

Laboratoire Environnement Ressources (LER)

Provence Azur Corse (PAC)

Ifremer – 83500 La Seyne sur Mer

L. PEDEL, ODE / LER-PAC, laura.pedel@ifremer.fr

M-C. FABRI, ODE / LER-PAC, mcfabri@ifremer.fr

L. MENOT, EEP/ LEP, lménot@ifremer.fr

I. van den BELD, EEP / LEP, Inge.Van.Den.Beld@ifremer.fr

2013-RST.ODE / LER-PAC / 13-10

Rapport final

Mesure de l'état écologique des habitats benthiques du domaine bathyal à partir de l'imagerie optique

(Sélection de métriques et proposition d'une stratégie de surveillance)

Convention MEDDTL – Ifremer pour la DCSMM - BEE



Image du ROV Achille de la Comex © Campagne MEDSEACAN (Aamp), Canyon de Cassidaigne, 210m.

Convention 13/1210491/NYF

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		date de publication : Dec 2013 nombre de pages : 50 bibliographie : Oui illustration(s) : Oui langue du rapport : Français	
Validé par : Bruno Andral Adresse électronique : Bruno.Andral@ifremer.fr			
Titre de l'article: Mesure de l'état écologique des habitats benthiques du domaine bathyal à partir de l'imagerie optique (Sélection de métriques et proposition d'une stratégie de surveillance)			
Contrat n°		Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>	
Auteur(s) principal (aux) : Laura PEDEL, Marie-Claire FABRI Lenaick MENOT, Inge VAN DEN BELD		Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer Toulon, ODE / LER-PAC Ifremer Brest, EEP / LEP	
Encadrement(s) :			
Cadre de la recherche : DCSMM - Etat Ecologique			
Destinataire Rapport interne			
Résumé Cette réflexion a été réalisée dans le cadre du Bon Etat Ecologique pour la DCSMM (Directive Cadre pour la Stratégie sur le Milieu Marin). Elle est préalable à la construction d'un indicateur de l'Etat Ecologique des communautés benthiques du domaine profond, pour lesquelles il n'existe rien actuellement. Cette réflexion fait suite à une étude bibliographique des indices existants. Voir rapport ci-après: Pedel, L., Fabri, M.C., 2012. Etat de l'art sur les indices existant concernant l'Etat Ecologique des habitats benthiques du domaine profond. DCSMM Bon Etat Ecologique (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement), Ifremer, 1-71.			
Abstract			
Mots-clés DCSMM; Méditerranée; BEE; Bathyal; Vidéos; Photos ; Indices ;			
Words keys			

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	CONTEXTE	1
1.2	ETAT DE L'ART	1
2	DEFINITIONS ET VOCABULAIRE.....	3
2.1	CRITERES ET INDICATEURS DE LA DCSMM.....	3
2.1.1	<i>Descripteurs 1 - Biodiversité</i>	3
2.1.2	<i>Descripteurs 6 - Intégrité des fonds marins</i>	4
2.2	PRESSIONS EXISTANTES	5
2.2.1	<i>Les sources de pression</i>	5
2.2.2	<i>Les activités de pêches</i>	5
2.2.3	<i>Les rejets chroniques ou accidentels</i>	6
2.2.4	<i>Changements globaux</i>	6
2.3	DEFINITIONS DE LA COMMISSION OSPAR.....	7
2.3.1	<i>Indicateur</i>	7
2.3.2	<i>Indice</i>	8
2.3.3	<i>Paramètre/ Métrique</i>	8
3	LES HABITATS BATHYAUX VULNERABLES.....	9
3.1	LES HABITATS VULNERABLES DES FONDS MEUBLES BATHYAUX DE MEDITERRANEE.....	10
3.1.1	<i>Faciès des vases compactes à <i>Isidella elongata</i></i>	10
3.1.2	<i>Faciès des vases molles à <i>Funiculina quadrangularis</i></i>	10
3.2	LES HABITATS VULNERABLES DES FONDS MEUBLES BATHYAUX DU GOLFE DE GASCOGNE	11
3.2.1	<i>Sclérectiniaires coloniaux sur substrat meuble</i>	11
3.2.2	<i>Sclérectiniaires solitaires sur substrats meubles</i>	11
3.2.3	<i>Gorgones sur substrat meuble</i>	11
3.2.4	<i>Pennatules sur substrats meubles</i>	12
3.2.5	<i>Assemblages mixtes de coraux sur substrats meubles</i>	12
3.3	LES HABITATS VULNERABLES DES SUBSTRATS DURS BATHYAUX DE MEDITERRANEE.....	13
3.3.1	<i>Les communautés de coraux profonds (EUNIS A6.61)</i>	13
3.3.2	<i>Faciès des roches bathyales à <i>Viminella flagellum</i></i>	14
3.3.3	<i>Cas particuliers des <i>Callogorgia verticillata</i></i>	15
3.3.4	<i>Cas particuliers des <i>Leiopathes glaberrima</i></i>	16
3.4	LES HABITATS VULNERABLES DES SUBSTRATS DURS BATHYAUX DU GOLFE DE GASCOGNE	17
3.4.1	<i>Récifs de coraux</i>	17
3.4.2	<i>Débris de coraux</i>	17
3.4.3	<i>Sclérectiniaires coloniaux sur substrats durs</i>	18
3.4.4	<i>Sclérectiniaires solitaires sur substrats durs</i>	18
3.4.5	<i>Antipathaires et/ou gorgones sur substrats durs</i>	19
3.4.6	<i>Coraux mixtes sur substrats durs</i>	19
4	SELECTION DE METRIQUES POUR L'ETAT ECOLOGIQUE MESURABLES PAR IMAGERIE	
	OPTIQUE.....	20
4.1	DENSITE DES ESPECES CARACTERISTIQUES DE L'HABITAT	20
4.2	TAUX DE COUVERTURE DES ESPECES INGENIEURES (MADREPORA OCLATA ET LOPHELIA PERTUSA)	23
4.3	RICHESSE ET DIVERSITE SPECIFIQUE DE L'HABITAT	26
4.4	COMPOSITION TAXINOMIQUE DE L'HABITAT	28
4.5	STRUCTURE DE TAILLE DES POPULATIONS DES ESPECES CARACTERISTIQUES DE L'HABITAT.....	31
4.6	ETAT DES COLONIES.....	34
4.7	RECAPITULATIFS DES METRIQUES RETENUES	35
5	STRATEGIE DE SURVEILLANCE PROPOSEE.....	36
6	CONCLUSION	38
7	ANNEXE A : ZONES DE SURVEILLANCE PROPOSEES (MEDITERRANEE).....	39
8	BIBLIOGRAPHIE.....	41

1 Introduction

1.1 Contexte

Les pressions exercées par l'homme sur l'environnement marin sont nombreuses : dégradation des habitats, contamination par des substances dangereuses, excès de substances nutritives entraînant l'eutrophisation du milieu, etc., tout cela entraînant un appauvrissement de la biodiversité. A ces pressions, il faut ajouter les effets, encore peu connus, du changement climatique sur ces milieux. Jusqu'à présent, les mesures visant à protéger l'environnement marin étaient élaborées secteur par secteur, avec pour effet un manque de cohérence entre les politiques, les législations, les programmes et les plans d'action au niveau régional, national, européen et international.

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) de juin 2008 constitue donc une avancée majeure en matière d'approche intégrée des mers et des océans. Elle définit, pour la première fois, une politique globale de protection de l'environnement marin, axée sur les **écosystèmes** (intégration notamment des activités anthropiques et de leurs impacts) et les **habitats** (dont des zones marines protégées). Publiée le 17 juin 2008, la DCSMM (2008/56/CE) définit une politique européenne globale de protection de l'environnement marin des eaux placées sous la juridiction des Etats membres (sauf l'outre-mer). Elle introduit la notion fondamentale de bon état écologique pour le milieu marin (BEE) à atteindre à l'horizon 2020.

La DCSMM promeut une approche écosystémique pour la gestion des mers et océans. Dans cette logique, elle impose d'évaluer et de suivre les pressions qui s'exercent sur le milieu marin. Elle recommande aussi une approche par régions, sous-régions et éventuellement subdivisions cohérentes au plan écosystémique. La France est concernée par 4 sous-régions définies dans la directive : mer du Nord/Manche, mers Celtiques, golfe de Gascogne et côtes ibériques, Méditerranée occidentale. Pour caractériser le bon état écologique (BEE) des écosystèmes, la DCSMM fait appel à 11 Descripteurs, décrits en indicateurs. S'agissant des communautés du domaine profond, les indicateurs relatifs au descripteur consacré à la biodiversité (D1) ou à l'intégrité des fonds (D6) ne peuvent actuellement pas être renseignés. Ils nécessitent un développement méthodologique spécifique pour prendre en compte les spécificités des communautés profondes.

1.2 Etat de l'art

Un état de l'art recensant les indices existants concernant l'Etat Ecologique des habitats benthiques du domaine profond a été écrit dans le cadre de la DCSMM (Pedel & Fabri 2012b). Ce paragraphe en rapporte la synthèse.

Les indices existants développés dans le cadre de la DCE sont basés sur le concept d'espèces sensibles et/ou tolérantes et ont été développés principalement en réponse à un gradient de fortes perturbations, selon le modèle de Pearson et Rosenberg (1978), pour un gradient d'enrichissement en matière organique (eutrophisation). Ces indices sont insuffisants pour répondre aux objectifs de la DCSMM qui impliquent la prise en compte de pressions supplémentaires par rapport à la DCE, ainsi que la prise en compte de l'état des écosystèmes et d'une zone géographique plus large incluant la pente continentale et la plaine abyssale.

Les indices existants ne sont pas applicables en l'état pour la surveillance du domaine profond pour deux raisons : (1) les prélèvements ne pourront pas être effectués en aussi grande quantité que dans le domaine côtier; (2) les espèces ne sont pas encore toutes décrites, de ce fait elles ne pourront pas être identifiées de façon opérationnelle. Il faudrait faire appel aux taxinomistes des Muséum d'Histoire Naturelle à travers le monde, ce qui est coûteux en termes de budget et de temps.

Certains indices fournissent des pistes à retenir pour la construction d'un ou de plusieurs indices sur l'état des communautés benthiques profondes.

Pour l'étude des communautés endogées des substrats meubles, les indices recensés dans la bibliographie montrent que les prélèvements sont la base de toute étude, ils sont indispensables. Le bilan de ces indices montre qu'ils peuvent être divisés en deux :

- Les indices qui impliquent un classement des différentes espèces en groupes, nécessitant un échantillonnage et une identification de l'ensemble de la communauté. Ces groupes sont basés sur des critères soient de résistance (tolérant, opportunistes, sensibles, espèces rares) à une perturbation ciblée (envasement, enrichissement en matière organique), soit de comportement trophiques (suspensivores, dépositaires).
- Les indices qui recensent uniquement la présence de certaines espèces traceurs des conditions environnementales (Posidonies, Espèces de l'épifaune sensibles à une perturbation physique, Polychètes, Amphipodes, Foraminifères)

Il est à noter qu'avec le temps le développement des indices est passé de l'utilisation de nombreux prélèvements dans lesquels la totalité des communautés présentes étaient identifiées de façon exhaustive, à des indices tournés vers le recensement d'espèces indicatrices de perturbations bien identifiées.

En environnement profond, le socle de connaissances qui permettrait d'identifier des espèces indicatrices manque. A la fois l'inventaire des espèces et leur réponse à des perturbations sont mal connus. Des priorités doivent donc être établies dans le cadre de l'évaluation et de la surveillance du bon état écologique en environnement profond. Compte tenu de leur sensibilité, de leur rôle fonctionnel et des pressions anthropiques, la priorité est donnée ici aux habitats dits vulnérables, en particulier les habitats dominés par des espèces de coraux profonds.

Pour l'étude de ces habitats dominés par des communautés épigées, de substrat dur ou meuble, l'approche par imagerie, qui est non destructrice, sera retenue. Il s'agit d'une approche récente car elle est dépendante d'une technologie de pointe récemment accessible au grand public grâce au développement de caissons étanches résistants à la pression pour les appareils photos, de l'imagerie numérique permettant un traitement informatisé des images, du GPS pour un positionnement géographique des images. Toutes ces nouvelles technologies ont été transférées sur les engins sous-marins et permettent d'accéder aux écosystèmes benthiques profonds. Ces moyens sous-marins sont aussi de plus en plus accessibles avec l'arrivée sur le marché de petits ROV dont se dotent les petites entreprises.

De manière générale, très peu d'indices ont été développés pour mesurer l'état des communautés à partir de l'imagerie optique, et cela a toujours été fait dans la zone photique (0-60 m). La surveillance des écosystèmes profonds est maintenant envisagée par la Communauté européenne et le développement d'indices basés sur l'imagerie devient donc indispensable. L'ensemble des indices basés sur imagerie recensés dans la bibliographie pour le domaine côtier met en évidence les principes communs suivants:

- Etablissement d'une liste prédéfinie d'espèces à reconnaître pour une certaine localité sur un type de substrat (mesure de la diversité)
- Recensement de certains paramètres abiotiques (traces de chalut, d'engins de pêche, pourcentage de vase) pour identifier le type de pression (quantification de la pression)
- Mesure de certains paramètres de la population (densité, taille des organismes, etc.) sur certaines espèces indicatrices (mesure d'état d'une population indicatrice)
- Recensement d'espèces indicatrices de perturbation (abondance et diversité au sein de la communauté)

Les images géo-référencées permettent d'accéder à des paramètres sur la répartition spatiale des populations (distribution, étendue de l'habitat) qui n'ont pas encore été utilisées dans les indices de la surveillance mais qui seront grandement utiles dans le cadre de la DCSMM. L'apport des images géo-référencées dans l'étude de la distribution spatiale d'une population et/ou d'une pression est d'autant plus important dans le domaine profond où les habitats sont la plus part du temps morcelés.

L'objectif de ce document est de proposer des métriques qui permettront d'évaluer l'état des espèces et habitats bathyaux vulnérables (Indicateur 1.6.1 et critère 6.2) à partir des données d'imagerie optique.

2 Définitions et vocabulaire

2.1 Critères et indicateurs de la DCSMM

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. Les indicateurs, au sens de la DCSMM, sont les attributs spécifiques de chaque critère du bon état écologique (BEE) qui peuvent être à la fois qualitatifs ou quantitatifs, et qui permettent de déterminer si chaque critère correspond à un bon état écologique ou de déterminer dans quelle mesure chaque critère s'écarte du BEE (OSPAR 2012).

2.1.1 Descripteurs 1 - Biodiversité

- **Descripteur 1 : Maintien de la diversité biologique. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptés aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.**

Le descripteur 1 est organisé autour de différents niveaux d'organisation biologiques :

- Espèces : espèces individuelles listées dans les Directives ou identifiées comme espèces clés pour l'analyse d'un groupe fonctionnel plus large (par exemple certains oiseaux, mammifères marins, reptiles, poissons et céphalopodes),
- Types d'habitats : types prédominant et listés, benthiques et pélagiques, incluant leurs communautés biologiques associées,
- Ecosystèmes : l'analyse d'habitats multiples et de groupes fonctionnels comme faisant partir d'écosystèmes plus larges est envisagée

Critères et indicateurs du Descripteur 1, selon la Décision 2010/477/UE :

(Gisé : ne concerne pas les habitats benthiques)

Au niveau des espèces

1.1 Répartition des espèces

Aire de répartition (1.1.1)

Schéma de répartition dans ladite aire, le cas échéant (1.1.2)

Aire couverte par les espèces [pour les espèces sessiles et benthiques] (1.1.3)

1.2 Taille des populations

Abondance et/ou biomasse des populations, selon le cas (1.2.1)

1.3 État des populations

Caractéristiques démographiques des populations [p. ex. structure par taille ou par âge, répartition par sexe, taux de fécondité, taux de survie/mortalité] (1.3.1)

Structure génétique des populations, le cas échéant (1.3.2)

Au niveau des habitats

1.4 Répartition des habitats

Aire de répartition (1.4.1)

Schéma de répartition (1.4.2)

1.5 Etendue des habitats

Zone d'habitat (1.5.1)

Volume de l'habitat, le cas échéant (1.5.2)

1.6 État des habitats

État des espèces et communautés typiques (1.6.1)

Abondance relative et/ou biomasse, selon le cas (1.6.2)

Conditions physiques, hydrologiques et chimiques (1.6.3)

Au niveau des écosystèmes

1.7 Structure des écosystèmes

Composition et proportions relatives des composants des écosystèmes [habitats et espèces] (1.7.1).

Le rapport de synthèse de l'exercice 2011 au niveau français pour le D1 « Biodiversité » et le D2 « Espèces non indigènes » présente des conclusions quant à la pertinence des indicateurs recommandés dans la Décision pour juger de l'atteinte du BEE (Guérin et al. 2012). Pour le compartiment benthique qui nous intéresse ici, seuls certains critères et indicateurs sont pertinents, ils sont listés en noir ci-dessus, les autres sont grisés. (voir Guérin et al., 2012 pour la discussion). Le critère 1.7 « Structure des écosystèmes » est quant à lui jugé très pertinent, mais il n'y a pas encore de consensus au sein des experts quant à la façon dont il sera renseigné.

2.1.2 Descripteurs 6 - Intégrité des fonds marins

- **Descripteur 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.**

Critères et indicateurs du Descripteur 6, selon la Décision 2010/477/UE :

6.1. Dommages physiques, compte tenu des caractéristiques du substrat

- 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

- 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).

Le premier critère (6.1) souligne la préoccupation de connaître les sources de pressions et leur impact. Il sera abordé en détaillant ces 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.

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) (Vinchon et al. 2011). Par ailleurs, les indicateurs du critère 6.2 « Etat de la communauté benthique » ne sont pas jugés pertinents dans leur formulation actuelle par les experts du D1 (Guérin et al. 2012). C'est pourquoi le critère 6.2 « Etat de la communauté benthique » est considéré identique au critère 1.6 « Etat des habitats » pour la suite des travaux.

2.2 Pressions existantes

2.2.1 Les sources de pression

Les principales pressions s'exerçant sur les fonds bathyaux au sein des sous-régions Méditerranée occidentale et golfe de Gascogne sont l'abrasion et la remise en suspension du sédiment par les engins trainants, les détériorations induites par les engins de pêche fixes, et les apports en contaminants et en particules solides des rejets en mer (Tableau I).

Tableau I : Liste des principales pressions s'exerçant sur les VME (Ecosystèmes Marins Vulnérables) profonds en Méditerranée française et dans le golfe de Gascogne.

Source	Pêche aux arts trainants	Pêche aux engins fixes	Rejets d'effluents	Rejets solides
Pression	Abrasion Remise en suspension (turbidité au fond et dans la colonne d'eau)	Arrachement Ecrasement Enchevêtrement	Contamination	Modification sédimentaire
Impacts	Enlèvement des espèces benthiques Etouffement, Modification de la nature du substrat	Enlèvement des espèces benthiques, Etouffement des colonies	Génotoxicité Bioaccumulation Mortalités	Etouffement des communautés benthiques Colmatage du fond

2.2.2 Les activités de pêches

On classe les engins de pêche en deux grandes familles : les engins passifs et les engins actifs. L'engin passif ne bouge pas, d'où son nom d'engin « fixe » ou « dormant ». Les engins de pêche dormants (ou « fixes ») sont les filets, les casiers/nasses et les palangres (source <http://www.ifremer.fr/peche/Le-monde-de-la-peche/La-peche/comment/Les-engins>).

En Méditerranée occidentale, la pêche aux engins traînants s'exerce dans la totalité du plateau continental du golfe du Lion et à l'est de la Corse. La principale zone de chalutage est le golfe du Lion, où l'activité est plus intense sur le plateau côtier et moindre près de la pente continentale (Figure 1).

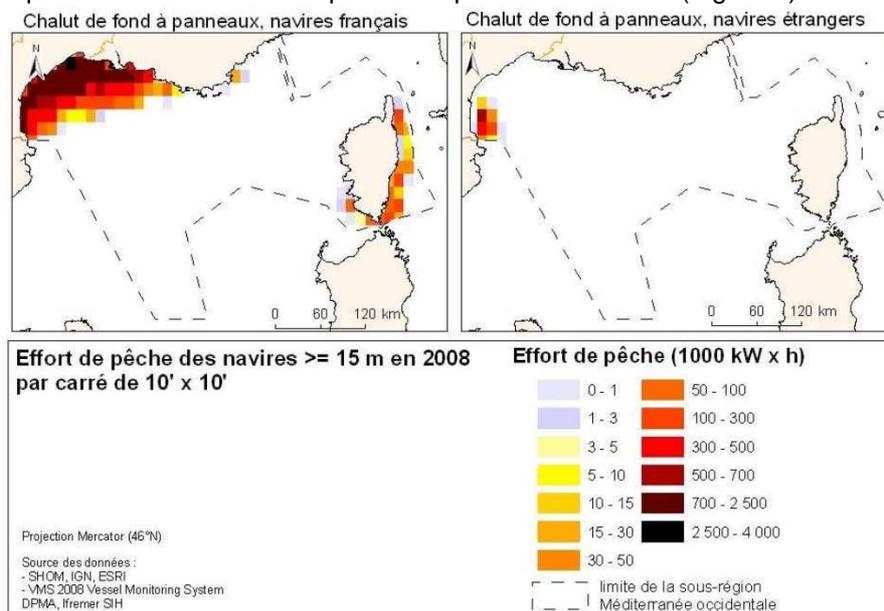


Figure 1 : Répartition spatiale de l'effort de pêche des principales activités des navires français et étrangers de plus de 15 m en Méditerranée occidentale (Lorance & Leonardi 2011b)

Dans le golfe de Gascogne, l'effort de pêche des chalutiers de plus de 15 m a été évalué à partir d'une analyse des données VMS (Figure 2, d'après (Lorance & Leonardi 2011a) les chalutiers de fond français exclusifs de plus de 15 m ont une activité plus intense dans le Nord, en particulier à proximité du rebord du plateau continental. Les chalutiers non exclusifs ont également une activité de pêche importante le long de la pente continentale, de la partie externe du plateau vers 180 m jusqu'à une profondeur de 400-600 m. L'engin utilisé pour ces pêches profondes n'est pas

documenté, il pourrait s'agir de chalut pélagique, sans impact sur le fond, ou d'engins fixes. Les chalutiers étrangers à panneaux ont une activité maximale à la rupture plateau-pente, dans la partie centrale du golfe de Gascogne. Il existe également une activité au chalut à perche, engin à fort impact sur le fond, concentrée sur le plateau continental dans le sud du golfe de Gascogne.

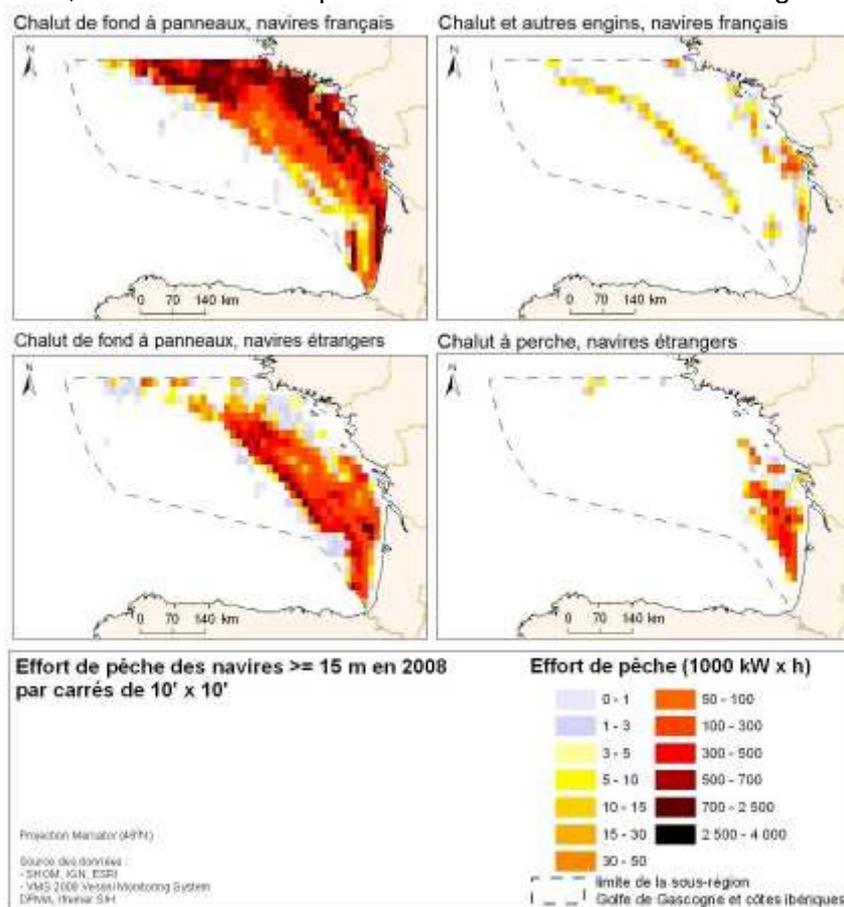


Figure 2 : Répartition spatiale de l'effort de pêche des principales activités des navires français et étrangers de plus de 15 m dans le golfe de Gascogne (Lorance & Leonardi 2011a)

Les impacts des engins fixes sont en général moindres que ceux des chaluts, ils peuvent néanmoins être significatifs sur des communautés fragiles, comme observé en Méditerranée sur l'alcyonaire *Paramuricea clavata* (Bavestrello et al. 1997). Contrairement aux engins tractés, les engins fixes ne peuvent pas générer une abrasion significative sur le substrat, en revanche cet exemple montre qu'ils peuvent avoir un impact sur les communautés et certaines espèces benthiques. L'importance de cet impact n'est pas connue à l'échelle des deux sous-régions marines considérées (Lorance & Leonardi 2011b, a).

2.2.3 Les rejets chroniques ou accidentels

Le rejet en mer de résidus de bauxite localisé dans le canyon de Cassidaigne est un exemple unique en France de part son ampleur spatio-temporelle. Depuis 1967, plusieurs millions de tonnes de boues rouges, résidus de bauxite, ont été déversées à 320m de profondeur dans ce canyon. Les boues rouges ont recouvert l'axe du canyon ainsi qu'une partie des flancs, jusqu'à plus de 2000 m de profondeur et jusqu'à plus de 50 km au large du point de rejet. Le principal impact du déversement serait la perturbation physique liée à la sédimentation des boues rouges et à leur instabilité, qui empêchent tout recrutement ou colonisation de la macrofaune (Dauvin 2010, Fontanier et al. 2012, Fabri et al. 2013b).

L'occurrence de macrodéchets est une source de pression commune aux deux sous-régions marines, avec, dans les deux cas, une dominance des déchets plastiques (Galgani et al. 1996, van den beld et al. in prep.).

2.2.4 Changements globaux

Les problématiques de réchauffement des eaux et d'acidification des océans (non prises en compte dans la DCSMM) pourraient avoir un impact sur les communautés profondes, notamment les communautés de coraux d'eau froide. C'est actuellement un thème de recherche prioritaire de la communauté scientifique internationale (Roberts et al. 2006, Ramirez-Llodra et al. 2011, Form & Riebesell 2012, Maier et al. 2012).

2.3 Définitions de la commission OSPAR

Les discussions entre les différents groupes de travaux européens de la DCSMM ont révélés des interprétations différentes de la terminologie de la Directive et des documents guides. Ainsi, un groupe de la commission OSPAR (ICG-COBAM) a proposé des définitions et des interprétations des différents termes pour que les différentes parties adoptent un langage commun. Ces définitions sont présentées ci-dessous et sont issues du document OSPAR « MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity-A living document - Version 3.2 of 5 March 2012 » (OSPAR 2012).

2.3.1 Indicateur

Etant donnée la complexité de la biodiversité, il est courant d'utiliser un ensemble d'indicateurs de biodiversité dans le cadre de programmes de gestion et d'évaluation, qui permettent de simplifier cette complexité. Il existe différents types d'indicateurs : indicateurs d'état, de pression et de réponse. Ils permettent de limiter le nombre de paramètres à mesurer à ceux qui représentent le plus efficacement possible les aspects structurels et fonctionnels de l'écosystème.

Quand c'est possible, les indicateurs d'état devraient répondre (dans l'espace et le temps) à une pression anthropique particulière (en répondant à l'impact de la pression) et ainsi être reliés aux exigences de gestion. L'évaluation de l'état environnemental fournie par un ou plusieurs indicateurs devrait permettre de déduire l'état général des composants de la biodiversité de cet écosystème.

L'évaluation de l'état peut aussi dériver de mesures indirectes sur les pressions anthropiques dominantes (« indicateurs de pression »). Dans ce dernier cas, les impacts de ces pressions sur la biodiversité doivent être connus.

Pour évaluer l'état d'un écosystème, des indicateurs simples (par exemple la taille d'une population d'oiseaux) ou des indicateurs plus complexes (par exemple le ratio de différents taxons de phytoplancton) peuvent être employés. Les indicateurs d'état ont été évalués par les groupes d'experts du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer). Il y a un certain nombre de critères qui doivent être considérés pour déterminer l'utilité et l'applicabilité de ce type d'indicateur (Tableau. II).

Tableau II : Critères de sélection des indicateurs d'état (adaptés de l'évaluation scientifique des indicateurs par le CIEM et le Royaume-Uni). Tableau extrait du rapport OSPAR, 2012.

Critère	Description
Sensibilité	L'indicateur permet-il de détecter n'importe quel type de changement par rapport aux variations naturelles ou au bruit ?
Précision	L'indicateur est-il mesuré avec un faible niveau d'erreur ?
Spécificité	L'indicateur répond-il d'abord à une pression anthropique particulière, avec une faible réponse aux autres causes de changement ?
Simplicité	L'indicateur est-il facile à mesurer ?
Réactivité	L'indicateur peut-il agir comme un signal d'alarme précoce ?
Applicabilité spatiale	L'indicateur est-il mesurable sur une large proportion de la zone où il doit être appliqué ?
Lien avec la gestion	L'indicateur est-il étroitement lié à une activité qui peut être gérée pour réduire des effets négatifs sur l'indicateur, les tendances quantitatives en cause et les effets des changements sont-ils bien connus ?
Validité	L'indicateur est-il basé sur des jeux de données ou des séries temporelles (continues ou interrompues) qui permettent l'établissement d'objectifs réalistes ?
Communication	L'indicateur est-il suffisamment facile à comprendre pour des non scientifiques et pour ceux qui décideront de son utilisation ?

Les indicateurs, au sens de la DCSMM, sont les attributs spécifiques de chaque critère du bon état écologique (BEE) qui peuvent être à la fois qualitatifs et quantitatifs, et qui permettent de déterminer si chaque critère correspond au bon état écologique ou de déterminer dans quelle mesure chaque critère s'écarte du BEE. Dans le cadre de la DCSMM, les indicateurs peuvent être appliqués pour différentes tâches :

Premièrement, pour les évaluations requises dans la directive, les indicateurs d'état et de pression sont utilisés pour évaluer les différences entre l'état actuel et l'état désiré (BEE). Les indicateurs issus de la décision de la Commission Européenne constituent la base. Les indicateurs de certains descripteurs (en particulier le D1 et le D4) ne peuvent être considérés comme opérationnels jusqu'à ce que des composants spécifiques et représentatifs de la biodiversité (comme les espèces et les habitats), ainsi que des métriques plus spécifiques, ne soient définis pour chaque indicateur.

Deuxièmement, les indicateurs seront appliqués pour refléter les progrès dans l'atteinte des objectifs environnementaux. Les indicateurs qui seront développés, associés aux objectifs environnementaux pourront être identiques aux indicateurs du BEE de la décision de la Communauté Européenne. De manière générale, l'échelle géographique pour l'application des indicateurs devra être définie étant donné que les conditions environnementales pourront être différentes entre et au sein des régions marines.

2.3.2 Indice

Un indice représente une mesure agrégée, ou un calcul dérivé de plusieurs 'paramètres' différents, souvent déterminés au sein de différents composants de la biodiversité. En écologie, les indices sont souvent utilisés pour informer sur la diversité biologique pour une zone donnée. Le degré de diversité peut être évalué à différents niveaux, c'est-à-dire au niveau de l'habitat, de l'espèce ou des gènes. La plupart du temps, ces indices sont déterminés au niveau de l'espèce (Indice de Shannon). Dans le cadre de la DCSMM, les indices d'évaluation peuvent être utilisés comme des indicateurs complexes.

2.3.3 Paramètre/ Métrique

Un paramètre ou une métrique est une caractéristique unique mesurable à un instant t pour une espèce ou un habitat (par exemple le nombre d'individus, la biomasse en g de poids sec, le diamètre des particules sédimentaires en mm). Les paramètres de cette nature peuvent être utilisés comme des indicateurs simples, et en effet, certaines métriques de ce type sont incluses dans la liste des indicateurs fournie par la Commission Européenne pour la DCSMM (par exemple, indicateur 1.2.1 biomasse de la population).

3 Les habitats bathyaux vulnérables

Le concept d'écosystèmes marins vulnérables (VME) pour la première fois introduit dans la résolution 61/105 des Nations Unies en 2006 est décrit dans les directives de la FAO en 2009 :

Un écosystème marin devrait être classé «vulnérable» sur la base des caractéristiques qu'il possède. Les caractéristiques énumérées ci-après devraient être utilisées comme critères pour l'identification des écosystèmes marins vulnérables :

- Caractère unique ou rareté.
- Importance fonctionnelle de l'habitat
- Fragilité
- Caractéristiques du cycle biologique des espèces
- Complexité structurelle (FAO 2009)

De nombreux habitats profonds d'Atlantique et de Méditerranée possèdent une ou plusieurs de ces caractéristiques : récifs de coraux d'eau froide, jardins de coraux, récifs d'éponges, etc. Ils sont tous des habitats complexes tridimensionnels qui sont facilement endommagés par l'action mécanique des engins de pêche, particulièrement par les chaluts mais aussi par les filets, casiers et palangres de fond. Ils ont également une faible capacité de récupération après une perturbation ou une destruction en raison de la présence d'espèces structurantes présentant un faible taux de croissance, un faible taux de recrutement et une importante longévité (Rogers et al. 2008).

Points communs et divergences entre les VME du Golfe de Gascogne et de Méditerranée

La quantité et la qualité de la matière organique arrivant au fond est un des facteurs principaux affectant la composition et l'abondance de la macrofaune et de la mégafaune profonde. Or, en Méditerranée, les nutriments organiques potentiellement limitants (protéines, lipides) sont en faible concentration et diminuent rapidement lorsque la distance à la côte et la profondeur augmentent. Ainsi, la mégafaune profonde de Méditerranée est significativement appauvrie lorsqu'elle est comparée avec celle d'écosystèmes similaires de l'Atlantique ou du Pacifique (Danovaro et al. 2010).

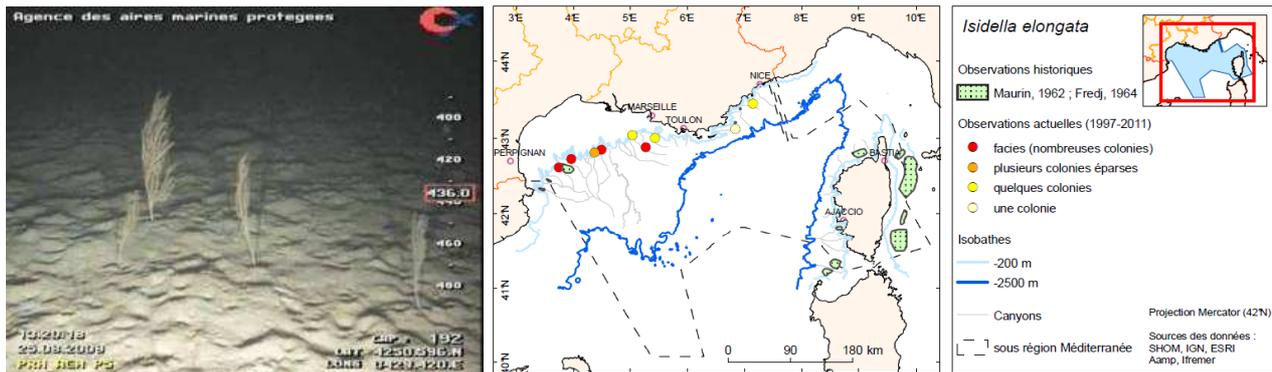
Comparés à ceux du Golfe de Gascogne, les VME de substrats meubles de Méditerranée sont peu nombreux et présentent une faible diversité et une faible abondance de la faune épigée. Les VME Atlantiques et Méditerranéens de substrats meubles sont essentiellement impactés par le chalutage.

Les VME de substrats durs sont principalement caractérisés par les coraux d'eau froide (scléactiniaires coloniaux, principalement *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata*) en Méditerranée comme en Atlantique. Dans le Golfe de Gascogne, les scléactiniaires coloniaux construisent des récifs, forment des jardins de coraux et se développent aussi sur des parois verticales dans les canyons. En Méditerranée française, ces scléactiniaires coloniaux colonisent uniquement des parois verticales et des surplombs dans les canyons. Les récifs de coraux d'eau froide du Golfe de Gascogne sont principalement impactés par le chalutage alors qu'en Méditerranée les coraux peuvent être soumis aux impacts des rejets industriels (cas particulier du canyon de Cassidaigne) et de la pêche aux engins fixes.

3.1 Les habitats vulnérables des fonds meubles bathyaux de Méditerranée

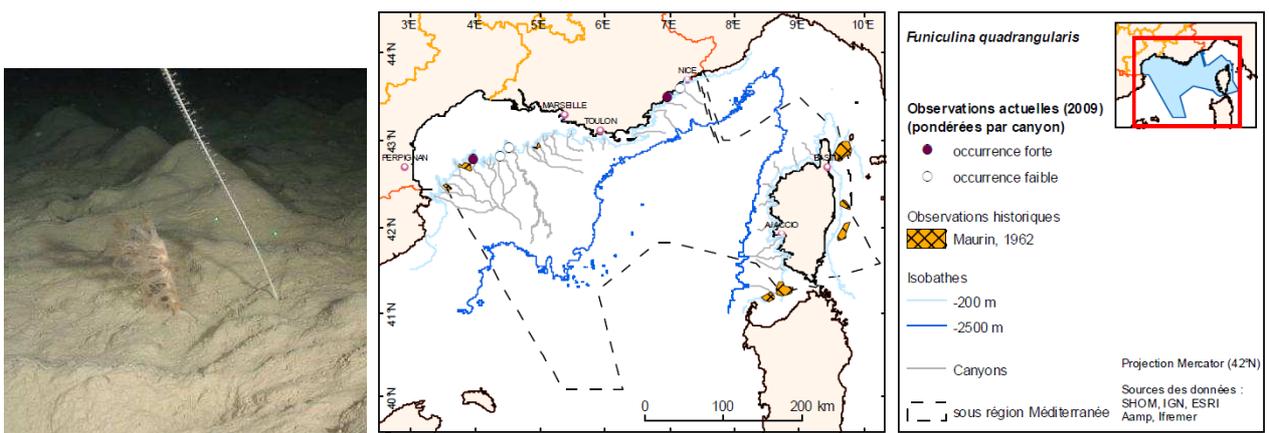
3.1.1 Faciès des vases compactes à *Isidella elongata*

Les étendues de gorgones *Isidella elongata* constituent un faciès caractéristique de Méditerranée profonde (350-1900m) qui abrite des espèces commerciales comme les grandes crevettes rouges *Aristeus antennatus* et *Aristaeomorpha foliacea* et sont ainsi la cible de pêcheries de plus en plus profondes. Le chalutage du faciès à *Isidella elongata* cause des impacts directs sur les assemblages biologiques en supprimant les gorgones qui formaient un habitat, ce qui diminue la diversité des espèces d'invertébrés et affecte négativement la production des pêcheries sur le long terme (Maynou & Cartes 2012). Ce faciès s'est raréfié au cours des 30 dernières années au point que ces « habitats » profonds sont considérés comme « sensibles » par la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (GFCM 2009).



3.1.2 Faciès des vases molles à *Funiculina quadrangularis*

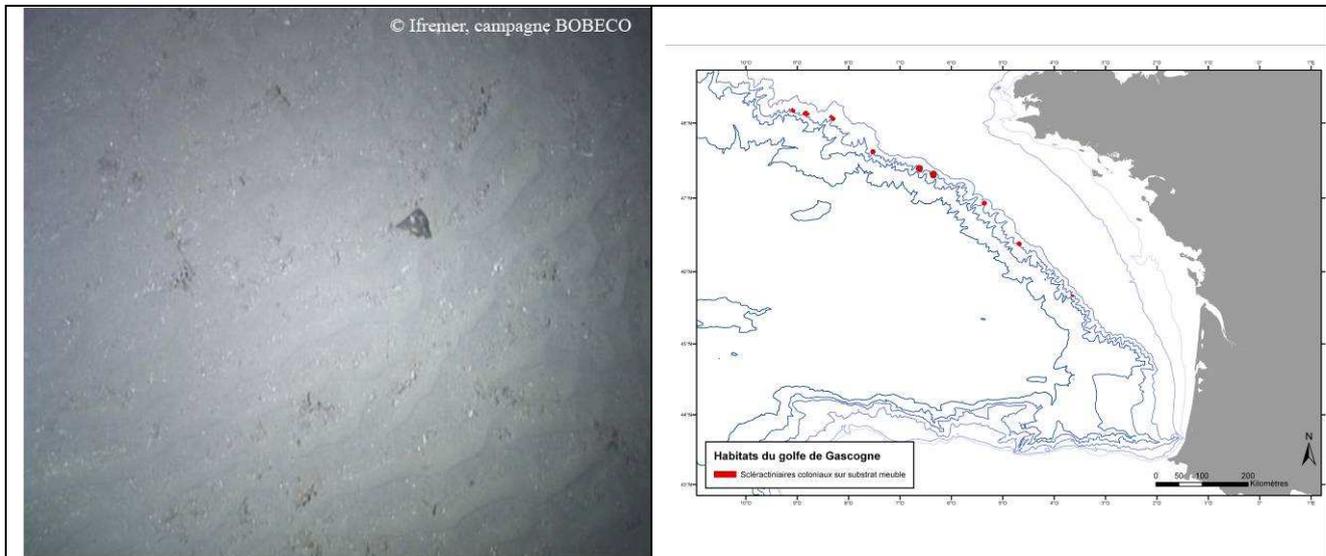
Le faciès comportant les pennatulaires *Funiculina quadrangularis* est essentiellement localisé sur le bas du plateau continental (70-150 m) et le haut de la pente continentale (150-350m) dans le Golfe du Lion. Il constitue un habitat essentiel pour certaines espèces de crustacés commerciaux, en particulier la grande crevette rose profonde *Parapenaeus longirostris* et la langoustine *Nephrops norvegicus* ainsi que pour des céphalopodes (poulpes, seiches) (Sarda et al. 2004). La Commission générale des pêches pour la Méditerranée (GFCM) considère ces champs de pennatulaires comme un Habitat Marin Essentiel (EMH) ayant un rôle dans la productivité des pêches (GFCM 2009). Ce faciès est très vulnérable au chalutage et a été quasiment totalement détruit dans de nombreuses zones de la Méditerranée (Sarda et al. 2004).



3.2 Les habitats vulnérables des fonds meubles bathyaux du Golfe de Gascogne

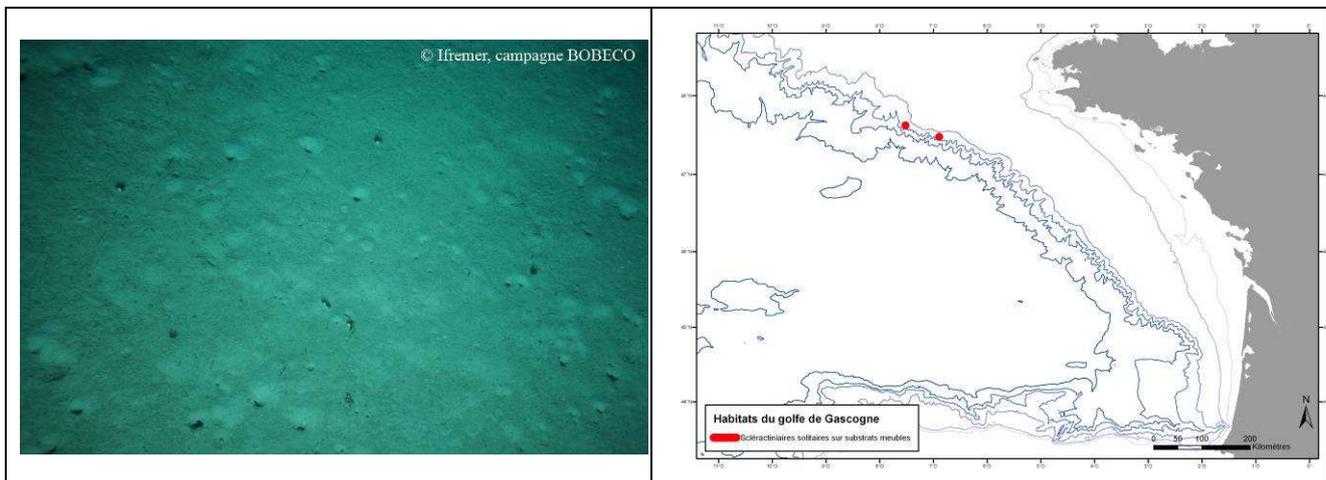
3.2.1 Sclérectiniaires coloniaux sur substrat meuble

Les sclérectiniaires *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata* sont observés sur substrats meubles sous forme de petites colonies isolées. Cet habitat est distribué dans tout le golfe de Gascogne, excepté sa partie la plus méridionale. Il a été observé dans 12 canyons, à la tête, sur les flancs droits ainsi que les interfluves et plateaux entre canyons, à des profondeurs comprises entre 690 m et 1220 m.



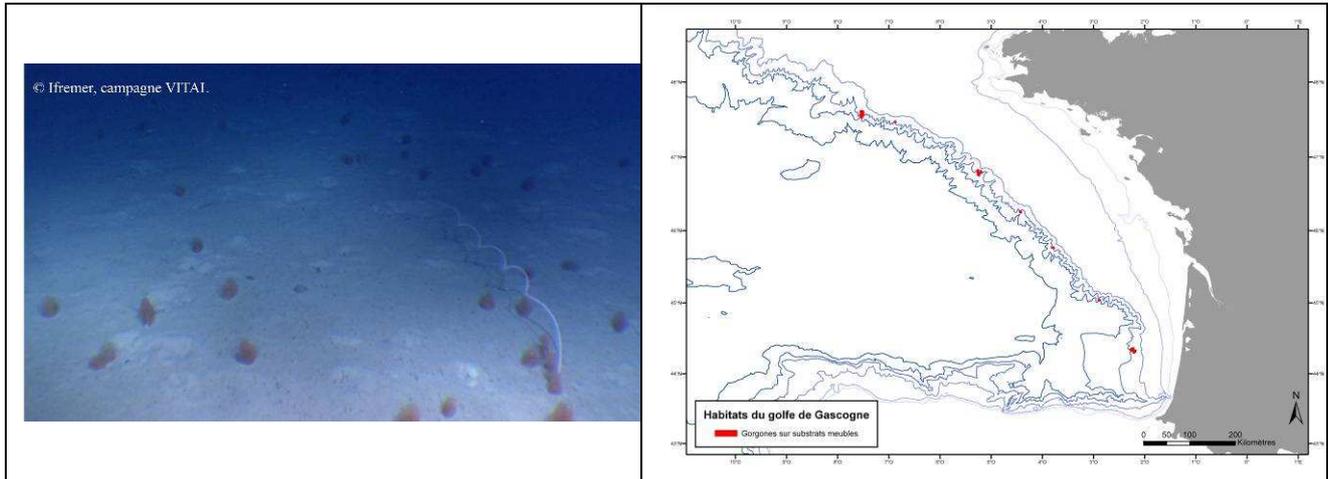
3.2.2 Sclérectiniaires solitaires sur substrats meubles

Des agrégations de sclérectiniaires solitaires appartenant aux espèces *Caryophyllia ambrosia*, *C. cornuformis* et *Flabellum alabastrum* ont été observées sur substrats meubles dans 2 canyons du nord du golfe de Gascogne (Lampaul et Brest). Leur distribution bathymétrique connue est limitée à 700-825 m.



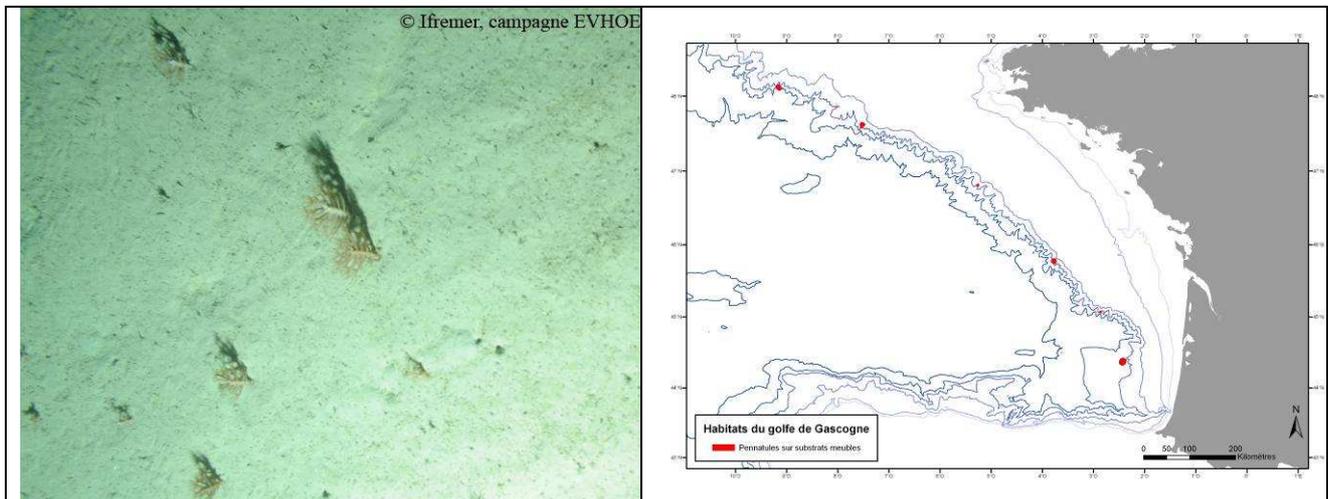
3.2.3 Gorgones sur substrat meuble

Cet habitat se compose de plusieurs espèces de gorgones dont la plus abondante est *Acanella arbuscula*. Il est distribué dans tout le golfe de Gascogne à la tête, sur les flancs ou les interfluves de 8 canyons, à des profondeurs comprises entre 750 et 1850 m.



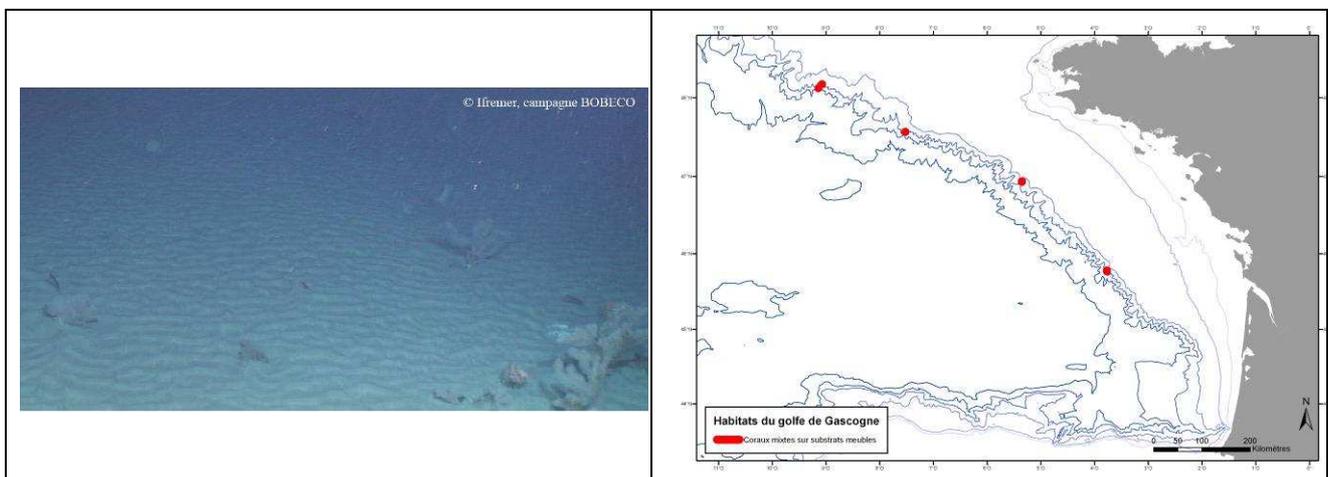
3.2.4 Pennatules sur substrats meubles

Quatre espèces de pennatules structurent cet habitat : *Funiculina quadrangularis*, *Kophobelemnion stelliferum*, *Pennatula sp* et *Distichoptilum sp*. Cet habitat a une large distribution bathymétrique (230 – 2340 m) et géographique. Il se trouve associé tant à la tête, aux flancs et au fond des canyons qu'aux interfluves entre canyons.



3.2.5 Assemblages mixtes de coraux sur substrats meubles

Dans le golfe de Gascogne, cet habitat correspond à l'occurrence d'assemblages mixtes de pennatules et scléactiniaires solitaires ou de pennatules et gorgones appartenant à l'espèce *Thouarella sp*. Il a été observé associé à 4 canyons, à des profondeurs comprises entre 750 m et 1850 m.



3.3 Les habitats vulnérables des substrats durs bathyaux de Méditerranée

3.3.1 Les communautés de coraux profonds (EUNIS A6.61)

En Méditerranée, la communauté des coraux profonds est composée des deux espèces de coraux blancs *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata* (uniquement de *M. oculata* dans certaines zones), et du corail solitaire *Desmophyllum dianthus*. D'autres espèces sont associées à ces coraux dont le polychète *Eunice norvegica*, des échinodermes (Echinoidea et Holothuroidea), des gastéropodes, des crustacés, de nombreuses éponges dressées et encroûtantes, des brachiopodes, des bryozoaires, des antipathaires dont *Leiopathes glaberrima*, des huîtres *Neopycnodonte cochlear* et divers poissons.

En Méditerranée occidentale française, la communauté des coraux profonds n'est observée que dans deux canyons : le canyon de Lacaze-Duthiers et le canyon de Cassidaigne (Figure 3).

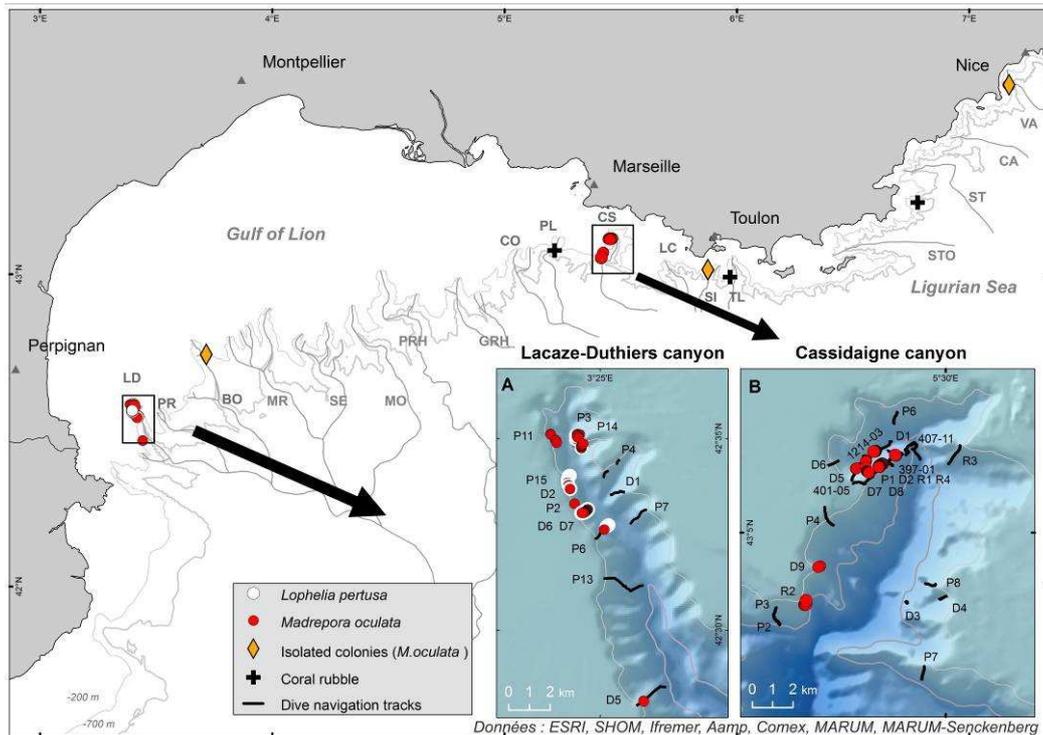


Figure 3 : Localisation des coraux profonds dans les canyons de Méditerranée française (Fabri et al. 2013b)

Dans le canyon de Lacaze-Duthiers, cette communauté est présente aussi bien sur le flanc Ouest que le flanc Est du canyon, entre 200 et 500m de profondeur. Elle colonise les parois verticales et les surplombs exposés aux courants. A noter que la communauté est particulièrement développée sur le flanc Ouest du canyon, où de gros massifs de *Lophelia pertusa* et de *Madrepora oculata* ont été observés, accompagnés par de nombreux coraux solitaires *Desmophyllum dianthus* (Figure 4).

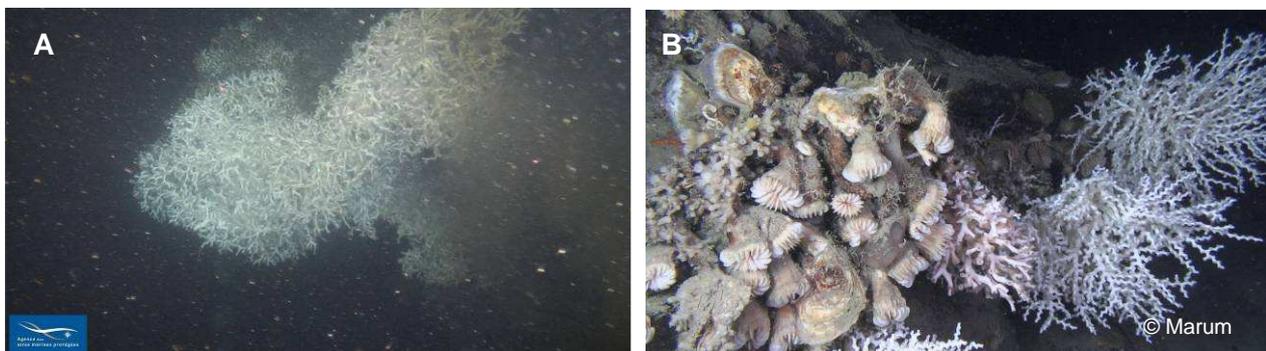


Figure 4 : Aspects de la communauté des coraux profonds dans le canyon de Lacaze-Duthiers. (A) « Massif » de *Lophelia pertusa* observé lors de la campagne MEDSEACAN (2009), 345 m. (B) Communauté des coraux profonds observée en 2011 lors de la campagne organisée par Marum/Senckenberg, 387m.

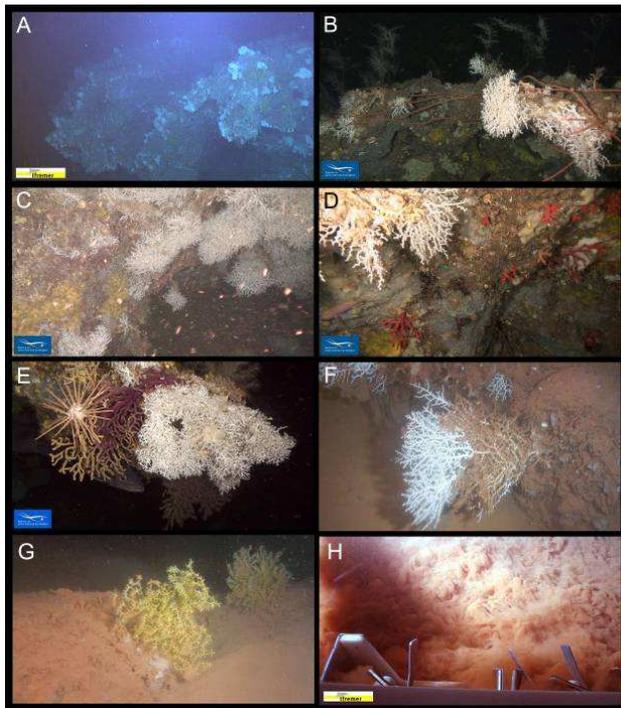


Figure 5 : Aspects de la communauté des coraux profonds dans le canyon de Cassidaigne. De A à E, communauté de transition (200-210 m). De F à G : communauté impactée par les boues rouges (450 m) (Fabri et al. 2013b). Images des campagnes Ifremer ESSROV2010, Aamp MEDSEACAN 2009 et Marum 2009.

En revanche, dans le canyon de Cassidaigne, l'assemblage d'espèces est totalement différent car il n'y a qu'une seule espèce de corail blanc, *Madrepora oculata*, qui est mélangée à plusieurs espèces que l'on trouve dans l'étage circalittoral (*Corallium rubrum*, *Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii*) (Figure 5). Cela s'explique en partie par la faible profondeur de la communauté, qui est située sur une crête culminant à 200 m. Cette zone de transition présente une biodiversité exceptionnelle et est, pour le moment, un exemple unique en Méditerranée. Plus en profondeur, entre 350 et 500m, la communauté de coraux profonds est aussi présente mais est impactée par le dépôt de boues rouges qui recouvre totalement ou en partie le substrat. Dans cette zone à forte sédimentation, la communauté présente un assemblage d'espèces qui semble appauvri : Scléactiniaires coloniaux *Madrepora oculata*, Scléactiniaires solitaires (*Desmophyllum dianthus*, Caryophyllidae et Flabellidae), Porifères (*Hexadella* sp. et *Tretodyctium tubulosum*), Holaxonia *Acanthogorgia hirsuta* et brachiopodes.

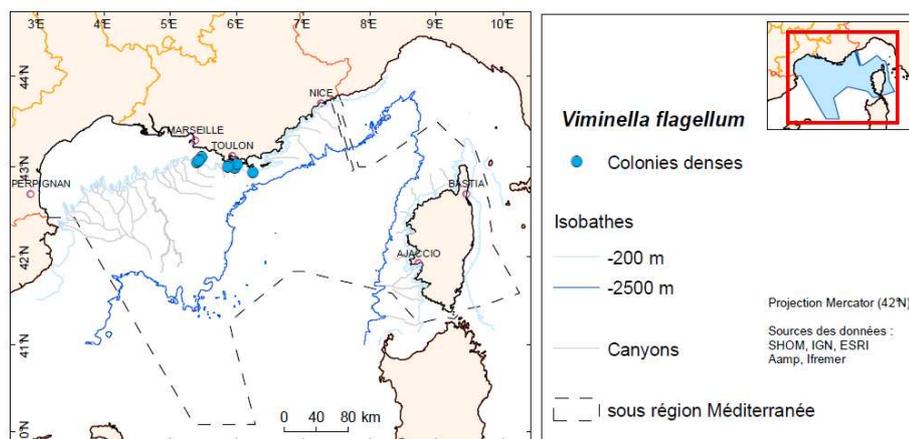
3.3.2 Faciès des roches bathyales à *Viminella flagellum*

Au sein de la sous région Méditerranée occidentale, les gorgones-fouet *Viminella flagellum* forment des ensembles assez denses mais recouvrent des surfaces limitées (quelques m²) sur les sommets et replats horizontaux des roches bathyales, exposées aux courants et peu envasées, entre 200 et 400 m de profondeur. Les communautés associées aux gorgones-fouet sont constituées entre autres d'éponges, de corail jaune *Dendrophyllia cornigera* et de brachiopodes.

Ce faciès n'a été documenté que récemment ailleurs en Méditerranée, en Italie, où il présente une faible densité sur des roches du circalittoral profond (entre 130 et 250 m) (Giusti et al. 2012). Il a également été observé en Atlantique aux Azores avec une densité de gorgones importante (Sampaio et al. 2012, Tempera et al. 2012).



© AAMP



3.3.3 Cas particuliers des *Callogorgia verticillata*

En Méditerranée occidentale française il existe deux sites particulièrement exceptionnels qui présentent des assemblages d'espèces dominés par des espèces dressées de grande taille.

Dans le canyon de Bourcart, une concentration de la gorgone *Callogorgia verticillata* a été observée le long d'une unique marche rocheuse de quelques mètres de large et d'environ 1500 m de long (Figure 6). Environ 400 colonies ont pu être dénombrées sur cette courte distance. Une telle densité n'a jamais été observée ailleurs en Méditerranée. Cette marche rocheuse, en plus de la forte abondance de *C. verticillata*, abrite une diversité exceptionnelle : nombreux poulpes, corail jaune de grande taille (*Dendrophyllia cornigera*), nombreux coraux solitaires (*Desmophyllum dianthus*), corail blanc (*Madrepora oculata*), antipathaires de grande taille (*Leiopathes glaberrima*, *Antipathes* sp.), poissons (*Benthocometes robustus*, *Lophius* sp., *Conger conger*), éponges, gorgones Plexauridae, etc (Figure 7 A à F). Une faune épibionte se développe parfois sur ces gorgones (gastéropodes, nudibranches, ophiures, crustacés, actiniaires et zoanthaires). L'impact de la pêche sur ces communautés est visible sur les enregistrements vidéo, les palangres et les filets restant accrochés au substrat dur, causant parfois des dommages physiques aux colonies de *C. verticillata* et autre faune fixée (Figure 7 G à I).

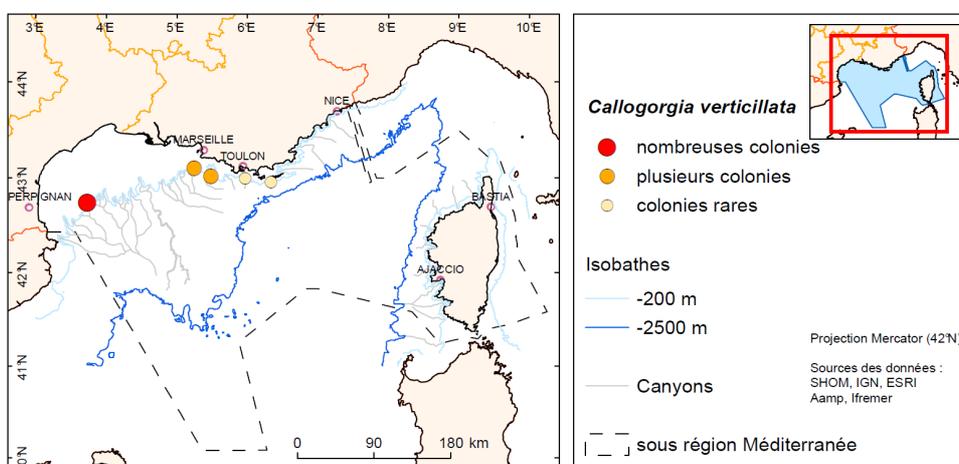


Figure 6 : Carte de localisation des gorgones-fouet *Viminella flagellum* observées pendant la campagne MEDSEACAN 2009. (AAMP/Comex), MARUM 2009 (Marum/Comex).

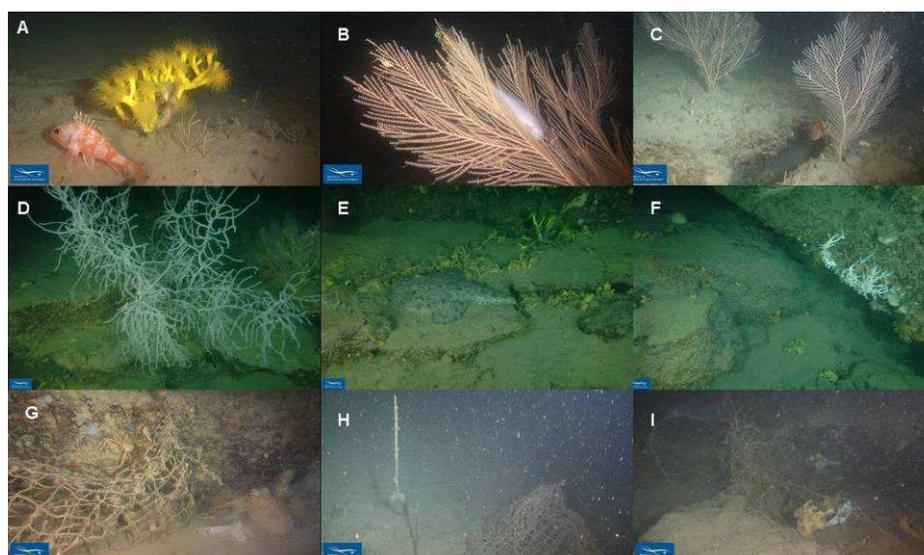


Figure 7 : Diversité de l'assemblage d'espèces et impacts anthropiques, canyon de Bourcart, plongée R2K, 350m.
A : corail jaune *Dendrophyllia cornigera*, *Helicolenus dactylopterus* et petites gorgones Plexauridae. B : *Callogorgia verticillata* et *Benthocometes robustus*. C : Faciès à *C. verticillata* et poulpe. D : Antipathaire *Leiopathes glaberrima*. E : *Lophius* sp. et Porifera. F : Colonie de *Madrepora oculata*. G à I : Impacts des engins de pêches. Images de la campagne MEDSEACAN (Aamp, 2009)

Cette zone, avec les différentes espèces dressées qui s'y trouvent, mérite donc d'être protégée et d'être suivie spécifiquement dans le cadre de la DCSMM.

3.3.4 Cas particuliers des *Leiopathes glaberrima*

Dans le canyon de Cassidaigne, sur la face sud de la crête rocheuse présentant les communautés de coraux profonds, une densité importante d'antipathaires *Leiopathes glaberrima* a été observée (Figure 8). Sachant que cette espèce est supposée avoir une croissance très lente et une durée de vie de plusieurs siècles à millénaires (Carreiro-Silva et al. 2013), il semble très important de suivre ce site et notamment cette espèce très vulnérable. De plus, les antipathaires sont très sensibles à la charge particulaire de l'eau, les sédiments en suspension provoquant une abrasion des tissus et des polypes (Wagner et al. 2012). Le canyon de Cassidaigne étant le siège du déversement des boues rouges, la remise en suspension de ces sédiments par des phénomènes d'upwelling pourrait impacter épisodiquement ces communautés d'antipathaires se trouvant à une centaine de mètres au dessus de la zone d'accumulation. Ces colonies sont aussi impactées par des engins de pêche, de nombreuses palangres et fils de pêche ont été observés pris dans des colonies, certaines étant mortes sur pieds, d'autres présentant des branches entières recouvertes d'épibiontes.

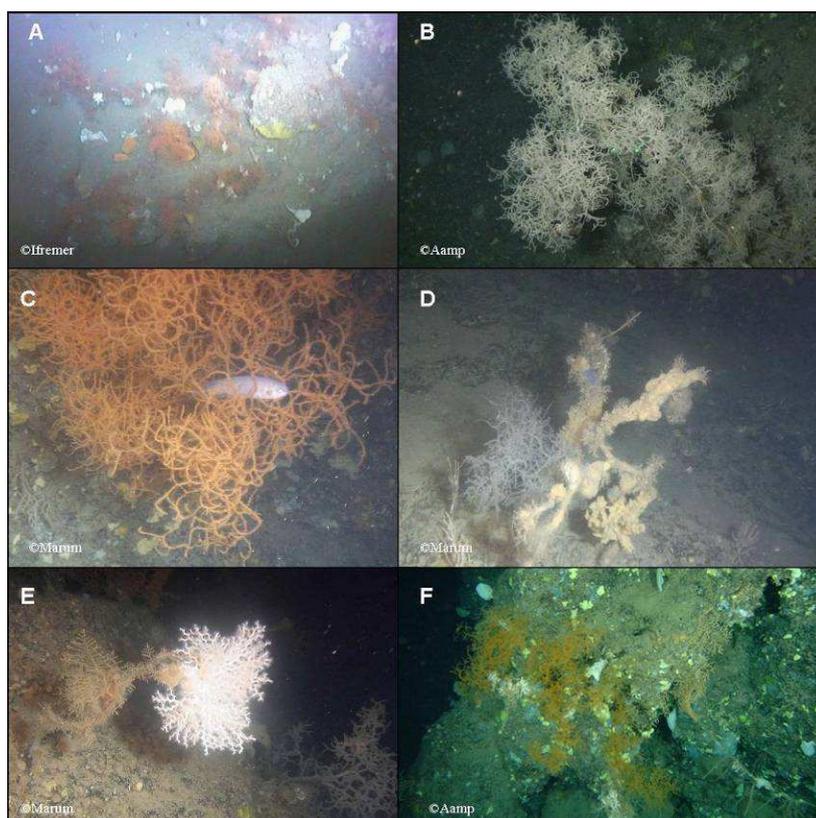


Figure 8 : Antipathaires *Leiopathes glaberrima* observés dans le canyon de Cassidaigne entre 210 et 250 m.

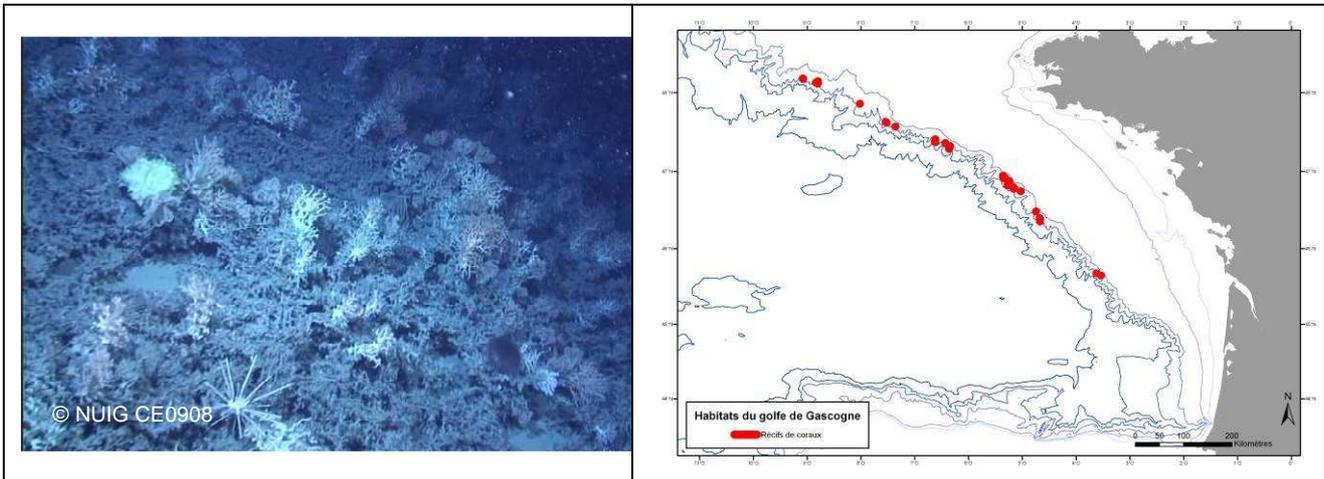
A : Forte densité des colonies, morphe orange. B : Grande colonie en bon état avec fil de pêche, morphe gris. C : Grande colonie, morphe orange, avec *Benthocometes robustus* se cachant dans les branches. D : Colonie présentant des branches mortes colonisées par différents épibiontes. E : Axe d'antipathaire mort colonisé par *Madrepora oculata*. A l'arrière plan une colonie vivante en bon état. F : Colonies du morphe orange présentant quelques épibiontes et palangre perdue à proximité. Images des campagnes Ifremer ESSROV2010, Aamp MEDSEACAN 2009 et Marum 2009.

Cette zone et cette espèce méritent donc d'être protégées et d'être suivies spécifiquement dans le cadre de la DCSMM.

3.4 Les habitats vulnérables des substrats durs bathyaux du Golfe de Gascogne

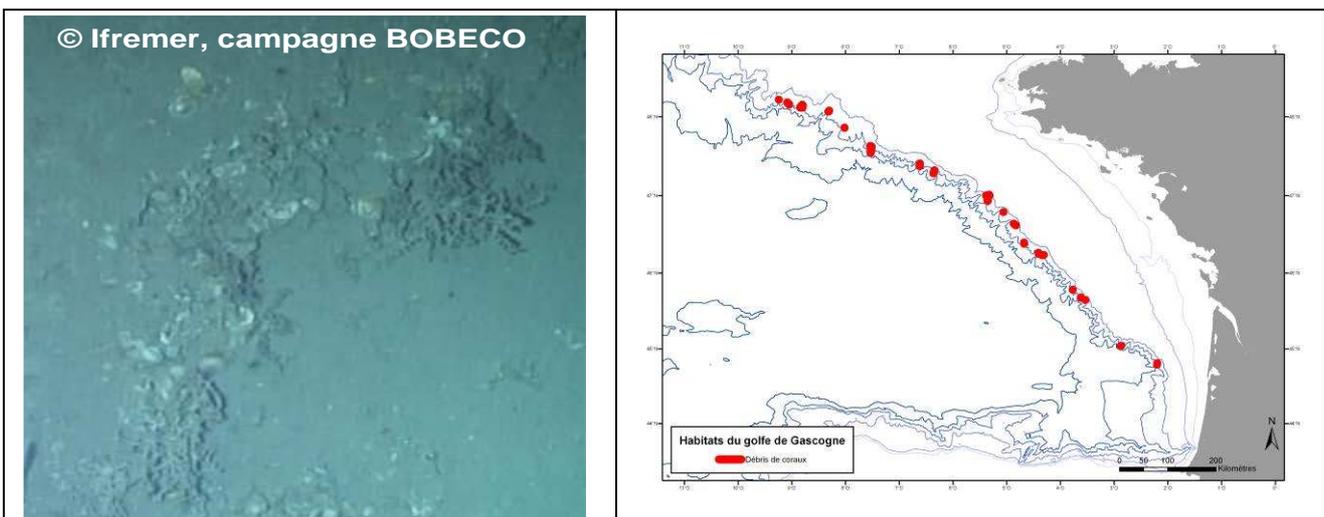
3.4.1 Récifs de coraux

Les récifs de coraux dans le golfe de Gascogne sont constitués des espèces de scléactiniaires coloniaux *L. pertusa* et *M. oculata*. L'habitat récif a été observé à la tête, sur le flanc droit ou les interfluves de 9 canyons dans les parties médiane et septentrionale du golfe. Un important massif de coraux a également été découvert sur un plateau du canyon de Petite Sole. La distribution bathymétrique des récifs dans le golfe de Gascogne est comprise entre 650 et 1380 m.



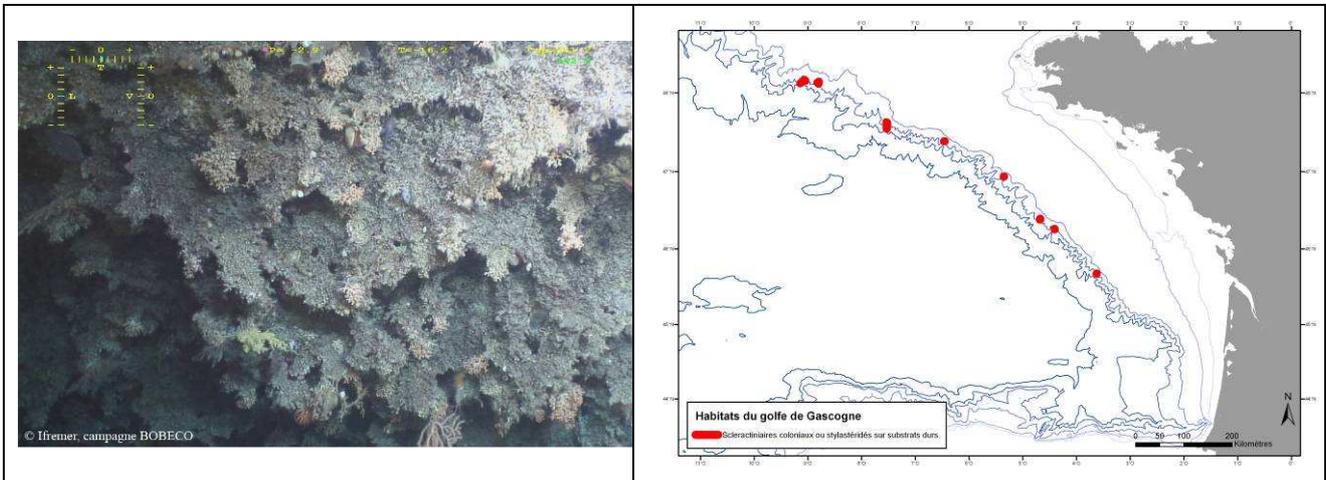
3.4.2 Débris de coraux

Les débris de coraux sont les squelettes carbonatés de *L. pertusa*, *M. oculata* et parfois *Solenosmilia variabilis*. Les causes de la dégénérescence de ces coraux sont rarement connues. Cet habitat est très largement distribué dans tout le golfe de Gascogne, il a été observé dans ou à proximité de 19 des 25 canyons explorés, à des profondeurs comprises entre 230 m et 1700 m.



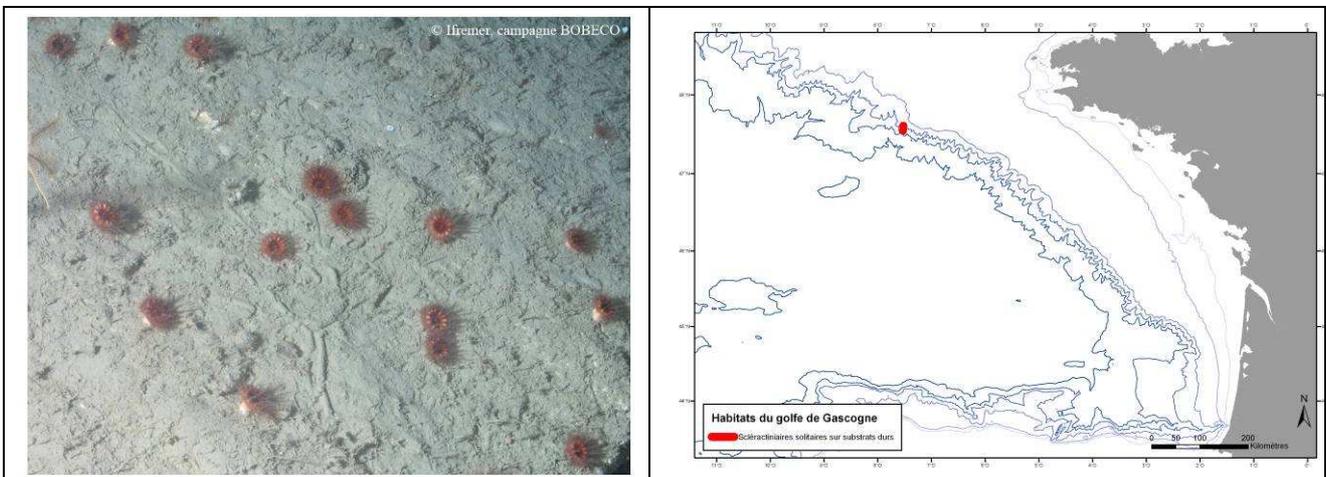
3.4.3 Scléractiniaires coloniaux sur substrats durs

Cet habitat est constitué soit de matrices denses de l'espèce *S. variabilis* sur des falaises, ou de colonies éparées des espèces *L. pertusa*, *M. oculata*, *Dendrophyllia cornigera* ou *Enallopsammia rostrata* sur des substrats durs ou des vases compactes. Il a été observé dans ou à proximité de 13 canyons des sections centrale et septentrionale du golfe de Gascogne, à des profondeurs comprises entre 550 et 1750 m.



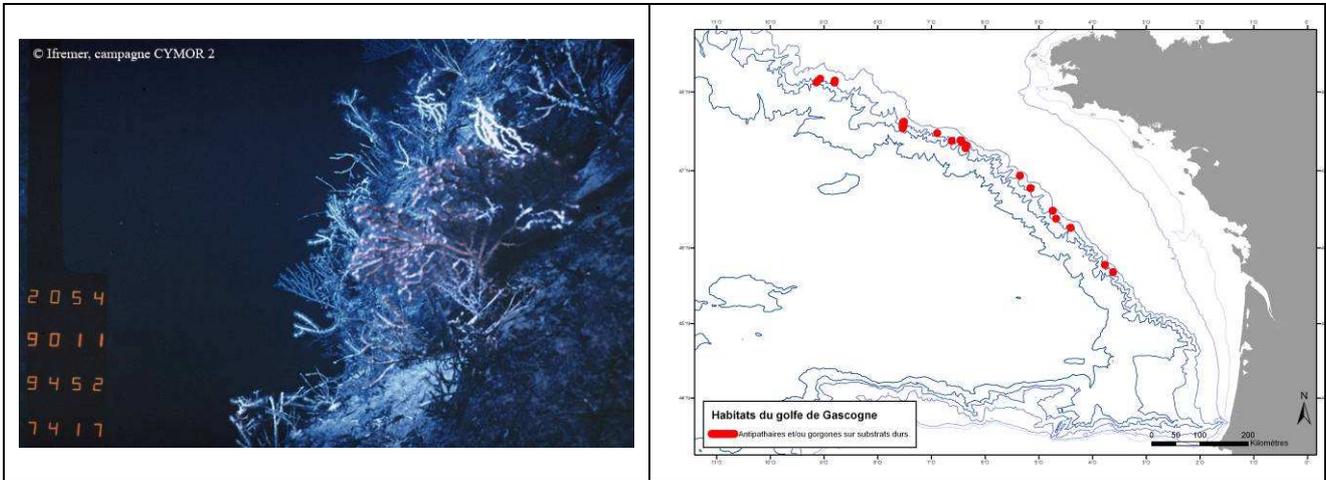
3.4.4 Scléractiniaires solitaires sur substrats durs

Des agrégations du corail solitaire *Vaughanella* sp ont été observées sur des fonds durs mais couverts de sédiments fins à la tête du canyon de Douarnenez, entre 1240 m et 1980 m de profondeur.



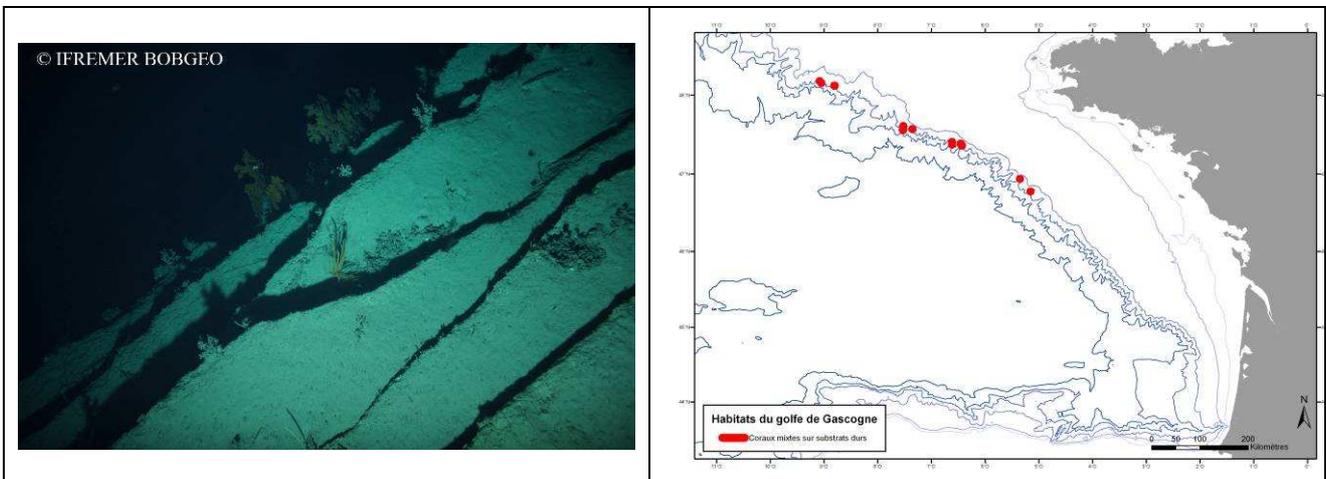
3.4.5 Antipathaires et/ou gorgones sur substrats durs

Des jardins d'antipathaires (*Leiopathes* sp, *Stichopates* sp, *Antipathes dichotoma*) et de gorgones (*Isidella elongata*) ont été observés sur des substrats durs ou des vases compactes, associés à 9 canyons du nord et du centre de golfe de Gascogne, à des profondeurs comprises entre 570 et 1260 m.



3.4.6 Coraux mixtes sur substrats durs

Des associations de scléactiniaires, d'antipathaires et de gorgones formant chacun des colonies éparées sur des substrats durs plus ou moins envasés sont présentes dans 6 canyons principalement au nord du golfe de Gascogne par 660 m à 1770 m de profondeur.



4 Sélection de métriques pour l'état écologique mesurables par imagerie optique

Critère 1.6 : le bon état écologique est atteint lorsque la qualité des habitats élémentaires, décrite par des paramètres biotiques (tels que la composition spécifique et l'abondance de la communauté biologique associée naturellement) et abiotiques (conditions structurelles et environnementales), est à un niveau suffisant garantissant l'intégrité des fonctions écologiques naturellement associées (arrêté du 17/12/12 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines).

Quels paramètres biotiques sont représentatifs de l'état des communautés et de l'intégrité des fonctions écologiques associées ? Parmi ces paramètres, quels sont ceux qui sont susceptibles de varier face à une pression anthropique donnée ? Sont-ils mesurables à partir de l'imagerie optique ?

4.1 Densité des espèces caractéristiques de l'habitat

La densité des espèces benthiques varie naturellement en fonction des conditions environnementales. Il est nécessaire de caractériser le préférendum écologique des espèces puis la gamme de variation naturelle de leur densité au sein d'un habitat pour estimer les valeurs de référence du bon état écologique.

Pertinence de la métrique par rapport aux pressions

La densité des espèces benthiques peut également être affectée par des perturbations anthropiques :

- une réduction immédiate de la densité des espèces non ciblées à la suite de **l'abrasion par le chalutage** sur le fond est souvent reportée dans la littérature (Auster & Langton 1999). Pour évaluer cet effet, il est courant de comparer les nombres et les densités de chaque espèce avant et après l'activité de pêche et/ou avec un site de référence non perturbé. Par exemple, sur des substrats meubles de Méditerranée occidentale au large de la Catalogne, la densité des *Isidella elongata* a été fortement réduite suite à l'arrivée des chalutiers sur une zone qui était restée inexploitée. En 1992, avant le début du chalutage, la densité des *Isidella elongata* était de 255 colonies à l'hectare. En 2011, la densité mesurée n'était plus que de 0.9 colonies à l'hectare (Cartes et al. 2013).

- **l'envasement** produit par les forages pétroliers peut également avoir un impact sur la densité des espèces se trouvant en proximité immédiate du puits de forage. En effet, la densité de la mégafaune sessile a été significativement diminuée autour d'un site de forage pétrolier en mer de Norvège. Le suivi de ce site pendant 10 ans a mis en évidence une résilience partielle de la mégafaune épibenthique (Gates & Jones 2012, Jones et al. 2012). Ce type d'activité n'existe pas à l'heure actuelle dans les eaux françaises.

Cette métrique est probablement peu sensible aux impacts des **engins de pêche fixes (palangres et filets de fond)** car ils induisent une faible variation de l'abondance des espèces et ce à très fine échelle. La diminution de densité pourrait être significative à l'échelle de l'habitat si la densité de l'espèce suivie est naturellement faible- l'impact de l'enlèvement d'un individu sur l'habitat est alors plus important- et/ou si l'effort de pêche est très important au sein de l'habitat.

L'augmentation de densité suite à l'arrêt de la pression va dépendre des caractéristiques biologiques des espèces (taux de croissance, dispersion, reproduction, etc.) mais aussi des conditions environnementales (substrat disponible, absence d'autres pressions, etc.).

Concernant les habitats profonds, lorsque l'échantillonnage est réalisé par des méthodes d'imagerie optique, le calcul des densités des espèces de l'habitat n'est pas exhaustif car de nombreuses espèces ne sont pas visibles sur les images. La mesure de la densité de quelques espèces caractéristiques de l'habitat devrait être suffisante dans le cadre d'un suivi. Deux cas peuvent se présenter :

- cas d'augmentation de la pression : suivre l'espèce ou les espèces caractéristiques les plus sensibles à cette pression
- cas de diminution de la pression (suivi de la résilience de l'écosystème) : suivre la ou les espèces caractéristiques aux taux de croissance les plus rapides parmi les espèces impactées

Pertinence de la métrique en fonction de l'espèce suivie

La pertinence de la métrique en fonction des espèces suivies est récapitulée dans le tableau III ci-dessous. La mesure de la densité d'une ou de plusieurs espèces caractéristiques de l'habitat est tout à fait pertinente pour les habitats/faciès de substrats meubles formés par des Alcyonacea et des Pennatulacea car la densité diminue fortement lorsqu'ils sont impactés par le chalutage (Hixon & Tissot 2007, Cartes et al. 2013).

La densité des espèces caractéristiques de l'habitat n'est pas une métrique pertinente dans le cas des scléactiniaires coloniaux constructeurs de récifs en Atlantique (*Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata*). Sur les images acquises *in situ* il est impossible d'individualiser l'ensemble des colonies car elles forment un récif en trois dimensions. La densité en nombre de colonies par unité de surface n'est donc pas mesurable. Pour cet habitat, il sera possible de mesurer le taux de couverture du substrat par les espèces ingénieuses (voir plus loin).

Pour les scléactiniaires coloniaux non récifaux vivants sur les parois des canyons ou au sein de jardins de coraux, il est généralement possible d'individualiser la majorité des colonies et donc de calculer une densité en nombre de colonies par unité de surface. Cependant sur certains sites, les colonies se développent dans des zones très accidentées (sous et sur des surplombs par exemple) pour lesquelles il est difficile d'estimer la surface du substrat rocheux observé ainsi que le nombre exact de colonies. Pour améliorer l'estimation de la densité de ces espèces, il faudra probablement augmenter l'effort d'échantillonnage par imagerie. Le développement en cours de technologies en 3D pourra permettre à l'avenir de faire une meilleure estimation de la surface de couverture ainsi que de la densité des scléactiniaires coloniaux vivant dans ces zones.

Tableau III : Pertinence de la métrique « densité des espèces caractéristiques de l'habitat » en fonction de l'espèce et de la pression.

Densité des espèces caractéristiques de l'habitat	Pressions		
	Abrasion par le chalutage	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Alcyonacea (Isididae)			Pression négligeable ou inexistante
Pennatulacea			Pression négligeable ou inexistante
Scléactiniaires coloniaux non récifaux (canyons)	Pression négligeable ou inexistante		
Scléactiniaires dans les jardins de coraux (Golfe de Gascogne)			
Scléactiniaires coloniaux récifaux (Golfe de Gascogne)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Autre taxons de substrats durs de Méditerranée (<i>Antipatharia</i> , <i>Callogorgia verticillata</i> , <i>Viminella flagellum</i>)	Pression négligeable ou inexistante		
Autres taxons de substrats durs/indurés d'Atlantique (<i>Antipatharia</i> , <i>Vaughanella</i> sp)			
Autres taxons de substrats meubles (Porifères, Xénophyophores)			Pression négligeable ou inexistante

	Métrique pertinente
	Métrique à valider

Caractérisation des valeurs de référence

Il existe peu de valeurs de référence pour la densité des principaux taxons bathyaux vulnérables dans la littérature. L'étude de ces écosystèmes profonds est récente et se cantonne le plus souvent à une cartographie de leur répartition et parfois à une estimation semi-quantitative de l'abondance des espèces présentes. Il n'existe donc pas de données historiques qui pourraient être des valeurs de référence. Des études très récentes, qui s'inscrivent dans le besoin grandissant de données quantitatives pour le suivi des écosystèmes profonds, permettent d'avancer une fourchette de valeurs « référence » mais cela se limite à quelques habitats (cf. exemple 1 ci-après concernant les gorgones *Isidella elongata*).

Il faut donc encore acquérir pour la plupart des habitats à suivre dans le cadre de la DCSMM des valeurs de densité qui pourront ensuite servir de « référence », en prenant en compte la variabilité naturelle de cette métrique face aux gradients environnementaux.

Exemple 1: Diminution de la densité des *Isidella elongata* sur les zones chalutées en Méditerranée

La densité des *Isidella elongata* diminue rapidement lorsque le chalutage augmente car les colonies sont enlevées au passage du chalut. Par exemple, sur la pente continentale au large de la Catalogne, la densité des *I. elongata* est passée de 255 colonies/ha en 1994 (pas de chalutage) à 0.9 colonies/ha en 2011 (chalutage depuis 1996). L'effort de pêche a été estimé sur la période 2000-2010 : 1 bateau par jour en moyenne, avec 68 % des semaines sans activité de chalutage soit un effort de pêche faible qui a cependant suffit pour éliminer la majorité des colonies présentes sur la zone en 15 ans (Cartes et al. 2013).

Le tableau IV ci-dessous résume les données chiffrées existantes sur la densité des colonies d'*Isidella elongata* en Méditerranée.

Tableau IV : Données existantes sur la densité des colonies d'*Isidella elongata* formant un faciès en Méditerranée

Références	Densité recensée dans la littérature	Estimation de la densité en colonies par hectare	Type d'échantillonnage	Localisation géographique	Profondeur
(Vaissière & Fredj 1964)	0.5 à 2 colonies /m ²	5000 à 20000 colonies / ha	Photos prises par la troïka	Pente continentale au large de Saint Tropez, France	Entre 500 et 650 m
(Oceana 2011)	15 à 20 colonies dam ²	1500 colonies /ha	Transect video linéaire	Mont sous marin Ses Olives, Baléares, Espagne	Entre 497 et 515 m
(Pedel & Fabri 2012a)	97 colonies pour 0.47 ha	206 colonies/ha	Video sur 10 transects parallèles de 250 m de long	Sud du canyon du Planier, France	1520 m
(Cartes et al. 2013)	255 colonies/ha	255 colonies/ha	Chalutage sur environ 1.5 ha	Pente continentale de la Catalogne, Espagne	Entre 615 et 648 m
(Fabri et al. 2013b)	171 colonies / km de radiale (~ 1000 m ²)	1710 colonies / ha	Transect vidéo linéaire de 1 à 3 km	Canyon du Petit Rhône, France	Entre 420 et 500 m

Les estimations les plus réalistes de la densité des *Isidella elongata* sont celles basées sur un échantillonnage quantitatif d'une surface avoisinant l'hectare (Pedel & Fabri 2012a, Cartes et al. 2013) et non une simple estimation visuelle de la densité des colonies sur une surface réduite (Vaissière & Fredj 1964). Les transects vidéo linéaires, en raison de leur faible emprise, ne permettent pas une estimation robuste de la densité des colonies pour l'ensemble du faciès mais peuvent donner une première indication (Oceana 2011, Fabri et al. 2013b). La comparaison des valeurs de densité du site situé à 1520 m de profondeur et des valeurs des autres sites n'est pas pertinente en raison de la trop grande différence de profondeur. La densité « référence » d'un faciès à *Isidella elongata* en bon état écologique se situerait entre 250 et 1710 colonies par hectare. Ces chiffres devront être mieux estimés à l'avenir, en s'appuyant sur un protocole standardisé d'acquisition de l'imagerie pour le calcul de la densité des colonies.

Exemple 2 : Abondance des colonies de *Madrepora oculata* et *Lophelia pertusa* dans le canyon de Lacaze Duthiers (Méditerranée)

L'abondance des colonies de coraux blancs a été mesurée le long de transects linéaires effectués dans le canyon de Lacaze-Duthiers (Gori et al. 2013). Les données d'abondance n'ont pas été standardisées ni ramenées à une densité car la longueur des transects était très variable, d'une centaine de mètre à plus d'un kilomètre. Ces mesures ne sont pas assez robustes pour un suivi de l'habitat car elles ne sont pas reproductibles. Ces valeurs d'abondance ne peuvent donc être considérées comme des valeurs de référence pour les suivis futurs. L'acquisition des données d'imagerie optique devra se faire en suivant un protocole standardisé à définir.

Exemple 3 : Estimation de la densité « référence » des *Callogorgia verticillata* sur le site particulier du canyon de Bourcart (Méditerranée)

Lors de la campagne MEDSEACAN, les images vidéo acquises sur le site particulier du canyon de Bourcart ont permis de faire une première évaluation de la densité des gorgones *Callogorgia verticillata*. Environ 400 colonies ont été observées le long du transect d'environ 1600 m de long pour environ 1 m de large, soit environ 25 colonies à l'are ou 0.25 colonies/m² (une colonie tous les 4 m de transect). Cette densité « référence » est probablement sous estimée car toute la marche rocheuse n'a pas été filmée de la même façon si bien que toutes les colonies présentes n'ont pas pu être observées et comptées.

Exemple 4 : Abondance des colonies de *Madrepora oculata* et *Lophelia pertusa* dans le golfe de Gascogne

L'abondance des colonies isolées de *Lophelia pertusa* et *Madrepora oculata* a été évaluée le long de transects photo (caméra tractée scampi) ou vidéo (ROV Victor) dans le golfe de Gascogne. Les surfaces photographiées ou filmées sont variables et difficilement quantifiables, les abondances sont donc estimées par longueur unitaire de transect de 100 m. Les abondances varient d'un ordre de grandeur soit de 3 à 41 ind.100 m⁻¹ (16 ± 13 ind.100 m⁻¹). Cette variabilité peut s'expliquer par des biais méthodologiques ainsi que par une hétérogénéité naturelle dans l'abondance des colonies isolées de coraux scléractiniaires. Elle illustre l'impossibilité d'établir une valeur de référence à l'échelle du golfe de Gascogne. Celle-ci devra être site spécifique.

4.2 Taux de couverture des espèces ingénieuses (*Madrepora oculata* et *Lophelia pertusa*)

L'emprise spatiale, l'épaisseur et le taux de couverture des coraux vivants varient naturellement d'un récif à l'autre (Purser et al. 2013). En fonction de leur développement, (Flögel et al. in press) définissent trois catégories de récifs dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée :

- I. des récifs massifs couvrant plusieurs centaines de m², formant un relief d'au moins 30 à 50 cm d'épaisseur où les deux-tiers des colonies sont vivantes,
- II. des récifs épars couvrant quelques m² parmi une matrice de sédiments fins ou de débris de coraux et où moins de la moitié des colonies sont vivantes,
- III. des colonies isolées.

Les récifs de catégorie I ont été principalement décrits au large de la Norvège, de l'Irlande et de l'Ecosse. En méditerranée occidentale comme dans le golfe de Gascogne, les récifs observés jusqu'à présent relèvent dans leur quasi-totalité des catégories II et III. Seul le récif du plateau de petite sole dans le nord du golfe de Gascogne pourrait éventuellement prétendre à rentrer dans la catégorie I.

De nombreux facteurs environnementaux contribuent à l'occurrence des espèces constructrices de récifs et le développement des récifs coralliens profonds (Guinan et al. 2009, De Mol et al. 2011, Howell et al. 2011, Flögel et al. in press). Parmi ceux-ci, à l'échelle régionale, la densité de l'eau de mer (σ_θ) et la concentration en carbone inorganique dissous (CID) sont des facteurs forçant de premier ordre. L'occurrence des récifs est limitée à une gamme de densité $\sigma_\theta = 27.35 - 27.65$ kg m⁻³ (Dullo et al. 2008). Le développement des récifs répond quant à lui à un seuil de CID = 2170 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en deçà duquel sont observés des récifs des catégories I-II, et au-delà duquel sont observés des récifs de catégorie III (Flögel et al. in press). A l'échelle locale, outre la présence d'un substrat induré, la qualité et la quantité des apports trophiques ainsi que l'intensité des courants semblent jouer un rôle majeur dans l'occurrence et le développement des coraux constructeurs de récifs (Guinan et al. 2009, De Mol et al. 2011).

Les récifs de coraux morts, qu'il s'agisse de colonies érigées ou de débris, sont également courants. Dans le golfe de Gascogne, l'occurrence de récifs ou de débris de coraux morts est plus courante que celle de coraux vivants. Les causes de ces mortalités, naturelle ou d'origine anthropique, ne sont pas connues.

Pertinence de la métrique par rapport aux pressions

Tableau V : Pertinence de la métrique « densité des espèces caractéristiques de l'habitat » en fonction de l'espèce et de la pression.

Taux de couverture des espèces caractéristiques de l'habitat	Pressions		
	Abrasion par le chalutage	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Alcyonacea (Isididae)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Pennatulacea	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Scléactiniaires coloniaux non récifaux (canyons)			
Scléactiniaires dans les jardins de coraux (Golfe de Gascogne)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Scléactiniaires coloniaux récifaux (Golfe de Gascogne)			
Autre taxons de substrats durs de Méditerranée (<i>Antipatharia</i> , <i>Callogorgia verticillata</i> , <i>Viminella flagellum</i>)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Autres taxons de substrats durs/indurés d'Atlantique (<i>Antipatharia</i> , <i>Vaughanella</i> sp)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Autres taxons de substrats meubles (Porifères, Xénophyophores)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente

Métrique pertinente
 Métrique à valider

Le taux de couverture des colonies érigées (vivantes et mortes) des espèces ingénieuses diminue fortement lorsque le récif est **chaluté** (Rogers 1999, Fosså et al. 2002, Reed et al. 2007). Dans le golfe de Gascogne, des traces de chalut ont été ponctuellement observées au milieu de récifs de coraux vivants (Figure 9).

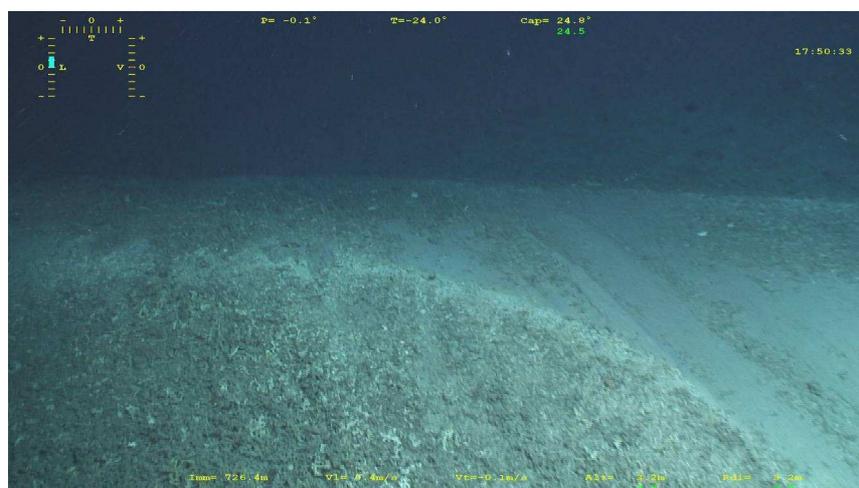


Figure 9 : Illustration de l'impact d'un chalut sur le taux de couverture en coraux d'un récif à *Lophelia pertusa* / *Madrepora oculata* dans le golfe de Gascogne. © Ifremer, campagne BobEco (2011).

La pêche aux engins fixes est également susceptible de modifier le taux de couverture des espèces ingénieuses mais de façon beaucoup moins importante que le chalutage. En effet, il s'agit d'un impact très ponctuel qui pourrait avoir des répercussions sur l'ensemble de l'habitat dans le cas d'un effort de pêche très important sur la zone (impacts répétés).

Dans le cas d'une pression de type **envasement**, les récifs de coraux restant en place, le taux de couverture des espèces ingénieuses, en prenant en compte l'ensemble des colonies mortes et vivantes, n'est pas susceptible de varier de façon significative. Dans un cas extrême comme celui de l'envasement dû aux rejets de boues rouges, il est possible que dans certaines zones les colonies aient été ensevelies, ce qui a pu diminuer le taux de couverture des espèces ingénieuses.

Caractérisation des valeurs de référence

Le taux de couverture des espèces ingénieuses présente trop de variabilité en fonction des sites, de l'âge du récif et de la méthode de mesure. Cette métrique sera plutôt utilisée dans le cadre d'un suivi temporel d'un même site. La valeur « référence » sera alors le taux de couverture sur ce site à T_0 (campagnes récentes ou première campagne du programme de surveillance).

Exemple : Problématiques liées à la mesure du taux de couverture des espèces ingénieuses dans les canyons de Méditerranée

Les espèces ingénieuses se développent dans des zones très accidentées (paroi verticale, surplombs, crêtes rocheuses). Il est impossible d'estimer la surface du substrat par des méthodes acoustiques ou optiques. Des technologies de visualisation en 3D et à fine échelle sont nécessaires et sont actuellement en cours de développement. Les colonies se développent sous et sur les surplombs, autour de pitons rocheux, sur différentes faces des parois rocheuses, etc. Il est impossible d'avoir une vue unique englobant l'ensemble des colonies et de surface connue pour estimer le taux de couverture (Figure 10).

En attendant une utilisation opérationnelle des moyens 3D, l'estimation du taux de couverture pourrait se faire sur des zones précises où les parois sont relativement planes.

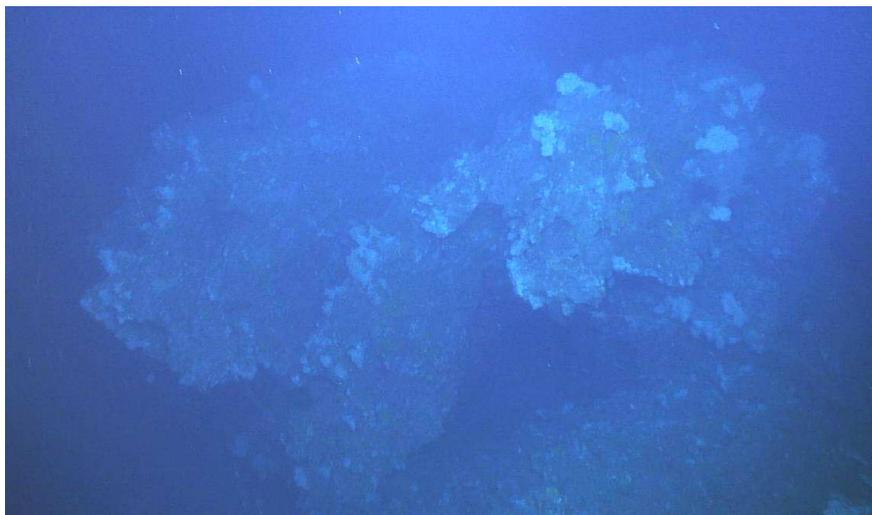


Figure 10 : Complexité morphologique du site où les espèces ingénieuses ont été observées; canyon de Cassidaigne (200 m), campagne Ifremer ESSROV2010.

4.3 Richesse et diversité spécifique de l'habitat

La **richesse spécifique** est une mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème ; elle désigne le nombre d'espèces présentes dans l'espace considéré. Les effectifs de chaque espèce ne sont pas pris en compte, non plus que l'effort d'échantillonnage. La **diversité spécifique** au contraire tient compte de la distribution des abondances par espèce. De nombreux indices ont été proposés pour évaluer la diversité spécifique (Magurran 2004). Les indices classiquement utilisés en écologie, tels que l'indice de Shannon-Wiener et ses dérivés, sont cependant sensibles à l'effort d'échantillonnage et la taille de l'échantillon (Smith & Grassle 1977). Lorsque la taille des échantillons n'est pas standardisée, ce qui est souvent le cas des données basées sur l'imagerie, les techniques de raréfaction ou d'accumulation sont plus adaptées (Soetaert & Heip 1990).

Les habitats biogéniques tels que les récifs de scléactiniaires ou les jardins d'octocoralliaires créent une hétérogénéité qui favorise la diversité locale de la faune benthique (Buhl-Mortensen et al. 2010). Dans l'Atlantique Nord-Est, près de 1300 espèces associées aux récifs à *Lophelia pertusa* ont été inventoriés (Roberts et al. 2006). En méditerranée, les récifs de coraux profonds de Santa Maria di Leuca au large de l'Italie présentent également une forte biodiversité, caractérisée par 222 espèces, dont 36 espèces d'éponges, 35 espèces de mollusques et 31 espèces de cnidaires (Mastrototaro et al. 2010). Ces inventaires ont été obtenus à l'aide de prélèvements et d'enregistrements vidéos. Les études strictement basées sur l'imagerie ne permettent de capturer qu'une fraction de la biodiversité de ces habitats. Ainsi, seule une quarantaine de taxons différents de mégafaune ont pu être identifiés à partir des vidéos enregistrées au sein des communautés de coraux profonds du canyon de Lacaze-Duthiers (L. Pedel, com. pers.). Dans le golfe de Gascogne, une centaine de taxons associés aux récifs de coraux à jusqu'à présent été observée.

La biodiversité telle qu'elle est établie à partir de données optiques, est très sous-estimée à cause de la qualité inégale des enregistrements vidéos suivant la plongée (absence de HD/zoom, forte turbidité, pas d'identification de la majorité des éponges, etc.). Il est donc important d'établir, au préalable à la campagne de suivi, la liste d'espèces observables et identifiables dans l'habitat, ainsi que des méthodes standardisées d'acquisition d'images afin d'avoir toujours la même précision pour un effort d'identification constant.

Pertinence de la métrique en fonction des pressions et des habitats

Tableau VI : Pertinence de la métrique « richesse et diversité spécifique » en fonction de l'espèce et de la pression.

Richesse et diversité spécifique de l'habitat	Pressions		
	Abrasion par le chalutage	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Alcyonacea (Isididae)			Pression négligeable ou inexistante
Pennatulacea			Pression négligeable ou inexistante
Scléactiniaires coloniaux non récifaux (canyons)	Pression négligeable ou inexistante		Métrique non pertinente
Scléactiniaires dans les jardins de coraux (Golfe de Gascogne)			Métrique non pertinente
Scléactiniaires coloniaux récifaux (Golfe de Gascogne)			Métrique non pertinente
Autre taxons de substrats durs de Méditerranée (<i>Antipatharia</i> , <i>Callogorgia verticillata</i> , <i>Viminella flagellum</i>)	Pression négligeable ou inexistante		Métrique non pertinente
Autres taxons de substrats durs/indurés d'Atlantique (<i>Antipatharia</i> , <i>Vaughanella</i> sp)			Métrique non pertinente
Autres taxons de substrats meubles (Porifères, Xénophyophores)			Pression négligeable ou inexistante

Métrique pertinente Métrique à valider

Diversité et richesse spécifiques sont des descripteurs incontournables de la structure des communautés benthiques. Leur sensibilité en tant qu'indicateurs de pression est cependant discutable (Olsgard & Gray 1995, Rochet & Trenkel 2003).

Caractérisation des valeurs de référence

L'évaluation de la richesse et de la diversité spécifiques est sensible à la méthode et l'effort d'échantillonnage. Ces deux métriques varient également en fonction du contexte environnementale, la profondeur par exemple. Les valeurs de référence devront être établis dans le cadre d'un suivi, sur la base d'un protocole standardisé d'acquisition de la donnée.

Exemple

Dans le golfe de Gascogne, la richesse et la diversité taxonomique des récifs de coraux vivants et des débris de coraux présentent des patrons différents (Figure 11). Les courbes d'accumulation en fonction de l'effort d'échantillonnage produisent des indicateurs de la richesse taxonomique (Figure 11B). A l'échelle du golfe de Gascogne, les richesses totales observées sur des récifs de coraux vivants et des débris de coraux sont respectivement de 102 et 97 taxons. A effort d'échantillonnage comparable, la richesse taxonomique est plus élevée sur les coraux vivants que les débris de coraux. Les courbes de raréfaction en fonction du nombre d'individus sont des indicateurs de diversité (Figure 11A). Ces courbes illustrent les abondances plus élevées mais la diversité plus faible des peuplements associés aux coraux vivants par rapport aux débris de coraux. Les récifs de coraux morts érigés, moins fréquents que les deux précédents habitats, sont sous-échantillonnés. Il semblerait néanmoins qu'ils présentent des patrons de richesse et de diversité intermédiaires entre récifs de coraux vivants et débris. En résumé, à effort d'échantillonnage égal, les récifs de coraux présentent une richesse taxonomique plus élevée, des abondances plus élevées mais une diversité plus faible que les débris de coraux. Ces résultats intégrés à l'échelle du golfe de Gascogne peuvent masquer une hétérogénéité locale des patrons de richesse et de diversité. Ils soulignent l'importance d'un échantillonnage quantitatif afin de contrôler localement l'effort d'échantillonnage.

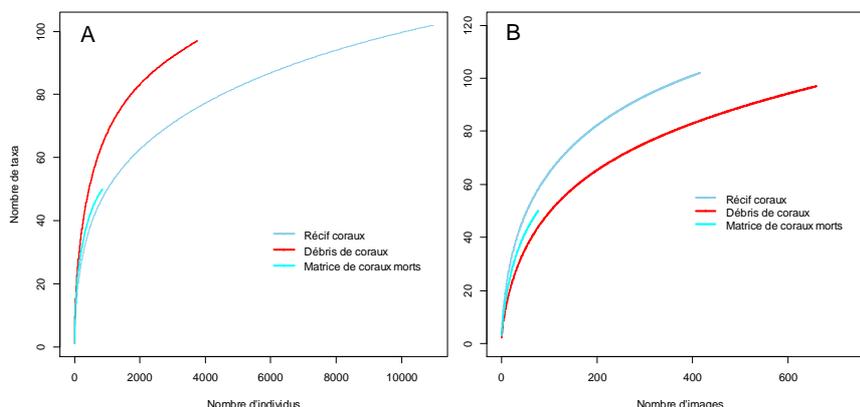


Figure 11 : Diversité et richesse taxonomique de la mégafaune associée aux récifs de coraux vivants, aux récifs de coraux morts et aux débris de coraux dans le golfe de Gascogne. A) selon le nb d'individus B) selon le nb d'images

Dans une étude australienne sur l'impact du chalutage sur des récifs à *Solenosmilia variabilis* au sommet de monts sous-marins, (Althaus et al. 2009) notaient une réduction significative de la richesse et de la diversité de la faune dans les zones chalutées, liée à une destruction totale des récifs et une modification importante de la structure des peuplements. Ces résultats étaient basés sur une analyse quantitative des données d'imagerie.

Des modifications profondes dans la structure de l'habitat, telles qu'entre récif de coraux vivants et débris, ont une influence sur la richesse et la diversité de la mégafaune associée. De même, un envasement important pourrait induire une réduction de la richesse spécifique de la mégafaune. Des modifications de faibles ampleurs telles que celles engendrées par des engins de pêche fixe seront en revanche probablement trop faibles et localisées pour avoir une influence mesurable sur ces deux descripteurs de la structure des peuplements. La pertinence de la métrique reste à valider concernant les habitats de coraux non-récifaux pour lesquels l'influence de l'espèce ingénieure sur la diversité locale des assemblages de mégafaune n'est pas documentée.

4.4 Composition taxinomique de l'habitat

La composition taxinomique de l'habitat inclut *a minima* la liste des taxons, idéalement des espèces, peuplant cet habitat et intègre généralement leurs abondances relatives. Elle contient donc le maximum d'information faunistique relative à un habitat mais celle-ci est difficile à restituer sous forme d'un indicateur borné et standardisé. Les approches visant à exprimer la composition taxinomique sous forme d'un indicateur d'état ont consisté à :

- se limiter à un groupe fonctionnel (e.g. mégafaune, macrofaune, méiofaune) ;
- identifier des espèces sentinelles, sensibles et tolérantes aux pressions anthropiques ;
- intégrer les variations d'abondances des espèces sentinelles dans une métrique unique;
- catégoriser cette métrique et définir des seuils traduisant la qualité écologique d'un habitat.

Ce type d'approche a été développé pour les peuplements de macrofaune de substrat meuble en milieu côtier (e.g. AMBI, (Borja et al. 2000) ; BQI, (Rosenberg et al. 2004)), avec des résultats mitigés cependant (Grémare et al. 2009). Une seconde approche préconisée pour les habitats côtiers dans le cadre de la DCSMM serait de comparer la composition taxinomique de sites de référence et de sites potentiellement impactés grâce à un indice de similarité. Un indice de similarité est une mesure de ressemblance entre couples de sites qui tient compte de la présence/absence et éventuellement de l'abondance des espèces (Legendre & Legendre 2012). Ces indices forment la base des méthodes statistiques multivariées dites de groupement et d'ordination. Il existe de nombreux indices ainsi que de nombreuses méthodes de groupement et d'ordination (Legendre & Legendre 2012). En écologie benthique, les plus classiquement utilisés sont soit l'indice de similarité de Bray-Curtis, un indice semi-métrique, associé à un cadrage multidimensionnel non-métrique ou n-MDS (Clarke & Warwick 2001), soit un indice métrique (e.g. distance Euclidienne, Chi2, Hellinger) associé à une analyse en composante principale (Legendre & Gallagher 2001).

Pertinence de la métrique par rapport aux pressions

Cette « métrique » est globalement pertinente pour l'ensemble des pressions qui peuvent affecter les différentes espèces d'une communauté car elle est sensible à la fois aux variations d'abondance et aux remplacements/disparitions d'espèces.

Le chalutage sur les récifs de coraux profonds et les jardins de coraux modifiera la composition taxinomique en impactant à la fois l'abondance des espèces et en remplaçant les espèces sensibles par des espèces opportunistes.

La pêche aux engins fixes est susceptible de modifier la composition taxinomique de l'habitat mais de façon beaucoup moins importante que le chalutage. En effet, il s'agit d'un impact très ponctuel, qui pourrait avoir des répercussions sur l'ensemble de l'habitat dans le cas d'un effort de pêche très important sur la zone (impacts répétés)

L'envasement est également susceptible de modifier la composition taxinomique de l'habitat, notamment pour les habitats de substrats durs naturellement peu envasés, où les espèces peuvent être impactées en fonction de leur sensibilité à l'envasement.

Pertinence de la métrique en fonction de l'habitat

Cette métrique est pertinente pour le suivi des habitats présentant un nombre suffisant d'espèces de mégafaune observables par les moyens optiques.

Cette métrique n'est pas pertinente pour le suivi des faciès de substrats meubles de Méditerranée où trop peu d'espèces sont visibles sur les vidéos (faune caractéristique de l'habitat principalement endogée).

Tableau VII : Pertinence de la métrique « Composition taxinomique de l'habitat » en fonction de l'habitat et de la pression.

Composition taxinomique de l'habitat	Pressions		
	Abrasion par le chalutage	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Communauté des coraux profonds (Méditerranée)	Pression négligeable ou inexistante		
Jardin de coraux (Golfe de Gascogne)			Métrique non pertinente
Récifs de coraux d'eau froide (Golfe de Gascogne)			Métrique non pertinente
Autres habitats des roches bathyales (Antipatharia, Alcyonacea, etc.)	Pression négligeable ou inexistante		
Faciès des vases bathyales (Méditerranée)	Métrique non pertinente	Pression négligeable ou inexistante	Pression négligeable ou inexistante
Habitats de substrats meubles bathyaux (Golfe de Gascogne)		Pression négligeable ou inexistante	Pression négligeable ou inexistante

■	Métrique pertinente
■	Métrique à valider

Caractérisation des valeurs de référence

La composition taxinomique de l'habitat peut être étudiée par des analyses multivariées de matrices [taxons X abondances]. Ces matrices peuvent être constituées le long d'un gradient de pression, pour des habitats identiques. Les compositions taxinomiques des sites non perturbés forment un ensemble de référence auquel sont comparées les compositions taxinomiques des sites perturbés.

Il est nécessaire d'acquérir les données optiques selon un protocole standardisé, avec une liste d'espèces à identifier, pour toujours effectuer le même effort d'identification.

Exemple 1 : Comparaison par analyse multivariée des assemblages faunistiques des récifs de coraux vivants, des récifs de coraux morts et des déblais de coraux dans le golfe de Gascogne

Dans le golfe de Gascogne, nous avons cherché à tester l'hypothèse que les assemblages faunistiques des récifs de coraux vivants, des récifs de coraux morts et des déblais de coraux étaient significativement différents. Pour chacun des habitats la faune visible sur image a été énumérée et identifiée au niveau de résolution le plus fin possible (rarement l'espèce). Les données d'occurrence des taxons ont été agrégées par segments de 200 m. Chaque segment a été assigné à l'un des trois habitats considérés. Il convient de noter que ces données ne sont pas quantitatives dans la mesure où il n'était pas possible de contrôler la surface couverte par les images analysées. Les approximations de densité permettent néanmoins d'illustrer l'intérêt et les limites d'une métrique du bon état écologique basée sur un indice de similarité faunistique.

La matrice taxons x segments et l'influence du facteur « habitat » ont été analysées suivant les deux méthodes d'analyse multivariée les plus classiquement utilisées en écologie benthique :

1. La méthode non-métrique – la similarité entre segment a été évaluée par l'indice de Bray-Curtis, les segments ont été ordonnés dans les deux premières dimensions d'un cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) et la probabilité que le facteur habitat est une influence sur la similarité entre segments calculée par une analyse de similarité (ANOSIM).

2. La méthode métrique – la similarité entre segment a été évaluée par l'indice de Hellinger, les segments ont été ordonnés dans les deux premiers axes d'une analyse en composante principale sur variable instrumentale (ACPVI) et la probabilité que le facteur habitat est une influence sur la similarité entre segments évaluée par un test de Monte Carlo.

Pour les deux méthodes d'analyse, le test de probabilité confirme l'influence du facteur habitat sur la composition faunistique des assemblages ($p < 0,05$). L'ordination des segments par la méthode non-métrique vient cependant nuancer les résultats du test (fig 12A). Dans les deux premières dimensions de la n-MDS, aucun des habitats ne forme une enveloppe distincte de segments. L'ACPVI permet une meilleure discrimination des habitats mais la dispersion autour des centroïdes des habitats demeure très élevée (fig 12B).

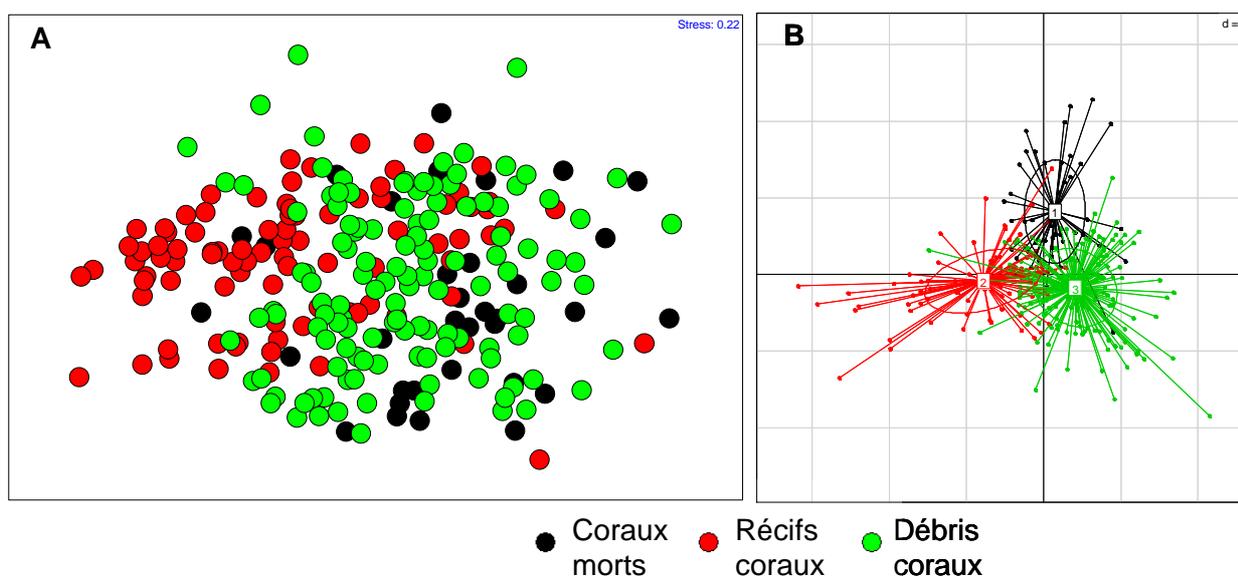


Figure 12 : Comparaison par analyse multivariée des assemblages faunistiques des récifs de coraux vivants, des récifs de coraux morts et des débris de coraux dans le golfe de Gascogne, A) par cadrage multidimensionnel non-métrique, indice de similarité de Bray-Curtis et B) par analyse en composante principale sur distance d'Hellinger.

L'analyse multivariée permet donc de comparer les assemblages faunistiques des différents habitats, de tester l'influence de l'état de dégradation d'un récif de coraux et de confirmer que celui-ci a un effet significatif sur la composition taxonomique des assemblages. La définition d'un état de référence absolu et applicable à une sous-région marine sera cependant difficile compte tenu de l'hétérogénéité intra-habitat. Cette hétérogénéité peut être liée à des biais méthodologiques (e.g. sous-échantillonnage, données semi-quantitatives,...) mais également à la variabilité naturelle des conditions environnementales à l'échelle du golfe de Gascogne.

La métrique basée sur l'analyse multivariée est donc puissante mais doit se concevoir dans le cadre d'un suivi temporel et/ou en comparaison de sites témoins proches des sites potentiellement impactés.

4.5 Structure de taille des populations des espèces caractéristiques de l'habitat

La structure de taille d'une population est un paramètre généralement utilisé pour la gestion des stocks de poissons mais aussi le suivi de populations d'espèces mobiles d'importance (mammifères marins, tortues, oiseaux). Cette métrique pourrait également s'avérer pertinente pour le suivi des populations benthiques sessiles vulnérables comme les cnidaires profonds. Les réflexions suivantes sur la pertinence de cette métrique sont donc principalement ciblées sur les cnidaires et s'inscrivent dans l'évaluation de l'état des populations (critère 1.3) - Caractéristiques démographiques des populations (Structure de taille).

La distribution des âges/tailles d'une population reflète les effets combinés de la mortalité, du recrutement et de la croissance. Elle reflète ainsi l'histoire de la population, particulièrement dans le cas des espèces sessiles à grande longévité. Un important manque d'individus âgés est un indicateur de forte mortalité passée, due soit à des causes naturelles soit à des causes anthropiques (Tsounis et al. 2006).

Le type d'asymétrie (skewness) de la distribution des classes de taille reflète la proportion des petites colonies face aux colonies plus grandes, représentant l'apport de juvéniles et la longévité des colonies. Le mode de la distribution des classes de tailles représente la taille de colonie la plus fréquente et indiquerait un changement dans l'impact relatif de la mortalité dans la population. Les diagrammes de distribution des tailles des colonies fournissent des informations sur les événements passés et possèdent un certain pouvoir prédictif du développement de la population (Bak & Meesters 1998).

Les espèces de gorgones à grande longévité seraient protégées face aux fluctuations du recrutement, même lorsque des taux faibles alternent avec des pics sporadiques (Linares et al. 2007). Chez les espèces à grande longévité, les variations du recrutement sont d'une importance limitée alors que la survie de grandes colonies est un facteur clé pour la persistance de la population (Lasker 1991, Linares et al. 2007). En effet, les grandes colonies de gorgone contribuent de façon majoritaire à la production des gamètes (Garrabou & Harmelin 2002, Linares et al. 2007, Gori et al. 2011). La présence de grandes colonies, qui auraient plusieurs décennies au moins, est aussi un indicateur de la stabilité de l'habitat et de l'absence de perturbations.

La plupart des invertébrés benthiques bathyaux ont des taux de croissances lents, si bien que la structure en taille de la population varie lentement au cours du temps, sauf si elle est impactée par une perturbation (Tableau VIII).

Suivant les publications et les taxons, les taux de croissances sont déterminés par rapport à la hauteur (taux de croissance axial) ou par rapport à la largeur des branches ou du tronc (taux de croissance radial).

Tableau VIII : Taux de croissance *in situ* observés pour différents taxons bathyaux

Taxon	Taux de croissance <i>in situ</i>	Référence
Isididae	Axial : de 0.1 à 1.4 cm/an	(Andrews et al. 2009)
Pennatulacea	Absence de données	
Porifera	Axial : 1.98 ± 2.14 cm/an	(Leys & Lauzon 1998)
Antipatharia <i>Leiopathes</i> sp.	Radial : de 5 à 30 µm/an	(Carreiro-Silva et al. 2013)
Scleractinia : <i>Desmophyllum dianthus</i>	Axial : 0.5 à 2 mm/an	(Adkins et al. 2004)
Scleractinia : <i>Madrepora oculata</i>	Axial En Méditerranée : 3.5 ± 2.1 mm/an (nouveaux polypes) et 1.2 ± 1.2 mm/an (polypes anciens).	(Lartaud et al. 2012)
	En Atlantique (Norvège) : 14.4 ± 1.1 mm/an	(Sabatier et al. 2012)
Scleractinia : <i>Lophelia pertusa</i>	Axial En Méditerranée : de 1.3 à 7.5 mm/an	(Lartaud et al. 2012)
	En Atlantique (Norvège) : 8 mm/an	(Sabatier et al. 2012)
	En Mer du Nord : 27.4 ± 5.0 mm/an	(Gass & Roberts 2011)

Pertinence de la métrique par rapport aux pressions

Le chalutage devrait affecter avec la même probabilité les différentes classes de tailles de la population jusqu'à une disparition de la quasi-totalité des colonies. La métrique serait donc peu sensible pour détecter une pression de chalutage actuelle mais peut être utile pour mettre en évidence la résilience d'une population suite à une perturbation passée.

L'envasement est susceptible d'affecter de manière plus importante les petites classes de taille que les grandes classes de taille. La métrique « Structure de taille » serait donc pertinente pour détecter un envasement si l'espèce étudiée est sensible à celui-ci.

Les pressions liées aux engins de pêche fixes comme les palangres et les filets sont susceptibles d'affecter de manière plus importante les grandes classes de taille que les petites classes de taille. En effet, les grandes colonies, dépassant de manière plus importante du substrat, ont plus de probabilités d'être accrochées lors de la pose ou de la relève de l'engin de pêche.

Pertinence de la métrique en fonction de l'espèce suivie

Cette métrique nécessite des validations *in situ*, en fonction de l'espèce et du type de pression, avant d'être utilisée pour le suivi des populations benthiques profondes (Tableau IX). Elle n'est pas mesurable dans le cas des Scléactiniaires coloniaux récifaux en Atlantique car il est impossible d'individualiser les différentes colonies pour les mesurer séparément et déterminer la structure de taille des populations.

Tableau IX : Pertinence de la métrique « Structure de taille des populations des espèces caractéristiques de l'habitat » en fonction de l'espèce et de la pression.

Structure de taille des populations des espèces caractéristiques de l'habitat	Pressions		
	Abrasion par le chalutage	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Alcyonacea (Isididae)			Pression négligeable ou inexistante
Pennatulacea			Pression négligeable ou inexistante
Scléactiniaires coloniaux non récifaux (canyons)	Pression négligeable ou inexistante		
Scléactiniaires dans les jardins de coraux (Golfe de Gascogne)			
Scléactiniaires coloniaux récifaux (Golfe de Gascogne)	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente	Métrique non pertinente
Autres taxons de substrat dur (<i>Antipatharia</i> , <i>Callogorgia verticillata</i> , <i>Viminella flagellum</i>)	Pression négligeable ou inexistante		
Autres taxons de substrats meubles (Porifères, Xénophyophores)			Pression négligeable ou inexistante

	Métrique pertinente
	Métrique à valider

Caractérisation des valeurs de référence

Une structure en taille dominée par des colonies moyenne et grande est bien documentée chez les gorgones profondes (*Primnoa resedaeformis* et *Paragorgia arborea*) et elle est considérée être le résultat de pics de recrutement anciens (Mortensen & Buhl-Mortensen 2005, Watanabe et al. 2009). Ce type de structure pourrait donc être représentatif d'une population en bon état.

Il y a un besoin important d'acquisition de données sur les structures de taille naturelles des populations des différentes espèces présentes dans les eaux françaises, avant d'envisager l'utilisation de cette métrique pour le suivi des écosystèmes profonds.

Il s'agira d'effectuer un suivi temporel des populations, en comparant les structures de taille à celles observées à T₀ pour un même site (campagnes récentes ou première campagne du programme de surveillance). Il est également envisageable d'effectuer en suivi en comparant la structure d'une population impactée par des pressions anthropiques à la structure d'une population non impactée (cf. exemple 2).

Limites

Il est difficile d'individualiser toutes les colonies, notamment dans le cas des espèces ingénieuses, et la mesure de la structure de taille d'une population implique un effort d'échantillonnage optique (vidéos, photos) important car une proportion importante de la population doit être échantillonnée pour que la mesure soit représentative. Cette métrique pourra être utilisée pour des suivis spécifiques de sites remarquables (population particulièrement vulnérable par exemple).

Exemple 1 : Structure de taille des populations de *M. oculata* et *L. pertusa* dans le canyon de Lacaze-Duthiers.

Une étude a récemment été menée à partir de données vidéo (de la campagne MEDSEACAN notamment) et a permis de caractériser la structure de taille des populations de *M. oculata* et *L. pertusa* du canyon de Lacaze-Duthiers (Gori et al. 2013). Quatre classes de taille ont été définies : petites colonies (>10 cm de diamètre), moyennes (10 à 20 cm), grandes (20 à 40 cm) et très grandes (> 40 cm). Dans ce canyon, les petites colonies de *M. oculata* représentent plus de 20 % des colonies. D'après les calculs des auteurs à partir des taux de croissance obtenus en aquarium, ces petites colonies auraient 5 à 6 ans, ce qui indique que le recrutement est toujours actif. La population de *M. oculata* est principalement dominée par des colonies de taille moyenne. Pour *L. pertusa* la population est principalement dominée par les colonies grandes à très grandes, signe de pics de recrutement par le passé.

Les auteurs ont aussi calculé le facteur d'asymétrie de la distribution qui est significatif pour un seul de leur transect, indiquant que la majorité de la population de coraux blanc présente une structure en taille homogène, un premier indicateur du bon état de la population.

Ces résultats n'ont pas fait l'objet d'une tentative de corrélation avec l'effort de pêche, qui pourrait être estimé via le nombre d'engins de pêche perdus au sein de la communauté.

Exemple 2 : Structure de taille de deux espèces de gorgones en Atlantique Nord-Ouest.

Les structures de taille des populations de gorgones (*Primnoa resedaeformis* et *Paragorgia arborea*) ont été mesurées en Atlantique Nord-Ouest à partir d'enregistrements vidéos (Watanabe et al. 2009). Les structures de tailles des deux espèces varient de façon importante en fonction du site et en fonction de la profondeur. Pour les deux espèces, les colonies les plus grandes ont été observées sur le même site (NEC4a). Pour *P. resedaeformis*, la distribution des tailles présentait une asymétrie positive alors que pour *P. arborea* il n'a pas été possible de distinguer une tendance dans la forme de la distribution. Lorsque la profondeur augmente, les colonies de *P. resedaeformis* étaient généralement moins abondantes et plus petites alors que les colonies de *P. arborea* étaient généralement plus grandes, mais sans tendance nette pour l'abondance. Les auteurs supposent que la taille plus faible des *P. arborea* observée aux plus faibles profondeurs de l'étude (500-600 m) pourrait être en partie due aux dommages causés par les engins de pêche.

Le site NEC18, qui au contraire des autres sites se trouve en dehors de la zone de protection, présentait une population de *Paragorgia arborea* dont la structure de taille est différente de celles des autres sites étudiés, avec l'absence de petites colonies et une abondance générale faible. L'abondance de *P. resedaeformis* était également très faible sur ce site. Cela serait en partie dû aux activités de pêche passées et présentes sur ce site (Watanabe et al. 2009).

4.6 Etat des colonies

Pour certaines espèces « prioritaires » comme les espèces ingénieuses, il est important que l'état écologique soit également mesuré à l'échelle des colonies. En effet, à cette échelle, des changements précoces pourraient être détectés, bien avant qu'une variation de densité se produise par exemple.

L'état des colonies peut se mesurer suivant différents critères qu'il faut comptabiliser lors du dépouillement des images (cf. Tableau X). L'interprétation des résultats, avec leurs implications pour l'ensemble de l'habitat, se fera à dire d'expert.

Tableau X : Liste de critères à comptabiliser lors du dépouillement des vidéos pour l'évaluation de l'état des colonies de cnidaires

Critères	Occurrences
Colonies en bon état	
Colonies partiellement nécrosées > 25 % de la colonie	
Colonies partiellement parasitées > 25 % de la colonie	
Colonies mortes en place	
Colonies recouvertes par sacs plastiques	
Colonies étranglées par un engin de pêche (bout, fil, filet)	
Colonies partiellement cassées	
Colonies détachées, déplacées	

Pertinence de la métrique par rapport aux pressions

La pêche a un impact non négligeable sur les populations de gorgones côtières *Paramuricea clavata*, affectant l'intégrité du coenenchyme de la colonie, ce qui augmente le niveau d'épibiose et fragilise la colonie (Bavestrello et al. 1997). Les gorgones profondes sont également impactées par la pêche aux engins fixes, qui provoque la casse de branche ou le détachement de l'ensemble de la colonie (Mortensen et al. 2005).

L'état des colonies peut aussi être détérioré à la suite de **pollutions accidentelles** comme cela a été observé à la suite de la marée noire dû à l'explosion de la plateforme Deepwater Horizon en 2010 dans le golfe du Mexique. La majorité des coraux présents sur un site voisin, principalement des gorgones, présentaient des signes de stress et 86 % des colonies présentaient des signes d'impacts (White et al. 2012).

L'envasement induit par le rejet des boues rouges dans le canyon de Cassidaigne affecte également l'état des colonies d'*Isidella elongata*. Plusieurs colonies ont en effet été observées mortes sur pieds, avec des branches cassées (Fabri et al. 2013b).

Il peut être difficile de remonter à la pression en ne considérant que l'état des colonies observé. Cet état observé peut être le résultat de la combinaison de plusieurs impacts liés à une ou plusieurs pressions, ou à la variabilité naturelle.

Caractérisation des valeurs de référence

En l'absence de données historiques sur l'état des colonies, les valeurs de référence utilisées seront les valeurs observées à T₀ (campagnes récentes ou première campagne du programme de surveillance)

4.7 Récapitulatifs des métriques retenues

Métriques	Effort	Préalable	Abrasion	Envasement	Pressions induites par la pêche aux engins fixes
Densité	1: transect vidéo, espèces cibles	Valeur de référence à échelle régionale	Variation par rapport à la valeur de référence (à définir) Var. Spatiale (distribution morcelée)	Variation par rapport à la valeur de référence (à définir) Var. Spatiale (distribution uniforme)	Variation par rapport à la valeur de référence (à définir), sensibilité ? Var. Spatiale (distribution morcelée)
Taux de couverture	1: transect vidéo, automatisation possible	Valeur de référence échelle habitat	nécessite un suivi temporel	nécessite un suivi temporel	nécessite un suivi temporel
Diversité et richesse spécifique	2: transect vidéo, communauté	Valeur de référence propre à un site	Sensible si l'habitat est naturellement diversifié, nécessite un suivi temporel	Sensibilité à valider	métrique peu sensible
Composition taxinomique	2: transect vidéo, communauté	Liste d'espèce	Sensible mais pas de métrique univariable ou à construire (espèces sensibles vs tolérante) – nécessite un suivi temporel	Sensible mais pas de métrique univariable ou à construire (espèces sensibles vs tolérante) – nécessite un suivi temporel	Probablement sensible dans les zones d'effort de pêche important, à valider
Structure et taille	3: Stationnel, réplicats	Etendue de l'habitat Valeur de référence	Pertinent dans le cadre d'un suivi (résilience), nécessite connaissance préalable de l'impact.	Variation par rapport à la valeur de référence (à définir)	Probablement sensible, à valider
Etat des colonies	3: Stationnel, réplicats	Etat de référence	Non pertinent	Sensible, à valider	Potentiellement à micro-échelle, peu sensible à l'échelle d'un habitat hormis zones d'effort de pêche important

5 Stratégie de surveillance proposée

Selon les indicateurs auquel on veut répondre pour la DCSMM, et selon les habitats considérés, certaines métriques seront indispensables ou non. Les efforts d'échantillonnages *in situ* et de post-traitements seront différents selon les métriques sélectionnées.

L'acquisition de ces données est couteuse en termes de temps et d'argent, il s'agit donc de trouver le meilleur compromis entre un suivi exhaustif très couteux et un suivi trop limité qui risquerait de ne pas détecter les changements d'état écologique des habitats.

Pour cela nous avons défini quatre types de transects permettant des traitements différents :

Transect de type 0 : Exploratoire

Il s'agit de transects exploratoires, au cours desquels la trajectoire peut être définie au préalable ou non, elle peut changer selon ce qui est observé sur le fond. Le zoom peut être utilisé ou non, tout est variable et possible. Il reste une grande portion des fonds océaniques non explorée, ce type de transect devrait être effectué régulièrement afin d'obtenir des informations complémentaires sur la distribution des différents écosystèmes.

Transect de type 1 : Effort d'échantillonnage faible (Etendue, Densité, Taux de couverture)

Il s'agit de transects parallèles effectués au sein de l'habitat et dont l'emprise optique est connue et fixe, qui peuvent être effectués suffisamment haut (de 3 à 5 m dépendamment de la caméra utilisée) pour couvrir la surface la plus grande possible. Ces transects sont utilisés pour mesurer l'étendue de l'habitat. Ils peuvent également permettre de calculer la densité ou le taux de couverture des espèces caractéristiques de l'habitat.

Transect de type 2 : Effort d'échantillonnage faible à moyen (Diversité, Composition taxinomique)

Il s'agit de transects parallèles effectués le plus près possible du substrat, typiquement entre 1 et 2 m, à altitude et angle fixes pour une emprise optique constante. La quantité de détails doit être suffisante pour identifier la majorité des espèces afin d'établir la composition taxinomique de l'habitat. Les transects doivent être reproductibles pour suivre une éventuelle variation temporelle. Les images peuvent aussi être utilisées pour créer des mosaïques à partir desquelles la distribution spatiale des espèces pourra être cartographiée au sein de l'habitat.

Transect de type 3 : Effort d'échantillonnage important (Etat des colonies, Structures de taille)

Il s'agit de transects plutôt stationnels, avec un arrêt à chaque colonie/organisme pour mesurer les tailles, l'état, identifier les épibiontes, etc. Un nombre suffisant d'organismes doit être imagé pour que les mesures soient représentatives de l'habitat. Ce type de transect est le plus couteux en temps d'acquisition et temps de traitement, mais il permet de connaître parfaitement une population bien définie.

Selon les habitats considérés et les moyens disponibles, un ou plusieurs types de transects seront mis en œuvre pour évaluer leur état. Par exemple, pour les habitats les plus vulnérables et aux fonctions écologiques importantes (Habitats classés ou remarquables), le suivi devra impliquer les différents type de transects afin d'obtenir un maximum de métriques sur ces habitats comme listé dans les tableaux ci-dessous (Tab. XI, XII).

La mesure de ces métriques nécessitera l'acquisition de données quantitatives à l'aide de mesures reproductibles. Des consignes pour leur acquisition sont rassemblées dans un guide méthodologique MIOF (Fabri et al. 2013a).

Tableau XI : Choix des métriques à mesurer et type de transect à effectuer en fonction de l'habitat en Méditerranée

Habitats à suivre	Type 1	Type 2	Type 3
Communauté des coraux profonds (Méditerranée)	OUI	OUI	OUI
Autres habitats des roches bathyales <i>Antipatharia Leiopathes glaberrima</i> (Cassidaigne)	OUI	OUI	OUI
Autres habitats des roches bathyales <i>Alcyonacea Callogorgia verticillata</i> (Bourcart)	OUI	OUI	OUI
Autres habitats des roches bathyales <i>Alcyonacea Viminella flagellum</i>	OUI	OUI	
Faciès des vases bathyales (Méditerranée) <i>Isidella elongata</i>	OUI		
Faciès des vases bathyales (Méditerranée) <i>Funiculina quadrangularis</i>	OUI		

Tableau XII : Choix des métriques à mesurer et type de transect à effectuer en fonction de l'habitat en Golfe de Gascogne

Habitats à suivre	Type 1	Type 2	Type 3
Jardin de coraux (Golfe de Gascogne)	OUI	OUI	OUI
Récifs de coraux d'eau froide (Golfe de Gascogne)	OUI	OUI	OUI
Autres habitats des roches bathyales (Antipatharia, Alcyonacea, etc.)	OUI	OUI	
Habitats de substrats meubles bathyaux (Golfe de Gascogne)	OUI		

En Méditerranée et en Atlantique, les données actuellement disponibles ont permis de réaliser la distribution de certains écosystèmes marins vulnérable dans le domaine bathyal, c'est à dire de répondre au critère 1.4 Répartition des habitats (Pedel & Fabri 2012a). Par contre ces données n'ont pas été acquises et ne sont pas utilisables pour compléter la liste de critères et d'indicateurs demandés par la DCSMM dont les 1.5 Etendue et 1.6 Etat de l'habitat.

Il sera possible de répondre au critère 1.5 et 1.6 grâce aux métriques « étendue, densité, taux de couverture » qui nécessitent l'acquisition de transects vidéos de Type 1.

En Méditerranée, des transects vidéos de Type 1 pourraient faire l'objet d'une acquisition sur les zones décrites dans l'annexe A, qui sont les zones sur lesquelles des écosystèmes vulnérables ont été répertoriés jusqu'à maintenant (Fabri et al. 2013b). Cette liste n'est pas exhaustive, bien sur des transects exploratoires seraient nécessaires pour compléter ce recensement d'écosystèmes vulnérables.

En Atlantique, les sites de surveillance ne sont pas arrêtés, plusieurs options ont été proposées (Quemmerais-Amice 2013).

Dans les deux régions le post-traitement de ces données permettra de définir les objectifs de plongées nécessaires pour répondre aux métriques supplémentaires du critère 1.6 pour les écosystèmes vulnérables remarquables.

Afin de répondre aux métriques supplémentaires du critère 1.6 qui sont Composition taxinomique, Etat des colonies et 1.3 Structures de taille, les objectifs des transects vidéos de Type 2 et Type 3 seront définis après l'obtention des résultats sur l'Etendue, la densité et le taux de couverture, et devront donc faire l'objet d'une campagne à la mer ultérieure. En effet les habitats vulnérables seront dans la plupart des cas trop étendus pour être totalement échantillonnés pour ces métriques. Un réseau de stations sera donc défini en fonction de l'étendue de l'habitat et de la densité et du taux de couverture de l'espèce considérée. Le plan d'échantillonnage sera ainsi élaboré pour permettre une représentation statistiquement fiable de l'habitat. Il sera reproductible pour un **suivi opérationnel pérenne**.

Par la suite, les transects vidéos de type 2 et 3 pourront être réalisés au cours de la même campagne que pour les transects vidéo de type1, sachant que le réseau stationnel aura été élaboré définitivement.

6 Conclusion

La recherche sur les écosystèmes benthiques bathyaux du golfe de Gascogne et de Méditerranée s'est pour le moment concentrée sur l'étude de la distribution des habitats vulnérables, ce qui permet de renseigner en partie le critère 1.4 "Répartition des habitats" de la DCSMM. En effet seule une petite partie de l'étagage bathyal a été explorée.

Pour renseigner les autres critères des descripteurs D1 - Biodiversité et du D6 - Intégrité des fonds marins, notamment "l'état des habitats" (critères 1.6 et 6.2), ce rapport propose une **sélection de métriques adaptées** au suivi de l'état des habitats vulnérables bathyaux, en particulier :

- la "Densité" des espèces caractéristiques de l'habitat,
- le "Taux de couverture" des espèces ingénieuses,
- la "Diversité et la richesse spécifique" de l'habitat
- la "Composition taxinomique" de l'habitat,
- l'"Etat" et la "Structure de taille" de certaines populations de cnidaires.

Ces métriques présentent généralement une variabilité naturelle importante et peuvent varier face à un **gradient de pression** s'exerçant sur l'habitat. Cette variation face à un gradient de pression est à valider avant une utilisation opérationnelle en raison du manque de connaissances actuel sur la biologie des espèces bathyales et leur réponse face aux pressions anthropiques. Il est également important de caractériser de façon plus précise l'étendue et l'ampleur des principales pressions s'exerçant sur les écosystèmes benthiques bathyaux pour mieux comprendre les réponses mesurées sur les habitats.

Il n'existe actuellement pas de **valeurs de référence** pour les métriques listées ci-dessus. Les premières données qui seront acquises dans l'objectif de répondre à ces critères serviront d'état « zéro » (ou « point de comparaison » (Guérin et al. 2012)) pour les écosystèmes concernés. L'élaboration du **seuil** définissant le Bon Etat Ecologique d'un écosystème considéré sera effectué au sein d'une même sous-région, soit Méditerranée occidentale, golfe de Gascogne ou Mer Celtique. Pour mesurer ces métriques, il faudra acquérir des données quantitatives à l'aide de mesures reproductibles. Des consignes pour leur acquisition sont rassemblées dans un guide méthodologique MIOP (Fabri et al. 2013a).

Les différentes métriques listées ci-dessus devront être acquises en deux phases.

1) En effet les métriques "Etendue", "Densité" et "Taux de couverture" pourront faire l'objet d'une première acquisition (campagne en mer) afin d'obtenir un premier résultat sur les habitats marins vulnérables retenus pour le suivi. Cette première acquisition correspond à l'approche régionale mentionnée dans le document de définition du programme de surveillance (Quemmerais-Amice 2013).

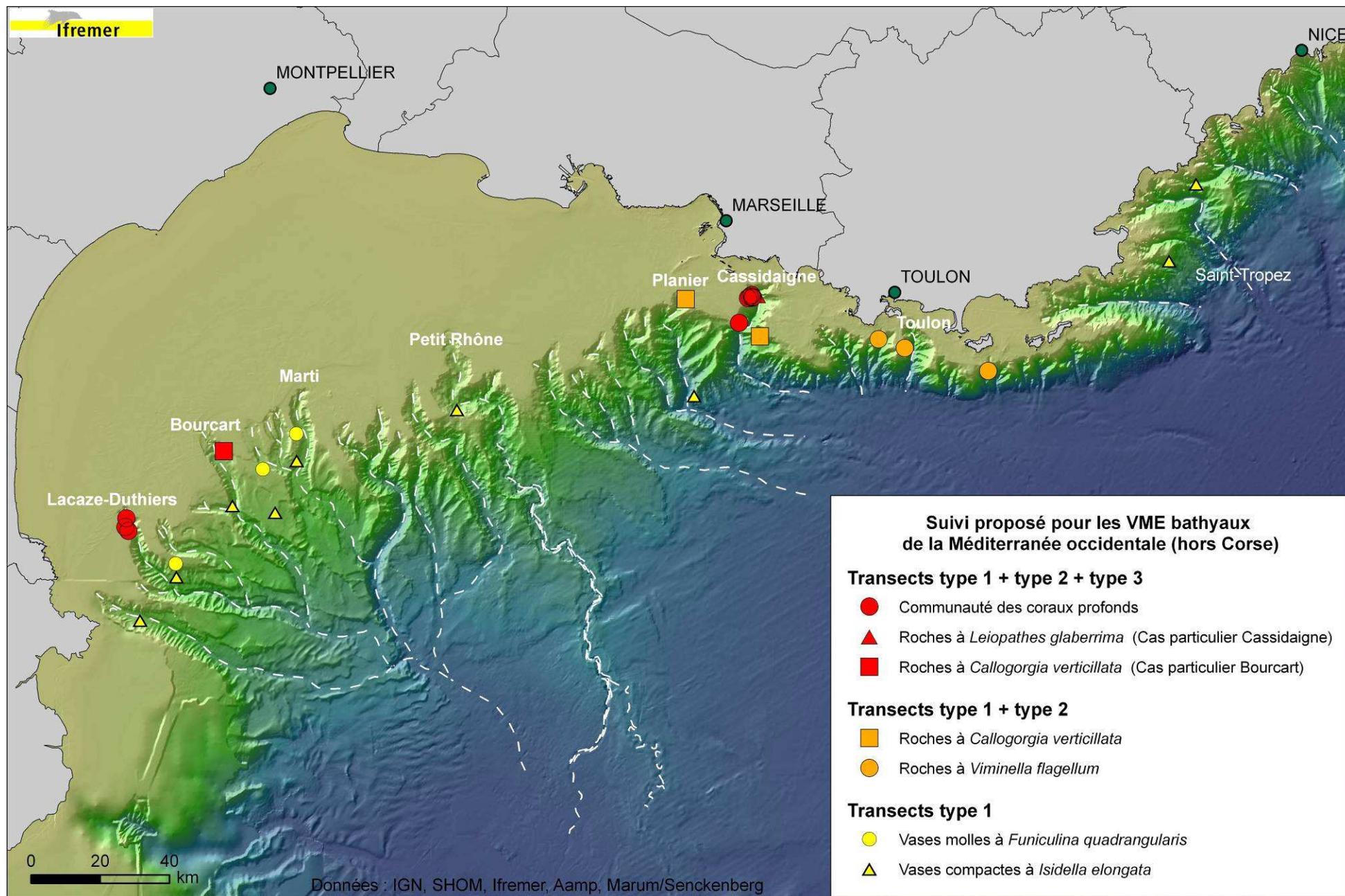
2) Ces résultats permettront de définir un **plan d'échantillonnage** pérenne et représentatif de chaque habitat, qui sera utilisé dans un deuxième temps. Une deuxième acquisition permettra alors d'acquérir les métriques "Composition taxinomique", "Etat des colonies" et "Structures de taille" sur ces habitats, sur les stations définies dans le plan d'échantillonnage. Elle correspond à l'approche stationnelle mentionnée dans le document de définition du programme de surveillance (Quemmerais-Amice 2013).

Une fois ce plan d'échantillonnage établi il sera possible, pour la suite du suivi, d'acquérir l'ensemble des métriques au cours d'une seule et même campagne.

L'ensemble des métriques proposées permettent de répondre au "Descripteur 1-Biodiversité" et "Descripteur 6-Intégrité des fonds" par des moyens optiques (images et vidéos). Cependant les campagnes en mer devront intégrer l'acquisition de données pour l'ensemble des descripteurs. Ainsi des prélèvements seront à envisager en plus des données optiques afin de répondre aux critères des descripteurs "D4-Réseau trophique" et "D8-Contaminants chimiques" entre autres sur ces écosystèmes, ces prélèvements pourront aussi être utilisés pour les besoins du D1 et du D6.

7 Annexe A : Zones de surveillance proposées (Méditerranée)

VME	Canyons	Latitude (prof. Max)	Longitude (prof. Max)	Profondeur (m)	Effort recommandé (type de transect)
<i>Isidella elongata</i>	Bourcart (MEDSEACAN P5)	42°36.80029 N	3°45.102426 E	615-390	1
	Marti (MEDSEACAN P1)	42°43.31503 N	3°57.78165 E	550-475	1
	Petit-Rhône (MEDSEACAN P5)	42°50.66368 N	4°29.38965 N	490-340	1
	Planier (ESSROV11, PL443)	42°52.64795 N	5°16.18218 N	1543-1522	1
	Caps Creus (Espagne) centroïde de la zone délimitée par (Maurin 1962). Positionnement approximatif	42°20.23327 N	3°26.8980419 E	650 ?	1
	Interfluve entre Lacaze-Duthiers et Bourcart, centroïde de la zone délimitée par (Maurin 1962). Positionnement approximatif	42°26.50583 N	3°34.0369934 E	700 ?	
	Interfluve entre Bourcart et Marti. Centroïde de la zone délimitée par (Maurin 1962). Positionnement approximatif	42°35.83959 N	3°53.532588 E	?	1
	Centroïde de la zone au large de Saint Tropez, signalée par (Fredj 1964). Positionnement approximatif	43°12.01478 N	6°49.8716752 E	?	1
	Centroïde de la zone au large de Saint Tropez, signalée par (Fredj 1964). Positionnement approximatif	43°23.03905 N	6°55.1996245 E	?	1
<i>Funiculina quadrangularis</i>	Marti (MEDSEACAN P4)	42°47.16077 N	3°57.703584 E	230-220	1
	Interfluve entre Lacaze-Duthiers et Bourcart, centroïde de la zone délimitée par (Maurin 1962). Positionnement approximatif	42°28.40397 N	3°33.881854 E	350 ?	
	Interfluve entre Bourcart et Marti, centroïde de la zone délimitée par (Maurin 1962). Positionnement approximatif	42°42.07242 N	3°51.092628 E	?	1
<i>Callogorgia verticillata</i>	Bourcart (MEDSEACAN R2K)	42°44.65956 N	3°43.364838 E	350-320	1, 2 et 3
	Planier (MEDSEACAN P8)	43°6.550967 N	5°14.528346 E	360-340	1 et 2
	Cassidaigne (MEDSEACAN P7)	43°1.194095 N	5°29.149902 E	400-360	1 et 2
<i>Viminella flagellum</i>	Cassidaigne (MEDSEACAN R2K_P2)	43°6.834048 N	5°27.630018 E	250	1 et 2
	Sicié (MEDSEACAN P1)	43°0.775086 N	5°52.534368 E	330-300	1 et 2
	Toulon (MEDSEACAN P4)	42°59.5167 N	5°57.720654 E	360	1 et 2
	Porquerolles (MEDSEACAN P6)	42°56.2221 N	6°14.191188 E	400	1 et 2
<i>Leiopathes glaberrima</i>	Cassidaigne (MEDSEACAN R2K P2)	43°6.79122 N	5°27.69072 E	205	1, 2 et 3
CWC	Lacaze-Duthiers (MEDSEACAN P3)	42°34.9820 N	3°24.156096 E	275-250	1, 2 et 3
	Lacaze-Duthiers (MEDSEACAN P15)	42°33.6817 N	3°23.9565 E	345-315	1, 2 et 3
	Lacaze-Duthiers (Marum/Senckenberg D6)	42°33.147 N	3°24.5592 E	475-343	1, 2 et 3
	Cassidaigne (MEDSEACAN P1)	43°6.75576 N	5°27.630294 E	210-200	1, 2 et 3
	Cassidaigne (Marum R2K R2), Positionnement approximatif	43°3.14549 N	5°25.00398 E	350	1, 2 et 3
	Cassidaigne (MEDSEACAN R2K_P2)	43°6.84007 N	5°27.743304 E	225	1, 2 et 3
	Cassidaigne, boues rouges (Ifremer Cyatox PL1214-03)	43°7.14146 N	5°27.502488 E	512	1, 2 et 3
	Cassidaigne, boues rouges (Marum_D5)	43°6.6815 N	5°26.8002 E	368	1, 2 et 3
	Cassidaigne, boues rouges (Marum_D7)	43°6.8855 N	5°27.159 E	475-350	1, 2 et 3



8 BIBLIOGRAPHIE

- Adkins JF, Henderson GM, Wang SL, O'Shea S, Mokadem F (2004) Growth rates of the deep-sea scleractinia *Desmophyllum cristagalli* and *Enallopsammia rostrata*. *Earth and Planetary Science Letters* 227 (3–4):481-490
- Althaus F, Williams A, Schlacher TA, Kloser RJ, Green MA, Barker BA, Bax NJ, Brodie P, Hoenlinger-Schlacher MA (2009) Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. *Marine Ecology Progress Series* 397:279-294
- Andrews AH, Stone RP, Lundstrom CC, DeVogelaere AP (2009) Growth rate and age determination of bamboo corals from the northeastern Pacific Ocean using refined ²¹⁰Pb dating. *Mar Ecol Prog Ser* 397:173-185
- Auster PJ, Langton RW (1999) The effects of fishing on fish habitat American Fisheries Society Symposium
- Bak RP, Meesters EH (1998) Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions.
- Bavestrello G, Cerrano C, Zanzi D, Cattaneo-Viatti R (1997) Damage by fishing activities to the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7 (3):253-262
- Borja A, Franco J, Pérez V (2000) A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12):1100-1114
- Buhl-Mortensen L, Vanreusel A, Gooday AJ, Levin LA, Priede IG, Buhl-Mortensen P, Gheerardyn H, King NJ, Raes M (2010) Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology* 31 (1):21-50
- Carreiro-Silva M, Andrews AH, Braga-Henriques A, de Matos V, Porteiro FM, Santos RS (2013) Variability in growth rates of long-lived black coral *Leiopathes* sp. from the Azores. *Marine Ecology Progress Series* 473:189-199
- Cartes JE, Lolocono C, Mamouridis V, López-Pérez C, Rodríguez P (2013) Geomorphological, trophic and human influences on the bamboo coral *Isidella elongata* assemblages in the deep Mediterranean: To what extent does *Isidella* form habitat for fish and invertebrates? *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*(0)
- Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in Marine Communities: An approach to Statistical Analysis and Interpretation, Vol. PRIMER-E, Plymouth
- Danovaro R, et al. (2010) Deep-sea Biodiversity in the Mediterranean Sea: The known, the Unknown, and the knowable. *Plos One* 5 (8):1-25
- Dauvin JC (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). *Marine Pollution Bulletin* 60 (2):197-206
- De Mol L, Van Rooij D, Pirlet H, Greinert J, Frank N, Quemmerais F, Henriot J-P (2011) Cold-water coral habitats in the Penmarc'h and Guilvinec Canyons (Bay of Biscay): Deep-water versus shallow-water settings. *Marine Geology* 282 (1-2):40-52
- Dullo W-C, Flügel S, Rüggeberg A (2008) Cold-water coral growth in relation to the hydrography of the Celtic and Nordic European continental margin. *Marine Ecology Progress Series* 371:165-176
- Fabri MC, Menot L, Pedel L, Van den beld I (2013a) Guide MIOP - Méthode pour l'acquisition d'Imagerie OPTique pour le suivi de l'état écologique des écosystèmes marins profonds benthiques. Ifremer Report No., Ifremer, La Seyne sur Mer. p:1-25
- Fabri MC, Pedel L, Beuck L, Galgani F, Hebbeln D, Freiwald A (2013b) Megafauna of the Vulnerable Marine Ecosystems in French Mediterranean Submarine canyons : Spatial Distribution and Anthropogenic Impacts. *Deep-Sea Research II*
- FAO (2009) International guidelines for the management of deep sea fisheries in the high seas. *FAO Fisheries report* 888:37
- Flügel S, Dullo WC, Pfannkuche O, Kiriakoulakis K, Rüggeberg A (in press) Geochemical and physical constraints for the occurrence of living cold-water corals. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*
- Fontanier C, Fabri MC, Buscail R, Biscara L, Koho K, Reichart GJ, Cossa D, Galaup S, Chabaud G, Pigot L (2012) Deep-sea foraminifera from the Cassidaigne Canyon (NW Mediterranean): Assessing the environmental impact of bauxite red mud disposal. *Marine Pollution Bulletin* 64 (9):1895-1910
- Form AU, Riebesell U (2012) Acclimation to ocean acidification during long-term CO₂ exposure in the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Global Change Biology* 18 (3):843-853
- Fosså J, Mortensen P, Furevik D (2002) The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 471 (1-3):1-12

- Fredj G (1964) La région de Saint-Tropez : du cap Taillat au cap de Saint-Tropez (Région A1) - Fascicule 2. Bull Inst océanogr Monaco 63 (1311A):1-55
- Galgani F, Souplet A, Cadiou Y (1996) Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. Marine Ecology Progress Series 142:225-234
- Garrabou J, Harmelin JG (2002) A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. Journal of Animal Ecology 71 (6):966-978
- Gass SE, Roberts JM (2011) Growth and branching patterns of *Lophelia pertusa* (Scleractinia) from the North Sea. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 91 (04):831-835
- Gates AR, Jones DO (2012) Recovery of Benthic Megafauna from Anthropogenic Disturbance at a Hydrocarbon Drilling Well (380 m Depth in the Norwegian Sea). Plos One 7 (10):e44114
- GFCM SAC (2009) Criteria for the identification of sensitive habitats of relevance for the management of priority species (General Fisheries Commission for the Mediterranean), Malaga. p:3
- Giusti M, Bo M, Bavestrello G, Angiolillo M, Salvati E, Canese S (2012) Record of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). Marine Biodiversity Records 5:5
- Gori A, Orejas C, Madurell T, Bramanti L, Martins M, Quintanilla E, Marti-Puig P, Lo Iacono C, Puig P, Requena S, Greenacre M, Gili JM (2013) Bathymetrical distribution and size structure of cold-water coral populations in the Cap de Creus and Lacaze-Duthiers canyons (northwestern Mediterranean). Biogeosciences 10 (3):2049-2060
- Gori A, Rossi S, Linares C, Berganzo E, Orejas C, Dale M, Gili J-M (2011) Size and spatial structure in deep versus shallow populations of the Mediterranean gorgonian *Eunicella singularis* (Cap de Creus, northwestern Mediterranean Sea). Marine Biology 158 (8):1721-1732
- Grémare A, et al. (2009) Comparison of the performances of two biotic indices based on the MacroBen database. Marine Ecology Progress Series 382:297-311
- Guérin L, Feunteun E, Lejart M, You H, Gonson C, Laurand S, Lavesque N (2012) Méthodes d'évaluation de l'état écologique, caractérisation du « bon état » pour la DCSMM et recommandations pour les travaux futurs.
- Guinan J, Grehan AJ, Dolan MF, Brown C (2009) Quantifying relationships between video observations of cold-water coral cover and seafloor features in Rockall Trough, west of Ireland. Mar Ecol Prog Ser 375:125-138
- Hixon MA, Tissot BN (2007) Comparison of trawled vs untrawled mud seafloor assemblages of fishes and macroinvertebrates at Coquille Bank, Oregon. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 344 (1):23-34
- Howell KL, Holt R, Endrino IP, Stewart H (2011) When the species is also a habitat: Comparing the predictively modelled distributions of *Lophelia pertusa* and the reef habitat it forms. Biological Conservation 144:2656-2665
- Jones DO, Gates AR, Lausen B (2012) Recovery of deep-water megafaunal assemblages from hydrocarbon drilling disturbance in the Faroe-Shetland Channel. Marine Ecology Progress Series 461:71-82
- Lartaud F, Pareige S, de Rafelis M, Feuillassier L, Bideau M, Peru E, Romans P, Alcalá F, Le Bris N (2012) A new approach for assessing cold-water coral growth in situ using fluorescent calcein staining. Aquatic Living Resources FirstView:null-null
- Lasker HR (1991) Population Growth of a Gorgonian Coral: Equilibrium and Non-Equilibrium Sensitivity to Changes in Life History Variables. Oecologia 86 (4):503-509
- Legendre L, Gallagher EG (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia 129:271-280
- Legendre P, Legendre L (2012) Numerical ecology, Vol. Elsevier
- Leys SP, Lauzon NRJ (1998) Hexactinellid sponge ecology: growth rates and seasonality in deep water sponges. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 230 (1):111-129
- Linares C, Doak DF, Coma R, Diaz D, Zabala M (2007) Life history and viability of a long-lived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. Ecology 88 (4):918-928
- Lorance P, Leonardi S (2011a) Contribution thématique DCSMM évaluation de l'état initial "pression et impact" - pression "Abrasion" dans la sous-région marine golfe de Gascogne DCSMM/EI/MMN, Ministère de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement
- Lorance P, Leonardi S (2011b) Contribution thématique DCSMM évaluation de l'état initial "pression et impact" - pression "Abrasion" dans la sous-région marine Méditerranée occidentale DCSMM/EI/MO., Ministère de l'Ecologie du Développement Durable des Transports et du Logement. p:7
- Magurran AE (2004) Measuring Biological Diversity, Vol. **Blackwell Science**
- Maier C, Watremez P, Taviani M, Weinbauer MG, Gattuso JP (2012) Calcification rates and the effect of ocean acidification on Mediterranean cold-water corals. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 279 (1734):1716-1723
- Mastrototaro F, et al. (2010) Biodiversity of the white coral bank off Cape Santa Maria di Leuca (Mediterranean Sea): An update. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 57 (5-6):412-430

- Maurin C (1962) Étude des fonds chalutables de la Méditerranée occidentale (Écologie et Pêche). Rev Trav Inst Pêche marit 26:163-220
- Maynou F, Cartes JE (2012) Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidella elongata* in the western Mediterranean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92 (07):1501-1507
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L (2005) Morphology and growth of the deep-water gorgonians *Primnoa resedaeformis* and *Paragorgia arborea*. Marine Biology 147 (3):775-788
- Mortensen PB, Buhl-Mortensen L, Gordon DC, Fader GBJ, McKeown D. L., Fenton DG (2005) Effects of fisheries on deepwater Gorgonian corals in the Northeast Channel, Nova Scotia. In: Barnes PW, Thomas JP (eds) Benthic habitats and the effects of fishing, Vol Am. Fish. Soc. Symp. 41. American Fisheries Society, Bethesda, p 369–382
- Oceana (2011) Montañas submarinas de las Islas Baleares: Canal de Mallorca 2011 Propuesta de protección para Ausias March, Emile Baudot y Ses Olives. Oceana Report, Fundación Biodiversidad. p:61
- Olsgard F, Gray JS (1995) A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Marine Ecology Progress Series 122:277-306
- OSPAR (2012) MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. A living document - Version 3.2 of 5 March 2012. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive descriptors 1, 2, 4 and 6.
- Pedel L, Fabri M-C (2012a) Caractérisation de l'état écologique des Ecosystèmes Marins Vulnérables (VME) bathiaux benthiques de Méditerranée française (Mégafaune)
- Pedel L, Fabri MC (2012b) Etat de l'art sur les indices existant concernant l'Etat Ecologique des habitats benthiques du domaine profond. DCSMM Bon Etat Ecologique (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement), Ifremer. p:71
- Purser A, Orejas C, Gori A, Tong R, Unnithan V, Thomsen L (2013) Local variation in the distribution of benthic megafauna species associated with cold-water coral reefs on the Norwegian margin. Continental Shelf Research 54 (0):37-51
- Quemmerais-Amice F (2013) Chapitre IV : Habitats benthiques profonds (étages bathyal et abyssal). In: MNHN-RESOMAR-AAAMP (ed) Définition du programme de surveillance et plan d'acquisition de connaissances de la DCSMM: Propositions scientifiques et techniques Thématique 1, p 201
- Ramirez-Llodra E, Tyler PA, Baker MC, Bergstad OA, Clark MR, Escobar E, Levin LA, Menot L, Rowden AA, Smith CR, Van Dover CL (2011) Man and the Last Great Wilderness: Human Impact on the Deep Sea. Plos One 6 (8):e22588
- Reed JK, Koenig CC, Shepard AN (2007) Impacts of bottom trawling on a deep-water *Oculina* coral ecosystem off Florida. Bulletin of Marine Science 81 (3):481-496
- Roberts JM, Wheeler AJ, Freiwald A (2006) Reefs of the Deep: The Biology and Geology of Cold-Water Coral Ecosystems. Science 312 (5773):543-547
- Rochet M-J, Trenkel VM (2003) Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60 (1):86-99
- Rogers A (1999) The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. International Review of Hydrobiology 84 (4):315-406
- Rogers AD, Clark MR, Hall-Spencer JM, Gjerde KM (2008) A Scientific Guide to the FAO Draft International Guidelines (December 2007) for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas and Examples of How the Guidelines may be Practically Implemented, IUCN. p:39
- Rosenberg R, Blomqvist M, C Nilsson H, 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 (9–10):728-739
- Sabatier P, Reyss J-L, Hall-Spencer JM, Colin C, Frank N, Tisnerat-Laborde N, Bordier L, Douville E (2012) ²¹⁰Pb-²²⁶Ra chronology reveals rapid growth rate of *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* on world's largest cold-water coral reef. Biogeosciences 9:1253-1265
- Sampaio Í, Braga-Henriques A, Pham C, Ocaña O, de Matos V, Morato T, Porteiro FM (2012) Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92 (07):1547-1555
- Sarda F, Calafat A, Flexas MM, Tselepidis A, Canals M, Espino M, Tursi A (2004) An introduction to Mediterranean deep-sea biology. Scientia Marina 68:7-38
- Smith W, Grassle JF (1977) Sampling properties of a family of diversity measures. Biometrics 33:283-292
- Soetaert K, Heip C (1990) Sample-size dependence of diversity indices and the determination of sufficient sample size in a high-diversity deep-sea environment. Marine Ecology Progress Series 59:305-307
- Tempera F, Pereira JN, Braga-Henriques A, Porteiro FM, Morato T, De Matos V, Souto M, Guillaumont B, Serrao Santos R (2012) Cataloguing deep-sea biological facies of the Azores. In: Galparsoro I (ed)

- Using EUNIS Habitat Classification for Benthic Mapping in European Seas. AZTI Tecnalia, San Sebastian (Spain), p 21-70
- Tsounis G, Rossi S, Gili J-M, Arntz W (2006) Population structure of an exploited benthic cnidarian: the case study of red coral (*Corallium rubrum* L.). *Marine Biology* 149 (5):1059-1070
- Vaissière R, Fredj G (1964) Etude photographique préliminaire de l'étage bathyal dans la région de Saint-Tropez - Fascicule 5. *Bull Inst océanogr Monaco* 64 (1323):1-70
- van den beld IMJ, Guillaumont B, Menot L, Arnaud-Haon S, Bourillet J-F (in prep.) Anthropogenic impact in submarine canyons of the Bay of Biscay.
- Vinchon C, Sabourault P, Brivois O., Bulteau T., Cayocca F., De Lary de la Tour L., Desprez M., Le Bot S., Zaragozi S., H. M (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. p:98
- Wagner D, Luck DG, Toonen RJ (2012) The biology and ecology of black corals (cnidaria: anthozoa: hexacorallia: antipatharia). *Adv Mar Biol* 63:67-132
- Watanabe S, Metaxas A, Sameoto J, Lawton P (2009) Patterns in abundance and size of two deep-water gorgonian octocorals, in relation to depth and substrate features off Nova Scotia. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 56 (12):2235-2248
- White HK, et al. (2012) Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (50):20303-20308