ce descripteur (chapitre 3).

Les unités d'évaluation proposées font références aux compartiments écosystémiques qui ont été définis en commun avec les descripteurs D1 (« maintien de la biodiversité ») et D4 (« bon fonctionnement du réseau trophique »), mais aussi aux zones d'emprises des pressions modifiant le fond. L'échelle de travail est variable selon les pressions et les sources de pressions.

La démarche d'élaboration des indicateurs est ensuite présentée en faisant référence aux données disponibles, et aux méthodes de croisement, sans aller à ce stade jusqu'à une méthode d'agrégation :

- l'identification des substrats biogéniques concernés par les pressions physiques (6.1.1) sera faite en croisant les données existantes (coraux, maërl, herbiers) avec l'emprise des pressions (6.1.2) ;
- un focus particulier a été fait sur la définition de l'emprise des pressions physiques (6.1.2), qui apparait être un indicateur prioritaire pour la suite de la démarche. Pour chacune des sources de pressions identifiées comme pouvant perturber le fond, ont été analysés : les données disponibles, les perturbations au fond que ces sources de pressions peuvent induire, et les moyens de cartographier cette emprise. Ce

travail a été fait avec l'appui d'un groupe de travail réunissant des hydrodynamiciens, des sédimentologues et des biologistes (EPOC, Port autonome de Nantes, BRGM, IFREMER, Université de Caen, Université du Littoral de la Côte d'Opale, MNHN), La cartographie doit permettre de définir des zones sous emprise des pressions et des zones hors emprise (qui serviront de référence). Dans ce chapitre, le lien est également fait avec le descripteur D7 (pas de modification de l'hydrographie de la colonne d'eau) par le fait que les sources de pressions citées pour le fond impactent également la colonne d'eau à son interface (genèse de turbidité). De la même façon, il est fait référence aux travaux des descripteurs D2, D8 et D10 ;

- l'élaboration des indicateurs du 6.2 (état de la communauté benthique) est fortement dépendante des travaux des descripteurs D1 et D4. Un état de l'art de la connaissance de l'impact biologique par les pressions a été fait, au regard des différentes sources de pression. L'analyse des indicateurs biologiques existants faite en parallèle par les équipes des D1 et D4 confirme que les indicateurs proposés par la Décision ne sont pas réalisables dans l'état de la connaissance actuelle. Il est donc proposé, en commun entre les descripteurs D1-D4 et D6, d'élaborer de nouveaux indicateurs spécifiques, en comparant notamment l'état de la communauté benthique entre les zones sous pression et hors pression.

Le chapitre 4 reprend les éléments dont on dispose pour définir le bon état écologique, pour chacun des indicateurs et propose des définitions préliminaires.

Le chapitre 5 tire les enseignements de ces travaux pour proposer la suite de la démarche.

Sommaire

1. Introduction / cadre 9

1.1. RAPPEL DE L' OBJECTIF DE LA DIRECTIVE CADRE STRATEGIE POUR LE MILIEU MARIN 9

1.2. ELEMENTS DE CADRAGE DU D6 12

1.2.1. Objectif 12

1.2.2. Décision de la Commission Européenne du 1er septembre 2010 12

1.2.3. Remarques préliminaires- Faisabilité du développement des indicateurs D6 13

2. Travaux européens et nationaux mis en oeuvre pour la réalisation de ce rapport 15

2.1. REUNIONS COMMUNAUTAIRES OU INTERNATIONALES 15

2.2. TRAVAUX DE MISE EN COHERENCE AVEC LES AUTRES DESCRIPTEURS 16

3. Elaboration de la méthode d'évaluation de l'état écologique 19

3.1. CHOIX DES UNITES D'EVALUATION PERTINENTES 19

3.2. CHOIX DES ECHELLES PERTINENTES 20

3.3. DEFINITION DE LA METHODE D'IDENTIFICATION DES ZONES A ENJEUX/ZONES CARACTERISTIQUES 21

3.4. DEVELOPPEMENT DES INDICATEURS PERMETTANT DE JUGER DE L'ATTEINTE DU BEE DU MILIEU MARIN 21

3.4.1. « Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné (6.1.1) » 21

3.4.2. Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats (6.1.2) 22

3.4.3. Etat de l'art de la connaissance des impacts biologiques des sources de pressions sur la communauté benthique (6.2) 39

3.5. SYNTHESE 65

3.6. DEVELOPPEMENT D'UNE METHODE D'AGREGATION INTRA DESCRIPTEUR ..... **ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**

3.7. DEVELOPPEMENT D'UNE METHODE D'AGREGATION INTER DESCRIPTEUR ..... **ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**

4. Caractérisation du bon état écologique 71

4.1. PREAMBULE 71
4.1.1. Rappel 71
4.1.2. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer l'indicateur 6.1.2 71
4.1.3. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer l'indicateur 6.1.1 72
4.1.4. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer les indicateurs 6.2 72

4.2. CHOIX DE LA METHODE DE DEFINITION DU BON ETAT 73

4.3. CHOIX DE LA METHODE DE FIXATION DES NIVEAUX/TENDANCES/SEUILS/CIBLES 74

5. Travaux futurs à envisager, calendrier 75

6. Bibliographie 77

Liste des figures

Figure 1 : Les quatre SRM à considérer pour la France 10

Figure 2 : Compartiments écosystémiques définis lors de l'atelier de Dinard (juin 2011) pour les descripteurs D1-D2, D4 et D6 19

Figure 3 : Schéma des modifications sédimentaires engendrées par des ouvrages à la côte.. 26

Figure 4 : Méthodes de définition du bon Etat proposé à l'ICGCOBAM de'Utrecht (novembre 2010) pour le D1 73

Liste des tableaux

Tableau 1 : Objectifs et indicateurs du PAM pour l'intégrité du fond marin. 15

Tableau 2 : Correspondance entre les limites des compartiments écosystémiques utilisées dans les différentes communautés scientifiques. 16

Tableau 3 : Bilan des données existantes sur les sources de pressions, les pressions induites et la faisabilité de la cartographie de l'emprise des pressions 37

Tableau 4 : Résumé des impacts liés à la pêche aux arts trainants (source : Jones, 1992 et Wallace, 2007). 45

Tableau 5 : Bilan sur la pertinence des indicateurs du BEE du fond marin proposés par la Décision Européenne (01/09/2010) 67

Liste des annexes

Annexe 1 : Extrait du Glossaire DCSMM..... **Erreur ! Signet non défini.**

Notations et sigles

AAMP	Agence des Aires Marines Protégées
AMBI	« Azti Marine Biotic Index ». Cet indice est basé sur les dominances relatives des espèces et, pour chacune, la catégorie (selon 5 classes) de sensibilité/tolérance à l'enrichissement en matière organique.
BEE	Bon État Écologique
BQI	« Benthic Quality Index ». Cet indice intègre la richesse spécifique (S), la catégorie de sensibilité/tolérance et les abondances relatives de chaque espèce.
BQI-ES	« Benthic Quality Index ES ». Cet indice est une forme modifiée du BQI prenant en compte la richesse spécifique modélisée (ES-50) au lieu de la richesse spécifique mesurée (S).
CMF	Comités de Façades Maritimes
DCE	Directive Cadre européenne sur l'Eau
DCSMM	Directive cadre pour une stratégie pour le Milieu Marin
DDTM	Direction Départementale du Territoire et de la Mer
DHFF	Directive Habitats, Faune et Flore
DIRM	Direction InterRégionale de la Mer
DPSIR	« Driver – Pressure – State – Impact - Response »
EcoQS	« Ecological Quality Status »
EI	Évaluation Initiale
EQR	« Environmental Quality Ratios ». Il correspond au rapport entre la valeur d'un paramètre observé et la valeur attendue de ce paramètre dans des conditions de référence.
EQS	Environmental Quality Standards
GIS SIEGMA	Groupement d'Intérêt Scientifique : Suivi des Impacts de l'Extraction de Granulats MArins
GT	groupe de travail
ICPE	Installations classées au regard de l'Environnement
ICG COBAM	Intersessional Correspondence Group on Biodiversity Assessment

ICG MSFD	Intersessional Correspondence Group for Marine Strategy Framework Directive
M-AMBI	Multivariate-AMBI. Cet indice est issu d'une analyse multivariée, prenant en compte la richesse spécifique (S), l'indice de diversité de Shannon (H') et l'AMBI.
MDS	« Multi Dimensional Scaling »
OSPAR	Convention de mer régionale OSlo-PARis, pour l'Atlantique Nord Est
OE	Objectifs environnementaux
PAM	Plan d'action Méditerranée
PAMM	Plan d'Action pour le Milieu Marin
PREMAR	Préfecture Maritime
SRM	Sous-Région Marine
TG	Task group
VMS	Vessel Monitoring System

Titres courts des descripteurs DCSMM

D1 : Maintien de la Biodiversité
D2 : Espèces non –indigènes
D3 : Durabilité de la pêche commerciale
D4 : Bon fonctionnement du réseau trophique
D5 : Réduction de l'eutrophisation
D6 : Intégrité des fonds marins
D7 : Limitation des modifications hydrographiques
D8 : Concentration limitée des contaminants
D9 : Concentration limitée des contaminants dans les ressources destinées à la consommation humaine
D10 : Limitation de l'effet des déchets
D11 : Limitation des niveaux d'énergies introduits en mer

1. Introduction / cadre

1.1. RAPPEL DE L'OBJECTIF DE LA DIRECTIVE CADRE STRATEGIE POUR LE MILIEU MARIN

La DCSMM (CE/2008/56) a pour objectif de maintenir ou restaurer la qualité écologique du milieu marin des Régions Marines européennes. La démarche utilise le concept DPSIR en cherchant à définir l'état écologique de la mer comme l'écart à l'état non perturbé, qu'induisent les pressions générées par les activités anthropiques.

Il s'agit notamment d'« *assurer la protection et la conservation du milieu marin, éviter sa détérioration et, lorsque cela est réalisable, assurer la restauration des écosystèmes marins dans les zones où ils ont subi des dégradations »*

Il s'agit aussi de *« garantir que la pression collective résultant de ces activités*[1] *soit maintenue à des niveaux compatibles avec la réalisation du bon état écologique et d'éviter que la capacité des écosystèmes marins à réagir aux changements induits par la nature et par les hommes soit compromise, tout en permettant l'utilisation durable des biens et des services marins par les générations actuelles et à venir*. »

Les mers concernées sont :

- dans l'océan Atlantique du Nord-Est :
  - la mer du Nord au sens large, y compris le Kattegat et la Manche,
  - les mers Celtiques,
  - le golfe de Gascogne et les côtes ibériques,
  - dans l'océan Atlantique, la région biogéographique macronésienne, définie par les eaux autour des Açores, de Madère et des îles Canaries ;
- dans la mer Méditerranée :
  - la Méditerranée occidentale,
  - la mer Adriatique,
  - la mer Ionienne et la mer Méditerranée centrale,
  - la mer Égée-mer Levantine.

Ce qui définit pour la France, quatre sous régions marines (Figure 1), délimitées au large par la limite des eaux sous juridiction française et à la côte par le trait de côte (défini comme le niveau de plus haute mer de vive eaux à coefficient 120 et la limite entre les eaux côtières et les eaux de transition tels qu'elles sont définies dans la DCE).

[1] Activités anthropiques en milieu marin

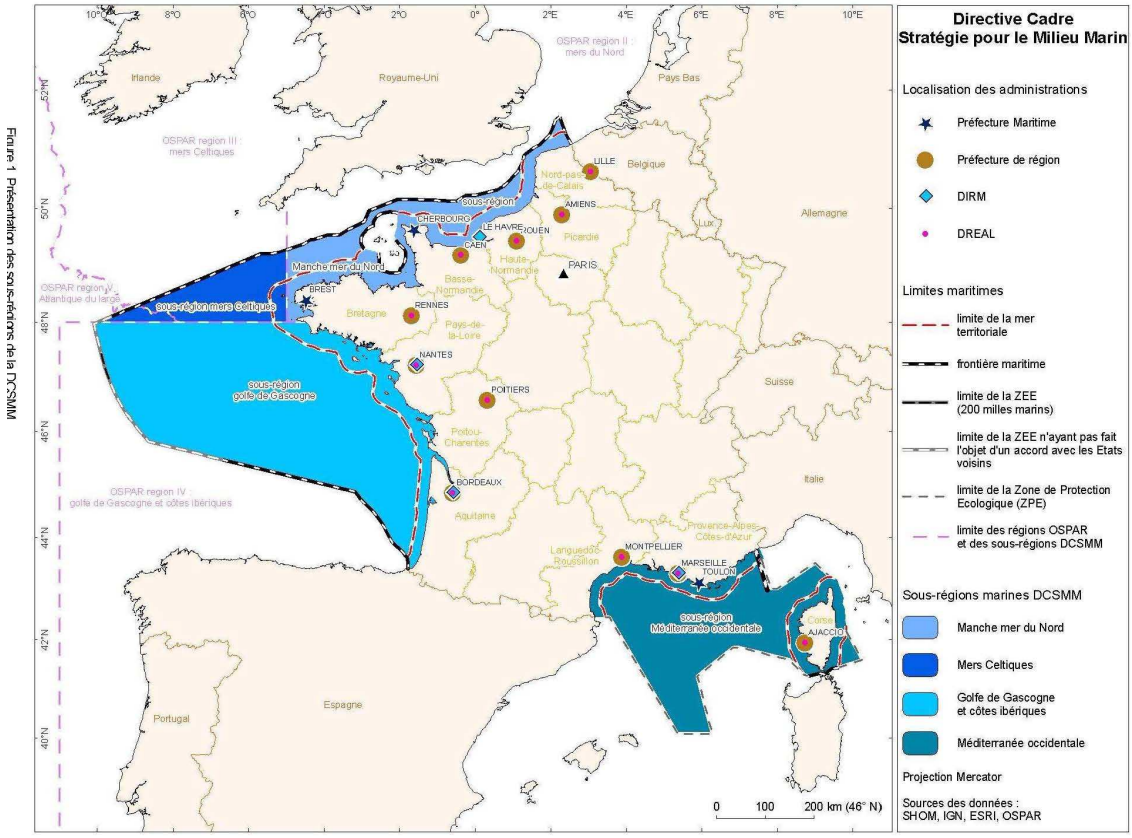

Figure 1 Présentation des sous-régions de la DCSMM

Figure 1 : Les quatre SRM à considérer pour la France.

La Directive propose de définir le bon état écologique par le biais de 11 descripteurs d'état ou de pression (Annexe 1 de la Directive) :

1) *La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.*

2) *Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes.*

3) *Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock.*

4) *Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductives.*

5) *L'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des*

écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite au minimum.

6) *Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés.*

7) *Une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins.*

8) *Le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution.*

9) *Les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables.*

10) *Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin.*

11) *L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin.*

Les états membres géographiquement concernés ont en charge la mise en œuvre et l'application de la Directive. Pour la France cela se passe sous l'égide du Ministère chargé de l'environnement (MEDDTL/ Direction de l'eau et de la Biodiversité).

Le déroulement et le calendrier de cette mise en œuvre sont les suivants :

- la DCSMM demande qu'en juillet 2012, les états membres aient réalisé une évaluation initiale de l'état du milieu marin, défini le bon état écologique (BEE) et fixé pour les différentes sous-régions marines les objectifs environnementaux à atteindre ou maintenir en 2020 ;
- **l'évaluation initiale (EI)** de l'état écologique, des pressions et impacts pour chacune des sous-régions marines est en cours de finalisation dans les sous-régions marines, sous la coordination de l'Agence des aires marines protégées et de l'IFREMER, en association avec les acteurs concernés. La contribution du BRGM a porté sur l'item « pertes physiques ». Suite à ces travaux, un projet d'analyse de l'évaluation initiale, dans lequel est intégrée cette contribution a été transmis aux autorités compétentes des 4 SRM (Les autorités compétentes sont les préfets maritimes et les préfets de régions, désignés par le décret PAMM du 5 mai 2011) ;
- **la définition du bon état écologique (BEE)** a été entreprise simultanément, sous la coordination de l'IFREMER à l'échelon national. Le BRGM est chef de file du descripteur D6. Les travaux réalisés font l'objet de ce rapport et seront transmis en début 2012 aux autorités compétentes des sous régions marines ;
- la mise en place des **objectifs environnementaux(OE)** à atteindre ou maintenir en 2020 est placée sous la responsabilité des autorités compétentes et coordonnée parLa Direction de l'Eau et de la Biodiversité du MEDDTL Les autorités compétentes ont pour charge de mettre en place une association des différentes

parties prenantes ayant un lien avec le milieu marin, rassemblant les services de l'Etat concerné, les collectivités territoriales et les organisations non-gouvernementales afin d'assurer une gouvernance partagée de la mise en place de la DCSMM ;

- ces travaux seront ensuite soumis à la consultation du public, avant d'être rapportés à l'Europe.

1.2. ÉLÉMENTS DE CADRAGE DU D6

1.2.1. Objectif

Comme cité plus haut, l'annexe 1 de la Directive propose comme objectif pour définir le bon état écologique des fonds marins que « *le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés ».*

Cet objectif met en avant l'approche écosystémique de la Directive. Le bon état du fond marin sera défini par des critères écosystémiques, et les critères physiques seront retenus dans la mesure où ils impactent le bon état de cet écosystème.

Par rapport à d'autres descripteurs qui décrivent l'état du milieu marin (D1, D4), le D6 est un descripteur qui devrait faire le lien entre l'existence de pressions et l'état impacté du fond. La question posée peut être reformulée comme suit : « en quoi les pressions induites par les activités anthropiques sur le fond affectent elles l'état et le fonctionnement des écosystèmes du fond ? ».

À noter, que dans le cadre de la DCSMM, on parlera de « source de pression » pour définir les activités qui modifient le milieu, de « pression » pour définir les perturbations physiques, chimiques, biologiques que peuvent engendrer ces sources de pressions. On parlera d'impact quand ces pressions engendreront des modifications biologiques.

Dans le cadre du D6, les pressions considérées sont physiques. Les pressions chimiques sont considérées dans le D8 et D9, les pressions biologiques dans le D2, D3 et D5. Les descripteurs D10 (déchets) et D11 (énergies en mer) s'adressent à des sources de pressions spécifiques et traitent des différentes pressions induites. Le D2 et le D3 peuvent être considérés à la fois comme descripteur de pression et d'état. Le D7 s'adresse à des pressions tant physiques (hydrodynamique) que physico-chimiques (salinité, turbidité…). La problématique des radionucléides n'est pas du domaine de la DCSMM.

Pour rappel, les variations climatiques et leurs effets sont exclues des sources de pressions anthropiques directes prises en compte par le D6.

1.2.2. Décision de la Commission Européenne du 1er septembre 2010

Pour guider la définition du bon état des différents descripteurs, la Commission Européenne a défini, pour chacun d'entre eux (Décision du 01/09/2010), un certain

nombre de « critères », eux-mêmes déclinés en « indicateurs ». L'Europe demande aux états membres d'utiliser ces indicateurs pour définir le bon état de chaque descripteur, ou de justifier des raisons de leur non utilisation.

Pour le D6, la Décision précise que ces indicateurs sont définis au regard des pressions anthropiques et de leur impact sur les composantes de l'écosystème, et en tenant compte de sa capacité de résilience. Elle ne précise pas d'échelle d'évaluation, mais évoque la nécessité de passer de l'échelle des pressions et des écosystèmes à celle de la sous-région marine. Enfin elle stipule que l'évaluation du bon état sera faite sur la base d'un examen analytique initial des incidences, menaces et pressions humaines qui « pèsent sur les marqueurs de biodiversité ». Les critères et indicateurs proposés pour le D6 (extrait de la Décision) sont les suivants :

« 6.1. Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat
La principale préoccupation en matière de gestion est l'ampleur des incidences des activités humaines sur les substrats des fonds marins structurant les habitats benthiques. Parmi les différents types de substrats, les substrats biogéniques, qui sont les plus sensibles aux perturbations physiques, sont à l'origine d'une série de fonctions fondamentales pour les habitats et communautés benthiques.

- *Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné (6.1.1)*
- *Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats (6.1.2)*

6.2. État de la communauté benthique
Les caractéristiques de la communauté benthique, telles que la composition par espèce, la composition par taille et les traits fonctionnels, constituent une indication importante du potentiel de bon fonctionnement de l'écosystème. Les informations relatives à la structure et à la dynamique des communautés sont obtenues, comme il convient, par la mesure de la diversité des espèces, de la productivité (abondance ou biomasse), de la prédominance de taxons ou de taxocènes tolérants ou sensibles et de la composition par taille d'une communauté, telle qu'elle ressort de la proportion d'individus de petite ou de grande taille.

- *Présence d'espèces particulièrement sensibles et/ou tolérantes (6.2.1)*
- *Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles (6.2.2)*
- *Proportion de biomasse ou nombre d'individus de la population de macrobenthos au-dessus d'une taille précise (6.2.3)*
- *Paramètres décrivant les caractéristiques (forme, pente et intercept) du spectre de taille de la communauté benthique (6.2.4) ».*

1.2.3. Remarques préliminaires- Faisabilité du développement des indicateurs D6

Le premier critère (6.1) souligne la préoccupation de connaitre les sources de pressions et leur impact. Il sera abordé en détaillant les sources de pressions, le processus et l'emprise des pressions physiques induites sur le fond (6.1.2), et dans la mesure du possible des impacts biologiques de ces pressions.

Un zoom est proposé (6.1.1) sur les substrats biogéniques soumis à pressions, facteurs de biodiversité et d'activité trophique. Plusieurs définitions peuvent être proposées pour le terme « biogénique ». Celui-ci est défini ci-après dans ce document, en cohérence avec les travaux du D1.

Le deuxième critère (6.2) est focalisé sur l'état de la communauté benthique au regard de ces pressions, par le biais de différentes métriques qui sont par ailleurs considérées dans les descripteurs d'état (D1 et D4). Les travaux sur ce critère sont donc fortement conditionnés par l'avancement des travaux sur ces métriques et la sélection d'habitats à retenir proposés par le D1/D2 et D4

La faisabilité des indicateurs proposés dans la Décision est dépendante de la connaissance existante ou collectée à ce stade des travaux de la DCSMM.

Les indicateurs 6.1.1 et 6.2 reposent donc sur :

- l'avancement du D1 et du D4 la connaissance de la sensibilité aux pressions de ces habitats, leur nature opportuniste ;
- la possibilité d'utiliser des métriques existantes pour les habitats benthiques, ou de proposer des solutions alternatives ;
- la connaissance des emprises de pressions (6.1.2) à croiser avec la distribution des habitats à considérer.

Répondre au 6.1.2 nécessite de :

- connaitre la source des pressions ;
- connaitre la pression au fond (perturbation physique induite) ;
- connaitre l'impact biologique de ces pressions (sur la biodiversité et le bon fonctionnement).

Dans le calendrier imposé par la DCSMM, et dans le cadre de ce rapport final pour l'année 2011, le choix a été fait :

- de progresser sur le 6.1.2, qui est le cadre indispensable pour avancer sur l'ensemble des indicateurs D6 ;
- de faire le bilan de la connaissance sur l'impact biologique (quelles pressions sur quels habitats ?) ;
- d'évaluer conjointement avec les équipes du D1/D2 et D4, les métriques existantes et la faisabilité de les utiliser pour le 6. L'avancement de ce troisième volet nécessitera dans la suite de la mise en œuvre de la DCSMM, l'appui de biologistes dont le travail sera dédié à cette approche.

2. Travaux européens et nationaux mis en oeuvre pour la réalisation de ce rapport

2.1. REUNIONS COMMUNAUTAIRES OU INTERNATIONALES

Dans le cadre strict de la définition du BEE pour D6, l'action au niveau communautaire est encore peu développée.

Le D6 a été considéré comme un descripteur associé aux D1, D2, D4 et D7. À ce titre, le BRGM (chef de file du D6) a participé uniquement à l'atelier OSPAR IGC COBAM d'Utrecht (23-24 novembre 2010), mais suivi ensuite les travaux de cet atelier et l'atelier IGC MSFD qui lui a succédé.

L'atelier OSPAR (ICG COBAM) d'Utrecht et les ateliers suivants ont permis de souligner la nécessité de définir d'abord des compartiments écosystémiques, pour lesquels des espèces ou habitats « prédominants » seront sélectionnés selon divers critères. Pour le D6, on considèrera les différents types d'habitats benthiques. On s'est attaché, ensuite à tenir compte des travaux d'OSPAR dans les choix méthodologiques qui ont été faits pour la mise en œuvre de la DCSMM et notamment pour le D6.

Le BRGM n'a pas participé aux réunions de la convention de Barcelone, mais a validé les documents produits, notamment pour le Plan d'action Méditerranée (PAM) qui propose une approche écosystémique, dans laquelle des objectifs écologiques, opérationnels et indicateurs ont été validés. On y retrouve pour partie les indicateurs D6 de la Décision de la communauté européenne du 1er septembre 2010.

Objectif écologique	***Objectif opérationnel***	***Indicateurs possibles***
L'intégrité du fond marin est maintenu, plus particulièrement et en priorité les habitats benthiques	6.1 L'étendue des perturbations globales au benthos est minime	6.1.1 Distribution des activités impactant le fond
		6.1.2 Surface des habitats benthiques affectés par une altération physique liée à ces activités
	6.2 L'impact des perturbations du benthos (en priorité les habitats benthiques sont minimes	6.2.1 Impact des activités perturbant le fond, en priorité sur les habitats benthiques.
		6.2.2 Changement dans la distribution et l'abondance des espèces indicatrices, en priorité dans les habitats

Tableau 1 : Objectifs et indicateurs du PAM pour l'intégrité du fond marin.
(ligne « maintien de l'intégrité du fond marin » du PAM - extrait du document de la réunion de septembre 2011 en Albanie)

2.2. TRAVAUX DE MISE EN COHERENCE AVEC LES AUTRES DESCRIPTEURS

Le descripteur D6 est, notamment au regard des pressions sur la communauté benthique, étroitement associé au développement des descripteurs D1 (maintenir la biodiversité), D4 (assurer le bon fonctionnement du réseau trophique) et D7 (limiter les modifications hydrographiques de la colonne d'eau). Par ailleurs, les descripteurs D2 et D10 sont focalisés sur des pressions spécifiques (respectivement les espèces invasives et les déchets) qui peuvent également impacter le fond marin.

Les acteurs du D6 ont donc participé aux ateliers coordonnés par le D1 à Dinard (mai 2011). À cet atelier, ont été définis les compartiments écosystémiques pélagiques et benthiques, les critères de choix des habitats et/ou espèces sur lesquelles le D1 se focalisera et validé un certain nombre de définitions qui permettent d'avancer sur le D6.

Le Tableau 2 établit la correspondance entre les limites des compartiments écosystémiques couramment utilisées par les sédimentologues et hydrodynamiciens et celles des biologistes. À noter que la limite de « physiciens » est plus précise (coefficient 120), que celle des biologistes, laquelle reflète une fourchette de variabilité autour d'une valeur moyenne du coefficient de marée.

Limite utilisée	Biologistes	Sédimentologues et hydrodynamiciens
	Supra littoral	Supratidal (continental)
Pleine mer coefficient 120		
		Intertidal
Pleine mer coefficient moyen		
	Mediolittoral	
Basse mer coefficient moyen		
	Infralittoral	
Basse mer coefficient 120		
		Subtidal (infratidal)
limite algues photophiles		
	Circa littoral côtier	
limite algues sciaphiles		
	Circalittoral profond	

Tableau 2 : Correspondance entre les limites des compartiments écosystémiques utilisées dans les différentes communautés scientifiques.

Les définitions nécessaires au D6 ont été validées par les biologistes du D1 et du D4) et sont reprises dans le chapitre suivant. Elles incluent (cf. rapport intermédiaire du 21 juin 2011) :

- les activités anthropiques à considérer en termes de source de pression sur le fond ;
- l'étendue des fonds marins perturbés (emprise au fond) ;
- les substrats biogéniques ;
- les autres définitions liées aux critères de sélection des habitats et espèces des D1 et D4.

Un atelier a eu lieu entre hydrodynamiciens, géomorphologues et sédimentologues et biologistes (EPOC, Port autonome de Nantes, BRGM, IFREMER, Université de Caen, Université du Littoral de la Côte d'Opale, MNHN), afin de définir la faisabilité de la cartographie de l'emprise des pressions (indicateur 6.1.2). Les résultats de cet atelier sont repris dans ce rapport.

Les acteurs du D6 ont également participé à l'atelier de synthèse de l'évaluation initiale (du 13 au 15 septembre 2011 à Paris), dont l'un des objectifs était, sur la base des travaux réalisés à ce stade sur l'évaluation initiale, d'identifier les enjeux pour chaque sous-région marine, au travers de la construction du tableau de synthèse des impacts par sous-région marine et de spatialiser ces enjeux. Les contributions thématiques sur les pressions, pertes et modifications physiques ont ainsi été soulignées. On peut noter que le recouvrement entre le D6 et le D7 est assez fort, notamment par les données (état écologique) de mobilité, remise en suspension et turbidité. Il faudra donc veiller à ce que cela ne pas soit pas identifié en doublon, mais plutôt en termes d'interface.

L'état de l'art sur les méthodes de quantification des impacts biologiques des pressions anthropiques (cf. chapitre 3) et les discussions lors de l'atelier du D1 de Marseille (11 et 12 octobre 2011), conduisent à souligner la nécessité d'échanges de données sur l'emprise des pressions et de connaissances sur les impacts biologiques de ces pressions. Le bilan des travaux du D1 et du D4, ainsi que ceux de l'atelier de Caen du 28 novembre 2011 sur les indicateurs existants pour l'état de la communauté benthique, ont souligné la nécessité de définir de nouveaux indicateurs spécifiques, afin d'identifier le bon état demandé par la DCSMM.

3. Elaboration de la méthode d'évaluation de l'état écologique

3.1. CHOIX DES UNITES D'EVALUATION PERTINENTES

Les définitions des unités d'évaluation du D6 sont les zones d'emprise des pressions et impacts au fond, croisées avec les unités d'évaluation choisies pour le D1 et le D4.

Pour le benthos, le découpage en compartiments écosystémiques proposé par le D1 est basé sur la nature et la granulométrie du substrat et sur la luminosité du milieu, plutôt que sur des critères de profondeurs. La géométrie de ces compartiments est donc différente selon les façades et on y retrouve les limites écosystémiques couramment utilisées pour les habitats benthiques (Figure 2).

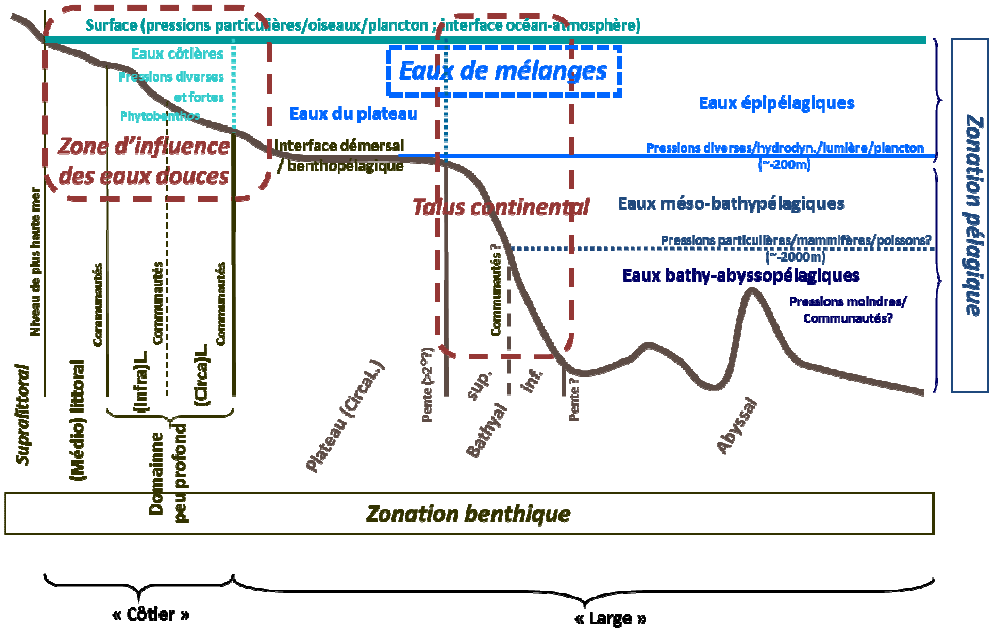

Figure 2 : Compartiments écosystémiques définis lors de l'atelier de Dinard (juin 2011) pour les descripteurs D1-D2, D4 et D6.

Au sein de cette première unité d'évaluation proposée pour le D1 et le D4, on peut définir le benthos selon une unité plus petite en termes d'habitats ou d'espèces-habitats. Les habitats sélectionnés pour les D1, D2 et D4sont les suivants :

- les habitats à statut réglementaire (listés/patrimoniaux) ;
- les habitats communs (occurrence, abondance, exploités) ;
- les habitats 'clefs' - du réseau trophique – prédateurs, production primaire. Ces habitats sont définis par le D4 ;

- les habitats favorisant la biodiversité (espèces ou habitats biogéniques, ingénieurs) ;
- les espèces non indigènes et proliférantes, constituant un danger pour la biodiversité et le bon fonctionnement du benthos (établis par le D2).

La liste des habitats ci-dessus est incluse dans le tableau des espèces/habitats sélectionnés, produite par le D1 (cf. rapport relatif au D1).

À noter que l'alinéa 4 de cette liste rejoint la demande faite dans la Décision pour l'indicateur 6.1.1, à savoir l'identification (type, biomasse, abondance et étendue) des substrats biogéniques concernés.

À cette sélection proposée par les biologistes des D1-D2 et D4, pourront être surimposées les zones d'emprises des pressions pour le D6. Les pressions et sources de pressions considérées sont détaillées dans le paragraphe 3.4.3.

L'unité d'évaluation du D6 est donc le résultat du croisement de ces emprises avec la distribution des habitats et espèces sélectionnés. Dans une emprise de pression, on peut retrouver un ou plusieurs habitats élémentaires.

Néanmoins, pour pouvoir définir le bon état écologique, il est nécessaire que l'état de la communauté benthique de ces zones sous emprise de pressions puisse être comparé, dans la mesure du possible à celui qui prévaut dans des zones non soumises à ces pressions, qui traduiront l'état naturel, sinon initial de la SRM.

3.2. CHOIX DES ECHELLES PERTINENTES

Pour mémoire, le bon état écologique sera caractérisé dans chaque sous-région marine. En fonction des indicateurs, l'échelle d'évaluation pourra être différente.

Les zones d'emprise des pressions au fond, définies ci-dessus comme l'unité d'évaluation du D6, doivent dans l'idéal, être évaluées en tenant compte de l'emprise géographique, de la répétitivité ou permanence temporelle de la pression et de l'intensité de l'impact, puis comparées, selon leur impact et leur dimension, à la distribution des habitats et espèces benthiques sélectionnés par les D1-D2 D4.

L'emprise géographique des pressions induites par les activités anthropiques couvre des espaces très variables, d'une pression ponctuelle ou de très faible ratio de surface par rapport à la superficie de la SRM (pressions liées à des ouvrages, etc.) à une pression qui peut couvrir toute ou une grande partie de la SRM (abrasion, modification sédimentaire liées aux arts trainants). À l'exception de la pêche et d'installations énergétiques en projet, la plupart des pressions inventoriées s'appliquent surtout sur la zone côtière, voire pour certaines, en amont des eaux marines où s'applique la DCSMM.

Par ailleurs, il faut ajouter à la dimension spatiale, la dimension temporelle (renouvellement périodique ou permanence de la pression, capacité de résilience du fond) et l'intensité de la pression au sens où elle affecte ou non le fonctionnement

écosystémique du fond marin (biodiversité et réseau trophique), et à quelle échelle (compartiment, habitat, espèce ?).

Il est proposé de considérer, pour le descripteur 6, comme échelle pertinente de l'évaluation des indicateurs, la zone impactée par les pressions anthropiques. Il est donc difficile de choisir une échelle de travail systématique, car elle dépend de ces différents éléments (emprise géographique de la pression, récurrence ou permanence, intensité de l'impact) ou de la concomitance de la présence d'habitats ou d'espèces ciblées par les D1-D2-D4 (habitats patrimoniaux, clefs, commerciaux,…).

3.3. DEFINITION DE LA METHODE D'IDENTIFICATION DES ZONES A ENJEUX/ZONES CARACTERISTIQUES

Pour le D6, on définit les zones à enjeux comme étant celles où des sources de pression induisent des perturbations physiques susceptibles d'impacter la biodiversité et le bon fonctionnement du réseau trophique**.**

On notera que les sources de pression anthropiques telles que les ouvrages, les dragages et clapages, la conchyliculture, les mouillages, sont situées sur la zone côtière et ont été pour la plupart également considérées, à dire d'expert, pour évaluer l'état « hydromorphologique » des eaux littorales pour la DCE (du supra littoral et infralittoral). Les activités de pêche, des plates-formes pétrolières, des activités d'extraction ou d'immersion et certains projets d'hydroliennes et éoliennes s'étendent plus au large, sur le plateau continental. La distribution des déchets au fond est plus concentrée sur la zone littorale, et plus sporadiquement au large (le long des rails de transport, notamment).

3.4. DEVELOPPEMENT DES INDICATEURS PERMETTANT DE JUGER DE L'ATTEINTE DU BEE DU MILIEU MARIN

3.4.1. « Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné (6.1.1) »

La définition de la notion de substrat biogénique évoqué dans le 6.1.1, a été validée par les biologistes du D1 et du D4, comme précisé dans le rapport intermédiaire du 21 juin 2011. Au sens étymologique, les substrats biogéniques sont les substrats construits par la biologie. Les travaux du Task Group européen (TG) D6 et du TG D1 proposent tous deux la liste suivante : « *Biogenic habitats are very diverse in size and structure. These include sea-grasses, coral reefs, polychaete worm reef, kelp beds, marsh grasses, maerl beds and mussel beds*". Dans le « Commission staff working paper-1255 » de 2011, les habitats biogéniques sont rattachés aux habitats rocheux Il y est souligné le fait que la tridimensionnalité de ce type d'habitats favorise leur usage fonctionnel et la biodiversité.

En accord avec les chefs de file des D1-D2 et D4, il a donc été convenu de prendre en compte comme « substrats biogéniques », les substrats porteurs ou constitués d'espèces ingénieures. Au stade actuel des travaux respectifs sur les différents

descripteurs, et avec les résultats de l'évaluation initiale, des données sont disponibles quand à :

- l'existence de coraux en bordure du talus du Golfe de Gascogne (Reveillaud, 2008, projet européen CoralFish en cours) et en tête des canyons en méditerranée occidentale (Campagnes MEDSEASCAN et CORSEASCAN 2008-2010) ;
- une cartographie et un suivi du benthos réalisée dans le cadre du projet REBENT ; ces travaux se font sur les herbiers de zostère et des couvertures de maërl, les sites à hermelles et les forêts de laminaire. L'essentiel de ces travaux sont faits sur la façade atlantique, et notamment en Bretagne qui a constitué un site pilote dans les premières années du projet ;
- une cartographie prédictive développée à partir des cartographies existantes dans le golfe de Gascogne dans le cadre du programme INTERREG IIIb MESH, http://www.searchmesh.net/).

Il conviendra pour définir l'indicateur 6.1.1 de croiser ces données avec les zones d'emprises de pressions qui seront proposées pour construire l'indicateur 6.1.2.

3.4.2. Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats (6.1.2)

Liste des sources de pressions à considérer

La liste des sources de pressions à considérer est issue d'une relecture du tableau 2 de l'annexe III de la DCSMM. Cette liste a été utilisée pour l'évaluation initiale des pressions et impacts, complétée par la connaissance des activités anthropiques évaluées pour la mise en œuvre du volet de l'hydromorphologie des eaux littorales de la DCE (Delattre et Vinchon, 2009 ; Brivois et Vinchon, 2011) et les ajouts proposés par les différents intervenants du groupe de travail regroupant hydrodynamiciens et sédimentologues et de parties prenantes du GT BEE. Les pressions considérées pour le D6 sont des pressions modifiant l'intégrité physique et biologique du fond. Les modifications physico-chimiques, les rejets accidentels et les effets électromagnétiques liés aux câbles sont traités pour d'autres descripteurs (D7, D8, D10, D11).

Cette liste comprend :

- l'occupation du sol liée à l'aménagement du territoire ou à la défense contre la mer :
  - les ouvrages de défense et l'aménagement du territoire côtier, quand il est au-delà du trait de côte de référence, vers la mer (PM Coefficient 120),
  - les barrages marée-moteurs,
  - les câbles sous-marins,
  - les projets d'installations de champs d'éoliennes ou d'hydroliennes,
  - les plates-formes pétrolières et gazières (pour l'heure absentes des SRM françaises Seules des activités exploratoires (forages et géophysique) ont eu lieu, notamment dans le golfe du Lion ;

- les activités entrainant le déplacement de matière solide :
  - l'extraction de matériaux solides pour : l'exploitation de matériaux, les dragages de maintenance, les dragages d'aménagement,
  - l'immersion de matériaux solides en mer (« clapage »),
  - les rejets de matériaux solides (notamment émissaires de rejets miniers, de STEP),
  - le rechargement des plages,
  - les mouillages forains, d'attente et repli ;
- les activités liées à l'exploitation des ressources biologiques :
  - les installations conchylicoles (tables, filières, fond, bouchots),
  - la pêche au fond (arts trainants),
  - la pêche à pied ;
- les sources de pressions résultant de l'occupation anthropique :
  - la prolifération d'espèces invasives,
  - l'accumulation de déchets.

Cette liste ne préjuge pas à ce stade de la priorité à donner à l'une ou l'autre des sources de pressions. Certaines des sources de pressions citées ci-dessus sont situées en amont du périmètre de la DCSMM. Cependant, elles peuvent induire des pressions dans les eaux marines, et il est donc nécessaire d'en tenir compte. Il s'agit notamment de certaines zones de dragages et clapages ou d'ouvrages estuariens d'aménagement.

À noter qu'il n'existe pas, à ce jour, de plate-forme pétrolière ou gazière dans les SRM françaises (métropolitaines). En revanche, de nombreux projets d'implantation de champs d'éoliennes et d'hydroliennes voient le jour.

Les déchets et la prolifération d'espèces indigènes sur le fond sont considérés par ailleurs respectivement par les descripteurs D2 et D10. Les travaux relatifs à ces sources de pression au fond sont faits en cohérence avec l'avancement de ces deux descripteurs.

La source de pression liée au rechargement de plage (méthode douce de gestion de l'érosion), relativement ponctuelle à ce jour a également été considérée. Il est nécessaire d'évaluer l'ampleur de cette source de pression et les sources de données disponibles.

Listes des perturbations induites sur le fond

Dans le tableau 2 de l'annexe III de la DCSMM, les pressions impactantes sur le fond sont présentées, par items et sous-items, comme suit :

- Item « pertes physiques » décliné en « phénomène de colmatage et d'étouffement » (sous-item);

- Item « dommages physiques » décliné comme « une modification de l'envasement, une abrasion, ou une extraction sélective » (sous-items).

La terminologie DCSMM a été reprise dans un glossaire en annexe du guide technique à l'intention des référents experts pour l'analyse des pressions-impacts DCSMM (DEB-AAMP, 2010), où ces termes sont explicités (cf. extrait dans l'annexe 1 de ce rapport).

Les items de pression-impact proposés par la Directive y sont explicités afin de garantir un vocabulaire commun entre les nombreux intervenants. Pour le D6, les items de références sont « pertes physiques » et « dommages physiques ». Les sources de pressions et les impacts biologiques potentiels sont listés au regard de chacun des items et sous-items.

La différentiation entre pertes et dommages physiques dans la Directive, est interprétée dans ce glossaire comme une notion d'irréversibilité pour les pertes, au contraire de la réversibilité considérée pour les dommages.

Il faut nuancer cette interprétation :

- en soulignant la continuité des processus impliqués tant dans les dommages que dans les pertes physiques, à savoir que « colmatage », « étouffement » et « modification de l'envasement » tels que définis ci-dessus peuvent être rapportés à un processus d'**accrétion ou de recouvrement anthropique**,tandis que les items « abrasion » et « extraction sélective » sont eux reliés à un **processus érosif** ;
- en ajoutant à ces processus, la notion de piégeage ou de déficit sédimentaire ;
- en reliant l'item « extraction sélective » à la source de pression « extraction de matériaux » induisant des processus de modification sédimentaire et d'abrasion.

Il faut également noter que la mobilité des sédiments du fond, impliquée dans quasiment tous ces processus, provoque une remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau sur une épaisseur et pour une durée variables en fonction du contexte hydrodynamique. Les sources de pressions impactant le fond induisent donc également une modification de la colonne d'eau en générant de la **turbidité.** Cet item est considéré par ailleurs dans le D7 qui se préoccupe des modifications hydrodynamiques de la colonne d'eau. Les acteurs du D7 ont ainsi évalué la capacité des sédiments remis en suspension à être dispersés ou à se redéposer. L'évaluation de la modification de la sédimentation devra donc tenir compte de ces travaux.

Données nécessaires

Pour évaluer et cartographier les sources de pressions, et dans la mesure du possible l'emprise des pressions induites, on se réfère aux travaux de l'évaluation initiale, et aux données disponibles et accessibles dans les contributions thématiques qui ont donné lieu au projet d'analyse rédigé par les coordinateurs de la mise en œuvre de la définition du BEE.

Un certain nombre des sources de pressions au fond et des processus de perturbation induits ont ainsi été répertoriées dans les contributions traitant des items « perte

physiques » (BRGM), et « dommages physiques » (modifications sédimentaires,-IFREMER--, abrasion IFREMER- et extraction sélective (IFREMER et AAMP).

En complément des contributions thématiques sur les sources de pression et les processus de perturbation, il est nécessaire de connaitre les conditions morphologiques et hydrodynamiques qui modulent l'emprise des pressions. Les contributions thématiques sur la nature du fond, la bathymétrie, la courantologie sont nécessaires. À ce stade des travaux, les processus de perturbation sont examinés à dire d'expert, et de la même façon, la mobilité naturelle du fond est qualifiée par rapport aux perturbations engendrées par des activités anthropiques.

Des informations complémentaires existent dans les études d'impact d'un certain nombre d'activités ayant précédé les autorisations d'exploiter, notamment sur les conditions environnementales qui prévalaient antérieurement à leur installation et les impacts anticipés. Cependant, bien que publiques, ces études sont dispersées dans divers services de l'État et sont généralement au format papier. L'analyse, à titre d'exemple, du contenu de quelques études d'impact a été entreprise dans les derniers mois de l'année 2011, mais ne peut pas être exploité dans le présent rapport. Il sera nécessaire d'entreprendre dans l'année à venir une collecte et une analyse de ces documents.

Analyse de la faisabilité de la cartographie de l'emprise au fond des perturbations physiques

La cartographie de l'emprise des perturbations, telle qu'elle est demandée dans l'indicateur 6.1.2, nécessite de connaitre pour chaque source de pression, les processus de perturbation physique mis en jeux. Il a été procédé à cette analyse avec l'appui du groupe de travail constitué d'hydrodynamiciens et de sédimentologues au regard de chacune des sources de pressions répertoriées. Le résultat de cette démarche est donné ci-après et permet de construire le Tableau 3, qui souligne la cartographie d'emprise pouvant être réalisée, les données qu'il est indispensable d'acquérir pour la réaliser et dans quel cas la cartographie de la source de pression peut être directement utilisée pour définir cette emprise.

L'impact biologique de ces perturbations physiques a été également considéré par le GT. Cette approche ne répond cependant pas à l'indicateur 6.1.2, mais permet plutôt d'approcher la définition des indicateurs du critère 6.2. On reprend donc les résultats de cette analyse dans le paragraphe ci-après, conforté par l'état de l'art bibliographique.

Ouvrages côtiers ou sur le fond

- **Artificialisation de la zone littorale (aménagement et ouvrages de défenses)**

Les données sur la source de pression sont disparates, collectées dans de nombreuses bases de données locales, mais dont l'information est hétérogène, de

qualité diverse, plus ou moins exhaustive selon la motivation de la constitution de ces bases.

À noter que la SRM Méditerranée occidentale possède une base de donnée bien renseignée tant sur l'artificialisation du linéaire côtier que de celle des 10 premiers mètres maritimes (www.MEDAM.fr).

À l'échelle nationale, le CETMEF a entrepris, suite à la tempête Xynthia de recenser les ouvrages de protections contre la submersion, l'IRSTEA (anciennement CEMAGREF) recense pour la DCE, les ouvrages faisant « obstacle à l'écoulement » en eau douce et sur le trait de côte. À l'échelle européenne, le programme EUROSION a cartographié pro-parte le linéaire côtier affecté par des aménagements.

L'aménagement de la zone littorale, pour certains ouvrages, date de plusieurs siècles (polders).

Les ouvrages de défense contre la mer et les aménagements du trait de côte, au-delà du fait que leur construction engendre le colmatage du substrat sous-jacent, engendrent des perturbations du transit sédimentaire long-shore et cross-shore, engendrant des modifications sédimentaires, comme schématisées sur la Figure 3. Ces modifications sont pour certaines, limitées à la proximité des ouvrages (ex. : tombolos) ou au contraire ressenties à grande distance de l'ouvrage (ex. : la jetée du Tréport piège des galets, générant un déficit en aval jusqu'en baie de Somme). Cette ampleur géographique de la perturbation est fortement liée au contexte hydrodynamique.

L'effet de ces sources de pressions est bien entendu plus concentré sur la zone côtière (depuis le trait de côte jusqu'au circalittoral).

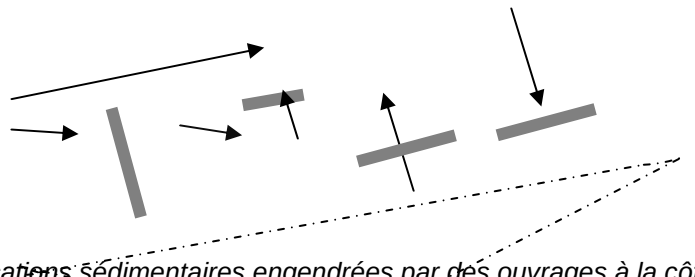

Figure 3 : Schéma des modifications sédimentaires engendrées par des ouvrages à la côte.
Les flèches indiquent le sens du transport et les couleurs le résultat (jaune : accrétion ; bleu : érosion ; gris : colamatage par l'ouvrage). L'amplitude des modifications est liée à l'hydrodynamique locale.

Les barrages, le plus souvent implantés dans les eaux de transition ou à leur limite (ex. : barrage de la Rance, d'Arzal), induisent le même effet sur le transit sédimentaire (diminution des échanges sédimentaires entre mer et continent), et induisent également une modification des échanges en eau entre terre et mer et de la sédimentation amont et aval des barrages.

En termes de gestion, il n'y a qu'une faible probabilité de retour en arrière sur ces aménagements, à l'exception de cas particuliers où des ouvrages de défense sont remplacés par des solutions alternatives, et lors de la remise en eau des zones

humides poldérisées (ex. : baie de Somme, projet à Arcachon). Dans la plupart des cas cependant, on peut considérer que les pressions et impacts induits sont irréversibles. Cette pression devra cependant être évaluée en cas de nouveaux aménagements (sur la base des études d'impact qui seront demandées).

Il conviendra donc d'évaluer l'emprise de l'artificialisation en termes de surface modifiée (colmatage, accrétion, érosion). Cependant cette cartographie ne peut être réalisée au regard des données disponibles, trop hétérogènes et incomplètes : il est nécessaire pour cela de constituer une base de données homogène sur l'artificialisation du trait de côte, puis de la croiser avec les données sur le contexte hydrodynamique (courants, agitation, transit sédimentaire cross-shore et long-shore), afin d'évaluer l'emprise des perturbations physiques générées. Cette action sera à mutualiser avec la DCE.

- **Câbles sous-marins**

Les câbles sous-marins (Télécom, EDF, GDF…) doivent être ensouillés quand ils sont disposés dans des profondeurs de moins de mille mètres et ne peuvent être que posés s'ils sont à de plus grandes profondeurs.

Ils provoquent localement une perturbation du fond, temporaire s'ils sont ensouillés et plus durable s'ils sont posés, ainsi qu'une très légère modification du transit sédimentaire au fond.

Cependant, le ratio de surface occupé par les câbles est très faible à l'échelle des SRM (de l'ordre de 0,1 à 1 km^2 pour un ordre de grandeur de 1 000 000 de km^2 pour une SRM).

Lors de l'atelier HMS (hydrodynamiciens-morphologues et sédimentologue) de Paris (23 septembre 2011) qui devait permettre d'évaluer les emprises aux pressions, le GT a considéré que cette source de pression était négligeable, en termes de perturbations physiques, de par la très faible surface impactée, au regard de celle des SRM. L'éventuelle pression par des ondes électromagnétiques relève du descripteur D11.

- **Récifs artificiels et épaves**

Un certain nombre de récifs artificiels ont été très localement implantés au large de certaines côtes (Languedoc Roussillon, Normandie, PACA), dans l'objectif de favoriser la biodiversité ou pour limiter le chalutage dans les zones côtières.

Un certain nombre d'épaves (plus important en Manche - Mer du Nord) a été répertorié par les services d'archéologie marine. Cette information est considérée par ces services comme non exhaustive.

Encore une fois, récifs et épaves occupent une faible surface à l'échelle des SRM et la perturbation physique générée se limite à peu près à leur emprise. Le GT de l'atelier HMS du 23 septembre a considéré que ces pressions n'étaient pas prioritaires dans la démarche actuelle.

- **Aménagements en projet**

Les aménagements futurs, à savoir les champs d'éoliennes, les hydroliennes, et les aménagements des zones portuaires sont évoqués ici, car il est vraisemblable qu'ils existeront lors des futurs plans d'action pour le milieu marin.

Il n'est pas actuellement possible de cartographier comme source de pressions ces aménagements futurs. En revanche, il sera important de suivre leur implantation et de disposer des études d'impact qui seront (ou ont été) réalisées. Notamment, le projet d'implantation d'une hydrolienne par ERDF au large des iles Bréhat sera l'occasion de définir un état initial du fond marin et son évolution suite à un aménagement, tant sur le plan physique (hydrodynamique et sédimentaire), que biologique et de suivre les conséquences de son implantation.

On peut anticiper en effet que ces ouvrages qui reposeront sur le fond marin (en zone circa littorale *a priori*) génèreront une modification sédimentaire en amont (accumulation) et en aval courant (déficit sédimentaire), ainsi qu'une distorsion des lignes de courant autour des ouvrages, et pour les hydroliennes, au sein de l'ouvrage.

- **Plates-formes pétrolières et gazières**

S'il y a eu de nombreuses explorations (Forages et géophysique dans le Golfe du Lion) portée par la société MELROSE, signalées dans l'analyse économique et sociale, il n'existe pas à ce jour de plates-formes pétrolière ou gazière d'exploitation du pétrole ou du gaz dans les SRM métropolitaines (les DOM et donc la Guyane, où vient d'être reconnu du pétrole, n'étant pas dans le périmètre de la DCSMM).

Activités déplaçant des matériaux du fond

- **Extractions de matériaux**

Les données sur la source de pression « extraction des matériaux », citées dans l'évaluation initiale sont issues pour partie de la base de données « observatoire des matériaux »réalisée en collaboration entre IFREMER et le BRGM». Pour le milieu marin, cette base est renseignée par les données dont dispose l'IFREMER. Cette donnée est disponible pour les façades Manche-Mer du Nord et Atlantique et accessible via internet. À noter que chacune de ces exploitations a donné lieu à une étude d'impact préalable et une autorisation d'exploiter, imposant le cas échéant un suivi, information qu'il reste à collecter et valoriser tant dans l'évaluation initiale que pour définir le processus de pression et son emprise.

La contribution thématique rédigée (AAMP, IFREMER) dans le cadre de l'évaluation initiale et les récents travaux du GIS SIEGMA (Desprez *et al*., 2010 ; Le Bot *et al*., 2010) ont servi de référence pour évaluer cette source de pression en termes de processus. Des travaux similaires ont eu lieu dans le cadre du projet EUMARSAND (http://www.azti.es/eumarsand).

Le processus d'extraction a bien entendu, un effet sur la morphologie du fond et sur sa nature. L'extraction provoque le creusement de sillons (abrasion) sur plusieurs mètres de large et quelques dizaines de centimètres de profondeur. Le temps de comblement de ces sillons est variable, selon l'hydrodynamique et la capacité de re-sédimentation du milieu (par exemple de l'ordre de la dizaine d'années sur le site de Dieppe). Les fonds exploités sont caractérisés par un accroissement de l'hétérogénéité sédimentaire par l'effet d'une extraction sélective, générant une mosaïque de substrats.

Par ailleurs, de façon plus ou moins importante selon les modes d'extraction (aspiration, bennes), l'exploitation provoque la remise en suspension de sédiments au fond (panache benthique, dont la dispersion dépend des conditions hydrodynamiques locales). Le rejet par surverse génère également de la turbidité dans la colonne d'eau. Cette perturbation de la base de la colonne d'eau et l'extension et la dispersion du panache benthique est traitée dans le cadre du descripteur D7 (modifications hydrographiques). Les dépôts issus de la surverse peuvent cependant modifier la nature du fond, en favorisant l'accumulation de sédiments plus fins.

En termes de modification morphologique du fond au sens strict, il est proposé de considérer que l'emprise de l'extraction correspond à la zone exploitée, et par extrapolation, à la zone autorisée. En termes de modification sédimentaire du fond, l'emprise de la perturbation dépasse de 10 km au maximum les limites de la zone autorisée, dans le sens des courants dominants.

Cartographier l'emprise de la pression sur le fond induite par l'activité « extraction de matériaux », correspond donc à peu de chose près à cartographier la zone autorisée. Cette donnée est disponible et extractible de la base « observatoire des matériaux » pour les SRM Manche-mer du Nord et Golfe de Gascogne. On ne dispose pas de cette information en Méditerranée et cette source de pression n'a pas été recensée en Mer Celtique française.

- **Dragage d'entretien (chenaux et ports)**

À noter que l'essentiel de cette activité est située en eau de transition, dont elle impacte le fond (zones portuaires et chenaux de navigation). La matière remise en suspension lors des opérations de dragage peut se propager vers les eaux côtières en aval, selon les conditions de marée; en générant de la turbidité dans la colonne d'eau et de la sédimentation au fond.

De façon exceptionnelle, des dragages ont lieu en eaux côtières (ex. : Arcachon, Baie de Somme, Espiguette…). Les informations sur ces dragages restent à rechercher dans les études d'impact, les autorisations données et les suivis prescrits

Cette activité induit des pressions physiques différentes selon les modes de dragage (aspiration, injection d'eau, roto-dévasage). Les deux premières techniques provoquent de la turbidité dans les quelques centimètres au-dessus du fond, s'il s'agit de sédiments fins, et le cas échéant, modifient la nature du fond (dragage de sable sur fonds rocheux par exemple). Le roto-dévasage (comme par exemple dans l'estuaire de la Vilaine) a pour principe de remettre les sédiments fins en suspension pendant le

jusant, afin d'évacuer la matière en suspension par le flux vers le large. Cette méthode, utilisée plutôt en eau de transition, génère donc un panache turbide en eaux côtières.

En termes de biologie, le dragage récurrent lié à l'entretien des chenaux, empêche l'implantation durable de faune et de flore. Pour les chenaux, il est souvent associé à une modification du tracé, induisant une perte ou une modification des habitats voisins (slikke et schorre).

À noter également la remise en suspension de sédiments potentiellement pollués (notamment dans les ports), pression à considérer par le descripteur D8.

La cartographie de l'emprise de cette pression correspond aux zones draguées, en ce qui concerne le fond (nature et bathymétrie), mais se situe pour l'essentiel hors du périmètre de la DCSMM.

L'effet du roto-dévaseur est à considérer par le panache de suspension qu'il génère dans la colonne d'eau des eaux côtières voisines.

- **Dragage de chantiers**

Cette source de pression se fait ponctuellement dans le temps, et est le plus souvent associée à la réalisation d'aménagements côtiers. Cette activité impacte la bathymétrie et le cas échéant, la nature du fond au droit du chantier.

Ces nouveaux aménagements peuvent par ailleurs modifier les conditions hydrodynamiques et se répercuter sur la morphologie du fond sur une emprise plus large que celle du chantier. Ils sont à considérer comme l'artificialisation citée ci-avant.

La cartographie de l'emprise de la perturbation engendrée directement au fond par un dragage de chantier est à considérer comme équivalente de l'emprise du dragage et de l'aménagement.

- **Immersion en mer des sédiments dragués (« clapages »)**

Les zones de clapage des sédiments dragués font l'objet d'autorisation quand le volume de clapage est supérieur à 50 000m^3. Ces autorisations, précédées d'études d'impact, sont données pour une zone d'exploitation dont la délimitation est sensée inclure l'emprise de la pression. À ce jour, ces études d'impact n'ont pas pu être consultées.

On dispose cependant des données annuelles collectées par le CETMEF donnant la position du dragage, du clapage, la fréquence du clapage, le volume de sédiment clapé, sa granulométrie et quelques éléments sur sa composition.

Les connaissances sur le devenir du panache clapé témoignent du rôle de la taille des particules sédimentaires et de l'hydrodynamique locale. La masse d'eau chargée en sédiments est généralement rapidement entrainée vers le fond, et le panache de turbidité généré s'étale à l'interface avec le fond. Les particules plus légères sont à l'origine d'un panache de surface. La durée d'existence du panache turbide et le

devenir des sédiments dépendent des caractéristiques granulométriques du matériau clapé et des conditions hydrodynamiques locales.

La part du panache qui se dépose peut donc créer des zones d'accumulation, modifiant la bathymétrie, et modifier la nature du fond, si la granulométrie est différente de celle du sédiment clapé.

Il est proposé pour cartographier l'emprise de la pression au fond, d'utiliser les zones d'autorisation, dans la mesure où elles sont censées avoir été dimensionnées lors de l'étude d'impact, selon les différents paramètres du sédiment clapé et de l'hydrodynamique locale. Cette cartographie ne pourra être réalisée qu'après avoir eu accès aux études d'impacts.

- **Rechargement de plage**

Cette source de pression a été évoquée mais non développée lors de l'atelier du GT.

À ce jour, peu de données sont disponibles et les sources de matériaux pour recharger sont diverses (sources continentales, produits de dragages d'entretien ou de chantier, by-pass d'une plage à l'autre…). Le projet Beachmed (http://www.beachmed.it/) a évalué la faisabilité d'exploiter des ressources marines en Méditerranée pour ce rechargement.

La perturbation causée par le prélèvement sera assimilable à celles évoquées ci-dessus pour l'extraction de matériaux s'il est fait en mer, ou pour les dragages, tant sur le plan des pressions que des impacts biologiques.

La perturbation causée par le rechargement lui-même est à assimiler aux perturbations liées à l'aménagement côtier. Le dépôt de matériaux provoque une accrétion sur la zone supralittorale, plus ou moins remobilisable selon la dynamique côtière, par des processus de transports cross-shore vers la zone intertidale ou long-shore le long du trait de côte. Si le matériau déposé est différent de celui de la plage, il provoque aussi un changement de nature du substrat.

À noter que le rechargement des plages entraine une accrétion et une redistribution sédimentaire dont l'objectif est de protéger le littoral de l'érosion.

Cependant, ce processus est plus rapide que la redistribution sédimentaire provoqué par un ouvrage en dur et le dépôt de sédiment peut provoquer un étouffement des habitats présents sur la zone supra et intertidale et/ou une modification liée à la différence de nature du sédiment.

- **Rejets en mer**

Un certain nombre de rejets urbains ou industriels sont autorisés du continent vers la mer. Ils sont répertoriés par l'item « substances contaminantes » et considérés comme source de pression dans les descripteurs D7 (rejets thermiques) et D8 (rejets des STEP et rejets industriels). Cependant, si l'essentiel des rejets est constitué d'une

phase liquide, certains rejets industriels véhiculent également des particules solides, dont la sédimentation modifie la nature et la morphologie du fond.

Ces situations sont assez rares en France, cependant les perturbations de la nature et de la morphologie du fond, sinon celles de la colonne d'eau, sont, pour les cas connus, loin d'être négligeables.

Deux sources sont particulièrement connues, toutes deux en Méditerranée occidentale :

- Le rejet de boues alumineuses de l'usine de Rio Tinto dans le Canyon de la Cassidaigne (cf. Dauvin, 2010) : celles-ci sont déversées dans le canyon à 7 km au large, à environ 300 m de profondeur, depuis les années 1960. Le suivi de ce rejet a été imposé par la loi de 1976 sur les ICPE. La boue est concentrée dans l'axe du canyon sur une longueur de 50 km, sur 10 à 50 cm d'épaisseur, jusqu'à la plaine abyssal, où elle se mélange avec les sédiments fins préexistants. Des phénomènes d'upwelling peuvent remobiliser ces sédiments mélangés et les apportent sur le plateau continental.
- Les déblais de la mine d'amiante de Canari (fermée dans les années 1960) qui, transportés par un courant longshore, ont resédimenté sur les plages d'Albo et Nonza (Brosse, 1984 ; Hervé et al., 1997). Ce site est en cours de réhabilitation (maitre d'ouvrage : ADEME) dans le cadre de la loi de 1976 sur ICPE.

On retrouve ici encore le lien entre les modifications morphologiques et la nature du fond (D6) et la capacité de transport des sédiments déposés (D7).

La cartographie de ces perturbations sera directement reprise des sources documentaires citées.

- **Mouillages**

Cetteactivité n'a pas à proprement parler un objectif de transfert de matériaux, mais celui-ci est l'une de ses conséquences. Différents types de mouillages sont à considérer : les mouillages forains, les mouillages d'attente et de replis en face des ports. Les données sur ces derniers types de mouillage sont reportées sur les cartes de navigation du SHOM. Elles ne sont cependant pas forcement tenues à jour.

Les deux derniers types de mouillage sont rattachés aux ports. Ils affectent des fonds d'approximativement 12 à 15 m de profondeur.

Les données sur les mouillages forains sont à ce jour très incomplètes, et le plus souvent détenues par les communes. Un processus de réglementation est en cours dans différentes préfectures maritimes (Corse, Bretagne).

Si la pression, induite sur le fond marin par chaque mouillage, est ponctuelle en termes de perturbation physique, les surfaces potentielles sont relativement importantes. Elles sont situées en partie dans les eaux de transition (hors périmètre de la DCSMM) ou dans les baies abritées à proximité du littoral. Les mouillages forains se situent généralement dans des zones de profondeur de 3 à 30 m.

L'information précise sur les mouillages d'attente ou de replis reste à rechercher auprès des gestionnaires des ports.

La perturbation physique (Bourdouresque et al. 2006 ; Cancemi et Acquatella, 2004 ; DREAL PACA et Préfecture maritime et CETE, 2010) est une abrasion du fond due à l'action mécanique de la chaine du mouillage sur le fond, mise en mouvement les chaines des mouillages qui balayent et dégradent le fond. Cette abrasion peut aussi être due à l'ancre elle-même pour les mouillages provisoires. En effet, lors des manœuvres du navire (ancrage ou appareillage) ou bien sous l'action du vent, l'ancre peut s'accrocher et déraper en labourant le fond à plusieurs reprises provoquant potentiellement des dégâts. Cet impact peut être important si le navire est de grande taille. Les mouillages peuvent également générer une remise en suspension (pression qui est considérée dans le D7), et qui peut amener un étouffement des herbiers.

Les données sur les mouillages forains, à ce jour très incomplètes, sont donc difficilement cartographiables. Il est possible que la mise en place envisagée d'une réglementation permette d'améliorer cette connaissance d'ici un prochain plan de gestion. La cartographie de l'emprise de la perturbation liée au mouillage pourra alors être assimilée aux zones autorisées au mouillage.

Activités liées à l'exploitation de la ressource biologique

- **Arts trainants (chalutage)**

L'information récoltée dans l'évaluation initiale (VMS) sur cette source de pression est incomplète et ne transcrit que la densité de l'effort de pêche (puissance navire x temps de pêche) des navires de plus de 15 mètres, dont les chalutages au fond. L'information accessible ne donne pas d'information sur la superficie et le volume de substrats abrasés (nécessite des informations précises sur chaque engin de pêche).

À la différence des autres sources de pression décrites, l'effort de pêche, et plus particulièrement les arts trainants, couvre une grande partie des fonds des différentes SRM.

Le processus de perturbation au fond a été assez largement étudié, tant en termes physique que biologique : les arts trainants provoquent une érosion du fond et une remise en suspension. La capacité de retour à la normale du fond et de la colonne d'eau en termes physiques dépend de la fréquence du chalutage et de l'hydrodynamique locale.

En gardant en mémoire que la donnée est incomplète, la cartographie de la densité de l'effort de pêche montre que l'emprise des pressions au fond et à la colonne d'eau est largement étendue. En effet, Lorsque la donnée est agrégée sur des grands secteurs (par exemple 10'x10') l'aire de pression couvre presque toute la surface des SRM, avec des secteurs où la pression sera plus intense et plus fréquente que d'autres. Toutefois, la réalité est manifestement différente car les chalutiers passent régulièrement sur les mêmes traces « sécurisées », les données fines, si elles étaient

accessibles permettraient alors de reconstituer les pressions suivant des tracés précis, plus linéiques que surfaciques.

- **Conchyliculture**

Au niveau national, plusieurs sources de données existent quant à l'emprise des parcelles cadastrales conchylicoles (Cadastre National Conchylicole, données départementales des DDTM, base de données Géolittoral). Ces données sont hétérogènes et de qualités diverses, notamment concernant le type d'élevage et l'espèce élevée. Plusieurs techniques d'élevage conchylicoles sont utilisées : sur filière, en intertidal sur table ou bouchot, au sol et surélevé en immersion permanente. La conchyliculture intertidale sur table ou bouchot est le type d'élevage le plus répandu en France et ne concerne que les façades Atlantique et Manche du Nord. La conchyliculture surélevée en immersion permanente est pratiquée dans les lagunes méditerranéennes (hors périmètre de la DCSMM). La collecte de coquilles par dragage est limitée à quelques zones côtières bretonnes.

La conchyliculture provoque un accroissement de la turbidité et de la sédimentation, pouvant entrainer étouffement et enrichissement organique (Ragot et Abellard, 2009).

D'après le Référentiel Culture Marine des AMP (Ragot et Abellard, 2009), la sédimentation sous les installations conchylicoles trouve d'abord son origine dans les rejets des animaux élevés, i.e. fèces et pseudo fèces des coquillages bivalves filtreurs auxquels s'ajoutent divers déchets tels que des débris coquilliers. Cette matière particulaire en suspension est riche en matière organique, mais également en particules minérales. Cette matière va sédimenter vers les fonds marins et peut générer :

- une augmentation de la turbidité au niveau de la zone d'empreinte du site : la conséquence directe de cette turbidité est une diminution de la luminosité et de la profondeur d'activité photosynthétique. La genèse de cette turbidité sera considérée par le descripteur D7 puisqu'elle atteint la colonne d'eau ;
- une accumulation à la surface du sédiment de cette matière en suspension, souvent vaseuse (à granulométrie fine), pouvant générer, selon l'intensité et la chronicité du phénomène, une mortalité d'espèces sensibles par étouffement physique et asphyxie, sous les infrastructures conchylicoles et à proximité. Ce dépôt a également un contenu organique très élevé. Là où le taux de dépôt excède le taux naturel de décomposition dans le sédiment, l'enrichissement organique peut modifier les ratios sédimentaires et générer une augmentation de la demande biologique en oxygène du sédiment, qui peut se traduire rapidement par l'apparition de conditions hypoxiques, voire anoxiques.

Toujours d'après Ragot et Abellard (2009), les études existantes montrent que l'ensemble des altérations précitées ne s'étend généralement pas au-delà de 50 m des sites d'élevage. De plus, l'impact des installations conchylicoles sur le milieu benthique est susceptible de varier largement en fonction des caractéristiques du site. La profondeur du site, l'intensité des courants et la nature des sédiments de la zone sont des éléments déterminants pour la dispersion, la remise en suspension ou

l'accumulation du matériel particulaire. Les résultats des études de l'impact de la conchyliculture sur le système benthique varient donc considérablement en fonction des caractéristiques du site d'installation.

On peut donc considérer que l'emprise des perturbations au fond liées à cette source de pression correspond à peu de chose près à l'emprise des installations conchylicoles. Il est donc proposé de cartographier cette emprise en utilisant les données cadastrales des concessions conchylicoles. La genèse de la turbidité par les cultures de coquillages sera traitée dans le cadre du D7.

- **Pêche à pied**

La pêche à pied n'a pas été discutée comme une source de forte pression. Si cette pêche, qu'elle soit professionnelle ou récréative, a un impact direct sur la biologie (arrachage, piétinement, surpêche) et engendrer une dégradation de la partie biogénique (herbiers à Zostera noltii, récifs d'hermelles notamment), comme explicité plus loin dans ce rapport, la modification sédimentaire est faible. Localisée en intertidale, elle peut provoquer un tassement des sédiments, un retournement des blocs donnant lieu à un appauvrissement significatif de la biodiversité associée (études récentes ou en cours : associations IODDE (Ile d'Oléron Développement Durable Environnement) et VivArmor Nature, Doctorat de Maud Bernard, travaux de M. Le Duigou sur Oléron…). Cependant la dynamique tidale donne à ce milieu une relativement bonne résilience physique.

- **Espèces non-indigènes et proliférantes benthiques**

Cette source de pression est traitée à part entière dans le descripteur D2, en se focalisant sur les espèces dont la prolifération est inquiétante et menace la biodiversité. Parmi ces espèces, on peut plus particulièrement citer la crépidule, la caulerpe, la sargasse, l'huitre plate et le couteau américain.

En termes d'intégrité du fond, il est cependant à noter que certaines espèces (crépidules) peuvent localement recouvrir le fond et le colmater ou générer de la matière en suspension, riche en matière organique qui peut se redéposer si l'agitation du milieu est faible (Bourdouresques, 2008 ; GiP Bretagne, 2010). Certaines espèces sont ingénieures et formeront même des récifs pouvant servir d'habitat ou de support à d'autres êtres vivants (crépidule, huitre creuse).

La faisabilité de la cartographie de leur emprise est liée à l'avancement des travaux du D2 et notamment à la connaissance de la distribution des espèces citées ci-dessus.

- **Déchets au fond**

Cette source de pression est traitée plus largement par le descripteur D10. La connaissance de pression sur le fond est partielle à ce jour par la nature involontaire de cette accumulation, qu'elle soit accidentelle ou chronique. L'accumulation des déchets peut être également très dispersée dans l'espace. Les perturbations que les déchets peuvent provoquer au fond sont :

- l'abrasion du fond. Les autres termes utilisés dans la littérature pour décrire ce phénomène sont : décapage, érosion, raclement. Les courants ou la houle peuvent entrainer des déplacements répétés de déchets dont notamment des filets de pêche perdus pouvant provoquer localement une détérioration des fonds marins (Henry, 2010). Les filets de pêche perdus trainant sur le fond peuvent aussi s'emmêler sur le substrat et en arracher des parties (Cheshire, 2009) ;
- le recouvrement du substrat par une densité importante de déchets peut entrainer une hypoxie, un étouffement des herbiers ou des coraux. Une densité importante de déchets peut aussi entrainer localement un blocage de la lumière ou une modification de l'envasement (Sheavly et Register, 2007).

Il reste également à rechercher, à l'aide des modélisations hydrodynamiques, la source des déchets, parfois transportés sur un long parcours marin avant de s'accumuler.

À noter néanmoins l'utilisation volontaire de déchets pour construire certains récifs artificiels.

En termes d'intégrité du fond, l'accumulation de déchets peut provoquer le colmatage des sédiments et l'étouffement des biocénoses initialement présentes.

Les données sont, à ce jour, insuffisamment exhaustives pour proposer une cartographie de l'emprise de l'accumulation des déchets.

Concomitance des pressions

Les cartographies proposées ci-dessus sont relatives à chaque source de pression. Cependant on constate que certaines zones (notamment la zone côtière) montrent l'effet conjoint de plusieurs sources de pressions, se traduisant soit par une même perturbation cumulant les effets ou soit par des perturbations contraires et des effets différents voire opposés. Il manque encore, à ce stade du travail, de connaissances sur l'intensité et l'étendue des pressions prises individuellement, pour évaluer le résultat de cette concomitance et la pression résultante.

- **Travaux nécessaires pour compléter la cartographie de l'emprise au fond des perturbations physiques**

Le Tableau 3 résume le paragraphe précédent afin de souligner, d'une part les cartographies réalisables ou réalisées (quand il s'agit d'utiliser la cartographie des sources de pressions) et, d'autre part les données restant à collecter pour finaliser ces cartes.

	Sources de pression sur le fond			Pressions induites au fond		Faisabilité de la cartographie (emprise de la perturbation)			
	Nature		**Disponibilité données sources de pression**	**Nature**	**Disponibilité données**	**Données à compléter**	**Méthode de cartographie**	**Remarque**	**Boite écosystémique potentiellement concernée**
Occupation du sol	**Artificialisation du trait de côte (aménagement, défense, poldérisation, barrages)**		hétérogène, incomplète	modification sédimentaire, zone côtière	très localement	données ouvrages	attente données ouvrages, (dimension ouvrage)?		supra/medio littoral
				colmatage au droit des ouvrages			attente données ouvrages, emprise ouvrage		
		attente et repli	Carte SHOM, auprès les ports	perturbation ponctuelle et temporaire : modification du fond	peu de données	collecter données (ports et premar, cartes SHOM)	zones autorisées		infralittoral
	Champs d'éoliennes	**en projet**	données des projets	tripode, modification sédimentaire et hydrodynamique du fond	études d'impacts	études d'impact	attendre réalisation projet		
	Hydroliennes	**en projet**	ERDF	ponctuel (20m de hauteur), modification et colmatage sédimentaire probable	études d'impacts	études d'impact	attendre réalisation projet		médio à circalittoral
	Plates-formes pétrolières	**n'existent pas dans les STM françaises**							
	Câbles sous-marins		données Telecom, GDF EDF	linéaire, colmatage et/ou modification sédimentaire sur faible surface	considéré comme négligeable au regard de la SRM (0,1 à 1km2 par SRM)		pas de carte	négligeable	tous les fonds
	Récifs artificiels		local	ponctuel (colmatage et modification sédimentaire et hydrodynamisme du fond)	études d'impacts ?	études d'impact	pas de carte	négligeables	médio à circalittoral
	Épaves		archéologie marine, incomplète	ponctuel (colmatage et modification sédimentaire et hydrodynamisme du fond)			pas de carte	négligeables	tous les fonds
Déplacement de matériaux	**Dragage**	**entretien**	à compléter	modification sédimentaire (bathymétrie)	suivi par exploitants ?	rechercher études d'impact	zone autorisée	si dans périmètre DCSMM	zone côtière voire transition
	Dragage	**travaux d'aménagement**	à rechercher (ports)	perte physique	à rechercher (ports, suivi chantier)	suivi chantier	emprise chantier		zone côtière
	Rechargement de plage	**dragage**	études d'impact, Beachmed (MED)	Perte physique	à rechercher	Etudes d'impacts à collecter	Zone autorisée		Circalittoral ?
		rechargement	idem	Modification sédimentaire : accrétion	à rechercher	Études d'impact	Zone autorisée/ hydrodynamique		Supra et médiolittoral
	Extraction matériaux	**extraction**	bonne	modification sédimentaire (bathymétrie)	évaluer volume exploité	évaluer ampleur de la modification	emprise de l'exploitation		circalittoral
	Extraction matériaux	**rejet des fines**		*Turbidité dans la colonne d'eau*			D7		circalittoral
	Immersion de sédiments en mer (clapage)		bonne	modification sédimentaire-accumulation (bathy, nature?)	mal connu, fonction fréquence, granulo et hydrodyn	rechercher études d'impact	zone autorisée		circalittoral
				Turbidité au fond	modèles		D7		
	Rejets de matériaux solides (miniers)		études ICPE (Cassidaigne, Canari)	Modification sédimentaire	Surface perturbée	Données géographiques D8	Étude Dauvin (2010), études BRGM, ADEME (Canari)		Circalittoral à Bathual (Cassidaigne), supra à médiolittoral (Canari)
	Mouillages	**forains**	Partielles (mairies)	Modification sédimentaire (abrasion ponctuelle)	non	Réglementation en cours de mise en place	Attendre réglementation (cartographie zones autorisées)		Mediolittoral
		Attente et repli	Cartes SHOM		SHOM		Couche d'information SHOM		
Exploitation des ressources biologiques	**Arts trainants**		Partielle (VMS)	modification sédimentaire (abrasion)	processus connu	Complément VMS, et petits bateaux	densité de l'effort de pêche en arts trainants		ensemble SRM
	Activités conchylicoles		incomplète, de qualité variable	modification sédimentaire (accumulation fines riches en MO)	mal connu, fonction hydrodyn et type d'exploitation	suivis à mettre en place	emprise de la concession		medio à infra littoral
				Turbidité de la colonne d'eau (MES riche en MO)			D7		
Conséquences de l'occupation et de l'usage anthropique de la	**Espèces invasives benthiques**		Sélections d'espèces inquiétantes (D2)	couvre le sol/colmatage		lié à avancement D2	D2		selon espèces
	Déchets au fond		Incomplète (travaux D10)	couvre le sol/colmatage			D10, cartographie existante EI		toute la SRM ?

Tableau 3 : Bilan des données existantes sur les sources de pressions, les pressions induites et la faisabilité de la cartographie de l'emprise des pressions.
Les modifications physico-chimiques du fond marin ne relèvent pas du D6 mais du D8.

3.4.3. État de l'art de la connaissance des impacts biologiques des sources de pressions sur la communauté benthique (6.2)

Les unités d'évaluation de l'état de la communauté benthique et la notion d'échelle de ces unités ont été (comme précisé ci-dessus) choisies en cohérence avec les équipes des D1-D2, D4.

Un travail de synthèse de l'évaluation initial (projet d'analyse et atelier de Paris) a permis de recueillir *pro-parte* le dire d'expert sur l'impact biologique des pressions. L'équipe du D6 a entrepris de réaliser un état de l'art de la connaissance sur l'impact des pressions sur la biologie, au regard de chacune des sources de pressions listées ci-dessus et en complément de l'approche préliminaire faite pour la définition du 6.1.2 ci-dessus.

Le travail est en cours et doit notamment être complété par les informations qui pourraient être disponibles dans les études d'impacts en cours de collecte sur certaines de ces pressions.

Un état d'avancement de cet état de l'art est donné ici au regard de chacune des sources de pression. Pour certains points, il peut être noté une forte similarité avec les contributions thématiques Pressions-Impacts de l'état initial et du projet d'analyse. Dans ce chapitre, il est notamment recherché, à partir des données recueillies par l'évaluation initiale notamment :

- si cette connaissance a déjà permis d'identifier les indicateurs listés dans le point 6.2 et 6.1.1 ;
- si elle est méthodologique ou ciblée sur une information géographique ;
- si elle propose d'autres indicateurs en alternative ;
- l'emprise géographique de cette connaissance (inter-SRM, SRM, zone à enjeu ou patrimoniale de ces SRM).

La synthèse de ce travail (chap. 3.5) doit permettre de répondre (au moins partiellement) à la question de la faisabilité de ces indicateurs.

Informations extraites de l'évaluation initiale, de la bibliographie et d'études locales d'impact

La description des impacts biologiques (nature et quantification) par source de pression présentée ci-après est issue des informations extraites de l'évaluation initiale, de la bibliographie et d'études locales d'impact. Elle n'est pas exhaustive à ce jour sur l'ensemble des sources de pressions identifiées.

Nature des impacts biologiques par source de pression

- **Ouvrages côtiers ou sur le fond**

Artificialisation de la zone littorale (aménagement et ouvrages de défenses)

L'impact biologique est surtout important dans la zone intertidale, et se traduit par des pertes d'habitats au droit des aménagements et la modification des habitats proches, aux points d'accrétion (si émersion) et d'érosion (si immersion). Elle aurait donc peu d'effet sur la biodiversité et le fonctionnement de cette zone. En revanche les récifs artificiels favoriseront le développement de la biodiversité. Il reste à analyser les études d'impacts relatives à la création des récifs artificiels de Normandie et PACA

Aménagements en projet

Les projets d'hydroliennes et d'éoliennes peuvent en revanche se situer plus au large. L'impact biologique qui peut être attendu est, de la même façon une modification des habitats benthiques proches, dans les zones d'accumulation ou d'érosion autour de l'ouvrage, mais aussi un possible accroissement de la biodiversité en raison de la configuration géométrique en trois dimensions des ouvrages.

Afin d'évaluer si les études d'impact pouvaient fournir les données utiles pour quantifier les impacts biologiques des sources de pression et cartographier leurs emprises, une étude d'impact a été analysée concernant une évaluation des incidences de l'implantation du démonstrateur hydrolien Sabella D10 sur les sites Natura 2000 (Grosdemange et al., 2011). Cette étude d'impact porte sur l'implantation d'une hydrolienne sur le site du Fromveur entre Ouessant et Molène. Elle présente un état initial et une étude d'incidences. Pour l'état initial, elle fait le bilan des données bibliographiques sur les biocénoses en présence et exploite des données acquises par vidéo tractée et par prélèvements. Des cartographies des habitats et des biocénoses associées sont obtenues pour décrire l'état initial. Dans l'analyse des incidences, les impacts potentiels notamment sur les biocénoses benthiques en présence sont identifiés et décrits qualitativement.

Les impacts sur les milieux physiques et vivants y sont résumés comme suit :

- les impacts sur le milieu physique en phase travaux interviennent au niveau :
  - d'un léger remaniement des fonds au niveau de la zone de tracé du câble d'export sur substrat meuble et de la zone d'atterrage : l'impact est faible,
  - d'une légère remise en suspension au niveau de la zone de tracé du câble d'export sur substrat meuble et de la zone d'atterrage : l'impact est faible ;
- les impacts sur le milieu physique en phase exploitation interviennent au niveau :
  - modification de la morphologie des fonds du fait de la présence du démonstrateur : l'impact est moyen,
  - modification de la morphologie des fonds rocheux du fait de la présence du câble : l'impact est faible ;
- les impacts sur le milieu vivant en phase travaux interviennent au niveau de :
  - la remise en suspension sur les biocénoses planctoniques (phytoplancton et zooplancton) au niveau du démonstrateur hydrolien : l'impact est faible,
  - la destruction directe sur les biocénoses benthiques de substrats rocheux au niveau du démonstrateur : l'impact est fort,

  - la destruction directe sur les biocénoses benthiques au niveau du tracé du câble d'export et de la zone d'atterrage : l'impact est faible,
  - la destruction directe sur les espèces benthiques de ressources halieutiques au niveau du démonstrateur : l'impact est moyen,
  - la destruction directe sur les espèces benthiques de ressources halieutiques au niveau du câble d'export et de la zone d'atterrage : l'impact est faible ;
- les impacts sur le milieu vivant en phase exploitation interviennent au niveau de :
  - l'enrichissement du milieu sur les biocénoses benthiques au niveau du démonstrateur hydrolien : l'impact est faible,
  - la perte d'habitat sur les biocénoses benthiques de substrat rocheux au niveau du démonstrateur : l'impact est fort ;
  - l'« effet-récif » sur les biocénoses benthiques de substrats rocheux au niveau du démonstrateur par favorisation d'implantation d'espèces : l'impact est positif,
  - la favorisation d'espèces non natives sur les biocénoses benthiques de substrats rocheux au niveau du démonstrateur: l'impact est faible,
  - la perte d'habitat sur les espèces benthiques de ressource halieutique au niveau du démonstrateur : l'impact est moyen,
  - l'« effet-récif » sur les biocénoses benthiques de ressources halieutiques au niveau du démonstrateur : l'impact est positif.

L'étude prévoit également des mesures de suivi des habitats et des biocénoses associés qui seraient directement exploitables dans le cadre de la DCSMM.

- **Activités déplaçant des matériaux du fond**

Extractions de matériaux

L'impact biologique au fond est réputé modifier les habitats benthiques et déplacer temporairement la faune démersale, mais générer une nouvelle mosaïque d'habitats (Desprez, 2000 ; Desprez et al., 2010 ; Le Bot et al., 2010). Les travaux réalisés autour de l'exploitation de granulats marins à Dieppe depuis plus de 20 ans et en baie de Seine, depuis 2007, illustrent ce phénomène.

L'enlèvement des matériaux est associé à celui de la faune qui le colonise, ce qui se traduit par une forte diminution du nombre d'espèces, de l'abondance et de la biomasse de la communauté benthique (Newell et al., 1998 ; Boyd et al., 2002 ; ICES, 2001 et 2009 ; Desprez, 2011).

L'impact varie depuis une perturbation temporaire de la communauté benthique jusqu'à un changement permanent de la structure de cette dernière, incluant la disparition définitive de certaines espèces sensibles. L'intensité de cet impact dépend d'abord de la nature, de l'intensité et de la durée du dragage, ainsi que de la nature et de l'importance du stress auquel la communauté est adaptée dans son environnement naturel (ICES, 2001).

La disparition de ressources trophiques au fond, comme certains bivalves ou poissons sur des bancs sableux côtiers en Mer du Nord, peut localement affecter le nourrissage de certaines espèces de poissons (Van Dalfsen & Essink, 1997). La principale menace que les dragages font peser sur les poissons (ICES, 2003, 2009 ; Stelzenmüller et al., 2010) est la destruction d'habitats, soit permanente pour certaines espèces (lançon), soit d'importance fondamentale dans le cycle de développement, telles les zones de ponte (frayères de hareng, de sole, de dorade grise…) et celles de développement des jeunes (nourriceries).

L'intensité de l'extraction conditionne la composition faunistique plus que ne le fait la nature du sédiment. De manière générale, plus le dragage sera intensif, plus l'impact sur la morphologie du fond, sur la nature du sédiment et sur les peuplements benthiques sera important. Une perturbation continue des communautés benthiques peut réduire celles-ci à leur plus simple expression, les conséquences fonctionnelles sur les maillons trophiques supérieurs de la chaîne alimentaire dépendront de la surface exploitée.

La durée du retour au sédiment d'origine est proportionnelle à la durée et au type d'extraction, ainsi qu'à la stabilité morpho-sédimentaire des fonds perturbés (nature du sédiment, intensité de l'hydrodynamisme). Une restauration naturelle de la topographie et des sédiments d'un site d'extraction ne peut être envisagée à court terme que dans les secteurs de sables mobiles.

Le temps nécessaire à la restauration de la communauté initiale (ou d'une communauté équivalente) varie de quelques mois à plus de 10 ans en fonction de la nature de cette dernière, de l'apport de juvéniles et d'adultes dans le contexte environnemental local (courants, sédiments…), ainsi que des possibilités d'installation et de survie des larves (ICES, 2001).

La nature des espèces peut évoluer dans le temps, ou en réponse à des différences de composition du sédiment ; mais la « santé fonctionnelle » de l'écosystème peut être restaurée si la nouvelle communauté fournit des services écologiques similaires comme la nourriture, l'abri et la productivité (Cooper, 2008).

Dragage d'entretien (chenaux et ports)

Le dragage récurrent lié à l'entretien des chenaux, empêche l'implantation durable de faune et de flore. Pour les chenaux, il est souvent associé à une modification du tracé, induisant une perte de surface ou une modification de la pente des habitats voisins (slikke et schorre).

Afin d'évaluer si les études d'impact pouvaient fournir les données utiles pour quantifier les impacts biologiques des sources de pression et cartographier leurs emprises, une étude d'impact a été analysée concernant une demande d'autorisation pour le dragage des ports de Loctudy et de Lesconil (B3E, 2010). Cette étude d'impact décrit l'état initial et présente une étude d'incidences suivant la démarche préconisée par le guide du CETMEF et du GEODE. L'état initial est réalisé sur les sites de dragage et d'immersion. Pour les sites de dragage, les données biologiques sont issues de

l'analyse des biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantiques, Manche et Mer du Nord, réalisée par le Muséum National d'Histoire Naturelle. L'étude d'incidences donne des informations générales quant aux impacts du dragage sur la faune et la flore. Elle précise que le travail de la drague provoquera la destruction des espèces benthiques dans les bassins portuaires de Loctudy et Lesconil, sur l'emprise des zones draguées.

Immersion en mer des sédiments dragués (« clapages »)

Peu de données sont disponibles sur l'impact biologique de ces clapages. On peut supposer que le dépôt de sédiment, s'il perdure et se renouvelle au même endroit provoquera un étouffement des habitats préexistants.

Une étude réalisée sur l'ensemble des sites britanniques de dépôts de dragage (Somerfield et al., 2006) n'a montré aucune relation significative entre la nature ou la quantité des matériaux déposés et le niveau de perturbation des communautés benthiques. Alors que la plupart des échantillons montrent une composition faunistique appauvrie (Bolam et al., 2006), l'analyse de la production relative des différents embranchements, combinant biomasse et abondance, choisie comme l'indicateur écologique le plus significatif, ne montre aucune communauté profondément perturbée.

Les réponses du benthos à des dépôts à grande échelle ont été étudiées sur les côtes du Texas (Wilbert et al., 2008). L'abondance, le nombre d'espèces et la biomasse des annélides et mollusques ne montraient plus de différence avec les secteurs de référence environ 1 an après le dépôt ; de même pour la structure de la communauté. La restauration des communautés benthiques après arrêt des dépôts prend entre 6 mois et plus de 2 ans en fonction du niveau de perturbation naturelle du secteur.

Les fortes densités des espèces pionnières en font des proies particulièrement attractives relativement importantes pour des poissons et crustacés d'importance commerciale. Le dépôt conventionnel en mer peut donc avoir des bénéfices environnementaux en termes de productivité benthique et de nourriture pour les poissons (Bolam & Rees, 2003), mais aussi en termes de création de nouveaux habitats propices à la colonisation par des espèces commerciales.

Des suivis benthiques ont été récemment mis en place. Suite à ces suivis, un guide méthodologique relatif à la définition des zones d'immersion est en cours de rédaction par le groupement GEODE et devrait être disponible en 2012.

Par ailleurs, dans le cadre de l'étude d'impact de Loctudy et Lesconil, qui a pu être consultée, deux missions d'expertise biosédimentaire préalables aux opérations d'immersion sur des sites Natura 2000, ont été réalisées afin d'identifier les différents compartiments benthiques susceptibles d'être impactés. Elle confronte les informations relatives à la position de certaines espèces benthiques, leur comportement, l'épaisseur de la couche de dépôt estimée et le temps de restauration des peuplements pour conclure sur les incidences sur la biologie des fonds du secteur. Une campagne de cartographie des espèces et habitats du secteur d'étude a été lancée par l'AAMP.

Les études d'impact se doivent également de présenter un programme de suivi des opérations. Pour cet exemple, des prélèvements seront réalisés sur l'ensemble de la zone de dépôt et permettront d'analyser le benthos présent. Ces prélèvements sont réalisés sur deux stations de la zone et une, à l'extérieur sur une zone ayant les mêmes caractéristiques, à titre de comparaison.

Ce type de données est également pertinent dans le cadre de la définition du BEE pour la mise en place de la DCSMM.

Rejets en mer

Le dépôt de sédiments au fond par certains rejets industriels (Rio Tinto, Canari) peut provoquer, outre une contamination considérée dans le D8, le colmatage du fond et l'étouffement des biocénoses initialement présentes. Selon la périodicité des rejets, elles pourront être remplacées ou non par de nouveaux assemblages, qui seront surtout inféodés, adaptés à la nouvelle nature du substrat et éventuellement à sa toxicité (Dauvin, 2010). À noter que dans l'évaluation initiale que le Canyon de Cassidaigne est signalé comme un spot de forte biodiversité (notamment en coraux). Le suivi demandé à l'industriel ne signale pas ces coraux.

Mouillage

Pour les impacts des mouillages, nous distinguerons les impacts des mouillages fixes (le plus souvent sur bouées et corps morts), des impacts des mouillages provisoires (le plus souvent avec une ancre stockée à bord du navire). Dans tous les cas, les impacts des mouillages dépendront grandement de la sensibilité du milieu soumis à la source de pression. La tranche bathymétrique concernée est habituellement de 0 à 40 m. Les herbiers sont particulièrement concernés car ils se trouvent souvent dans des zones propices aux mouillages.

Les mouillages fixes sont susceptibles d'entrainer des impacts permanents localisés toujours au même endroit. Les mouillages provisoires (forains) sont susceptibles d'entrainer des impacts répétés mais sur des endroits différents et sur des durées courtes. L'impact des mouillages provisoires dépendra donc beaucoup de la capacité de résilience des écosystèmes.

Les impacts biologiques relevés dans la littérature sont les suivants (Bourdouresque et al., 2006 ; Cancemi et Acquatella 2004 ; DREAL PACA et Préfecture maritime et CETE 2010) :

- destruction et morcellement d'herbiers par abrasion du fond par les chaines ou les ancres d'amarrage. Pour les herbiers de posidonies, les impacts suivants ont été constatés de façon locale : cassures et déchaussement des rhizomes, destruction des feuilles, arrachage de la matte ;
- propagation d'espèces invasives (également traité pour le descripteur 2) : l'ancre des navires pourrait jouer un rôle important dans la dissémination de la caulerpe (*C. taxifolia)*. En effet, les ancrages par leur action mécanique peuvent, provoquer la formation de fragments de plantes (des boutures) pouvant coloniser de nouveaux sites (la caulerpe se reproduirait essentiellement par reproduction végétative).

Activités liées à l'exploitation de la ressource biologique

- **Arts trainants (chalutage)**

Le chalutage est impactant en terme biologiques, l'abrasion entrainant l'arrachage du benthos (notamment certaines laminaires), outre les prélèvements de faune démersale par la pêche. En bordure du talus, le chalutage entraine la destruction de colonies de coraux d'eaux froides. Des travaux sont en cours sur cette perturbation (projet Coral Fish, en Golfe de Gascogne ; projets MEDSEACAN, CORSEACAN en Méditerranée)

Les impacts liés à la pêche aux arts trainants sont résumés dans le Tableau 4 :

Sources d'impact	Impacts
Rejet de pêche en surface	Augmentation de la matière organique (en suspension(D7) et au fond)
Mortalité post-pêche d'espèces non ciblées par le chalutage	
Surpêche d'espèces pélagiques	Modifications du réseau trophique dans la colonne d'eau(D7) et au fond
Surpêche au fond	
Chalutage de fond	Labourage et raclage du substrat et destruction d'habitat (perte de la structure et complexité du fond marin par la suppression des organismes structurants (éponges, coraux d'eaux froides, polypes hydroïdes)
	Mise en suspension de sédiments et turbidité(D7)
	Destruction du benthos (non ciblé par la pêche) et changement dans la composition des espèces et leur diversité
	Perte de productivité en biomasse du milieu

Tableau 4 : Résumé des impacts liés à la pêche aux arts trainants (source : Jones, 1992 et Wallace, 2007).

Il est globalement reconnu que le chalutage de fond induit des perturbations et des dommages sur le fond marin. Le passage d'un chalut sur le fond marin peut être résumé comme suit (Kaiser et al., 2001) :

- perturbation des couches supérieures du fond marin causant une mise en suspension temporaire des sédiments, une reminéralisation des nutriments et polluants, ainsi qu'un nouveau tri des particules sédimentaires ;
- prélèvement direct, endommagement, déplacement ou mort d'une certaine proportion des animaux et plantes épi ou endobenthiques ;
- une attraction à court terme d'organismes charognards dans le sillage du chalut ;
- l'altération de la structure de l'habitat (ex. : aplatissement des formes dunaires, retrait de roches, disparition d'organismes structurants tels que les coraux ou les éponges).

La pêche peut modifier le réseau trophique (D3, D1 et D4) au fond, notamment le niveau correspondant à la communauté benthique et à la faune démersale (également considérée pour le descripteur. Les interactions entre espèces sont très importantes dans l'évaluation de l'impact de la pêche sur la biologie des fonds marins. En effet, la réduction du nombre de poissons (cibles et non cibles) de la colonne d'eau ou du fond, ou d'autres organismes marins, peut avoir des conséquences sur les habitats.

L'accroissement de la production de la pêche commerciale, au cours des 50 dernières années, a été accompagné par une augmentation des captures accidentelles et du rejet touchant un certain nombre d'espèces (D3).

Une moitié des rejets plonge en profondeur et devient la proie des requins, des crustacés mais aussi d'animaux benthiques.

Les bancs de maërl sont aussi impactés par les activités de pêche, notamment les dragues à coquille Saint-Jacques et autres bivalves associés à ces bancs, qui réduisent la biodiversité et la complexité structurale des bancs (Grall et Hall-Spencer, 2003 ; Bordehore et al. 2003).

Des impacts sur les coraux d'eau froide ont été rapportés dès les années 1920, ces organismes bio-ingénieurs, constructeurs de structures tridimensionnelles étant alors qualifiés de nuisible au chalutage (Joubin, 1922). Les données anciennes recensent des récifs de coraux par moins de 200 m de profondeur, par exemple 14 stations sur 51 dans Joubin (1922) et les édifices importants semblent surtout développés par 200 à 400 m (Joubin, 1922 ; Réveillaud et al., 2008). Par moins de 200 m des espèces de coraux sont toujours présentes de nos jours, mais il n'y a plus de récif significatif connus ; l'aire qu'ils occupaient à l'origine est inconnue. Au-delà de 200 m, il n'existe pas d'estimation de la proportion de récifs de coraux d'eau froide qui ont été impactés ni de l'aire occupée. L'abrasion due aux autres engins de pêche fixe est mineure par rapport à celle des engins traînants, néanmoins, les palangres peuvent avoir un impact cumulatif sur certains récifs de coraux non impactés par les chalutiers (Durán-Muñoz et al., 2010).

Les herbiers de posidonie (Posidonia Oceanica) sont endémiques à la Mer Méditerranée. La pêche au chalut a un impact important sur ces herbiers dû non seulement à la ligne de plombs, qui arrache des faisceaux (Ardizzone et Pelusi, 1984), mais aussi aux panneaux latéraux, susceptibles de creuser de profonds sillons dans la « matte » (Paillard et al., 1993, dans Boudouresque et al., 2006). Ces profondes cicatrices favorisent le déclenchement de phénomènes érosifs dus aux courants, accentués par le déséquilibre sédimentaire provoqué par la mise en suspension du matériel sédimentaire auparavant piégé par la « matte ». Le chalutage a les effets suivants :

- il ouvre des couloirs (intermattes) dans l'herbier : dans un herbier non dégradé, les panneaux latéraux du chalut sont responsables de 94 % des faisceaux arrachés. Dans le Sud de l'Espagne, un chalut arracherait au total 100 000 à 360 000 faisceaux par heure, soit 240 à 1100 kgMS/h (Ramos-Esplá, 1984 ; Paillard et al., 1993 ; Chessa et Fresi, 1994 ; Martín et al., 1997 ; Pasqualini et al., 1999, 2000 : références dans Boudouresque et al., 2006) ;
- il réduit la couverture moyenne par l'herbier du fond (près de 40 % ; Ardizzone et Pelusi, 1984) ;
- il remonte en surface de grandes quantités de feuilles et de faisceaux (100 à 1 000 kg par trait de chalut ; Ardizzone et Pelusi, 1984) ;
- il accroît la masse de la litière (plus de 80 %) ;

- il permet à des espèces de poissons et d'invertébrés de fonds sableux ou sablo-vaseux de s'installer dans l'herbier et augmente l'abondance des animaux filtreurs et dépositivores (Jiménez et al., 1997 ; Ramos-Esplá et al., 1997 : références dans Boudouresque et al., 2006)
- il diminue significativement la biomasse et la densité de l'ichtyofaune démersale (Ardizzone et Pelusi, 1984 ; Tudela et Sacchi, 2003 ; mais voir Jiménez et al., 1997 ; Anonyme, 2002b, dans Boudouresque et al., 2006).

La dégradation des herbiers de Posidonie est également aggravée par l'augmentation de la turbidité de l'eau due au passage des panneaux du chalut (Ardizzone et al., 2000, dans Tudela et Sacchi, 2003). En Corse, le taux de détérioration de l'ensemble des herbiers à P. oceanica dû aux chalutages est estimé à 12 % (Pasqualini et al., 2000, dans Boudouresque et al., 2006) ; localement, il atteint jusqu'à 23 % (Pergent-Martini, 2000, dans Boudouresque et al., 2006).

- **Pêche à pied**

La pêche à pied récréative ou professionnelle (traitée également pour le descripteur 3) impacte les communautés benthiques pour plusieurs raisons (Diascorn, 2009) :

- sur les estrans rocheux, la faune est impactée par le retournement des blocs ;
- l'abrasion due au piétinement (les communautés très côtières d'herbiers à zostère sont notamment impactées) ;
- la sur-fréquentation des sites et la surpêche avec pour conséquence une augmentation des captures sous-taille conduisant à terme à une baisse de la productivité du gisement naturel de coquillages (traitée également pour les descripteurs D4 et D2).

La problématique « sur-fréquentation ou surexploitation » peut être mise en évidence sur quelques sites français (issus de l'étude Diascorn, 2009) :

- le havre de Régneville–Pointe d'Agon en Manche ;
- les Iles Chausey en Manche ;
- le DPM du Verdelet dans les Côtes-d'Armor ;
- le fort Larron en Vendée ;
- la baie de Bourgneuf en Vendée ;
- les sites de l'île d'Oléron.

- **Conchyliculture**

L'impact biologique sur le fond peut être une saturation en matière organique, générant une anoxie des sédiments à l'origine d'une modification des assemblages. L'impact biologique sur le fond de la conchyliculture dépend très fortement du site de culture considéré et de ses caractéristiques physiques.

À des faibles niveaux de sédimentation, l'enrichissement organique du sédiment peut avoir un effet positif et encourager la diversité spécifique et l'abondance, mais à des niveaux plus élevés, la diversité spécifique chute, les espèces les plus sensibles, en particulier les crustacés et échinodermes, disparaissent au profit d'un faible nombre d'espèces opportunistes et tolérantes, en effectifs importants (Ragot et Abellard, 2009).

À des taux excessifs de dépôt de solides, le recouvrement du sédiment entraîne une perte presque totale d'espèces benthiques. Finalement, l'enrichissement organique du sédiment peut avoir des conséquences écosystémiques, en transformant un système en un autre, dominé par les bactéries, ciliés et organismes méiofauniques et où les liens avec le niveau trophique suivant sont rompus. Le couplage benthos/pélagos peut être affecté (Ragot et Abellard, 2009).

Concernant les espèces ou habitats particulièrement sensibles aux pressions engendrées par la conchyliculture, un important travail a été réalisé par l'AAMP sur un état des lieux des pressions potentielles que les élevages marins peuvent exercer sur les habitats et espèces Natura 2000 (Ragot et Abellard, 2009 et le Fur et al., 2009). Le premier référentiel (Ragot et Abellard, 2009) précise par type d'élevage conchylicole les pressions potentiellement générées et les espèces et habitats Natura 2000 sensibles à ces pressions. Le deuxième tome (le Fur et al., 2009) fournit pour chacun des habitats et espèces Natura 2000 en mer, une fiche de synthèse précisant notamment les activités anthropiques (sports et loisirs en mer, cultures marines et pêche professionnelle) susceptibles de générer des pressions sur les espèces et/ou habitats concernés.

- **Espèces non-indigènes et proliférantes benthiques**

La modification de la nature du fond par les espèces non indigènes et proliférantes (D2) exerce une pression sur le fond et peut avoir des conséquences multiples sur les communautés benthiques (Bourdouresques, 2008 ; GiP Bretagne, 2010) :

- Impacts biologiques évoqués : compétition spatiale ou trophique, modification des communautés benthiques, modification des habitats, modification de la diversité (en fonction de l'échelle d'observation), banalisation et uniformisation des paysages, etc. ;
- Le colmatage par des espèces proliférantes peut étouffer les biocénoses antérieures. Cependant elles peuvent également devenir, un habitat structurant (3 dimensions) et générer une productivité biologique pouvant favoriser une nouvelle biodiversité (voire être déposées dans ce but pour créer des récifs artificiels).

- **Déchets au fond**

Les déchets au fond sont également considérés dans le descripteur 10. On peut considérer que ces déchets génèrent une pression au fond relevant également du D6.

Dans les mers européennes, les déchets reposant sur le fond sont majoritairement composés de plastiques (plus de 70 %). Une quantité importante de ces déchets provient de la pêche (Henry, 2010). La répartition et l'abondance des déchets sur le fond présentent une variabilité spatiale très importante (Galgani et al., 2010). Cette répartition dépend de l'hydrodynamisme, de la géomorphologie et des facteurs humains. Ce sont principalement les courants qui créent des zones d'accumulation de déchets sur le fond.

Les études scientifiques sur les impacts des déchets n'ont pour la plupart pas été réalisées en France. Ainsi, la connaissance des impacts sur les fonds marins français est actuellement limitée. Dans tous les cas, il semble que les impacts des déchets sur le fond soient très localisés. Les impacts suivants ont été recensés dans la littérature :

- les perturbations biologiques dues à l'abrasion du fond dépendent étroitement de la sensibilité du substrat impacté. Des dommages locaux sur les récifs de coraux, les invertébrés sessiles et les herbiers (abrasion des tissus, autres dommages ou mort etc.) par des déchets issus de la pêche (fils de pêche avec hameçons, casiers, filets) ont pu être remarqués (Donohue et al., 2001 ; Chiappone et al., 2002 ; NRC, 2008 ; Cheshire, 2009) ;
- emmêlement et ingestion par les êtres vivants benthiques (Derraik, 2002))
- modification de l'habitat et des communautés biologiques à une échelle locale (D1-D10). En effet, les déchets peuvent être utilisés comme support, refuge, lieu de reproduction par des êtres vivants (bryozoaires, éponges, mollusques, balanes, algues…) (Katzanevakis et al., 2007 ; William et al., 2005) ;
- invasion par des espèces exotiques (D2). Les déchets peuvent servir de vecteur de dissémination à des espèces non indigènes (Sheavly et Register, 2007) ;
- impacts des microplastiques (< 5 mm). Les impacts sont insuffisamment connus (Galgani et al., 2010 ; Thompson et al., 2009). Les polluants adsorbés (phtalates, Bisphénol A) peuvent engendrer des perturbations hormonales (notamment mollusques, crustacés) ;
- colmatage, par le dépôt de déchets au fond, qui provoquera l'étouffement des communautés benthiques initialement présentes. La présence de déchets peut induire localement une modification des structures des communautés benthiques (Katsanevakis et al., 2007) ;

À noter que les déchets sont également traités par le descripteur D10.

Quantification des impacts biologiques par source de pression

La communauté scientifique s'est intéressée à la quantification de l'impact biologique en milieu marin des pressions anthropiques suivant des approches assez variées allant

du suivi du milieu naturel par échantillonnage jusqu'à la modélisation prédictive de l'état du milieu marin en réponse aux perturbations engendrées par les pressions.

On n'a pas rencontré, dans cet état de l'art, de données permettant de quantifier l'impact biologique des pressions pour un certain nombre de sources de pressions (ouvrages construits sur la côte ou au large, dragages de différents types et immersion, rechargement de plage et rejet en mer).

Activités déplaçant des matériaux du fond

- **Extractions de matériaux**

Stelzenmüller et al. (2010) ont développé une méthodologie pour l'évaluation spatiale du risque marin, afin d'évaluer la vulnérabilité de 11 espèces de poissons et fruits de mer à l'extraction de granulats. Ils ont calculé l'index de sensibilité (SI) en utilisant les caractéristiques de l'histoire de vie et modélisé les distributions des espèces sur le plateau continental de Grande Bretagne en utilisant les données de surveillance à long terme et l'indicateur de krigeage. La fusion des indices de sensibilité et des répartitions prédites des espèces a permis de cartographier la sensibilité des poissons sélectionnés à l'extraction d'agrégats. La robustesse de cette carte était affectée principalement par des espèces répandues avec un niveau faible à moyen de sensibilité, alors que des espèces hautement sensibles avec des distributions plus restreintes ont eu un effet limité sur la sensibilité générale. La plus haute sensibilité dans l'étude de cas se trouve dans les régions côtières, où se trouvent les nurseries et les frayères de quatre espèces commerciales importantes. Les auteurs ont superposé la carte de sensibilité estimée avec l'apparition de l'activité d'extraction des granulats dans les eaux côtières, y compris les estimations de panache de sédiments, afin de décrire la vulnérabilité des espèces au dragage. Ils concluent que leur méthode d'évaluation du risque spatialement explicite peut être appliquée à d'autres composantes de l'écosystème et d'autres pressions, à différentes échelles spatiales.

Barry et al. (2010) ont développé un modèle de l'impact initial de l'extraction de granulats marins sur l'assemblage benthique. Ils prédisent les effets du dragage sur le nombre d'espèces et l'abondance en supposant une répartition spatiale aléatoire le hasard spatial des individus. Ils ont étendu le modèle pour permettre le regroupement spatial d'individus à l'aide d'un processus de Matern. Les données provenant d'une expérience contrôlée de terrain ont été utilisées pour élaborer une méthodologie d'estimation de la réduction de l'espèce. Cela implique la modélisation de la répartition spatiale des individus avant dragage en utilisant un processus de Matern, l'impact du dragage à un niveau individuel et la probabilité qu'une espèce ne soit pas vue dans un sondage post-dragage.

Birchenough et al. (2006, 2010) ont élaboré une méthodologie pour la surveillance à petite échelle de l'impact sur la communauté benthique de l'extraction de granulats. Cette méthodologie est fondée sur l'utilisation de données acoustiques, sonar, vidéo et de caractérisation des sédiments et de la communauté benthique.

- **Mouillage**

Quelques études locales ont été réalisées pour déterminer et quantifier l'impact des mouillages sur les herbiers sur des sites spécifiques à enjeux forts (par exemple le parc de Port Cros ; Ganteaume et al., 2004, 2005).

Une méthode pour qualifier de façon simplifiée l'importance des enjeux liés aux mouillages pourrait comprendre les étapes suivantes (d'après DREAL PACA et Préfecture maritime et CETE, 2010) :

- détermination du nombre de mouillages fixes et de l'intensité de la fréquentation des mouillages forains : cela suppose de disposer de données sur les mouillages. Localement, des campagnes ont été réalisées (exemple : Le Berre, 2010 ; Canceni et Acquatella, 2004) ;
- détermination de la présence d'éléments vulnérables sur les zones de mouillages (présence d'herbiers, etc.) ;
- croisement de ces deux derniers points dans une grille d'évaluation pour obtenir une note qualifiant les enjeux environnementaux.

Activités liées à l'exploitation de la ressource biologique

- **Arts trainants (chalutage)**

La quantification de l'impact biologique du chalutage sur le fond et les espèces benthiques a fait l'objet de nombreuses études suivant des approches différentes, mais qui pour la plupart, suivent des démarche d'analyse de type statistique.

Collie et al. (2000) ont trouvé que l'amplitude de la réponse primaire (i.e. les changements dans l'abondance d'individus ou dans la quantité de biomasse) des organismes benthiques à une perturbation de type chalut varie significativement selon le type de matériel de pêche utilisé dans l'étude, l'habitat servant de cadre à l'étude, et selon les différentes espèces.

Les impacts des différents types de matériel de pêche au fond sont fortement dépendants du type d'habitat impacté. À partir d'une analyse de plus de 100 manipulations expérimentales ou observations des effets néfastes de la pêche sur les communautés benthiques, Kaiser et al. (2006) montrent que les dégâts les plus importants sont observés sur des habitats biogéniques en réponse à du dragage à la coquille Saint-Jacques.

La réponse des biota suivant un chalutage de fond est fortement dépendante du type d'habitat. Par exemple, les biota vivant dans des habitats constitués de sédiments meubles tels que les fonds sablo-vaseux, sont particulièrement vulnérables au chalutage, avec des périodes de rétablissement mesurées en années. Les espèces à forte biomasse dont la croissance est lente, telles que les éponges ou les coraux, demandent des périodes de rétablissement bien supérieures (jusqu'à 8 ans) à celles des biota à cycles de vie rapides telles que les polychètes (< 1 an). Par conséquent,

les zones fortement pêchées sont généralement dominées par de petites espèces endobenthiques à cycles de vie rapides (Schratzberger et al., 2001).

En ce qui concerne les habitats intertidaux, les fonds sableux ont une période de rétablissement plus rapide que les fonds vaseux qui eux-mêmes ont une période de rétablissement plus rapide que les fonds sablo-vaseux. Ce classement est lié à l'importance relative des facteurs physiques, chimiques et biologiques affectant la stabilité des sédiments. Les sédiments sablo-vaseux sont les plus stables car ils sont influencés par une combinaison des trois processus cités (Dernie et al., 2003). Ce résultat va dans le sens de l'étude de Collie et al. (2000) qui indique que la faune vivant sur des graviers, de la vase ou sur des sédiments biogéniques est plus sévèrement affectée que celle vivant dans des sédiments moins consolidés (tels que les fonds sableux).

Hiddink et al. (2006), ont évalué sur une grande échelle les effets de la pêche au chalut de fond sur la faune benthique dans des habitats différents à l'aide d'un modèle théorique basé sur la taille qui inclut des caractéristiques du milieu. Ils ont estimé la richesse spécifique en se basant sur une relation entre la masse corporelle généralisée et la richesse spécifique. Le modèle a pu être validé par l'échantillonnage de 33 stations soumises à des intensités diverses de chalutage dans quatre régions à sédiments mous de la Mer du Nord. Tant le modèle que les données de terrain montrent que le chalutage réduit la biomasse, la production et la richesse en espèces. L'impact du chalutage est maximal dans les zones à perturbations naturelles peu importantes et faible dans les zones de fortes perturbations naturelles. Dans la Mer du Nord, le modèle prédit que la flotte de chalutage de fond réduit la biomasse et la production benthiques respectivement de 56 % et de 21 %, par comparaison aux zones non soumises à la pêche. Les auteurs précisent que de nombreuses simplifications et présuppositions ont été faites afin de synthétiser ces données, qu'il faudra donc beaucoup de travail additionnel pour raffiner le modèle et pour vérifier s'il s'applique à d'autres régions géographiques. Les auteurs estiment que leur modèle permet aux gestionnaires de comprendre les conséquences du changement des répartitions des activités de pêche sur la production du benthos et, par conséquent, sur les processus du réseau alimentaire.

Tillin et al. (2006) analysent, à grande échelle et à long terme, l'impact du chalutage de fond (petit chalut) sur la composition fonctionnelle des communautés d'invertébrés benthiques, sur la base d'échantillonnages dans 4 régions différentes de la Mer du Nord où le niveau de chalutage est connu. Les informations relatives aux traits de l'histoire de vie et fonctions écologiques des taxons échantillonnés ont été traduites en codage flou et utilisées pour analyser la relation entre l'histoire de vie et les rôles fonctionnels au sein de l'écosystème. Les auteurs ont conduit des analyses multivariées pour examiner les changements dans la distribution des traits suivant les gradients d'intensité de chalutage. Ils ont identifié des changements dans la structure de fonctionnement de la communauté dus au chalutage à long terme dans 3 des 4 zones échantillonnées. Les animaux filtreurs, ceux s'y rattachant et des plus gros animaux, étaient relativement plus abondants dans les zones les moins chalutées, alors que les zones les plus chalutées étaient caractérisées par une biomasse relativement plus grande des animaux mobiles, des invertébrés endobenthiques et

nettoyeurs. Les analyses univariées de traits sélectionnés confirment les tendances observées dans l'analyse multivariée. Ces résultats démontrent que le chalutage de fond chronique peut conduire à des changements à grande échelle dans la composition fonctionnelle des communautés benthiques, avec des effets probables sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers.

Queirós et al. (2006) ont analysé les relations entre la biomasse, la production et la taille de la structure de deux communautés benthiques d'un habitat boueux et sableux, avec les gradients de perturbation du chalutage sur les zones de pêche réelle. Ils ont utilisé une relation allométrique entre la masse corporelle et la production individuelle au rapport de la biomasse pour estimer la production de la communauté. Le chalutage chronique avait un impact négatif sur la biomasse et la production des communautés benthiques dans l'habitat boueux, alors qu'aucun impact n'a été identifié sur celles de l'habitat sableux. Cela résulte de différences dans la structure de taille au sein des deux communautés, qui se produisent en réponse à l'accroissement de la perturbation due au chalutage.

À partir de quatre études décrivant le rétablissement de la biomasse des communautés benthiques après l'arrêt du chalutage, Hiddink et al. (2006) ont dérivé une loi linéaire reliant le ratio de biomasse (biomasse actuelle divisée par biomasse originelle) au temps.

Les habitats de faible profondeur et exposés à de fortes perturbations naturelles (ex. : marées de forte amplitude, vagues de tempête), avec peu d'organismes épibenthiques sensibles, sont susceptibles d'accepter un certain niveau de perturbation anthropogénique additionnelle (Enticknap, 2002). Il est important que la pression de pêche ne crée pas un niveau de perturbation qui excède celui des perturbations naturelles. Collie et al. (2000) indiquent que les habitats sableux de faible profondeur (< 60 m) peuvent se rétablir en approximativement 100 jours, suggérant que ce type d'habitat pourrait supporter 2 à 3 chalutages par an sans être impacté durablement. À l'inverse, les habitats à plus grande profondeur sont généralement impactés durablement car l'effort de pêche est relativement plus important lorsque pas ou peu de perturbations naturelles sont présentes (Kaiser, 1998).

L'étude de Collie et al. (2000) présente également une analyse par arbre de décision binaire permettant de prédire de manière quantitative les impacts relatifs de la pêche selon différents scénarios. En suivant l'arbre de haut en bas, on peut faire des prédictions sur l'impact initial d'un mode de pêche donné sur tel taxon dans tel habitat. Par exemple, le chalutage réduirait les anthozoaires (anémones, oursins, ophiures,…) de 68 % en moyenne, alors que les étoiles de mer, bivalves et éponges seraient réduites de 21 %.

L'impact sur le meiobenthos a été assez peu étudié en comparaison avec la macrofaune. Pourtant les effets du chalutage (raclage, fouille, mise en suspension de sédiments…) sont susceptibles d'affecter directement le taux de mortalité de la meiofaune ou d'avoir un effet indirect sur leur habitat (Schratzberger et al., 2001). L'étude de Pranovi et al. (2000) montre cependant que les changements induits par un

chalutage expérimental sur la structure d'une communauté méiobenthique (au niveau des taxons) sont à court terme et visibles dans la semaine suivant l'impact.

La modification du réseau trophique se produit dans les systèmes où les liens entre les différents composants du système sont très forts (prédateur-herbivore-producteur primaire). C'est ce qu'on appelle une cascade trophique (Kaiser et al., 2001). Les modifications de l'écosystème sont déclenchées par le changement de la biomasse, de la structure démographique des différentes espèces et par les approvisionnements alimentaires croissants pour les charognards et les espèces opportunistes. Concernant les interactions entre espèces, il faut souligner le rôle primordial que joue les coraux et éponges pour les autres espèces : protection contre les courants forts, refuge contre les prédateurs, nourriceries pour les étapes larvaire et juvénile du cycle de vie, aires d'alimentation, frayères, aires de repos, aires de reproduction. Lorsque ces substrats biogéniques sont impactés par l'activité de pêche, c'est tout un ensemble d'interactions et de processus biologiques entre espèces qui se trouve affecté.

- **Pêche à pied**

Une étude des peuplements benthiques et de la sédimentologie de la baie de Saint-Brieuc a été entreprise en mars 2001 par l'IFREMER Saint-Malo, le laboratoire de géomorphologie de Dinard et le Muséum national d'histoire naturelle-antenne de Dinard (Le Mao et al., 2002 ; Bonnot-Courtois et Dreau, 2002 : dans Diascorn, 2009). Les premiers résultats de cette étude ont mis en évidence une réduction spatiale du banc de coques ainsi qu'une diminution des densités au mètre carré des coques, en comparaison avec les données acquises lors de l'opération EUPHORBE de 1986. Un suivi annuel spécifique pour le peuplement de coques (Cerastoderma edule) de la Baie de Saint-Brieuc a alors été décidé. De 71 en 2002, à 101 stations en 2008, ont été analysées sur la baie. « En 2007, la fraction de taille commercialisable représentait 35 % du gisement total. En 2008, compte-tenu du recrutement extrêmement important, cette fraction ne représente plus que 3 % du gisement total de coque de la baie de Saint-Brieuc. […] L'année 2007 a connu un taux de recrutement le plus faible que l'on ait observé depuis le début du suivi annuel en 2001, ce qui entraîne une diminution de la ressource exploitable pour la période de fin 2008-début 2009. » (Réserve Naturelle de la baie de Saint-Brieuc, 2002 à 2008 : dans Diascorn, 2009)

- **Espèces non-indigènes et proliférantes benthiques**

Crépidules

Des études locales se sont intéressées à qualifier ou quantifier les effets physiques et/ou biologiques sur le fond (Programme LITEAU, Hamon et al., 2002). Dans la zone fortement colonisée (taux de recouvrement voisin de 100 %), il a été remarqué une granulométrie beaucoup plus fine du sédiment sur les premiers centimètres et une réduction du taux d'oxygène plus en profondeur. Toutefois, dans certaines zones fortement colonisées, l'hydrodynamisme local peut avoir pour effet d'empêcher le dépôt de matériels fins. Ainsi, l'emprise de la zone colonisée et l'intensité de cette colonisation ne permettent pas d'en déduire de façon systématique l'emprise de la zone dont l'envasement est modifié.

Huitre creuse

Les bio-dépôts ne s'accumulent pas sur les huitres mais sont dispersés par l'hydrodynamisme (Programme PROGIG ; Hily, 2009). Il semble donc délicat de relier l'emprise des zones colonisées à celle des zones où une modification de la sédimentation est attendue.

À partir d'un recouvrement de 100 %, les huitres constituent un récif donnant une structure physique en trois dimensions. Dès lors qu'un récif est constitué, les effets sur la biologie sont beaucoup plus marqués (augmentation des abondances, biomasses et nombres d'espèces). Ainsi, le taux de recouvrement pourrait donner des informations d'ordre général sur l'impact biologique induit.

- **Déchets au fond**

D'après Galgani et al. (2010), il serait extrêmement compliqué de relier directement l'abondance des déchets aux paramètres caractérisant les populations biologiques, car ces paramètres sont influencés par un très grand nombre de facteurs naturels ou anthropiques (souvent en interaction entre eux) qui ne sont eux-mêmes pas suffisamment compris ou mesurés. Ainsi d'après les mêmes auteurs, il est urgent de réaliser des études pour quantifier les impacts des déchets sur les organismes marins au niveau des populations ou des communautés.

Dans l'état actuel des connaissances, il ne semble donc pas possible de déduire un impact à partir de la connaissance des pressions.

- **Revue des méthodologies d'analyse de l'impact biologique sur un milieu (par une ou plusieurs pressions)**

Dans le cadre de politique de gestion de l'état écologique du milieu marin, la quantification de la réponse du milieu à diverses pressions anthropiques a fait l'objet de divers travaux scientifiques. Suivant cette démarche, les auteurs ont tenté de quantifier l'impact biologique sur un même milieu de plusieurs pressions, éventuellement combinées, par l'intermédiaire d'indicateurs (ou indices) dans l'optique d'une utilisation dans la gestion durable du milieu marin.

Ware et al. (2009) ont testé la performance de 11 indicateurs pour l'évaluation de l'impact du déplacement de matériaux dragués et de l'extraction de granulats : nombre d'espèces, nombre d'individus, diversité de Shannon-Wiener, diversité taxonomique moyenne, écart à la taxonomie moyenne, ampleur de la taxonomie, nombre d'individus attendus, indice trophique endobenthique, indice de dispersion multivariée, indice biotique marin (AMBI). Ces indicateurs ont été appliqués à l'abondance des espèces de macrofaunes dans 4 sites de déplacement de matériaux dragués et 4 sites d'extraction. Ils ont ensuite été notés de 0 (très mauvais) à 5 (excellent) suivant leur performance relative à 6 critères déterminant leur usage. Le nombre d'espèces et le nombre d'individus ont généralement des scores élevés en termes de compréhension, sensibilité et relation à l'activité humaine tandis que les indices biotiques ont des scores relativement bas, particulièrement pour les activités d'extraction de granulats.

La relative insensibilité de ces indices au déplacement de matériaux dragués et à l'extraction de granulats peut provenir de leur dépendance à la réponse des espèces à l'enrichissement organique. Les indicateurs qui intègrent la mesure de laparenté entre les espèces obtiennent des scores relativement bas en raison de l'incohérence dans l'identification de tendances spatiales et sont relativement insensibles.

Josefson et al. (2009) ont comparé 3 indices multimétriques de la macrofaune benthique pour estimer l'état de qualité écologique de la communauté benthique marine (EcoQS) en accord avec laDCE, essentiellement dans 7 gradients de pollution en Scandinavie. Les 3 indices analysés sont : l'indice danois (DKI) qui utilise AMBI, la diversité de Shannon, le nombre d'espèces, le nombre d'individus ; l'indice norvégien (NQI) qui utilise AMBI et l'index de diversité ; l'indice suédois (BQI) qui utilise la sensibilité des espèces, le nombre d'espèces et le nombre d'individus (N). Les impacts analysés correspondent au chargement organique, hypoxie, métaux, effluents urbains et perturbations physiques. Ces indices répondent à un type de seuil similaire, indépendamment de l'identité du facteur d'impact. Habituellement, la frontière entre des EcoQS Bon et Moyen (B/M), est déterminée comme un certain écart à une situation de référence. Toutefois, les références sont difficiles à trouver. Une procédure alternative est décrite pour estimer la frontière B/M, sans nécessiter de données de référence. Des seuils, à partir desquels la détérioration de la structure faunique commence, ont été identifiés par des régressions non linéaires entre les indices et les facteurs d'impact. Les valeurs de l'indice du côté des seuils moins touchés étaient supposées venir de milieux à EcoQS Bon/Elevé et le 5ème percentile de ces données, a été défini comme la frontière B/M. Les frontières B/M estimées sont assez proches des celles d'études antérieures dans la Mer du Nord.

Borja et al. (2009) ont fait une revue de 12 méthodologies proposées dans la DCE. La plupart de ces méthodes sont multimétriques (c.à.d. incluent différentes métriques dans une équation), d'autres sont multivariées et d'autres encore sont univariées. Les auteurs présentent les résultats de l'inter-calibration par les pays européens, incluant les frontières entre les classes de qualité pour chaque écorégion européenne et type.

Borja et al. (2011) ont appliqué, sur la côte basque, les 11 descripteurs spécifiés dans la DCSMM avec les données disponibles sur cette zone. Les auteurs font également une analyse des forces et faiblesses de la DCSMM.

Halpern et al. (2007) ont réalisé une comparaison quantitative entre les vulnérabilités estimées à dires d'experts (impact fonctionnel, résistance des espèces, temps de récupération), relatives à diverses pressions (différentes échelles spatiales et fréquences). Les décideurs prennent souvent leurs décisions suite à des propos d'experts exprimés notamment lors de workshops sans réelle traçabilité. Les auteurs ont donc conçu une méthode transparente, reproductible et modifiable pour recueillir l'opinion d'experts décrivant et expliquant les menaces sur les écosystèmes marins. Les experts ont été invités à évaluer l'impact fonctionnel, l'échelle et la fréquence d'une menace pour l'écosystème, la résistance et le temps de rétablissement d'un écosystème à une menace, et la certitude de ces estimations. Pour quantifier les effets de 38 menaces anthropiques distinctes sur 23 écosystèmes marins, les auteurs ont interrogé 135 experts provenant de 19 pays différents. Le sondage a montré que tous

les écosystèmes sont menacés par au moins 9 menaces et que 9 écosystèmes sont menacés par plus de 90 % des menaces existantes. Les plus grandes menaces (scores d'impact les plus élevés) sont : l'augmentation de la température de la mer, la pêche et les sources de pollution organique. Les récifs rocheux, récifs coralliens, mangroves et écosystèmes épipélagiques au large des côtes ont été identifiés comme étant les plus menacés. Ces résultats généraux peuvent cependant être partiellement influencés par l'expertise spécifique et la géographie des répondants et doivent être interprétés avec prudence. Selon les auteurs, cette approche de l'analyse des menaces permet d'identifier les menaces les plus graves (globalement ou localement), les menaces les plus répandues, les écosystèmes plus (ou moins) sensibles, les écosystèmes plus (ou moins) menacés et d'autres mesures de la valeur de conservation.

Borja et al. (2006) ont appliqué l'approche DPSIR aux eaux côtières basques, afin d'estimer leur état écologique dans le cadre de la DCE. Pour cela, ils ont analysé les sources de pressions et leurs impacts écologiques et chimiques sur les eaux, hiérarchisé les pressions suivant leur niveau d'impact sur le milieu.

Lopez y Royo et al. (2009) ont proposé une méthodologie de cartographie des pressions sur de vastes étendues notamment dans l'optique de la DCE. Cette méthodologie, appliquée en Italie, s'appuie sur une analyse qualitative visuelle des images satellites et une analyse quantitative à partir des données de recensement fournies par l'administration. L'analyse comparative des deux sources d'information indique une bonne corrélation de l'identification des pressions entre les deux types de données utilisées. Les auteurs concluent que les informations fournies par les deux sources de données sont complémentaires et constituent ensemble une approche intéressante, notamment en termes de coûts, pour analyser des pressions sur de vastes étendues.

Piha et Zampoukas (2011) font une revue des différents standards méthodologiques existants pouvant être explorés pour l'application des 11 descripteurs de la DCSMM. Cette démarche s'inscrit dans l'objectif qu'il soit possible à terme de comparer les approches adoptées dans les régions et SRM. Dans ce rapport, les auteurs ont analysés les standards méthodologiques suivant les éclairages suivants : (i) l'évaluation de l'état écologique marin et la détermination du BEE, (ii) les objectifs environnementaux et (iii) la surveillance. Les méthodes analysées correspondent à celles déjà utilisées dans des démarches comparables à la DCSMM : DCE (2000/60/CE), Directive NQE (2008/105/CE), Directive Habitats (92/43/EEC), Directive Oiseaux (2009/147/CE), Politique Commune de la Pêche (PCP) et les Conventions de Mers régionales (OSPAR, HELCOM, UNEP MAP, commission Mer Noire). Le cas échéant, il est fait référence aux méthodes développées / appliquées par le CEN, ISO, ANSI, et l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE). Cette analyse ne couvre pas les autres méthodes existantes, notamment celles utilisées ou développées par les états membres.

Van Hoey et al. (2010) ont essayé de s'appuyer sur les travaux de la DCE pour faire des propositions d'indicateurs benthiques pour la DCSMM. Pour cela, ils sont suivi les principes suivants : l'approche basée sur les écosystèmes, le développement

d'indicateurs benthiques, la définition des conditions 'vierges' ou durables, la détection des pressions et le développement de programmes de surveillance. Les auteurs concluent d'une part que les tests et intégrations des différentes approches ont été facilités durant le processus de la DCE, qui a conduit à des idées et des améliorations pouvant être prises en compte dans la DCSMM et d'autre part, que l'implication d'experts dans le processus complet de mise en œuvre est d'une importance vitale.

On retire de cette revue qu'il existe différentes approches pour définir des indicateurs de pressions sur un milieu, développé par les auteurs pour des objectifs différents les plus récentes publications font référence aux outils et indicateurs de la DCE (approche écosystémique, indicateurs intégrés tels que MAMBI, concept DPSIR) et leur réutilisation et adaptation possible pour la DCSMM.

Débats (Marseille, 12 & 13 octobre 2011) sur les méthodes de quantification des impacts biologiques des sources de pression

Le séminaire scientifique tenu à Marseille les 12 et 13 octobre 2011, sur l'évaluation du BEE pour la DCSMM et pour les aspects biodiversité (descripteurs D1, D2, D4 et D6), a été initié pour permettre un temps d'échange entre l'équipe de projet DCSMM et les scientifiques référents, encadrants et spécialistes des habitats métropolitains (benthos et pelagos). Lors de ce séminaire, l'exposé de Céline Labrune (CNRS, Banyuls), et les débats s'y rapportant ont permis d'apporter des éléments sur les méthodologies de quantification des impacts biologiques des sources de pression. Ces éléments sont repris ci-après.

- **Revues des différentes méthodes de quantification et indices utilisés**

La plupart des indices benthiques actuels permettant de synthétiser l'information sur les communautés d'un habitat de substrat meuble, repose sur le modèle de succession secondaire de Pearson & Rosenberg (1978). Ce modèle est basé sur l'évolution des paramètres : richesse spécifique (S), abondance (A) et biomasse (B) et leurs stades de succession respectifs le long d'un gradient croissant de perturbation par enrichissement en matière organique. Ils sont particulièrement adaptés au suivi des communautés, suite à une forte perturbation (intégrant donc la notion de résilience).

- **Les espèces indicatrices**

Les espèces préférentiellement associées à un stade de succession donné du modèle de Pearson & Rosenberg (1978) peuvent être identifiées d'après la bibliographie. Ces listes d'espèces ont été établies par les auteurs et sont modifiées/actualisées régulièrement par d'autres auteurs pour le calcul des indices biotiques (liste d'espèces par classe de sensibilité/tolérance, notamment pour le calcul de l'AMBI et du M-AMBI, cf. Borja, 2009). Cependant, beaucoup de lacunes demeurent sur les connaissances des traits de vie et la sensibilité/tolérance de nombreuses espèces, pour d'autres types de pressions.

- **Indices de diversité**

Les indices de diversité permettent d'étudier la structure des peuplements et d'évaluer la diversité biologique. Il en existe plusieurs types, tels que l'indice de Shannon-Weaver (H'), l'indice d'Equitabilité de Piélou (J'), l'indice de Simpson, etc. Ces indices intègrent de différentes manières des paramètres et des aspects distincts de la communauté tels que le nombre d'espèces ou la proportion relative de celles-ci. Ainsi, tandis que la richesse spécifique (S) exprime uniquement le nombre d'espèces présentes au sein de la communauté échantillonnée, des indices, tels que celui de Shannon-Weaver (H'), prennent en compte la dominance de certaines espèces. La valeur de H' est ainsi plus faible si la communauté est dominée par un petit nombre d'espèces.

Cette approche se base sur le principe d'une augmentation de la diversité biologique au fur et à mesure du processus de succession secondaire et sur le fait que la communauté devient, à un état dégradé, dominée par un petit nombre d'espèces opportunistes. Il faut toutefois garder en tête que tous ces indices ont été mis au point pour refléter des perturbations importantes et que chacun, séparément, ne reflète pas systématiquement « l'amélioration » de l'état suite à la perturbation originelle. Par exemple, l'indice de diversité H' est insuffisant à lui seul pour refléter les évolutions de l'état suite à la catastrophe de l'Amoco Cadiz (marée noire des années 70).

- **Les courbes « Espèces/Abondance/Biomasse » (SAB)**

Cette approche se base également sur le modèle SAB de Pearson & Rosenberg (1978) et sur le fait que les espèces dominantes sont généralement de plus petites tailles en milieu perturbé, tandis qu'à l'état stable et non perturbé, le milieu est principalement occupé par des espèces d'abondance modérée, de plus grosse taille et à durée de vie longue. Les courbes de comparaison Abondance/Biomasse vont donc présenter des positions relatives caractéristiques de la répartition de ces différentes espèces, et sont ainsi caractéristiques de l'état du milieu. L'indice W de Clarke résume l'information exprimée par ces deux courbes.

- **Les méthodes multivariées**

Exemple du positionnement multidimensionnel (MDS)

Cette approche permet de décrire la qualité d'un habitat en s'appuyant sur l'ensemble de la composition spécifique. Elle la résume sous forme d'une projection dans un espace réduit à n dimensions. La proximité des points au sein de cet espace reflète les similarités dans la composition des communautés évaluées. Cette méthode peut être mise en œuvre pour identifier les différences de composition spécifique des communautés benthiques, selon un gradient spatial de perturbation (cas de l'embouchure du Rhône, en réponse au gradient d'enrichissement en matière organique par le panache). Elle peut également être appliquée pour évaluer l'évolution temporelle d'une communauté benthique en réponse à un épisode anoxique. Cette méthode permet d'évaluer les modifications dans la composition d'une communauté

par rapport à un état de référence, et ne requiert pas nécessairement de connaître le type de perturbations.

- **Les indices biotiques**

Exemples d'indices, utilisés notamment dans le cadre de la DCE

Ces indices permettent de décrire la qualité de l'habitat en s'appuyant sur l'ensemble de la composition faunistique ainsi que la sensibilité des espèces à l'enrichissement en matière organique. Elle résume cette information sous la forme d'un chiffre unique. Parmi ces indices, on peut citer : AMBI, M-AMBI, BQI et BQI-ES. Ces 4 indices sont basés sur le modèle de Pearson & Rosenberg (1978) et prennent donc en compte la dominance des espèces et leur sensibilité/tolérance à l'enrichissement en matière organique. Le M-AMBI et le BQI intègrent en plus la richesse spécifique.

Pour l'AMBI et le M-AMBI, le classement des espèces selon leur sensibilité à l'enrichissement en matière organique est effectué d'après la littérature, tandis que pour le BQI et le BQI_ES, la tolérance ou la sensibilité des espèces est calculée d'après la distribution de leurs abondances respectives.

Bien qu'ils intègrent plusieurs paramètres pour caractériser l'état écologique et qu'ils reflètent un même type de pression, ces indices biotiques peuvent montrer des résultats très contradictoires. C'est souvent le cas pour l'AMBI et le BQI. Les valeurs de ces indices et donc l'état écologique qu'ils expriment, peuvent diverger significativement selon la nature du substrat, en raison notamment des méthodes différentes de définition des classes de sensibilité/tolérance pour les espèces dominantes. Ainsi, l'AMBI n'est globalement pas pertinent en milieu estuarien ou dans les secteurs naturellement envasés. On retrouve également le problème de compatibilité des échelles de conversion de l'EQR vers les EcoQS, notamment pour le BQI.

- **L'imagerie sédimentaire**

Cette approche s'appuie sur l'analyse de l'aspect de photographies de profils sédimentaires prises in situ. L'information est résumée sous la forme d'un indice synthétique, le « Benthic Habitat Quality » (BHQ), qui prend en compte trois types de structures sédimentaires :

- les structures de surfaces (tubes, pelotes fécales et monticules de nutrition à la surface du sédiment) ;
- les structures de subsurface (faune, terriers, chambre oxique) ;
- la profondeur moyenne du RPD (« Redox Potential Discontinuity ») apparent.

- **Pertinence et limites de ces méthodes et indices pour l'évaluation et la caractérisation du bon état écologique**

Toutes ces méthodes ont déjà fait leur preuve dans le cas de perturbations importantes. Elles ont néanmoins également montré leurs limites et ne s'appliquent

pas à tous les cas de figures, tels que d'autres pressions diverses (physiques, contaminants, etc.) ou cumulées.

Les **espèces indicatrices** et les **indices de diversité** sont pris en compte dans la plupart des indices biotiques utilisés pour la DCE.

Les **courbes SAB** requièrent une procédure de laboratoire plus lourde, liées aux mesures de biomasse par espèce.

Les **méthodes multivariées** sont les plus intéressantes, mais sont difficiles à synthétiser en une seule valeur. Toutefois, dans le cadre de la DCSMM, il pourrait ne pas être nécessaire d'aboutir à une seule valeur car l'objectif est de construire une métrique interprétable pour caractériser l'atteinte du BEE. Elles peuvent permettre d'évaluer la variabilité du système si l'on possède suffisamment de données, notamment à l'échelle temporelle.

Les différents **indices biotiques** intègrent plusieurs paramètres de l'état écologique (abondance relative d'espèces indicatrices, diversité spécifique), mais selon les méthodes de calcul et l'échelle de conversion choisie pour les différents statuts de qualité écologique, ils peuvent présenter des résultats contradictoires. De plus, ces indices ont été construits pour des cas de perturbations par enrichissement en matière organique et ne s'appliquent pas à tous les types de perturbations.

L**'imagerie sédimentaire** montre une bonne corrélation avec certaines autres méthodes (BQI, BQI-ES). Elle est en outre rapide et peu onéreuse. Cependant, cette technique est limitée pour l'instant aux sédiments cohésifs (vases). Un profileur sédimentaire développé en Nouvelle Zélande et permettant l'étude de sédiments moins cohésifs, tels que les sables, pourrait cependant être testé en France.

Étant donné sa rapidité et son faible coût, et vu l'importante surface maritime concernée par la DCSMM, cette technique est sans doute à retenir, en complément de l'échantillonnage « classique » de la faune. Elle pourrait être en outre appropriée en milieux plus profonds (circalittoral) où la faune est mal connue, permettant une acquisition préalable et plus rapide de résultats. Un gros travail sera néanmoins nécessaire pour établir un indice synthétisant l'information issue de l'imagerie sédimentaire de manière optimale. Le BHQ actuellement utilisé doit en effet être amélioré, étant donné la redondance de ses composantes, et la dépendance du RPD à l'opérateur. Ce travail est actuellement en cours mais doit être poursuivi. Les paramètres sédimentaires utilisés pour le calcul de l'indice devront en outre être affinés pour mieux correspondre aux situations rencontrées au large. Enfin, il serait intéressant de développer l'automatisation du traitement des images, afin de permettre une utilisation objective de cet outil par différents opérateurs, sur l'ensemble des côtes métropolitaines françaises.

Remarques : le couplage de plusieurs indices n'est pas pertinent, puisqu'ils affichent des résultats contradictoires, montrant déjà leurs limites individuelles de fiabilité. Pour les substrats durs, des approches similaires sont développées mais il existe encore

peu d'indices pour ce type de substrat. Les experts de ces substrats, non représentés dans les scientifiques encadrants de cette étude, devront être consultés sur ces points.

Comment renseigner les indicateurs de la DCSMM relatifs à l'état de la communauté benthique ?

Lors de ce même séminaire à Marseille, l'exposé d'Antoine Grémare (Université Bordeaux 1), et les débats s'y rapportant ont permis d'apporter des éléments de réponse à cette question. Ci-après sont repris les éléments de réponse apportés.

- **Quels indices pour évaluer l'état écologique ?**

La DCSMM et son futur programme de surveillance impliquent la mise en place d'indicateurs du BEE. Concernant la macrofaune benthique, il s'avère très délicat de réduire l'information contenue dans une matrice [stations x espèces de grande taille] à un indice biotique unique. Il existe actuellement deux grands types d'indices biotiques pour évaluer la qualité écologique des habitats benthiques :

- ceux dérivés de l'AMBI (Borja et al., 2000) ;
- ceux dérivés du BQI (Rosenberg et al., 2004).

Ces deux indices sont loin de donner entière satisfaction. L'AMBI, basé sur le concept de sensibilité/tolérance d'espèces en réponse à un enrichissement organique, n'est pas généralisable à tous les types de perturbations anthropiques. Le BQI a lui tendance à automatiquement classer les espèces dominantes comme tolérantes et conduit donc à une mauvaise classification des espèces sensibles dominantes. De façon plus générale, le BQI implique qu'une faible diversité pourrait être considérée comme un indice de perturbation.

Remarque : L'approche consistant à classer les espèces par guildes trophiques ou d'après leur sensibilité amène à dégrader l'information apportée par la matrice brute [espèces x abondances]. Le manque de connaissances sur les traits de vie de nombreuses espèces macrobenthiques limite la fiabilité de cette approche.

- **Les conditions de référence**

Le choix de conditions de référence, et donc d'un point de comparaison, est une étape clé dans la caractérisation de l'état d'un habitat. Plusieurs approches existent :

- *les conditions de référence historiques* : cette approche est peu pertinente pour deux raisons. Premièrement, ce n'est pas parce que l'écosystème est ancien qu'il est de bonne qualité ; deuxièmement, les dynamiques temporelles à petite ou vaste échelle, nécessaires pour interpréter l'état actuel, sont souvent mal connues. Par ailleurs, les rares séries à long terme (ex. : site Pierres Noires) nous apprennent qu'il n'y a jamais de réel retour à un état initial historique.
- *les conditions de référence théoriques* : il s'agit de manipuler les caractéristiques théoriques d'un habitat, en maximisant par exemple la diversité (cf. M-AMBI). Cette

approche découle d'un manque de données et donc de connaissances. Elle est donc peu fiable et de plus en plus controversée.

- *les stations de référence suivies en parallèle* : c'est l'approche qui semble la plus rigoureuse. Il s'agit de suivre en même temps une station de référence et la station qui doit être caractérisée, comme pour la DCE. Il faut pour cela qu'elle soit située dans la même communauté benthique (ou même habitat). Cela est plus difficile à mettre en œuvre mais permet d'éviter les problèmes rencontrés dans les autres approches. Cela peut être un critère de choix des sites à surveiller (sites où il existe une station de référence associée).
- *les indices basés sur l'écart à une condition de référence* : cette approche est plus lourde, car elle nécessite de comparer les stations évaluées avec une gamme de stations de référence. Elle présente néanmoins l'avantage de pouvoir estimer de façon plus robuste la part due à la variabilité naturelle de celle due aux actions anthropiques (pressions, mesures).

Remarque : Le Royaume-Uni a décidé pragmatiquement qu'il faut pouvoir guider les mesures sans attendre (des décennies ?) d'avoir des méthodes robustes d'interprétation. Ceci d'autant qu'il y aurait très peu de sites aux impacts négligeables dans les eaux britanniques. Cependant, les scientifiques présents considèrent qu'il vaut mieux avoir plusieurs sites de référence, un peu moins impactés, que de rares sites aux impacts négligeables. Il est souligné d'ailleurs que le terme « négligeable » n'a pas de sens, si ce n'est généralement de signifier que l'on ne connaît pas du tout le niveau d'impact (réel ou souhaité). Le Royaume-Uni a priorisé les pressions à gérer d'urgence (aux impacts les plus forts) : il s'agit notamment des pressions physiques sur les fonds (extraction de granulats, abrasion, arts traînants, etc.).

- **Les échelles de conversion**

La plupart des méthodes utilisées actuellement (5 classes équidistantes, percentiles, etc.) consiste à standardiser les données (valeurs entre 0 et 1) et les classer selon des seuils plus ou moins arbitraires, en leur affectant un code couleur correspondant à un jugement de valeur de l'état. La quasi-totalité de ces seuils ne sont cependant pas rigoureusement justifiables écologiquement ! Ces seuils sont souvent fixés sur avis d'experts. Il serait alors plus robuste de demander directement un avis d'experts sur les matrices faunistiques et/ou indices évalués, qui donnent une information moins dégradée. En outre, il serait nécessaire d'avoir des mesures de pression en parallèle de celles de l'état pour avoir deux estimations indépendantes et les faire coïncider de façon objective. Ce qui n'est jamais fait en pratique.

L'échelle de conversion est pourtant l'étape clé dans la décision finale sur l'évaluation de la qualité écologique. Il faut donc réfléchir sérieusement aux échelles de conversion entre la valeur issue de l'indice choisi et la transposition en qualité écologique, car cette étape est fondamentale pour la gestion. Même si les choix des protocoles et de l'indice sont corrects, s'il est impossible de traduire cela en bon ou mauvais état écologique, alors la méthode est inutile. C'est actuellement l'une des étapes où la plupart des indices existants ne sont pas réellement opérationnels.

- **Les analyses multivariées**

L'intégration des fonctionnalités est une ambition originale et intéressante de la DCSMM. Cela implique de gérer des analyses multivariées, dès l'étape des indices biotiques.

Hors, il existe une autre famille d'indices biologiques que ceux évoqués jusqu'ici, dont le calcul est basé sur la mesure de la déviation par rapport à un état de référence non perturbé. Ces indicateurs d'intégrité biologique font intervenir un grand nombre de paramètres dont la plupart ne sont d'ailleurs pas de nature biologique. Selon les paramètres retenus, ils offrent néanmoins le grand avantage de pouvoir répondre à tous les types de perturbations et non au seul enrichissement en matière organique. La complexité vient du codage et de l'importance relative (pondération) de chacun des paramètres. La représentativité des échantillons et la méthode d'analyse (construction de la métrique et de l'indice) sont déterminantes pour la robustesse de cette approche.

Il serait intéressant de tester l'approche basée sur la mesure de la déviation par rapport à un état de référence à l'analyse des matrices brutes [espèces x abondances]. En cas de perturbation par une pression, l'ensemble de la biocénose peut être modifiée significativement, et il sera alors possible de mesurer la distance entre la station perturbée et les stations de référence. La modification de la composition spécifique, pondérée par l'abondance, permet de refléter toutes les perturbations significatives, quelle que soit leur nature. On peut ensuite utiliser cet indice obtenu dans une analyse multivariée avec les indices dérivés des autres descripteurs.

L'approche consistant à suivre des espèces cibles qui seraient intégratives des conditions du milieu a été discutée à Dinard (atelier BEE biodiversité du 6 au 8 avril 2011). Pour le benthos, il a été jugé que cette approche n'avait pas de sens et que l'ensemble de la communauté d'un habitat devait être considéré. Elle a été jugée plus pertinente pour les espèces largement mobiles (vertébrés/céphalopodes). Cependant, ces espèces sont en général des espèces de niveau trophique supérieur et il est dangereux de se limiter à cela, car cela implique un contrôle top-down de l'écosystème, ce qui est rarement le cas. De plus, les espèces largement mobiles intègrent les pressions à une très vaste échelle et sont donc peu pertinentes pour refléter l'état des habitats (à l'échelle des biocénoses).

L'atelier de Dinard a permis de montrer que l'analyse de la diversité biologique devait être conduite en fonction des composantes de l'écosystème et des types de communauté considérées. Pour le benthos, il n'est pas pertinent de suivre des espèces, mais bien de considérer l'ensemble de la communauté. Pour les vertébrés et les céphalopodes, l'approche par espèce sera poursuivie puisque des listes réglementaires existent déjà. Mais il a été souligné que l'approche par communauté devait être initiée ou poursuivie. Si les espèces à large mobilité sont peu fiables pour analyser la qualité des habitats (échelle locale), elles sont cependant très utiles pour analyser la connectivité entre les habitats essentiels, dont les fonctionnalités sont évaluées par ailleurs.

La prise en compte simultanée des différents types de communautés permet de mesurer les variations de différents niveaux trophiques et d'évaluer le fonctionnement des réseaux trophiques suivant une double approche, descendante et ascendante.

Enfin, l'approche globale, sans doute la plus robuste scientifiquement consisterait à suivre les propriétés intégratives de l'écosystème en dérivant des modèles de réseaux trophiques à l'état stable (ou mieux, dynamique) et de les relier au BEE (cf. programme de l'INSU EC2CO/COMPECO, « Comparaison des propriétés du réseau trophique des écosystèmes littoraux semi-fermés à substrat meuble » 1009-2011), mais ceci implique d'avoir énormément de connaissances sur la plupart des composantes des écosystèmes, et donc de lancer des programmes de recherche et de surveillance dédiés.

- **Le paramètre biomasse**

La biomasse est un paramètre intéressant mais laborieux à mesurer pour chaque espèce. L'approximation via des poids individuels moyens est controversée et peu fiable. La mesure de la biomasse totale (ou éventuellement par groupes d'espèces) est moins lourde et serait intéressante pour le D4 (réseaux trophiques). Le paramètre le plus intéressant pour le D4 serait la production, rapportée à la biomasse (P/B), mais est encore plus lourd à acquérir.

3.5. SYNTHESE

Le tableau 5 fait le bilan des conclusions du paragraphe 3.4 en termes de pertinence des indicateurs proposés par la Décision et des propositions alternatives, faites en commun avec les GT sur le D1 et le D4 (ateliers de Marseille et de Caen).

3.6. DEVELOPPEMENT D'UNE METHODE D'AGREGATION INTRA DESCRIPTEUR

On peut dès à présent juger de la pertinence, sinon de l'évidence du croisement géographique (SIG) des données liées à l'emprise des perturbations (pressions physiques) générées par l'activité humaine (source des pressions) (6.1.2) avec les données sur la distribution des espèces ingénieures (6.1.1) et sur l'état de la communauté benthique (6.2). Cela permettra de croiser le constat d'une altération de la communauté benthique avec l'existence de pressions, et le cas échéant, si la connaissance sur les processus d'impact biologique est suffisante, de relier cette altération à une pression spécifique et une activité spécifique.

En revanche, dans l'état actuel des connaissances et de la mise en place des D1-D2 et D4, on ne dispose pas de tous les indicateurs listés par la Décision pour le D6. Il est donc prématuré de développer plus avant une méthode d'agrégation, autre qu'un croisement SIG des données 6.1.2 avec les autres indicateurs.

3.7. DEVELOPPEMENT D'UNE METHODE D'AGREGATION INTER DESCRIPTEUR

L'analyse ci-dessus met en évidence les liens entre les indicateurs du D6 avec ceux du D1, D2, D4, D7 et D10. On peut donc pressentir qu'il sera nécessaire d'agréger les indicateurs de l'état de la communauté benthique du D1 avec l'emprise des pressions pour définir les indicateurs 6.2 du D6.

Il est cependant prématuré à ce stade de développer une méthode d'agrégation avant d'avoir défini les indicateurs du D1 et du D6.2.

	Pertinence de l'indicateur pour la caractérisation du BEE								
	NON		OUI						
	Raison	Autre(s) indicateur(s) proposé(s) éventuellement	Existence d'indicateur similaire, ou de paramètres ou de métriques pouvant servir à calculer cet indicateur, dans d'autres cadres ?			Existence de données couvrant les zones DCSMM pour renseigner l'indicateur ?			Besoins éventuels de recherches complémentaires pour construire et calculer l'indicateur ? (si oui indiquer lesquels)
			Non	*Oui mais avec certaines limites (indiquer lesquelles)*	*Oui (préciser lesquels)*	*Non*	*Oui mais avec certaines limites (indiquer lesquelles)*	*Oui (préciser lesquels)*	
D6									
6.1 Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat									
Type, abondance, biomasse et étendue du substrat biogénique concerné (6.1.1)			Étendue des habitats retenus fait par D1 à croiser avec emprise des pressions (6.1.2)				REBENT (maerl et herbiers) partiellement renseigner pur GDG et MMDN, Reveillaud et al, et programme CoralFish pour Coraux d'eau froide		Compléter information sur substrats biogéniques autres SRM (D1)
Étendue des fonds marins sensiblement perturbés par les activités humaines, pour les différents types de substrats (6.1.2)			Cartographie à adapter aux sources de pression et pression induite; Surface ou volume d'emprise à rapporter à compartiment écosystémique (D1-D4)				Selon source de pressions, données plus ou moins complètes ou exhaustives, Manque de connaissance sur processus		Construire bases de données homogènes (artificialisation, conchyliculture), collecter études d'impacts et arrêtes d'autorisation (dragages, clapages, projets futurs,….), améliorer connaissance processus de perturbation physique
6.2 État de la communauté benthique									
Présence d'espèces particulièrement sensibles et/ou tolérantes (6.2.1) Indices multimétriques évaluant l'état et la fonctionnalité de la communauté benthique, tels que la diversité et la richesse spécifiques et la proportion d'espèces opportunistes par rapport aux espèces sensibles (6.2.2) Proportion de biomasse ou nombre d'individus de la population de macrobenthos au-dessus d'une taille précise (6.2.3) Paramètres décrivant les caractéristiques (forme, pente et intercept) du spectre de taille de la communauté benthique (6.2.4)	Les méthodes existantes ne répondent que partiellement aux objectifs de la DCSMM notamment car ces indicateurs ne sont pas adaptées aux sources de pressions à suivre pour la DCSMM => Créer de nouveaux indicateurs spécifiques adaptés	Créer de nouveaux indicateurs spécifiques, en cohérence avec le D1, D2, D4sur la base de quelques stations de mesures sous emprises de pressions identifiées (fond et colonne d'eau) et hors pressions. Mesurer état du benthos selon les indicateurs perturbations (modifications sédimentaires, abrasion, turbidité (luminosité) et mesurer écarts avec la référence					stations existantes DCE, (limitées à 1 mile côtier), hors pression, Stations Natura 2000, autres Données benthiques D1 (base de données Benthos) à croiser avec indicateur 6.1.2		Compléter le nombre de stations et types de mesures Créer de nouveaux indicateurs spécifiques sur la base de quelques stations de mesures sous emprises de pressions identifiées (fond et colonne d'eau) et hors pressions. Mesurer état du benthos et perturbations (modifications sédimentaires, abrasion, turbidité (luminosité) et mesurer écarts avec la référence

Tableau 5 : Bilan sur la pertinence des indicateurs du BEE du fond marin proposés par la Décision Européenne (01/09/2010)

3.8.

4. Caractérisation du bon état écologique

4.1. PREAMBULE

4.1.1. Rappel

Pour mémoire la décision européenne décrit pour définir le bon état, les critères suivants :

« 6.1. Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat
La principale préoccupation en matière de gestion est l'ampleur des incidences des activités humaines sur les substrats des fonds marins structurant les habitats benthiques. Parmi les différents types de substrats, les substrats biogéniques, qui sont les plus sensibles aux perturbations physiques, sont à l'origine d'une série de fonctions fondamentales pour les habitats et communautés benthiques.

6.2. État de la communauté benthique
Les caractéristiques de la communauté benthique, telles que la composition par espèce, la composition par taille et les traits fonctionnels, constituent une indication importante du potentiel de bon fonctionnement de l'écosystème. Les informations relatives à la structure et à la dynamique des communautés sont obtenues, comme il convient, par la mesure de la diversité des espèces, de la productivité (abondance ou biomasse), de la prédominance de taxons ou de taxocènes tolérants ou sensibles et de la composition par taille d'une communauté, telle qu'elle ressort de la proportion d'individus de petite ou de grande taille »

Un bon état physique sera donc une incidence limitée des activités humaines sur le fond et notamment sur l'habitat benthique. Ce bon état sera évalué en appréhendant l'ampleur et l'intensité des pressions induites par l'activité anthropique (6.1.2), avec un zoom sur l'impact aux espèces ingénieurs, et par l'importance des modifications apportées à l'état et au fonctionnement de la communauté benthique.

4.1.2. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer l'indicateur 6.1.2

En résumé des chapitres précédents et au stade actuel de la démarche, on dispose au mieux de la localisation et de l'importance (typologie, linéaire, surface, volume) des sources de pressions, avec une précision différente selon celles-ci.

La connaissance des pressions induites au fond (modification de la nature du fond et de sa morphologie, colmatage/étouffement, abrasion) et de leur emprise est à ce stade, du dire d'expert, confortée par un certain nombre d'études.

La connaissance de l'emprise des pressions apparait comme l'information prioritaire à construire, puisque c'est elle qui délimite les unités d'évaluation des autres indicateurs.

Il est proposé de définir l'emprise des pressions induites selon les règles cartographiques proposées dans le Tableau 3. Ces emprises peuvent se calculer dans chaque SRM en valeur surfacique. À ce stade, on ne hiérarchise pas les pressions.

Cependant, quand la connaissance existe, il est possible d'améliorer cette définition de l'emprise, au regard de la nature initiale du fond, du contexte hydrodynamique et des modalités d'application de la pression, en y intégrant la notion d'intensité, d'étendue et de pérennité.

Il faut également considérer la concomitance de plusieurs pressions sur une même surface, et leur effet cumulatif ou contraire sur le fond.

La valeur surfacique des emprises de pression obtenue peut être comparée à différentes échelles :

- leur localisation permet de considérer quel compartiment écosystémique ces pressions affectent, pour quelle ampleur (en %) selon l'importance (en termes de biodiversité et de fonctionnement) du compartiment écosystémique étudié ;
- ces valeursd'emprise des pressions pourront être bien entendu rapportées à la surface de la SRM considérée, dans la mesure où cela est significatif. Elles devront être pondérées en fonction de l'importance biologique (biodiversité et fonctionnement) des composantes écologiques affectées, selon une règle à définir en cohérence avec les critères de sélection d'habitats et d'espèces proposés dans les travaux pour le D1/D2 et D4.

4.1.3. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer l'indicateur 6.1.1

En résumé des paragraphes précédents, on disposera d'informations sur la distribution de certains habitats biogéniques (coraux, maërl, herbiers) que l'on pourra comparer par superposition à l'emprise des sources de pressions voire des pressions. On obtiendra ainsi une valeur surfacique de ces substrats biogéniques sur lesquels agissent des pressions.

La concomitance de pressions et de ces substrats biogéniques pourra préjuger d'une altération du bon état de ceux-ci.

4.1.4. Synthèse des éléments disponibles pour évaluer les indicateurs 6.2

Les différentes métriques demandées pour construire les indicateurs du 6.2 (état de la communauté benthiques) se rattachent aux résultats des travaux pour les indicateurs du D1, D2 et du D4. Ces métriques, dans la mesure de la faisabilité de leur acquisition, seront définies pour les habitats benthiques retenus par les D1-D2 et D4, qu'ils soient soumis ou non à des pressions. On pourra ainsi dans une première approche, définir l'état de la communauté benthique sous l'emprise et hors emprise d'une ou plusieurs pressions, et évaluer s'il y a un écart de l'état écologique entre ces deux zones.

Cependant, en l'état de la connaissance actuelle, sauf pour quelques habitats étudiés pour cet aspect, cela ne préjuge pas d'un lien de cause à effet entre la présence de pression(s) et l'état de la communauté benthique.

4.2. CHOIX DE LA METHODE DE DEFINITION DU BON ETAT

Les méthodes de définition du bon état proposées à Utrecht (ICG COBAM de novembre 2010) se basent sur la définition d'une valeur de référence, en proposant de combiner les méthodes, c'est-à-dire utiliser selon les indicateurs, une référence non impactée, historique ou qui prévaut au démarrage de la DCSMM ou enfin obtenue par modélisation.

L'état des indicateurs sera défini par l'écart à cette valeur de référence. Le bon état sera défini par un seuil ou une limite de cet écart, une tendance, ou une valeur cible, comme proposé sur la Figure 4 proposée par OSPAR et reprise pour le D1.

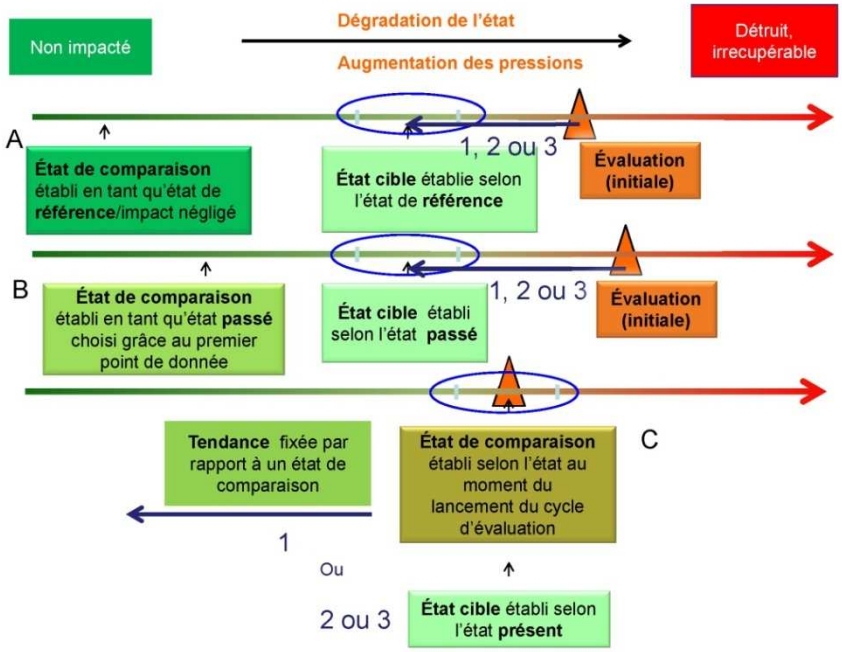

Figure 4 : Méthodes de définition du bon Etat proposé à l'ICGCOBAM d'Utrecht (novembre 2010) pour le D1

Pour les indicateurs du D6, il est difficile de définir un état de référence non impacté, commun et homogène pour les différentes sources de pressions et pressions. Certaines sources de pressions s'exercent depuis plusieurs siècles en des lieux différents. Les données anciennes pour un état de référence historique sont très imprécises et à des dates différentes. Par ailleurs, il est considéré que très peu de zones sont actuellement vierges de toute pression dans les SRM.

Cependant, le développement de l'indicateur D6.1.2 permet d'identifier pour chaque source de pression, des zones sous emprise ou hors emprise des pressions induites. Il

est proposé pour évaluer le 6.2 de considérer les **zones hors pression(s) comme état de référence et de les comparer aux zones sous pressions.** Néanmoins, pour pouvoir comparer les zones sous pressions et hors pressions, il faudra les rattacher à des compartiments écosystémiques analogues.

Pour ce faire, on définira des **compartiments écosystémiques plus ou moins en bon état,** pour chacune des SRM en se basant sur l'indicateur D 6.1.2, calculé, comme proposé ci-dessus, en termes de ratio impacté au sein des composantes écosystémiques, en cohérence avec les travaux du D1-D2 et D6

La définition très préliminaire du bon état pour l'indicateur 6.1.1 (concomitance d'habitats biogéniques et pressions au fond) est très imparfaite, puisqu'elle se base sur une connaissance limitée à quelques types d'habitats. Elle devrait intégrer la capacité de reconstruction de ces habitats et les informations sur la pérennité et le renouvellement de la pression. **L'état de l''indicateur 6.1.1** sera calculé en termes de pourcentage de surface occupée par les substrats biogéniques considérés sur lesquels agissent des pressions, rapporté à la surface totale occupée par ces habitats.

L'état de **la communauté benthique** sera évalué en comparant, dans des secteurs sous emprise de pressions et hors emprise (ou très faible), les valeurs des nouveaux indicateurs spécifiques du 6.2 qui seront élaborés en collaboration avec le D1-D2 et D6. Encore une fois, définir le bon état par la superposition d'habitats sélectionnés et de pressions reste très insatisfaisant puisque la connaissance reste insuffisante pour préjuger des impacts des pressions sur l'état et le fonctionnement de la communauté benthique.

4.3. CHOIX DE LA METHODE DE FIXATION DES NIVEAUX/TENDANCES/SEUILS/CIBLES

À ce stade de la connaissance et de l'élaboration des indicateurs, il reste prématuré de proposer une méthode pour définir la limite du bon état de ces indicateurs, et donc a fortiori, de donner la valeur de cette limite. On peut cependant envisager qu'elle sera définie plutôt :

- pour les indicateurs du 6.2, par une valeur seuil de l'écart à la valeur de référence (valeur de l'indicateur dans des zones hors emprise des pressions) ;
- pour l'indicateur 6.1.1, par une valeur seuil de surface de substrat biogénique affecté par des pressions ;
- pour l'indicateur 6.1.2, par une valeur seuil de la surface sous emprise de la (ou des) pression(s), pondérée par l'importance écologique des compartiments écosystémiques où cette (ou ces) pression(s) s'exerce(nt).

Il reste à définir les critères de fixation de ces seuils du bon état, si ces valeurs seuils sont à choisir au regard de la sous-région marine ou pour des zones ciblées.

5. Travaux futurs à envisager, calendrier

Pour poursuivre la démarche entreprise pour définir le BEE du fond marin, il reste nécessaire de conduire les tâches exposées ci-après.

- **Finaliser l'élaboration des indicateurs (années 2012-2013)**

Fin 2011, on dispose pour partie de la méthode d'élaboration des indicateurs du D6 Leur évaluation passe par les étapes suivantes :

- finaliser au maximum la cartographie des zones d'emprise des pressions. Selon les sources de pressions considérées, comme évoqué dans le tableau 3, le calendrier de cette cartographie sera décalé dans le temps selon la collecte et la mise en format homogène d'un certain nombre de données (études d'impacts, autorisation d'exploiter et mise en place de réglementations-mouillages forains) ;
- rapporter ces zones à des compartiments écosystémiques et proposer une pondération selon l'importance écologique de ces compartiments (données D1, D2 et D4) ;
- préciser la méthode d'élaboration des indicateurs du 6.2, pour les habitats retenus par les D1, D2 et D4 Rassembler les données et les cartographies existantes sur les substrats biogéniques (6.1.1) ;
- réaliser un premier niveau d'agrégation en croisant la cartographie des zones sous emprises et hors emprise avec les données des deux points précédents ;
- calculer les indicateurs comme proposé ci-avant, pour les zones sous emprises de pressions et hors emprise.

- **Définir le BEE des fonds marins (années 2012 et suivantes)**

Fin 2011, on dispose et d'une définition préliminaire de la méthode d'établissement de l'état écologique du fond marin Pour définir le BEE des fonds marins dans les SRM françaises, il faudra :

- définir la limite du bon état du fond marin pour chacune d'entre elles, selon une méthodologie qu'il reste à définir, à minima par une approche qualitative qui pourra s'appuyer sur les valeurs calculées pour les indicateurs, en comparant les zones sous et hors emprise des pressions.
- évaluer la nécessité d'agréger les indicateurs du D6 au-delà du croisement des données (intra et inter descripteurs).

Il reste à évaluer les indicateurs pour les sous-régions marines et à définir la façon de proposer une limite entre bon état et « non » bon état. Le bon état se définissant au regard de la biologie, l'évaluation de cette limite nécessitera de se baser sur la définition du bon état du benthos proposé par le D1 et le D4 en termes de biodiversité et de fonctionnement.

- **Accompagner la fixation des objectifs environnementaux**

Parallèlement à la définition du BEE, et pour respecter le calendrier de la DCSMM, des objectifs environnementaux à échéance de 2020 seront fixés en 2012 par l'État en Régions, en association avec les CMF

La superposition de ces deux calendriers ne permet pas de fixer ces objectifs à la lumière de la connaissance de l'état des SRM. Ces objectifs seront donc fixés dans une stratégie « sans regret », sur la présomption que les activités anthropiques portent atteinte au BEE : les objectifs seront orientés vers une diminution des pressions, dans la mesure du possible.

Il s'agira d'accompagner cette démarche auprès des CMF.

- **Mettre en place le programme de surveillance**

L'étape suivante, sera d'établir un programme de surveillance qui devra être appliqué d'ici 2018. La réflexion méthodologique sera entreprise dès 2012.

Le programme de surveillance doit permettre, pour les indicateurs du D6 définis ci-dessus, de suivre le maintien du BEE ou la progression vers l'atteinte de ce dernier.

Il devra être fait en veillant à la mutualisation des acquisitions de données entre descripteurs et avec les surveillances mises en place pour l'application des autres Directives (DCE, DHFF).

- **Développer des travaux de recherche et de collecte de données pour améliorer la connaissance du bon état**

La poursuite de la démarche de construction des indicateurs et de définition du BEE nécessitera par ailleurs d'améliorer la connaissance des processus de perturbation physique et de l'impact de ces perturbation sur la communauté benthique. Il est également nécessaire de mettre en place une homogénéisation des données initiales (sources de données), afin que le bon état puisse être évalué sur la base de critères communs. Plus particulièrement, il est nécessaire de bancariser de façon homogène, les données sur les sources de pressions d'artificialisation, de conchyliculture, et de rassembler les études d'impact et les autorisations d'exploiter pour les sites de dragages : immersion, rejets en mer, extraction de matériaux. Il conviendra d'obtenir des informations plus précises sur les paramètres des arts trainants. Ce travail permettra également d'enrichir l'évaluation initiale.

Ces besoins seront développés dans une note demandée par les coordinateurs à la fin janvier 2012.

6. Bibliographie

- **Directives, Décisions et documents communautaires**

Directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»).

Directive 2000/60/CE du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Décision de la Commission du 1er septembre 2010 relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines [notifiée sous le numéro C(2010) 5956].

Commission staff working paper, 2011 Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status SEC (2011) 1255 final.

- **Projets d'analyse des pressions et impacts 2011 (disponibles auprès des préfets coordinateurs)**

Plan d'action pour le milieu marin, Sous-Région Marine du Golfe de Gascogne. Évaluation initiale des eaux marines - Analyse Pression et Impact.

Plan d'action pour le milieu marin, Sous-Région Marine - Manche Mer du Nord. Évaluation initiale des eaux marines- Analyse Pression et Impact.

Plan d'action pour le milieu marin, Sous-Région Marine - Mer celtique. Évaluation initiale des eaux marines - Analyse Pression et Impact.

Plan d'action pour le milieu marin, Sous-Région Marine - Méditerranée occidentale. Évaluation initiale des eaux marines - Analyse Pression et Impact.

Plan d'action pour le milieu marin, Sous-Région Marine - Méditerranée occidentale. Analyse économique et sociale des coûts de la dégradation du milieu.

- **Contributions thématiques 2011 (http://wwz.ifremer.fr/dcsmm/Documents-de-references/Niveau-francais/Evaluation-initiale/Contributions-thematiques)**

Brivois O., Vinchon C. : Étouffement et colmatage V2.

Lorance P. : Abrasion.

Quemarrais F., Augris C. : Extraction sélective de matériaux V2.

Cayocca F., V2 : Modifications de la nature du fond et de la turbidité.

- **Articles et documents**

Ardizzone G.D. and Pelusi P. (1984) - Yield and damage evaluation of bottom trawling on Posidonia meadows. Pages 63-72 in C.F. Boudouresque, A. Jeudy de Grissac and J. Olivier (eds.). International Workshop on Posidonia oceanica Beds. GIS Posidonie, Marseille, France.

B3E, Demande d'autorisation pour le dragage des ports de Loctudy et de Lesconil (2010), DDTM 29.

Barry J., Boyd S. and Fryer R. (2010) - Modeling the effects of marine aggregate extraction on benthic assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2010, 90(1), p. 105–114.

BEACHMED : http://www.beachmed.it/

Birchenough S.N.R., Boyd S.E., Coggan R.A., Limpenny D.S., Meadows W.J., Rees H.L. (2006) - Lights, camera and acoustics: Assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. *Journal of Marine Systems* 62 (2006), p. 204–216.

Birchenough S.N.R., Boyd S. E., Vanstaen K., Coggan R.A., Limpenny D.S. (2010) - Mapping an aggregate extraction site off the Eastern English Channel: A methodology in support of monitoring and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87 (2010), p. 420–430.

Bolam S.G. & Rees H.L. (2003) - Minimizing Impacts of Maintenance Dredged Material Disposal in the Coastal Environment: A Habitat Approach. *Environmental Management*, 32 (2): p. 171-188.

Bolam S.G., Schratzberger M. et al.(2006) - Macro and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin* 52(12): p. 1746-1755.

Blanchard M., Hamon D., Bajjouk T.(2009) - REBENT/NATURA2000 - Fiche de synthèse: Habitat Crépidules, Ed 2009.

Bordehore C., Ramos-Espla A.A., Riosmena-Rodriguez R. (2003) - Comparative study of two maerl beds with different otter trawling history, southeast Iberian Peninsula. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. 2003; 13: S43-S54.

Borja A., Franco J. et Perez V.(2000) - A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 40, No. 12, p. 1100±1114, 2000.

Borja A., Galparsoro I., Solaun O., Muxika I., Tello E. M., Uriarte A., Valencia V. (2006) - The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological

approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66 (2006), p. 84-96.

Borja A., Muxika I. and Rodriguez J.G. (2009) - Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Marine Ecology* 30 (2009) p. 214–227.

Borja A., Miles A., Occhipinti-Ambrogi A., Berg T. (2009) - Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive Hydrobiologia (2009) 633: p. 181–196.

Borja A., Galparsoro I., Irigoien X., Iriondo A., Menchaca I., Muxika I., Pascual M., Quincoces I., Revilla M., Rodríguez J. G., Santurtún M., Solaun O., Uriarte A., Valencia V., Zorita I. (2011) - Implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: A methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) p. 889–904.

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2006) - Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica. RAMOGE pub. : 1-202 ; N°ISBN 2-905540-30-3.

Boudouresque C.F. (2008) - Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Troisième édition. GIS Posidonie publ., Marseille : 201 p.

Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Meadows W. & Vivian C.(2002) - Review of current state of knowledge of the impacts of marine sand and gravel extraction. CEFAS, 14 p.

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

Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Cooper K.M., Campbell S. (2003) - Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the recolonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, p. 209-223.

Brivois O., Vinchon C.(2011) - Classement de l'Etat Hydromorphologique des masses d'eau métropolitaines côtières et de transition dans le cadre de la DCE. Rapport BRGM/RP-59556-FR.

Cancemi G. et Acquatella S. (2004) - Répartition des mouillages forains présents dans les sites sensibles le long du littoral de la Corse. Rapport Cabinet EVEMar - Etude et Valorisation de l'Environnement Marin.

Cheshire A.C., Adler E., Barbière J., Cohen Y., Evans S., Jarayabhand S., Jeftic L., Jung R.T., Kinsey S., Kusui E.T., Lavine I., Manyara P., Oosterbaan L., Pereira

M.A.,Sheavly S., Tkalin A., Varadarajan S., Wenneker B., Westphalen G. (2009) - UNEP/IOC. Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186; IOC Technical Series No. 83: xii + 120 p.

Chiappone M., White A., Swanson D.W. et Miller S.L. (2002) - Occurrence and biological impacts of fishing gear and other marine debris in the Florida Keys. *Marine Pollution Bulletin*, 2002.

Collie J.S., Hall S.J., Kaiser M.J., Poiner I.R. (2000) – A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Animal Ecol* 69: p. 785-98.

Cooper K., Boyd S., Aldridge J., Rees H. (2007) - Cumulative impacts of aggregate extraction on seabed macro-invertebrate communities in an area off the east coast of the United Kingdom. *Journal of Sea Research* 57 (2007), p. 288–302.

Cooper K.M., Barrio Frojan C.R.S., Defew E., Curtis M., Fleddum A., Brooks L. & Paterson D. (2008) - Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology andEcology*, 366: p. 82-91.

Coral Fish, IFREMER : http://eu-fp7-coralfish.net/

Delattre M. et Vinchon C. (2009) - Mise en place du volet « hydromorphologie » des eaux côtières et de transition dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau.Rapport BRGM/RP-57525-FR.

Dernie K.M., Kaiser M.J., Warwick R.M. (2003) - Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *J. Anim. Ecol.* 72: p. 1043–1056.

Dauvin J.C. (2010) - Towards an impact assessment of bauxite red mud waste on the knowledge of the structure and functions of bathyal ecosystems: The example of the Cassidaigne canyon (north-western Mediterranean Sea), 2010. *Marine Pollution Bulletin* 60 (2010), p. 197–206.

Derrien-Courtel S., Le Gal A., Guillaumont B., Médéler-Tard V., Bajjouk T. (2009) - REBENT/NATURA2000 - Fiche de synthèse : Habitat laminaires, Ed. 2009.

Derraik J.G.B. (2002) - The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44 (2002), p. 842–852.

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

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

Desprez M., Ernande B., Villanueva M., Coppin F. & Delpech J.P. (2011) - Impact of dredging activity on the distribution of demersal fish species in a commercial aggregate

extraction site: Dieppe (Eastern Channel, France) (à soumettre ICES Journal of Marine Science).

Diascorn M. (2009) - Etude Pêche à pied de loisir. Sites du Conservatoire du littoral. Littoral Cd, 81 p. (http://archimer.ifremer.fr).

Dion P. Guillaumont B., Perrot T., Mouquet P., Bajjouk T. (2009) - REBENT/ NATURA2000 - Fiche de synthèse : Habitat fucales intertidales, Ed2009.

Donohue M.J., Boland R.C., Sramek C.M., Antonelis G.A. (2001) - Derelict Fishing Gear in the Northwestern Hawaiian Islands: Diving Surveys and Debris Removal in 1999 Confirm threat to Coral Reef Ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 42, No. 12, p. 1301-1312,2001.

DREAL PACA (2010) - Préfecture maritime de la Méditerranée - CETE méditerranée, 2010. Stratégie méditerranéenne de gestion des mouillages des navires de plaisance.

Durán-Muñoz P., Murillo F.J., Sayago-Gil M.et al. (2010) - Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, doi: 101017/S0025315410001773.

Enticknap B. (2002) - Understanding the effects of bottom trawl fisheries on Alaska's living seafloor. Alaska Marine Conservation Council, April 2002.

EUMARSAND (2005) - http://www.azti.es/eumarsand/background.htm

Galgani F., Fleet D., Van Franeker J., Katsanevakis S., Maes T., Mouat J., Oosterbaan L., Poitou I., Hanke G., Thompson R., Amato E., Birkun A. & Janssen C. (2010) - Marine Strategy Framework Directive – Task Group 10 Report Marine litter. EUR 24340 EN – Joint Research Centre.

Ganteaume A., Bonhomme P., Hervé G., Emery E., Boudouresque C.F. (2004) - Détermination d'une zone d'amarrage pour paquebots de croisière face au port de Porquerolles. Préconisations techniques. Rapport GIS Posidonie. GIS Posidonie publ. : 1-47.

Ganteaume A., Bonhomme P., Bernard G., Poulain M., Boudouresque C.F. (2005) - Impact de l'ancrage des bateaux de plaisance sur la prairie à Posidonia oceanica dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée nord-occidentale). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, Fr., 21 : p. 147- 162 (2005).

Groupement d'Intérêt Scientifique « Suivi des Impacts de l'Extraction de Granulats MArins » (GIS SIEGMA), 2010, Compte-Rendu de l'assemblée générale.

GiP Bretagne-Environnement (2010) - Les espèces marines invasives en Bretagne. Observatoire de la biodiversité et du patrimoine naturel en Bretagne.

Grall J., Hall-Spencer J.M. (2003) - Problems facing maerl conservation in Brittany. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 2003; 13, suppl. 1: S55-S64.

Grall J., Guillaumont B., Bajjouk T.(2009) - REBENT/NATURA2000 - Fiche de synthèse : Habitat Maërl, Ed2009.

Grall J. (2003) - REBENT - Les bancs de maërl - Ed2003

Grosdemange D., Bizien H., Le Brazidec D., Le Gac S., Labadie F., Couppa S., Angles C., de Chabannes JM, Gasnier J., Jacques G., Bertin A. (IN VIVO) (2011) - Étude d'impact pour l'implantation du démonstrateur hydrolien Sabella D10.

Guidance for the analysis of Pressures and Impacts. In accordance with the Water Framework Directive (2002). Final Version 5.3: 04 December 2002.

Halpern B.S., Selkoe K.A., Micheli F. and Kappel C.V. (2007) - Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology* Volume 21, No. 5, 1301–1315.

Hamon D., Blanchard M., Houlgatte E., Blanchet A., Gaffet J.D., Cugier P., Ménesguen A., Bassoullet P., Cann P., Domalain D., Haubois A.G. (2002) - Programme LITEAU. La Crépidule : identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion Chantier : Baie de Saint-Brieuc. Rapport final Liteau 1ère tranche. IFREMER Août 2002.

Hervé J.P., Le Bars P., Juncy G., Lamy N., Cosqueric M. (1997) - Mine de Canari (Haute-Corse). Rejet des stériles en mer et évolution du trait de côte BRGM/RR-39277-FR.

Henry M. (2010) - Pollution du milieu marin par les déchets solides : état des connaissances. Perspectives d'implication de l'Ifremer en réponse au défi de la Directive Cadre Stratégie Marine et du Grenelle de la Mer. – IFREMER-RST.DOP/LER-PAC/10-09.

Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J., Queirós A.M., Duplisea D.E. and Piet G.J. (2006) - Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 63, 2006.

Hiddink J.G., Jennings S. and Kaiser M.J. (2006) - Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl Disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems* (2006) 9: p. 1190–1199.

Hily C. (2006) - REBENT - Herbiers de zostères - Ed2006.

Hily C., Le Loc'h F., Grall J., Grémarec M. (2008) - Soft bottom macrobenthic communities of North Biscay revisited: Long-term evolution under fisheries-climate forcing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78 (2008), p. 413-425.

Hily C. (2008) - REBENT/NATURA2000 - Fiche de synthèse : Habitat Herbiers de zostères, Ed2008.

Hily C. (2009) - Prolifération de l'huître creuse du Pacifique Crassostrea gigas (Thunberg) sur les côtes Manche-Atlantiques françaises : bilan, dynamique, conséquences écologiques, économiques et ethnologiques, expériences et scénarios de gestion. Programme PROGIG. Rapport de fin de contrat.

ICES (2001) - Report of the ICES Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem. ICES Cooperative Research Report, 247. 80 p.

ICES (2003) - Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. ICES CM 2003/E 07.

ICES (2009) - Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. Cooperative Research Report 297, 182 p.

Jones J.B. (1992) - Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1992, Vol. 26: p. 59-67.

Josefson A.B., Blomqvist M., Hansen J.L.S., Rosenberg R., Rygg B. (2009) - Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009), p. 1263–1277.

Joubin M.L. (1922) - Les coraux de mer profonde nuisibles aux chalutiers. Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, Notes et Mémoires. 1922; 18: 5-16.

Kaiser M.J. (1998) - Significance of Bottom-Fishing Disturbance. *Conservation Biology*, p. 1230-1235, Vol. 12, N°6, December 1998.

Kaiser M.J., Collie J.S., Hall S.J., Jennings S., Poiner I.R. (2001) - Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001.

Kaiser M.J., Clarke K.R., Hinz H., Austen M.C.V., Somerfield P.J., Karakassis I. (2006) - Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 311: p. 1-14, 2006.

Katsanevakis S., Verriopoulos G., Nicolaidou A, Thessalou-Legaki M. (2007) - Effect of marine litter on the benthic megafauna of coastal soft bottoms: A manipulative field experiment. *Marine Pollution Bulletin* 54 (2007), p. 771–778.

Le Berre S. (2010) - Bountîles Nautisme en Finistère, Observatoire de la fréquentation des mouillages de plaisance des côtes du Finistère, Résultats de la campagne aérienne du 25 juillet 2009. Rapport laboratoire Géomer LETG - UMR 6554 CNRS - Université de Bretagne Occidentale, Nautisme en Finistère, 13 p.

Le Bot S., Lafite R., Fournier M., Baltzer A., Desprez M.(2010) - Morphological and sedimentary impacts and recovery on a mixed sandy to pebbly seabed exposed to marine aggregate extraction (Eastern English Channel, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89 (2010), p. 221-233.

Le Fur F., Maison E., Ragot P., Abellard O. (2009) - Les habitats et les espèces Natura 2000 en mer (Tome 2). Agences des Aires Marines Protégées (120 p).

Le Quillec R., Bataille T., Raujouan P., Stephan G. (2008) - Dragage en milieu marin, immersion et code de l'environnement : le guide des procédures préalables. Notice n°C08.06, 2008.

Lopez y Royo C., Silvestri C., Pergent G., Casazza G. (2009) - Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data. *Journal of Environmental Management* 90 (2009), p. 1494–1501.

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

NRC (2008) - Tackling Marine Debris in the 21st Century. Committee on the Effectiveness of International and National Measures to Prevent and Reduce Marine Debris and Its Impacts, National Research Council. ISBN: 0-309-12698-3, 218 pages, 6 x 9, (2008).

Pearson T. & Rosenberg R. (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review 16: p. 229–311.

Piha H. et Zampoukas N. (2011) - Review of Methodological Standards Related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Pranovi F., Raicevich S., Franceschini G., Farrace M.G., Giovanardi O. (2000) - Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J Mar Sci* 57: p. 517–524.

Queirós A.M., Hiddink J.G., Kaiser M.J., Hinz H. (2006) - Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335 (2006), p. 91–103.

Ragot P., Abellard O.(2009) - Les cultures marines – Référentiel pour la gestion dans les sites Natura 2000 en mer (Tome 1). Agences des Aires Marines Protégées (237 p.).

REBENT : http://www.rebent.org/

Reveillaud J., Freiwald A., Van Rooij D. et al. (2008) - The distribution of scleractinian corals in the Bay of Biscay, NE Atlantic. *Facies*. 2008; 54: p. 317-31.

Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H., Dimming A. (2004) - Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive Marine Pollution. Bulletin 49 (2004), p. 728–739.

Searchmesh: http://www.searchmesh.net/

Schratzberger M., Dinmore T.A., Jennings S. (2001) - Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology* (2002) 140: 83-93. DOI 10.1007/s002270100688.

Somerfield P.J., Rees H.L. and Warwick R.M. (1995) - Interrelationships in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredging disposal. *Marine Ecology Progress Series*, 127: p. 103–112.

Somerfield P.J., Atkins M., Bolam S.G., Clarke K.R., Garnacho E., Rees H.L., Smith R. & Warwick R.M. (2006) - Relative impacts at sites of dredged-material relocation in the coastal environment: a phylum-level meta-analysis approach. *Marine Biology*, 148: p. 1231-1240.

Sheavly S.B., Register K.M.(2007) - Marine Debris & Plastics: Environmental Concerns, Sources, Impacts and Solutions. *J. Polym. Environ.*(2007) 15: p. 301–305.

Stelzenmüller V., Ellis J.R, Rogers S.I. (2010) - Towards a spatially explicit risk assessment for marine management: Assessing the vulnerability of fish to aggregate extraction. *Biological Conservation* 143 (2010), p. 230–238.

Thompson R.C., Moore C.J., vom Saal F.S. and Swan S.H. (2009) - Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Phil. Trans. R. Soc.* B 2009 364, p. 2153-2166.

Tillin H.M., Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J. (2006) - Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress series*, Vol. 318: p. 31–45, 2006.

Tudela S., Sacchi J. (2003) - Impacts des pratiques de pêche en Méditerranée : Impacts sur les espèces et les habitats sensibles, solutions techniques et recommandations. Projet pour la préparation d'un Plan d'Action stratégique pour la Conservation de la Biodiversité dans la Région Méditerranéenne (PAS-BIO). Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées 2003.

Van Dalfsen J.A. & Essink K. (1997) - Risk Analysis of Coastal Nourishment Techniques. National Evaluation Report (The Netherlands), National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ, 97 p.

Van Dalfsen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J. and Manzanera M. (2001) - Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. ICES Journal of Marine Science, 57: p. 1439–1445.

Van Hoey G., Borja A., Birchenough S., Buhl-Mortensen L., Degraer S., Fleischer D., Kerckhof F., Magni P., Muxika I., Reiss H., Schröder A., Zettler M.L. (2010) - The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive Marine Pollution Bulletin 60 (2010), p. 2187–2196.

Wahlberg M. & Westerberg H. (2005) - Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288: p. 295-309.

Wallace S. (2007) - Dragging Our Assets: Toward an Ecosystem Approach to Bottom Trawling in Canada. David Suzuki Foundation. ISBN 1-897375-10-7.

Watremez P. (en cours) - Reconnaissance des têtes de canyons de la Méditerranée française : quelques résultats de la campagne MEDSEACAN. Soumis à l'IUCN.

Ware S.J., Rees H.L., Boyd S.E., Birchenhough S.N. (2009) - Performance of selected indicators in evaluating the consequences of dredged material relocation and marine aggregate extraction. Ecological indicators 9 (2009), p. 704–718.

Williams A.T., Gregory M. & Tudor D.T. (2005) - Marine debris-onshore, offshore, seafloor litter. Encyclopedia of coastal processes, (ed.), M Schwartz, p. 623-628, Springer.

Wilber D.H., Ray G.L. et al. (2008) - Responses of Benthic Infauna to Large-Scale Sediment Disturbance in Corpus Christi Bay, Texas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 365(1): p. 13-22.

Annexe 1

Extrait du Glossaire DCSMM

« Perte physique » *: les pressions de cette famille correspondent à des modifications de la composante physique d'habitats marins (modification du substrat, ou de la turbidité) pouvant entraîner la destruction des biocénoses associées de façon irréversible. Il s'agit de pressions de nature hydromorphologique (la « perte physique » d'individus ou d'espèces, est traitée plus loin dans les « perturbations biologiques »). Les deux termes définis ci-dessous s'appliquent aux habitats benthiques et/ou aux habitats pélagiques.*

« Colmatage *(dû, par exemple, à des constructions permanentes) » :*

Au sens strict, le colmatage est un processus d'accumulation sédimentaire (vase ou sable), atteignant la surface de l'eau. Ce processus de colmatage (pression) peut être naturel ou généré par une source de pression anthropique. La terminologie DCSMM considère que ce processus n'est pas réversible, sauf au moyen de travaux de démantèlement et de restauration conséquents ou de modification hydrodynamiques et sédimentologiques qui provoquerait l'érosion des sédiments accumulés : le colmatage provoque le ***recouvrement permanent*** *d'un habitat et de ses biocénoses par des sédiments et/ou des matériaux.* ***Par extension****, on pourra traiter conjointement la question* ***de l'assèchement d'habitats marins****, en raison d'activités anthropiques.*

Les sources de cette pression sont :

- *le remblaiement jusqu'à la surface de l'eau ;*
- *tous travaux de génie civil côtier ou offshore empiétant sur le milieu marin et piégeant des sédiments (au-delà du trait de côte) (digues, épis, brise-lames, quais, implantation d'éoliennes offshore, corps morts d'ancrage de structures, récifs artificiels, installations conchylicoles…) ;*
- *l'endigage et le drainage (poldérisation), permettant le remplissage et le départ de l'eau, provoquant l'assèchement ;*
- *le dépôt de déblais de dragage, si celui-ci est réalisé dans un secteur abrité, et en fonction de la granulométrie du sédiment déposé, provoquant une accumulation de sédiments sur un habitat benthique préexistant ;*
- *la modification des courants (ex. marée asymétrique), induisant un transport sédimentaire, et le cas échéant son accumulation en zone abritée.*

Les exemples de sources citées n'incluent pas a priori les phénomènes naturels tempêtes : ces sujets ne seront donc traités que s'ils sont nécessaires à la détection d'impacts anthropiques plus directs. Cependant il est fréquent que ce phénomène naturel se cumule à un remblaiement ou à un piégeage lié à une construction permanente.

L'impact biologique du colmatage est la disparition des habitats présents et des biocénoses marines associées, et dans certains cas l'implantation de nouveaux écosystèmes (microbiologie dans les sédiments, faune et flore aérobique,…)

La pression (colmatage, assèchement) et son impact (perte physique d'habitat) pourront être quantifiés par l'indicateur 6.1.2 (étendue des fonds marins sensiblement

perturbés), en termes de surface et par type de substrat affecté par la pression, ou par la source de pression selon les données existantes, et par l'indicateur 6.1.1 pour les substrats biogéniques (type, abondance, étendue du substrat biogénique concerné). Les éventuels impacts positifs de ces implantations seront à traiter également (par exemple création de nouveaux habitats, à la place des anciens).

***« Étouffement** (par exemple, par la mise en place de structures anthropiques ou l'évacuation de résidus de dragage) » :*

C'est la privation de lumière, d'oxygène et/ou de nourriture en raison de l'apport massif de sédiments ou de matériaux, ou de matière organique (y compris des macroalgues associées à l'eutrophisation) au-dessus ou à la surface de l'habitat. Cette pression entraîne la perte de tout ou partie des biocénoses.

Compte-tenu des exemples de sources cités par la directive, la perte d'habitat n'est ici pas nécessairement irréversible : leur résilience[2] est possible. Il s'agit par ailleurs, dans la terminologie DCSMM, d'un processus « rapide » (de l'ordre de l'année au maximum) : des processus plus lents (et souvent d'emprise spatiale plus importante) seront traités sous l'angle de la pression « modification de la nature sédimentaire » traitée plus loin.

Les sources de cette pression sont :

- *les activités provoquant le colmatage, comme il est défini ci-dessus, qui affecteront les biocénoses benthiques ;*
- *les modifications de teneurs en matières en suspension (turbidité) qui peuvent modifier l'apport de lumière, d'oxygène, de matière organique, de plancton, et affecter les biocénoses benthiques et pélagiques ;*

Les sources de ces pressions sont donc, d'une part, celles citées ci-dessus et provoquant le colmatage. D'autre part, des modifications fortes de turbidité peuvent également résulter de sources plus temporaires ou localisées comme le clapage (cité également pour le colmatage), ou l'exploitation piscicole. Par ailleurs, des privations de lumière, d'oxygène et/ou de nourriture peuvent être engendrées par l'implantation de parcs ostréicoles, de structures temporaires comme des pontons flottants et des mouillages, ou par le retournement des pierres par les pêcheurs à pied.

L'impact biologique de l'étouffement pourra être quantifié, comme pour le colmatage, par l'indicateur 6.1.2 (étendue des fonds marins sensiblement perturbés), en terme de surface et de nature de substrat affecté, par type de pression ou de source de pression ; dans le cas de substrats biogéniques, on décrira si possible l'indicateur 6.1.1 (type, abondance, étendue du substrat biogénique concerné).

[2] Capacité d'un écosystème ou d'une espèce à récupérer un fonctionnement ou un développement normal après avoir subi un dommage

« Dommages physiques » *: Cette famille regroupe des pressions, théoriquement non permanentes (ayant des impacts réversibles, au contraire des « pertes physiques » selon la définition DCSMM) sur les habitats benthiques.*

« Modifications de l'envasement *(dues par exemple à des déversements, à une augmentation des ruissellements ou au dragage/à l'évacuation de résidus de dragage) » :*

Il convient d'étendre cette notion à celle, plus générale, de ***« modification de la nature du sédiment »****, et donc, en particulier, d'y traiter d'éventuelles « modifications de l'ensablement ». C'est une pression liée à un changement de la dynamique sédimentaire, voire à un colmatage partiel (sans émersion) par piégeage de sédiments par des constructions anthropiques. Le terme de modification n'est pas ici explicitement associé à une échelle de temps, mais sa présence dans la famille des dommages physiques, plutôt que des pertes physiques, laisse penser qu'il s'agit de modifications sur le long terme, donc de l'ordre de plusieurs années.*

Les sources peuvent être des déversements, l'augmentation des apports continentaux (liés à une augmentation du ruissellement), le dragage et l'évacuation de résidus de dragage (clapage), le chalutage de fond (pêche aux arts traînants). Les exemples de sources citées n'incluent pas les phénomènes naturels comme l'érosion des côtes ou du fond (chronique ou liée aux évènements de tempête) ; ces sujets ne seront donc traités que s'ils sont nécessaires à la détection d'impacts anthropiques plus directs. Par ailleurs, la pression de « modification de la turbidité », non cité dans la directive mais résultant des mêmes causes sera traitée en parallèle.

L'impact biologique des modifications de la nature du sédiment peut être un changement d'habitat et des biocénoses associées, une réduction de la superficie d'un habitat, la disparition ou le déplacement de populations, d'espèces et de communautés.

La pression et les impacts pourront être matérialisés par toute la gamme des indicateurs du descripteur 6 du bon état, (« intégrité des fonds marins »), dès lors que le dommage considéré résulte d'une modification de la nature du sédiment.

« Abrasion *(due par exemple à l'impact sur les fonds marins de la pêche commerciale, de la navigation, du mouillage) »*

L'abrasion peut être définie comme l'usure (érosion) et/ou la destruction partielle du fond marin, c'est-à-dire du substrat et des biocénoses benthiques associés.

Les sources de pressionspeuvent être le déplacement et le frottement d'un outil, d'un engin de pêche tracté depuis la surface, d'une machine autonome ou non se déplaçant au fond, des parties mobiles d'une installation marine ou sous-marine, des palmes des plongeurs sous-marins etc. Les exemples de sources citées n'incluent pas les phénomènes naturels comme l'érosion des côtes ou du fond (chronique ou liée aux évènements de tempête) ces sujets ne seront donc traités que s'ils sont nécessaires à la détection d'impacts anthropiques plus directs.

L'impactbiologique de cette pression est la destruction partielle ou totale du benthos associé au substrat subissant l'abrasion. La capacité de résilience des habitats subissant cette pression est fonction des caractéristiques biologiques et écologiques des habitats concernés et de l'intensité et de la récurrence de la pression. On pourra caractériser ce phénomène en listant les substrats et habitats concernés et mesurer son importance par une estimation des surfaces impactées et éventuellement des volumes de sédiments remobilisés par type de substrat et/ou d'habitat, par unité de temps (année) et/ou par type de source.

Plus généralement, la pression et les impacts pourront être matérialisés par toute la gamme des indicateurs du descripteur 6 du bon état, (« intégrité des fonds marins »), dès lors que le dommage considéré résulte d'une abrasion.

***« Extraction sélective** (due par exemple à l'exploration et à l'exploitation de ressources biologiques et non biologiques sur les fonds marins et dans le sous-sol) »*

L'extraction sélective peut être ici définie comme le prélèvement de matières, qu'il s'agisse de matériaux minéraux (sables, granulats, nodules polymétalliques…), de matériels biologiques (maërl, goémon) ou de matières fossiles (hydrocarbures). Le prélèvement d'espèces est traité plus loin, sous l'intitulé «d'extraction sélective d'espèces ».

L'extraction sélective peut engendrer d'autres pressions :

- *une modification locale de la topographie, de la granulométrie, des courants, de la turbidité ;*
- *une modification des apports de sédiment de la mer à la côte ;*
- *une remise en suspension de sédiments du substrat et d'éventuels composés chimiques et métaux lourd contenus au préalable dans le substrat extrait (voir « introduction de substances ».*

Les impacts biologiques directs de l'extraction sélective consistent en une modification ou une destruction partielle ou totale des habitats benthiques et des biocénoses marines associées.

La pression et les impacts pourront être matérialisés par toute la gamme des indicateurs du descripteur 6 du bon état, (« intégrité des fonds marins »), dès lors que le dommage considéré résulte d'une extraction sélective. »

Centre scientifique et technique
Service Risques
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34