



# Définition des Habitats Benthiques Sensibles ou à Risque au Chalutage Démersal dans le Golfe du Lion.

**Margaux LLAPASSET**



2015 – 2016

Sous la supervision de : Sandrine VAZ,  
Angélique JADAUD, Delphine CORNELLA et Philippe LENFANT

Association Méditerranéenne des Organisations de Producteurs - AMOP  
Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer – Ifremer



# Définition des Habitats Benthiques Sensibles ou à Risque au Chalutage Démersal dans le Golfe du Lion.

**Margaux Llapasset**

[margaux-llapasset@hotmail.fr](mailto:margaux-llapasset@hotmail.fr)

+33 (0)6 26 32 68 94

8 chemin des coutibes, 66240 Saint-Estève, FRANCE

Université de Perpignan Via Domitia

Master Biodiversité, Ecologie, Evolution

Parcours "Biodiversité et Développement Durable"

Année universitaire 2015 – 2016

Période de stage : du 14/03/2016 au 09/09/2016

**Université de Perpignan Via Domitia**, 52 Av. Paul Alduy, 66100 Perpignan, France

**Ifremer Laboratoire Halieutique Méditerranée – Station de Sète**, Avenue Jean Monnet, 34200 Sète, France

**Crédit de l'image** : Ifremer – L'Europe, navire de la campagne MEDITS France

## **Superviseurs:**

Sandrine VAZ

[Sandrine.Vaz@ifremer.fr](mailto:Sandrine.Vaz@ifremer.fr)

+ 33 (0)4 99 57 32 12

Ifremer Laboratoire Halieutique  
Méditerranée – Station de Sète

Angélique JADAUD

[Angelique.Jadaud@ifremer.fr](mailto:Angelique.Jadaud@ifremer.fr)

+33 (0)4 99 57 32 43

Ifremer Laboratoire Halieutique  
Méditerranée – Station de Sète

Delphine CORNELLA

[dcornella.sathoan@gmail.com](mailto:dcornella.sathoan@gmail.com)

+33 (0)4 67 46 04 15

Organisation de Producteurs SATHOAN -  
Société Coopérative Maritime des Pêcheurs  
de Sète - Môle

Philippe LENFANT

[lenfant@univ-perp.fr](mailto:lenfant@univ-perp.fr)

+33 (0)4 68 66 21 95

Université de Perpignan Via Domitia

## Sommaire

Remerciements

Contexte du stage

1. Introduction .....	1
1.1. Situation actuelle de la pêche en Europe.....	1
1.2. Gestion des pêches en Méditerranée .....	1
1.3. Impacts du chalutage démersal sur les habitats benthiques .....	3
1.4. Problématique et enjeux .....	4
2. Matériel et Méthodes.....	6
2.1. Zone d'étude.....	6
2.2. Sensibilité des Habitats Benthiques – Approche de Kostylev .....	6
2.3. Classification des communautés benthiques sensibles – Approche de De Juan .....	11
2.4. Facteur anthropique : données VMS des bateaux de pêche .....	13
2.5. Analyses statistiques .....	14
3. Résultats .....	16
3.1. Approche prédictive – Paramètres environnementaux.....	16
3.2. Approche fonctionnelle – Paramètres biologiques.....	18
3.3. Analyses statistiques .....	18
4. Discussion .....	22
5. Conclusion.....	25
Bibliographie.....	25
Annexes	
Glossaire	
Résumé	
Abstract	

## Remerciements

Je tiens à remercier Sandrine Vaz, pour sa patience, sa pédagogie et son soutien à chaque fois que j'avais besoin d'aide, malgré son emploi du temps chargé. Je remercie également Angélique Jadaud, pour m'avoir aidé à comprendre les données MEDITS et de m'avoir donné l'opportunité d'embarquer à bord du navire l'Europe pour la campagne MEDITS 2016, une pensée pour son équipage de pêcheurs et de scientifiques avec qui j'ai partagé cette expérience. Merci à l'AMOP et à l'équipage du Nathalie Vincent II pour avoir organisé un embarquement en mer et me montrer, entre deux malaises, à quoi ressemblait une journée de pêcheur en Méditerranée.

Merci à Anaïs Médieu, ma voisine de bibliothèque, pour l'entraide durant les blocages sur R et sa gentillesse, ainsi qu'au reste des stagiaires et doctorants de l'Ifremer, pour l'ambiance apportée au centre MARBEC et sur Sète, Yéléna, François, Andéol, Ivano, Carlos, Camille, Paul, Guillaume, Taha, Deddah, et tous les autres...

Je manifeste enfin ma gratitude à Aurélie Rivier pour le calcul des paramètres de courants de fond, à Aurélie Foveau et al. pour avoir réalisé une première liste de TDI concernant les espèces benthiques de la Manche, à Copernicus pour l'accès à toutes les données environnementales exploitées et à leur aide en ligne, et enfin à SHOM pour leur éclaircissement sur l'exploitation de carte de sédimentologie du Golfe du Lion.

## Contexte du stage

*"Habitat alteration by the fishing activities themselves is perhaps the least understood of the important environmental effects of fishing."*

Committee on Fisheries, Ocean Studies Board,  
National Research Council (1994)

Le stage est proposé et financé par l'Association Méditerranéenne des Organisations de Producteurs (AMOP) et cofinancé par France Filière Pêche. Il est encadré par l'Ifremer et se déroule dans le centre MARBEC à Sète. L'AMOP est une association créée en 1994 et dont l'un des objectifs est de permettre une meilleure gestion et valorisation des produits de la pêche. Pour ce faire, elle a lancé en 2016 le projet GALION (Gestion Alternative du Golfe du Lion), ayant pour but de définir de nouveaux modes de gestion pour la pêche chalutière dans le Golfe du Lion. Ce projet prend son origine dans la nouvelle Politique Commune de la Pêche (PCP) mise en place en 2013 par la Commission Européenne. Il vise aussi à mieux connaître la répartition des habitats benthiques du Golfe du Lion dans le souci d'éviter une dégradation des fonds, liée à un report d'effort dans des zones jusque-là préservées ; de cette nécessité émerge le sujet de ce stage.

Les données exploitées pour déterminer les habitats sensibles ou à risque dans le Golfe du Lion proviennent de la campagne MEDITS (1994 – 2015), de données VMS directement prélevées à partir des navires de pêche (2012 – 2015), et de plusieurs bases de données géoréférencées (SEXTANT, EMODnet, MyOcean). Une participation à la campagne MEDITS 2016 a été effectuée durant la période du stage ainsi qu'un embarquement sur un chalutier pour découvrir en quoi consiste une journée typique de pêcheur en Méditerranée.

## 1. Introduction

### 1.1. Situation actuelle de la pêche en Europe

L'Union Européenne, à travers la Politique Commune de Pêche, a pour but de faire appliquer de nouvelles réglementations dans les eaux européennes afin de concilier l'exploitation des ressources halieutiques avec la gestion et la protection des écosystèmes marins. On observe depuis quelques années une intégration des considérations écosystémiques dans la gestion future des pêcheries (Ecosystem Approach to Fisheries, EAF) (Kaiser et al., 2002 ; FAO, 2003). L'un des axes de ces approches écosystémiques concerne les rejets de la pêche accessoire en Europe (Kelleher, 2005). Les rejets sont définis comme étant une portion des prises de la pêche qui est rejetée en mer, morte ou vivante ; ils sont considérés pour beaucoup comme un "gaspillage" de la ressource naturelle (Règlement UE n° 1380/2013, point 26). Les raisons d'une telle pratique peuvent être d'ordre technique (problème de sélectivité), économique (espèces avec peu ou sans intérêt commercial) ou légales (Taille Minimale de Capture TMC, espèces protégées) (Damalas, 2015 ; De Vos et al., 2015 ; Veiga et al., 2015).

Plusieurs actions pour diminuer la proportion des rejets en mer ont été mises en place dans différents pays de l'UE et sont listées dans la publication de Sigurðardóttir et al. (2014). Cependant ces actions ne sont pas appliquées de manières homogènes sur toute l'Europe. C'est dans ce contexte que la Commission Européenne a instauré en 2013 la nouvelle Politique Commune de Pêche (PCP), une réglementation commune à tous les pays de l'UE sur la gestion des pêches (Règlement UE n° 1380/2013 ; Règlement UE n° 2015/812). Elle est inspirée de la réglementation appliquée par la Norvège, l'Islande et les îles Féroé et consiste à interdire le rejet en mer de la pêche accessoire (Tsagarakis et al., 2013). Cette directive, aussi appelée "obligation de débarquement" est appliquée depuis le 1<sup>er</sup> Janvier 2015 sur la totalité des eaux Européennes pour les espèces pélagiques (Maquereau, Chinchard, Anchois, Sardine) et sera mise en vigueur graduellement entre 2015 et 2019 en fonction des engins de pêche et des espèces capturées pour le reste des flottes. En ce qui concerne le chalutage des espèces démersales, cette réglementation sera appliquée en 2017 en Méditerranée et d'ici 2019 sur l'ensemble des pêcheries commerciales de l'UE (Damalas, 2015 ; De Vos et al., 2015 ; Veiga et al., 2015).

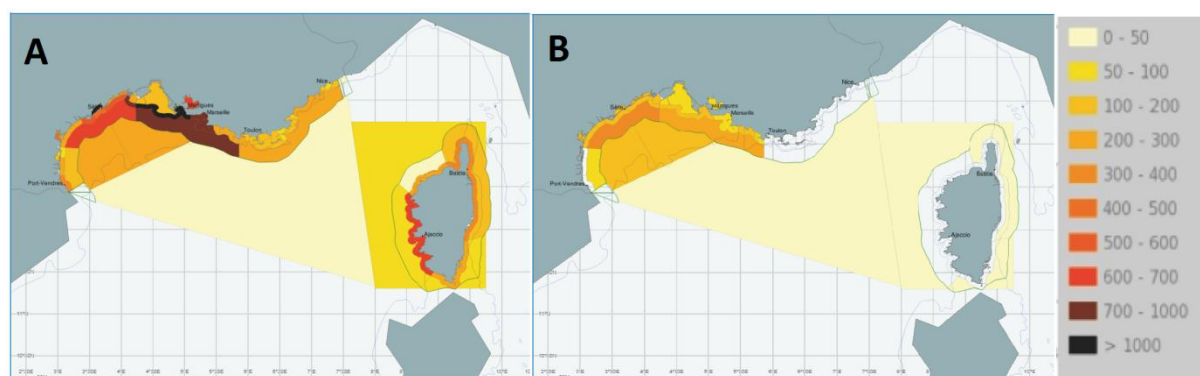
### 1.2. Gestion des pêches en Méditerranée

Contrairement au reste des eaux européennes, Il n'y a pas de Taux Admissible de Capture (TAC) ou quotas en Méditerranée, exception faite pour la pêche au thon rouge (Damalas, 2015). La pêche est régulée par l'application de Tailles Minimales de Capture (TMC) (Veiga et al., 2015), par la mise en place de zones d'interdiction de pêche permanentes et saisonnières, ainsi

que par le contrôle de l'effort de pêche ; les navires ont obligation de ne pas dépasser le temps en mer d'une journée et, selon les techniques de pêches, il y a des limites de sorties en mer fixées sur l'année (Papaconstantinou & Farrugio, 2000).

Malgré ces efforts de régulation, la surexploitation des ressources halieutiques, définie comme étant la pêche des stocks dépassant le taux de rendement maximal durable (European Commission, 2009), concerne entre 85% et 95% des stocks de poissons en Méditerranée (Damalas, 2015). Le chalutage de fond, étant par définition une pêche multispécifique et ayant une grande importance économique sur la façade Méditerranéenne, contribue en grande partie à cette surpêche. En parallèle à la surexploitation des stocks s'ajoute le problème des rejets en Méditerranée (Alverson & Hughes, 1996). Ce sont 230 000t de rejets (18.6% des prises totales) qui ont été déclarées pour l'année 2006 sur toutes les pêcheries confondues (Tsagarakis et al., 2013). Le chalutage de fond en est en grande partie responsable car il est connu pour être la technique de pêche engendrant le plus de rejets en mer, avec des proportions variant de 20 à 65% (Kelleher, 2005 ; Sacchi, 2008 ; Tsagarakis et al., 2013).

La flotte de pêche française de la façade Méditerranéenne représente actuellement environ 32% des bateaux de pêche en France Métropolitaine. Parmi ces 1 487 navires, 61 (~5%) pratiquent la technique du chalutage de fond (SIH Ifremer, 2015). D'un point de vue économique, le chalutage de fond représente sur cette façade 85 à 90% des apports en produits de la mer pour 75% du chiffre d'affaire des criées. La répartition de l'activité des navires de pêche est majoritairement localisée sur le Golfe du Lion et le pourtour de la Corse (Fig. 1 A). La flottille des chalutiers de fonds représente une grande partie de cette activité et se concentre sur le plateau continental de la Méditerranée, entre 3 et 12 milles nautiques depuis la côte (40% de l'effort total ; SIH Ifremer, 2015) (Fig. 1 B). Le chalutage de fond fait partie des techniques de pêches les plus surveillées en Europe, du fait de son importance socio-économique et de ses impacts sur l'environnement (Feekings et al., 2012).



**Figure 1.** Estimation de la distribution spatiale de l'activité de pêche en Méditerranée française; A) tous les engins de pêche; B) Chalutage de fond. Les couleurs représentent le nombre de bateaux qui ont effectué une marée sur la zone sur une année. Les cartes sont extraites du rapport SIH Ifremer, mis à jour en 2015.



### 1.3. Impacts du chalutage démersal sur les habitats benthiques

Le chalutage de fond, aussi appelé chalutage démersal, est une technique de pêche qui consiste à trainer un filet, appelé "chalut", au niveau des zones benthiques et démersales à l'aide de bourelets lesteurs. L'ouverture du chalut est assurée verticalement par la présence de flotteurs sur la partie avant supérieure, et horizontalement grâce à des panneaux divergents situés en avant du chalut (Fig. 2) pour les engins de type OTB (chalut démersal à panneaux). Cette technique de pêche affecte l'environnement sur plusieurs plans, notamment la surexploitation des stocks et les rejets de pêche accessoire, détaillés précédemment dans le rapport. Cependant, les impacts sur l'environnement qui sont le plus souvent attribués au chalutage de fond se concentrent au niveau des habitats et des écosystèmes benthiques.

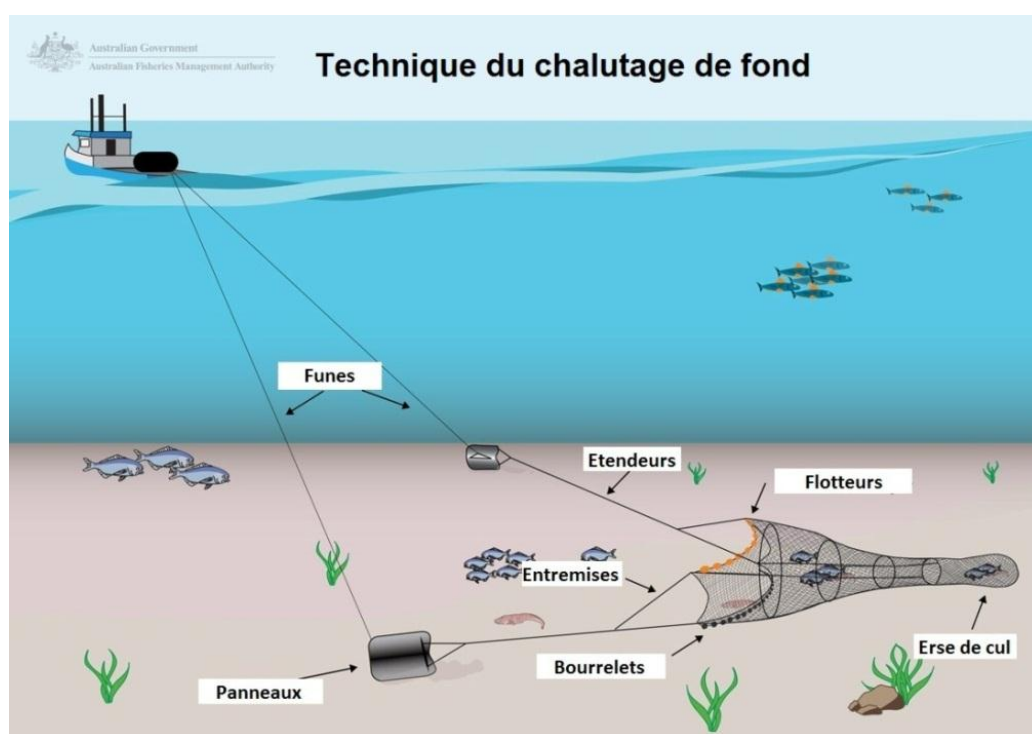


Figure 2. Technique du chalutage de fond de type OTB. (Illustration traduite de ©AFMA)

Les habitats benthiques impactés par cette technique de pêche sont de manière générale soumis à de nombreux stress naturels. En Méditerranée, ces stress peuvent être causés par des facteurs environnementaux tels que la force des courants lors de tempêtes sous-marines ou la mobilité des sédiments. Palanques et al. (2013) définissent une perturbation comme étant tout ce qui peut être considéré comme un événement qui dérange un écosystème, une communauté ou une population et qui altère les ressources et les propriétés d'un habitat.

Les communautés benthiques se développant sur des habitats fréquemment soumis à ces perturbations naturelles ont tendance à être constituées d'espèces résilientes et adaptées à des conditions défavorables de développement (Kostylev & Hannah, 2007 ; Harris, 2014). Il est



important de connaître les perturbations naturelles subies par un habitat car comme l'expliquent Diesing et al. (2013), les altérations causées par des perturbateurs anthropiques sur les communautés benthiques auront tendance à être moins impactantes sur des zones naturellement perturbées que sur des zones avec un environnement plus stable.

Les impacts anthropiques sur les fonds marins sont nombreux (pêche, pollution, extraction de minerais, installation de câbles et de parcs éoliens, etc.), mais de toutes ces pressions, le chalutage démersal est le plus important, affectant plus les fonds que tous les autres types de pressions combinés (Diesing et al., 2013). Sacchi, (2008) décrit les impacts les plus évidents que l'on observe sur les zones chalutées, tels que la resuspension des sédiments dans la colonne d'eau, la destruction de la mégafaune sessile sur les fonds durs (éponges, anthozoaires), ou encore la modification du comportement de certaines espèces (oiseaux, cétacés, etc.).

D'un point de vue écologique, la dégradation d'un habitat après le passage d'un chalut peut être moins flagrante, pourtant les perturbations engendrent des déséquilibres dans les communautés benthiques sur plusieurs aspects (traits d'histoire de vie, chaîne trophique, interactions interspécifiques, etc.). Dans les zones peu impactées, on note la présence d'une grande diversité de groupes fonctionnels ainsi que d'espèces vulnérables à stratégie évolutive de type K (à croissance lente et reproduction tardive) (Kostylev & Hannah, 2007). En revanche, on observe un déséquilibre dans la répartition des groupes trophiques dans les zones chalutées, ceci étant traduit par une plus grande proportion d'espèces opportunistes, de charognards et d'espèces enfouies que d'ordinaire (Kaiser & Ramsay, 1997 ; Ramsay et al., 1998 ; Groenewold & Fonds, 2000 ; Bozzano & Sardà, 2002). Mangano et al. (2014) constate que pour une même abondance, la biomasse est généralement moindre dans ces zones. Ces déséquilibres ne se limitent pas aux écosystèmes benthiques. En effet, une partie du cycle de vie de la plupart des téléostéens démersaux et pélagiques peut s'effectuer dans des habitats benthiques, ceux-ci jouant le rôle de nurseries ou d'abris pour des juvéniles de poissons. Comme l'expliquent Bradshaw et al. (2003) dans leur publication mettant en avant l'importance des colonies d'hydres sessiles sur ces relations interspécifiques, cela peut même concerner des espèces à fort intérêt commercial telles que le merlu ou la morue.

#### **1.4. Problématique et enjeux**

C'est dans ce contexte d'exploitation des ressources de la mer que l'Association Méditerranéenne des Organisations de Producteurs (AMOP), qui réunit les coopératives de pêcheurs du port de Sète et de ses alentours, a initié le projet GALION (Gestion Alternative des ressources du Golfe du Lion). L'un des objectifs de ce projet est de mieux connaître la répartition

des habitats benthiques sensibles du Golfe du Lion, afin d'éviter d'impacter le benthos à la suite d'un report de l'effort de pêche vers des zones où les prises accessoires sont potentiellement moindre (Hiddink et al., 2006).

Dans le souci de déterminer ces habitats, la présente étude est portée sur les problématiques suivantes :

*Problématique 1 : Est-il possible de prédire la répartition des communautés benthiques potentiellement les plus vulnérables au chalutage de fond dans le Golfe du Lion ?*

*Problématique 2 : Les observations biologiques in situ peuvent-elles confirmer les prédictions du point précédent?*

*Problématique 3 : Dans quelle mesure l'effort de pêche peut-il expliquer la différence de structure entre les communautés benthiques observées et prédites?*

Pour répondre à ces questions, cette étude est divisée en trois parties. La première partie est basée sur l'approche prédictive développée par Kostylev & Hannah (2007) qui permet de cartographier la sensibilité des habitats benthiques en Méditerranée à partir de paramètres environnementaux sur la base de processus écologiques connus. La deuxième partie de l'étude est portée sur la détermination de la sensibilité des communautés benthiques au chalutage en utilisant l'indice de perturbation "Trawl Disturbance Index" (TDI) développé par De Juan & Demestre (2012). Le TDI est calculé en fonction du niveau de vulnérabilité des différents traits fonctionnels recensés sur les espèces échantillonnées lors de la campagne scientifique de suivi halieutique MEDITS (Mediterranean International Trawl Surveys). Chaque trait de chalut de la campagne s'est vu attribué un TDI en fonction de la diversité et l'abondance des espèces recensées. Le terme de "vulnérabilité" des espèces employé dans cette approche est équivalent au terme de "sensibilité" des habitats employé dans l'approche prédictive. Foveau et al. (in prep.) le définit comme le degré auquel un individu ou une communauté marine n'est plus capable de supporter une altération des conditions de son environnement. Le seuil de ce degré est déterminé selon les caractéristiques ou propriétés propres de l'individu ou de la communauté concernée. En dernière partie, la distribution des communautés benthiques est comparée avec la carte prédictive des risques et les données VMS (Vessel Monitoring System) de l'effort de pêche des engins démersaux. Cette partie de l'étude a pour but de vérifier si les pressions de l'activité de pêche peuvent expliquer en partie la répartition de la sensibilité des communautés benthiques dans le Golfe du Lion (Foveau et al., in prep.) et de valider ou non l'approche prédictive de détermination des habitats sensibles à partir des observations *in situ*.

## 2. Matériel et Méthodes

### 2.1. Zone d'étude

La présente étude a été réalisée sur le plateau continental du Golfe du Lion (Lon : 3.08 - 5.08 et Lat : 42.47 - 43.46), elle couvre la zone de Cerbère à Marseille et jusqu'à 80 km au large depuis le port de Sète, soit ~10 000 km<sup>2</sup>. Le plateau s'étend de la côte jusqu'au talus continental et ses canyons sous-marins, à une profondeur moyenne de ~100 m ; la zone d'étude ne dépasse pas les 160m de profondeur (Fig. 3), car elle se concentre sur le plateau continental. Le profil sédimentaire de cette région est principalement composé de fonds meubles sableux et vaseux, d'après le Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM). La force du courant dans le Golfe du Lion dépend principalement du courant typique de la zone et de la houle (Rivier, 2010), la marée à un effet négligeable sur les fonds car le Golfe est décrit comme un environnement microtidal (Aleman, 2013). Les eaux de la Méditerranée sont relativement chaudes (~13°C à l'année sur les fonds) avec peu de variations annuelles ( $\pm 4^\circ\text{C}$ ). Elles sont connues pour avoir un taux plus important de sel que le reste des eaux marines (~38 sur le Golfe du Lion) et une saturation en oxygène élevée (~200 mmol.m<sup>-3</sup>), plus importante sur le plateau continental que la plaine bathyale (Cartes des propriétés de la zone en Annexe). Comme précisé en Introduction, le Golfe du Lion est une zone à forte intensité de pêche (Fig. 1), et ce depuis plusieurs décennies.

La zone d'étude finale (Fig. 3) a été déterminée à partir des données disponibles sur les propriétés physico-chimiques de la région (échelle de la Méditerranée Ouest), des observations *in situ* des communautés benthiques sur les zones 7 et 8 de la campagne MEDITS entre 1994 et 2015 (échelle de la Méditerranée française), et des données sur l'intensité de pêche recueillies par les systèmes de surveillance des navires VMS (échelle du Golfe du Lion).

### 2.2. Sensibilité des Habitats Benthiques – Approche de Kostylev

La carte des habitats benthiques sensibles prédits (carte des risques), développée par Kostylev & Hannah (2007), est obtenue en combinant deux axes informant sur les caractéristiques de l'environnement : un axe de perturbation et un axe de portée de croissance. Cette approche est prédictive et permet de présumer le niveau de vulnérabilité d'une communauté au chalutage seulement à partir des caractéristiques des zones où les communautés se développent. La carte résultante sert à prédire les habitats où le chalutage démersal risquerait d'avoir un impact fort sur les communautés benthiques, soit les habitats où les communautés sont le plus à risque.

#### 2.2.1. Axe de perturbation (Disturbance Axis "Dist")

L'axe de perturbation (Dist) permet de visualiser les perturbations dues uniquement à des processus naturels exercés sur la communauté benthique. Il intègre deux formes de perturbateurs

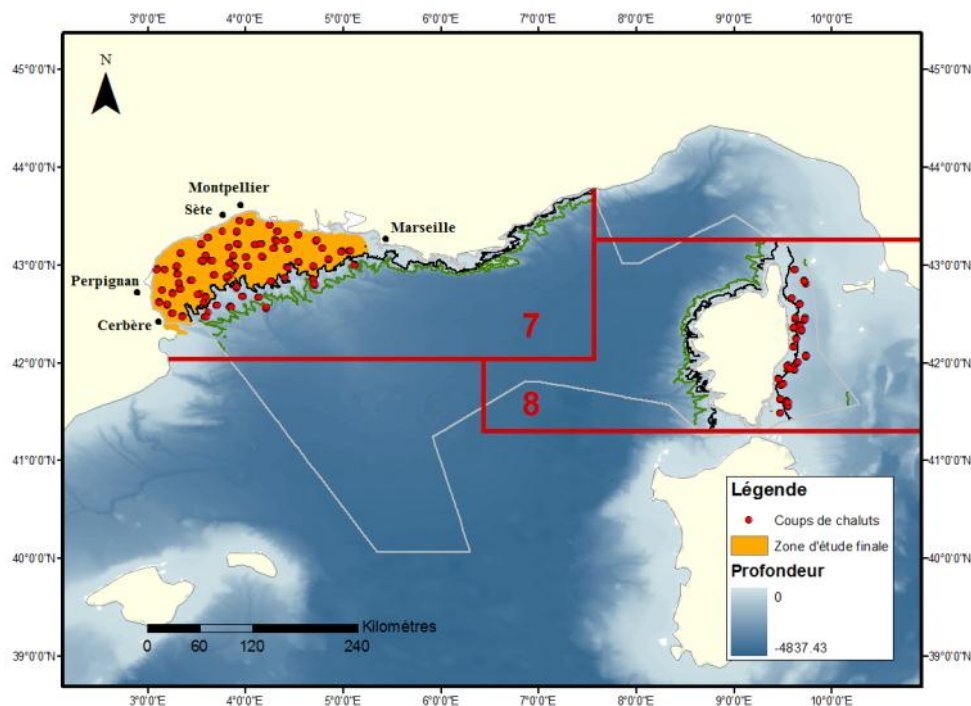


Figure 3. Points d'échantillonnages de la Campagne MEDITS (en rouge) sur le Golfe du Lion (Zone MEDITS 7) et la côte Est de la Corse (Zone MEDITS 8) de 1994 à 2015. La zone orange représente la zone d'étude finale. Les lignes noires et vertes correspondent respectivement aux isobathes 160 et 1000m. La ligne grise représente la zonation des données disponibles à l'échelle Méditerranéenne française.

(résumés dans la Table 1), la contrainte de cisaillement critique et la vitesse de frottement des fonds. Cette dernière a été calculée en Méditerranée à une résolution de 1x1 km par Rivier en 2010 et estime la force du courant (courant + houle) sur les fonds (carte en Annexe). La contrainte de cisaillement critique ( $V_c$ ) représente le courant minimal nécessaire pour provoquer le déplacement des sédiments. Elle est calculée en fonction de la taille des grains sédimentaires ( $X$  en mm) en Méditerranée à partir du calcul suivant (Kostylev et Hannah, 2007) :

$$\log_{10}(V_c) = -0.027 \log_{10}(X)^4 - 0.091 \log_{10}(X)^3 + 0.241 \log_{10}(X)^2 + 0.469 \log_{10}(X) + 1.876$$

La carte de la taille des grains dans le Golfe du Lion a été générée à partir de données sur la nature des sédiments (cailloux, graviers, sable, vase) fournie par SHOM (Fig. 4 ; BDSS, 1988) et de l'équation de Römken et al. (1997) permettant d'estimer la taille des grains à partir de la nature des sédiments:

$$X = \exp[0.01 * \text{SUM}(f_i * \ln(m_i))] ]$$

où  $X$  : Taille moyenne des grains (mm) ;  $m_i$  : Taille moyenne estimée de la catégorie sédimentaire (mm) et ;  $f_i$  : fraction correspondante de  $m_i$  (%).

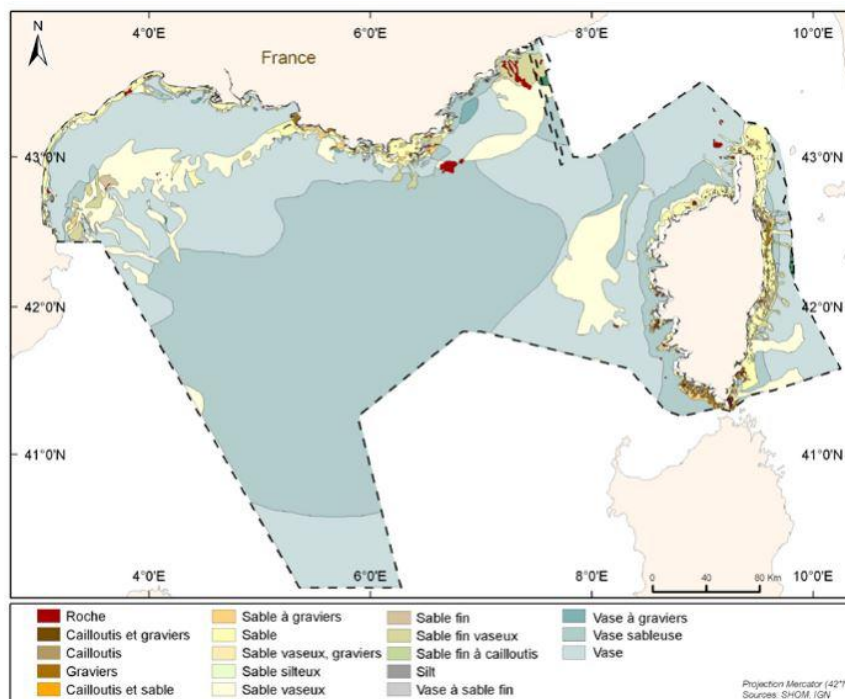


Figure 4. Carte de la nature des fonds de la sous-région marine de la Méditerranée française, basée sur les cartes publiées de 1970 à 2010 (Garlan & Marchès, 2012). Les types de sédiments décrits ici sont ceux qui constituent les données exploitées de BDSS (1988) pour le calcul de la taille des sédiments.

L'axe de perturbation est le ratio entre ces deux indices de perturbations :

$$\text{Axe de perturbation} = \text{Dist} = \frac{\text{Vitesse de frottement des fonds}}{\text{Contrainte de cisaillement critique}}$$

### 2.2.2. Axe de portée de croissance (Scope for Growth Axis "SfG")

La portée de croissance représente la proportion d'énergie disponible d'un individu pour se développer et croître dans son environnement ; elle peut être traduite comme l'énergie restante d'un organisme après sa dépense d'énergie allouée à sa survie. Un environnement favorable est un environnement où un individu dépense peu d'énergie à sa survie (peu de variations environnementales, accès facile à la nourriture, etc.), tandis qu'un environnement défavorable est un environnement à forte adversité (où l'organisme dépensera beaucoup d'énergie à sa survie, au détriment de sa croissance).

L'axe de portée de croissance dans le Golfe du Lion contient les variables environnementales suivantes (résumées dans la Table 1), toutes les bases de données exploitées ont un pas de temps mensuel et ont été obtenues via MyOcean (<http://marine.copernicus.eu/>) :

- La disponibilité en nourriture dans les fonds (Fa). Elle est calculée dans cette étude à de la concentration maximale en chlorophylle de surface (Chl.a ; mg.m<sup>-3</sup>) entre 1994 et 2014 et de la stratification verticale des densités de l'eau dans le Golfe du Lion selon l'équation de Kostylev et Hannah (2007) :

$$Fa = \log\left(\frac{Chl.a}{Profondeur}\right) - Stratification$$

La chlorophylle a été désignée comme paramètre de nourriture car le phytoplancton est la base de la chaîne trophique en milieu marin (Legendre & Michaud, 1999). Il est également admis que les blooms saisonniers ont une forte influence sur la productivité benthique (Lampitt, 1985). Le point de stratification a été désigné à 30m de profondeur ( $\pm 5m$ ). La base de données des observations satellites de Chlorophylle-a recouvre la période de 1998 à 2014 (réf. MyOcean : "OCEANCOLOUR\_MED\_CHL\_L4\_REP\_OBSERVATIONS\_009\_078") et les données de salinité et de température utilisées pour le calcul de la stratification recouvrent la période de 1994 à 2014 (réf. MyOcean : "MEDSEA\_REANALYSIS\_PHYS\_006\_004"). Le script utilisé pour calculer la densité à partir des paramètres de température et de salinité est disponible sur <http://www.niot.res.in/>.

- La température (Temp ; °C), de 1999 à 2014. Elle prend en compte la température moyenne du fond (BT) ainsi que les variations de températures annuelles (écart-type Ta) et interannuelles (écart-type Ti) selon l'équation suivante (réf. MyOcean : "MEDSEA\_REANALYSIS\_PHYS\_006\_004") :

$$Temp = \frac{BT - Ta - Ti}{3}$$

- La saturation en O<sub>2</sub> dissous moyenne (O ; mmol.m<sup>-3</sup>), de 1999 à 2014. Ce paramètre est très important surtout dans les fonds où l'anaérobie peut radicalement modifier la structure d'une communauté (Jørgensen, 1980) (réf. MyOcean : "MEDSEA\_REANALYSIS\_BIO\_006\_008").

Toutes les bases de données ont été extraites des fichiers NetCDF et mises en forme sur le logiciel R version 3.2.1 à l'aide des bibliothèques "ncdf4", "raster", "RColorBrewer", "rgdal", "RNetCDF", "R.utils", "sp" et "udunits2" (Bivand, 2005 ; Neuwirth, 2014 ; Hiebert, 2015 ; Hijman, 2016 ; Pierce, 2015 ; Bengtsson, 2016 ; Michna, 2016 ; Pebesma & Bivand et al., 2016).

L'axe de portée de croissance se calcule :

$$Axe\ de\ portée\ de\ croissance = SfG = \frac{(Fa + Temp + O)}{3}$$

Les indices affectent positivement ou négativement la portée de croissance. Tous les indices sont représentés en logique floue (Zadeh, 1965), c'est-à-dire recalés entre 0 et 1 pour supprimer les unités et permettre de les additionner ; cette étape nécessite que les étendues de tous les indices soient les mêmes (zone orange de la Fig. 3).

### 2.2.3. Cartographie des habitats à risque ("Risk")

La carte des risques, pouvant aussi être qualifiée de carte de sensibilité, donne une image des caractéristiques principales de l'environnement permettant de prédire quel type de communauté benthique il est possible de rencontrer dans les zones représentant un certain degré de sensibilité (Fig. 5) (Kostylev & Hannah, 2007). Par exemple, un environnement à faible perturbation et faible portée de croissance sera typiquement un environnement à haut risque car le type d'espèces se développant dans de telles conditions aura une stratégie évolutive de type K (croissance lente et cycle de vie long, exemple : *Lophelia Pertusa*). Au contraire, un environnement à forte perturbation et forte portée de croissance, typiquement les fonds côtiers peu profonds, aura une communauté composée d'espèces à stratégie évolutive r (courte longévité et croissance rapide). La Fig. 5 peut être interprétée de la façon suivante : un environnement à risque faible aura une communauté préalablement adaptée à la perturbation anthropique qu'est le chalutage ; elle ne sera pas autant impactée qu'une communauté se développant dans un environnement à risque fort.

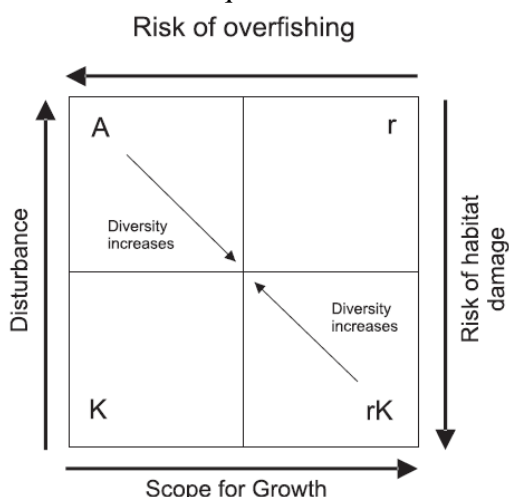


Figure 5. Modèle des habitats benthiques sensibles en fonction des axes de perturbation et de portée de croissance et types de communauté attendue dans chaque catégorie. r : espèces avec une stratégie évolutive de type r ; K : espèces avec une stratégie évolutive de type K ; rK : espèces avec une stratégie évolutive mixte ; A : espèces tolérant l'adversité. Figure extraite de Kostylev & Hannah (2007).

Table 1. Table récapitulative des paramètres utilisés pour le calcul du risque des habitats benthiques en fonctions de données environnementales (perturbateurs anthropiques non inclus).

Indices	Composants	Paramètres	Détails
Perturbation (Dist)	Contrainte de cisaillement	X	Taille des grains sédimentaires
	Vitesse de frottement	Courants	Courant, Houle
		Profondeur	
Portée de Croissance (SfG)	Disponibilité en nourriture	Chl.a	Concentration en Chlorophylle a en surface
		Profondeur	
		Stratification	Densité à 10 et 30m (Température, Salinité)
	Saturation de l'oxygène	O	Concentration d'oxygène dissous
	Température	BT	Température de fond
		Ta	Ecart-type annuel
Risque (Risk)	Perturbation	Dist	
	Portée de Croissance	SfG	



Le risque est calculé à partir des axes de perturbation et de portée de croissance selon l'équation disponible dans Kostylev & Hannah (2007) :

$$Risque = \sqrt{(1 - SfG)^2 + (1 - Dist)^2}$$

Similairement aux indices de l'axe de portée de croissance (Fa, Temp et O), les axes de perturbation et de portée de croissance ainsi que le risque qui résulte de l'équation précédente sont recalés entre 0 et 1 en logique floue. Tous les calculs et les représentations cartographiques de cette approche ont été réalisés sur le logiciel ESRI ArcMap version 9.3.1.

## 2.3. Classification des communautés benthiques sensibles – Approche de De Juan

### 2.3.1. Obtention et sélection des données in situ

Les données d'observation *in situ* informant sur la composition des communautés benthique du Golfe du Lion ont été collectées durant les campagnes MEDITS (Mediterranean International Trawl Survey), effectuées chaque année depuis 1994 entre la période de Mai à Juin. Le principe de cette campagne est de récolter des informations sur la distribution et la structure de la mégafaune benthique et démersale des plateaux continentaux à l'échelle de la mer Méditerranée (Bertrand et al., 2002). Le protocole d'échantillonnage est détaillé dans la version 7 du manuel MEDITS (MEDITS, 2013) et consiste en un engin de type OTB (chalut démersal à panneaux), à maillage en losange 10mm en cul de chalut, qui chalute le benthos pendant 30 minutes à vitesse constante de 3 nœuds (pour des profondeurs inférieures à 200m). Sur les 74 points d'échantillonnages définis par la campagne MEDITS dans la zone 7 (Fig. 3), 1464 coups de chaluts ont été réalisés depuis le début de la campagne. La majorité de ces coups se situent autour de 150m de profondeur. Chaque coup représente une vision de la communauté benthique à un point spécifique du plateau continental et à une période précise de ces deux dernières décennies.

Seuls les échantillons de la zone MEDITS 7 à partir de la campagne de 2012 sont exploités dans cette étude. L'omission des données entre 1994 et 2011 est dû au fait que les premières campagnes se concentraient sur les téléostéens démersaux au détriment des invertébrés. Les données disponibles pour les espèces benthiques sur cette période sont semi-quantitatives. Une identification plus rigoureuse des invertébrés benthiques a été instaurée lors de la mise à jour du protocole de la campagne en 2012 ; les données de 2012 à 2015 sont donc plus précises et d'ordre quantitatives. Le retrait des téléostéens et des céphalopodes de l'analyse a été effectué, les premiers ne faisant pas partie des espèces visées par l'étude, et les seconds car leur forte biomasse dans chaque trait de chalut et leurs traits d'histoire de vie spécifiques risquaient d'influencer l'analyse et empêcher de visualiser le reste de la communauté dans les traits. Appliquée à la zone

d'étude finale (Fig. 3), ce sont 54 points d'échantillonnages au total qui ont été pris en compte dans l'analyse, soit 216 traits de chaluts entre 2012 et 2015.

### 2.3.2. Traits d'histoire de vie

Les traits d'histoire de vie (ou traits fonctionnels) sont les caractéristiques physiologiques et évolutives partagées par un groupe taxonomique (taille, mode d'alimentation, mobilité, forme de l'organisme, etc.). Ils peuvent être utilisés en écologie comme alternative à la richesse spécifique pour décrire la diversité biologique d'un habitat (Bremner et al., 2003). De Juan et al. (2007, 2009) et De Juan et Demestre (2012) ont classifié ces traits fonctionnels en fonction de leurs vulnérabilité au chalutage dans le protocole à partir duquel cette étude est basée. Les traits d'histoire de vie exploités dans cette analyse ont été établis en fonction de données récoltées sur des ressources en ligne tel que le site de référence WORMS (<http://marinespecies.org/>), ainsi qu'à partir de la liste des traits fonctionnels déjà réalisée par Foveau et al. (in prep.) pour leur étude sur la Manche. La liste complète des traits par Genre est disponible sur le site [Sano.org](http://Sano.org) (Foveau et al., 2016). Ces traits d'histoire de vie sont décrits dans la Table 2 sur une grille de vulnérabilité allant de 0 (peu vulnérable au chalutage voire avec effets positifs résultant du chalutage) à 3 (très vulnérable au chalutage) pour les cinq indices "Position sur le substrat", "mode d'alimentation", "mobilité", "taille moyenne" et "fragilité". Les indices tels que la durée de vie, la taille ou l'âge de maturité ont été omis par rapport à l'étude originale de De Juan et al. (2009) car trop difficile à établir pour certaines espèces. La somme de ces indices représente l'Indice de Perturbation dû au Chalutage (Trawl Disturbance Index ; TDI) et peut varier de 0 à 15.

### 2.3.3. Calcul des indices de TDI (Trawl Disturbance Index)

La première étape du calcul des TDI est la détermination des taxons conservés dans l'étude, les taxons concernés peuvent aller du Genre (niveau taxonomique le plus précis) jusqu'à la Division.

**Table 2. Liste des traits biologiques et de leurs scores assignés en fonction de leur vulnérabilité au chalutage de fond. (Table de De Juan & Demestre, 2012)**

Scores	Position sur le substrat	Mode d'alimentation	Mobilité	Taille moyenne	Fragilité
0	Enfouisseur profond	Charognards	Très mobiles (nageant)	Petits <5 cm	Coquille dure, régénération
1	Enfouisseur (premiers cm)	Dépositives / Prédateurs	Mobiles (rampant)		Résistant, flexible
2	Surface		Sédentaires	Moyens 5 – 10 cm	Sans protection
3	Emergent	Filtreurs	Sessiles (attachés)	Grands >10 cm	Structure / coquille fragile

Cette partie de l'étude a été réalisée sur R version 3.2.1 avec les bibliothèques "car" et "data.table" (Fox & Weisberg, 2011 ; Dowle et al., 2015). Pour ce faire, deux critères sont à prendre en compte (Foveau et al., in prep.). Les taxons gardés doivent apparaître dans au moins 90% des campagnes MEDITS, soit 4 ans d'occurrence pour la période 2012-2015. Les Genres ne remplissant pas ce critère sont regroupés dans des taxons inférieurs (de la Famille jusqu'à la Division) jusqu'à remplir cette condition. Le second critère de sélection concerne la diversité des indices dans les taxons conservés. L'écart-type de chacun des cinq indices de De Juan doit être  $\sigma_{indice} < 1.5$ , s'il est supérieur le taxon concerné est retiré de l'analyse (aucun taxon concerné). Cette étape est nécessaire pour rejeter les taxons qui, malgré une occurrence sur les 4 années, ont une diversité interne des traits de vies trop grande pour permettre une étude rigoureuse. Si l'écart-type de la somme des indices du taxon gardé est  $\sigma_{TDI} > 2.5$ , le taxon est également retiré de l'analyse (1 taxon concerné : *Anthozoa*). Il y a au total 80 taxons qui remplissent ces conditions dans la présente étude.

La seconde étape consiste à attribuer un nouveau TDI aux taxons conservés. L'approche servant à représenter les espèces les plus sensibles, les indices utilisés pour calculer le TDI sont ceux des espèces les plus vulnérables composant le taxon final. Les indices des taxons finaux sont donc égaux au maximum des indices des espèces comprises dans le taxon.

Le but de l'analyse étant de déterminer le TDI des communautés échantillonnées et non des espèces, l'avant-dernière étape est de pondérer tous les TDI des taxons en fonction de leur biomasse dans chaque trait de chalut par rapport à la biomasse totale du trait concerné :

$$Pondération = Indice \times \frac{Biomasse \text{ du taxon dans le trait de chalut}}{Biomasse \text{ totale du trait de chalut}}$$

On préfère utiliser la biomasse plutôt que l'abondance des taxons car il est très difficile d'estimer une abondance pour des individus endommagés (échinodermes, crustacés,...) ou des espèces coloniales (éponges, cnidaires, ...), qui constituent la majorité des taxons rencontrés dans l'étude.

Les indices TDI de chaque communauté échantillonnée sont finalement calculés comme la somme des indices pondérés de tous les taxons récoltés par trait de chalut.

#### **2.4. Facteur anthropique : données VMS des bateaux de pêche**

L'intensité de l'effort de pêche dans le Golfe du Lion a été compilée à partir des données VMS (Vessel Monitoring System) disponibles pour la période de 2012 à 2015 dans une résolution de 3'x3' (~5x5 km) (Fig. 6). Cette base de données a été fournie par l'Ifremer et comprend le P90 de l'effort des engins de pêche ayant un impact sur le fond entre 2012 et 2015 (99% sont des

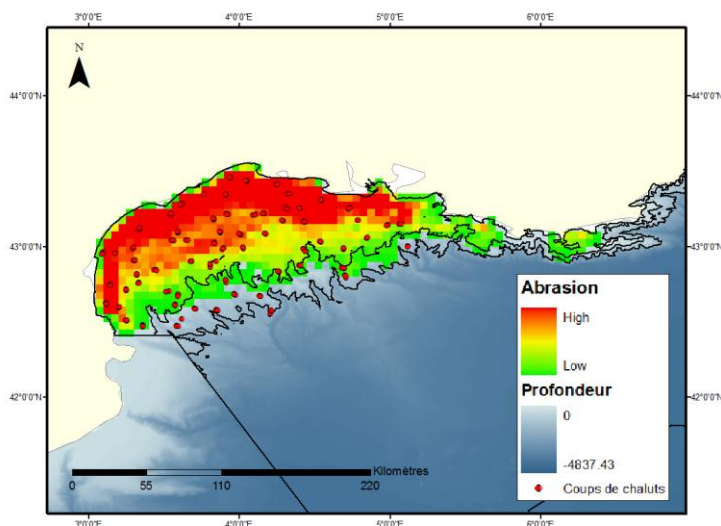


Figure 6. Intensité de l'effort de pêche des engins ayant un impact sur le fonds dans le Golfe du Lion pour la période de 2005 à 2015 (résolution = 3'x3'). Les lignes noires représentent les isobathes 160m et 1000m ainsi que la zonation des données disponibles à l'échelle Méditerranéenne française. Données Ifremer.

chalutiers démersaux, le reste est constitué de dragueurs de plus de 12m). Comme pour le reste des indices exploités dans cette étude, l'intensité de l'effort de pêche a été recalée entre 0 et 1 en logique floue.

## 2.5. Analyses statistiques

La base de données exploitée dans les analyses statistiques contient les données de l'approche de De Juan (composition des espèces et TDI des coups de chaluts), de l'approche de Kostylev (les paramètres environnementaux bruts et les indices de sensibilité "Dist", "SfG" et "Risk"), ainsi que l'indice d'effort de pêche en fonction des positions géographiques des 216 coups de chaluts. Cette base de données a été extraite d'ArcGis à l'aide de la fonction "Spatial Analyst". Les analyses statistiques ont ensuite été réalisées sur le logiciel R Version 3.1.2 à l'aide des bibliothèques "car", "e1071", "effects", "FactoMineR", "gclus", "MASS" et "vegan", (Venables & Ripley, 2002; Fox, 2003 ; Fox & Weisberg, 2011 ; Husson et al., 2011 ; Hurley, 2012 ; Meyer et al., 2015 ; Oksanen et al., 2015).

### 2.5.1. Structure de la communauté benthique dans les traits

Afin de comprendre les relations entre les différentes approches et la structure de la communauté benthique sur le plateau continental du Golfe du Lion, une analyse descriptive de la composition taxonomique des traits de chaluts a été réalisée en première partie de cette étude. La biomasse des taxons dans les traits de chaluts a été convertie en distance euclidienne de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001 ; Borcard et al., 2011) pour permettre une Analyse des Composantes Principales (ACP) de la structure des communautés benthiques. Les tests de Kaiser-Guttman et de brokenstick ont été réalisés pour connaître le pourcentage de représentation des données dans l'ACP. Les indices de perturbation (Dist), de portée de croissance (SfG), de risque (Risk) ainsi que le TDI et l'effort de pêche (Effort) ont ensuite été superposés sur la représentation graphique de l'ACP comme variables supplémentaires.

### *2.5.2 Etude des corrélations entre les indices des différentes approches*

#### *Analyse de corrélation des paramètres environnementaux*

Les paramètres environnementaux utilisés pour l'approche de Kostylev, qu'ils soient bruts (profondeur, taille des grains sédimentaires, oxygène dissous, variables de températures, concentration en chlorophylle-a) ou générés (force du courant) ont été intégrés avec le TDI dans une matrice de corrélation rho de Spearman. Ce test non paramétrique sert à apprécier le sens et la force d'une relation linéaire entre deux variables ainsi qu'entre une variable et le TDI.

#### *Explication de la variance dans les communautés observées*

Afin de vérifier si le modèle des habitats benthiques sensibles prédits possède une signifiante avec la variance des observations *in situ* de la communauté benthique, une analyse de redondance (ARD) est réalisée sur la biomasse des taxons (en distance de Hellinger) en fonction des indices générant le risque (Dist et SfG). Un test d'inflation des facteurs de variances (VIF) a été réalisé pour vérifier que les deux indices ne portaient pas de valeurs redondantes, traduites par un résultat au test supérieur à 2 (O'brien, 2007),. Une simulation de Monte-Carlo à 1000 scénarios est pratiquée sur cette ARD pour vérifier la signifiante des indices utilisés. C'est suivi ensuite une analyse de partition de la variance du TDI en fonction de la profondeur, de l'indice du risque et de l'effort de pêche pour attester de la proportion de variance de la communauté expliquée par chaque paramètre.

#### *Etude de la corrélation entre les indices de De Juan, les indices de Kostylev et l'effort de pêche*

Les coefficients de corrélation entre tous les paramètres de l'approche de De Juan (les traits fonctionnels et le TDI) ont été calculés dans une matrice de corrélation rho de Spearman. Une seconde matrice a été générée, cette fois pour connaître les corrélations entre les indices de l'approche de Kostylev (Dist, SfG et Risk), le TDI, l'effort de pêche et la profondeur

### *2.5.3. Modélisation des habitats – General Linear Model*

La dernière partie de l'analyse a consisté à proposer un modèle général linéaire (GLM, McCullagh & Nelder, 1989) de répartition de la vulnérabilité des communautés benthiques dans le Golfe du Lion, et de comparer ce modèle avec les TDI observées. Plusieurs modèles ont été testés, soit avec le risque sans les pressions anthropiques, soit le risque combiné à l'effort de pêche, soit les données environnementales et l'effort. La sélection des variables conservées s'est décidée en fonction de deux tests : (1) à partir du test VIF ; et (2) par rapport à la sélection des variables selon les critères d'information Akaike (AIC) et Bayésien (BIC) (George , 2000). La carte de TDI prédit correspondant au modèle conservé a été générée par prédiction linéaire en fonction des paramètres composant le modèle.

### 3. Résultats

#### 3.1. Approche prédictive – Paramètres environnementaux

Les facteurs de perturbation "Disturbance", portée de croissance "Scope for Growth" et risque "Risk" ont été produits sur tout le bassin ouest de la Méditerranée et à l'échelle de l'ensemble de la sous-région marine de la Méditerranée française (cartes en annexe). L'analyse des valeurs du risque sur les positions où des observations MEDITS étaient disponibles a révélé un changement des valeurs de ce paramètre entre le plateau et le talus continental du Golfe du Lion, autour des 160m de profondeur (Fig. 7). La courbe du risque est positivement linéaire au paramètre de profondeur dans le Golfe du Lion entre 0 et 160m. Au-delà de 160m de profondeur, le risque augmente de façon exponentielle. De façon à mieux illustrer le patron de distribution de ces facteurs seules les cartes produites entre 0 et 160m sont présentées ici.

Le facteur de perturbation "Disturbance" est présenté en Fig. 8.A. De manière générale, la perturbation des habitats (soulèvement des sédiments et force du courant) est importante au niveau des zones côtières, où la houle a un fort impact due à la faible profondeur des fonds, et à la frontière entre le plateau et le talus continental où les sédiments sont de type sable-vaseux (Fig. 4), contrairement au milieu du plateau continental où les sédiments sont plus fins.

La carte de portée de croissance "Scope for Growth" (Fig. 8.B) présente un patron similaire avec une forte portée en zone côtière et sur le talus et une portée plus faible sur le milieu du plateau. Cette représentation graphique est similaire à celle de la température moyenne des fonds sur le plateau continental, allant d'une température relativement élevée (~18°C) à une température de fond plus faible (~13°C) au fur et à mesure que l'on se rapproche du talus continental. On peut observer que la valeur de portée de croissance la plus élevée du plateau se situe sur la zone la plus rapprochée de la côte, où les efflorescences algales sont les plus importantes ( $[chl-a]_{moyen} = \sim 30 \text{ mg. m}^{-3}$ ). La zone où la portée de croissance est la plus faible se situe à l'embouchure du Rhône, où la concentration en oxygène dissous est particulièrement faible ( $\sim 170 \mu\text{mol. m}^{-3}$ ).

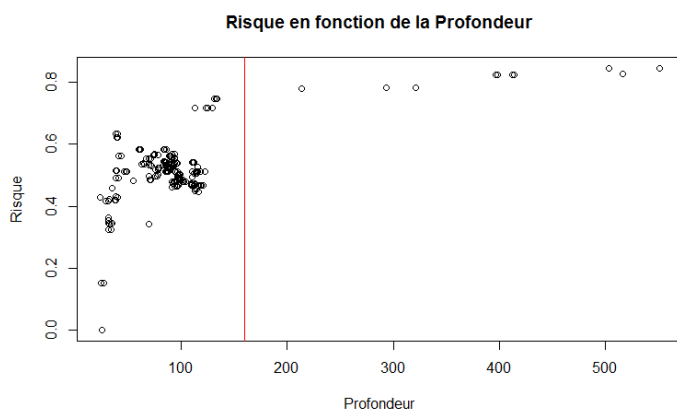


Figure 7. Indice de risque en fonction de la profondeur dans le Golfe du Lion. Les points représentent les coups de chaluts et la ligne rouge la limite entre le plateau et le talus continental (160m).



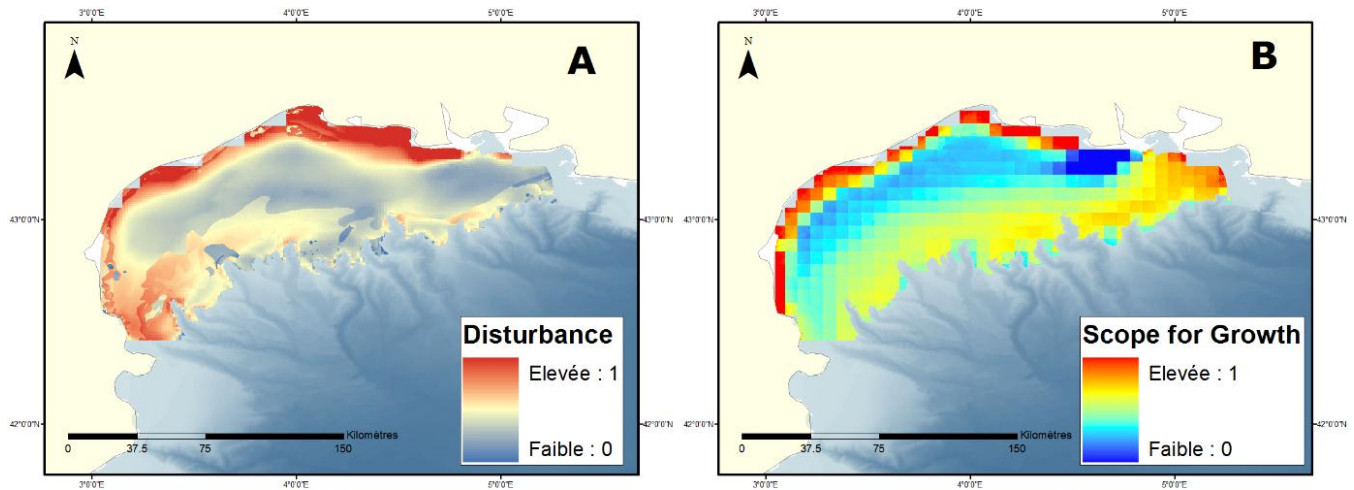


Figure 8. (A) Carte de l'indice de perturbation "Disturbance" dans le Golfe du Lion. (B) Carte de l'indice de portée de croissance "Scope for Growth" dans le Golfe du Lion.

La carte des habitats à risque "Risk" est représenté dans la Fig. 9, elle est la combinaison des deux cartes précédentes. Le risque potentiel d'impact anthropique est faible au niveau de la côte du Golfe du Lion, où les perturbations naturelles sont importantes et la portée de croissance grande. Le plateau continental est représenté comme étant une zone à risque moyen voire élevé, c'est-à-dire que les communautés benthiques potentiellement présentes sur cette zone sont les plus vulnérables au chalutage de fond. Le risque est légèrement plus faible pour les communautés proches du talus et augmente au niveau des canyons. La zone où le risque est le plus élevé correspond à la zone où la portée de croissance est la plus faible, c'est-à-dire l'embouchure du Rhône.

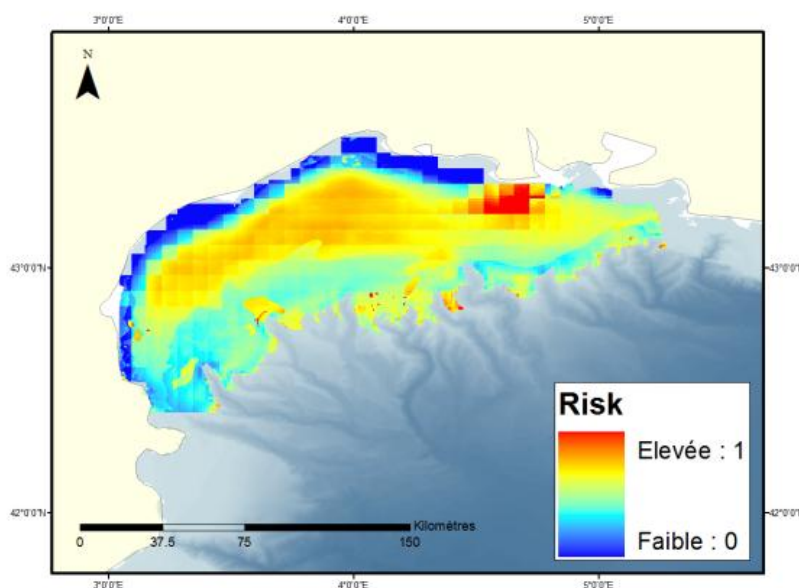


Figure 9. Carte des risques dans le Golfe du Lion, correspondant à la prédiction des habitats benthiques sensibles au chalutage démersal.



### 3.2. Approche fonctionnelle – Paramètres biologiques

Les 216 échantillons résultant de la campagne MEDITS dans le Golfe du Lion entre 2012 et 2015, qui représentent les observations *in situ* des communautés benthiques, ont des indices de vulnérabilité variant entre TDI = 6.75 et 12.14. Les TDI moyen de chacun des 65 points d'échantillonnage de l'étude sont présentés en Fig. 10. L'étude de la relation entre cet indice et la profondeur a révélé un changement marqué du TDI au-delà de 160m (Fig. 11). La répartition des TDI se caractérise en 3 groupes dans l'étendue du Golfe du Lion. Le plateau continental a une représentation assez hétérogène de la vulnérabilité des communautés, allant de peu à moyennement vulnérable (TDI entre 7 et 10). On observe une zone plus homogène avec une vulnérabilité plus haute (TDI entre 10 et 12) vers la limite du plateau continental. Au niveau du début du talus continental, la vulnérabilité au chalutage tombe et est la minimale de l'étendue (TDI entre 6 et 8). La relation entre le risque et le TDI se détériorant au-delà de 160m, il a été décidé de focaliser l'étude sur les 54 traits à profondeur <160m.

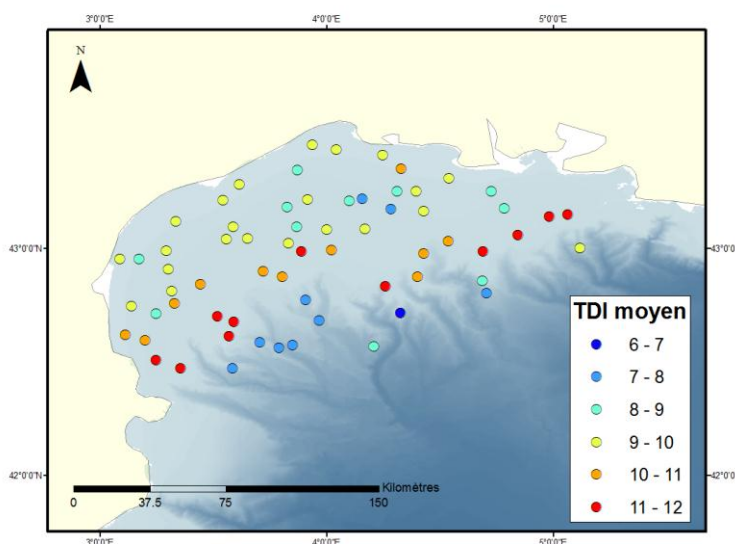
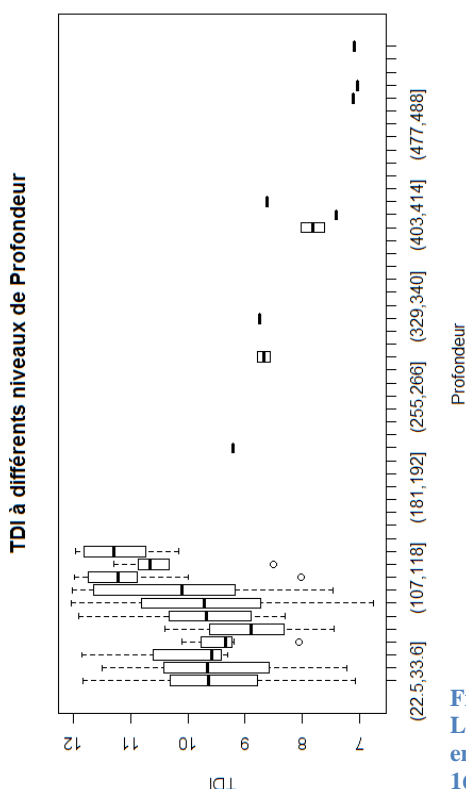


Figure 10. Carte des TDI moyens par coups de chaluts entre 2012 et 2015. Tous les traits du Golfe du Lion sont représentés, soit 65 points.

Figure 11. TDI en fonction de la profondeur dans le Golfe du Lion. Les points représentent les coups de chaluts et la ligne rouge la limite entre le plateau et le talus continental (160m). Les points au-delà de 160m de profondeur n'ont pas été inclus dans l'analyse statistique.

### 3.3. Analyses statistiques

#### 3.3.1. Structure de la communauté benthique dans les traits

L'ACP des taxons récoltés durant la campagne MEDITS en fonction de leur biomasse relative dans les traits de chaluts est présenté en Fig. 12. Les deux premiers axes de composantes principales représentent respectivement 30.5% et 9.8% de la variance. Les espèces les plus

représentées sont LPTM (*Leptometra sp.*), OCNU (*Ocnus sp.*), GALE (*Galeodea sp.*), FMASCID (Famille *Ascidiidae*), LIOC (*Liocarcinus sp.*), PAPE (*Parapenaeus sp.*), FMMALDA (Famille *Maldanidae*), PRST (*Parastichopus sp.*), GRAC (*Gracilechinus sp.*) et BRIS (*Brissopsis sp.*). Il y a trois groupements de taxons qui se démarquent :

- Groupe 1 : PC1 + PC2 neutre, constitué de LPTM, PRST et GRAC, tous échinodermes. Ils ne sont liés à aucun paramètre de Kostylev et sont liés positivement avec les indices de taille et de mode d'alimentation de De Juan.
- Groupe 2 : PC1 – PC2 +, constitués principalement de GALE, PAPE, FMMALDA, et BRIS, tous d'embranchements différents (crustacés, mollusques, annélides, et échinodermes). Ce groupe est lié positivement à l'indice de risque, à la température des fonds et à l'oxygène dissous et négativement au TDI et aux indices de fragilité et de position sur le substrat.
- Groupe 3 : PC1 – PC2 –, Constitué principalement des trois taxons OCNU, FMASCID et LIOC. Le genre *Ocnus* est particulièrement lié à l'effort de pêche. Ce groupe est plus généralement lié positivement aux paramètres environnementaux et négativement à la profondeur.

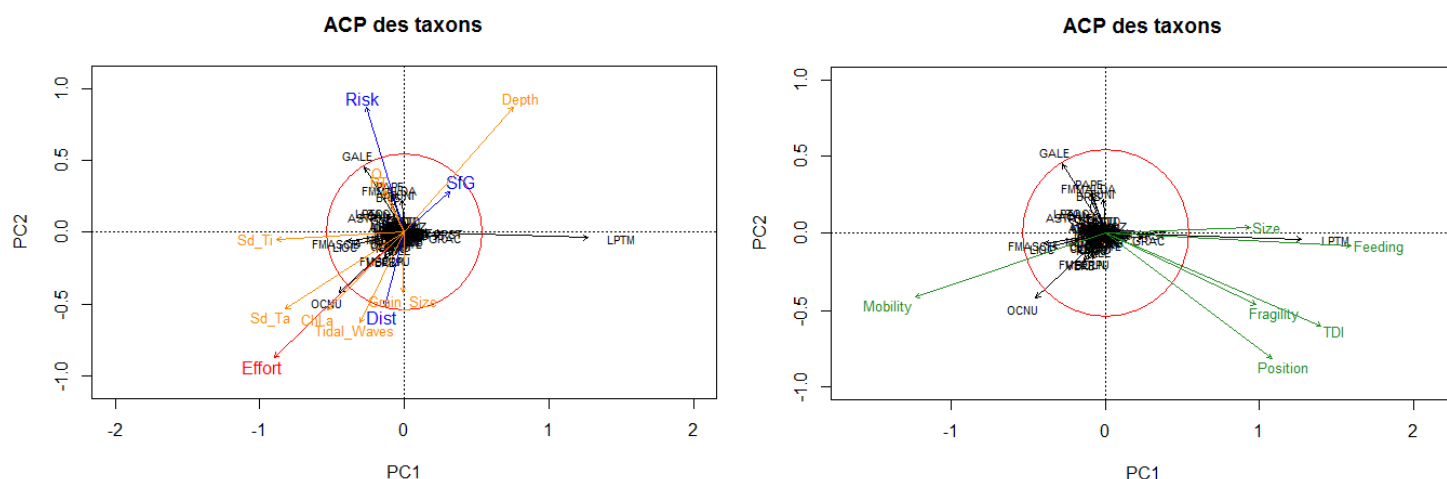


Figure 12. Biplot de l'ACP des taxons en fonction de leur biomasse (lignes noires). Le biplot de gauche contient additionally les paramètres de l'approche de Kostylev (en flèches oranges les paramètres environnementaux, et en flèches bleues les indices de Kostylev). L'indice de l'effort de pêche est représenté par la flèche rouge. Le biplot de droite contient les indices de vulnérabilité de De Juan (flèches vertes).

### 3.3.2. Etude des corrélations entre les indices des différentes approches

#### Analyse de corrélation des paramètres environnementaux

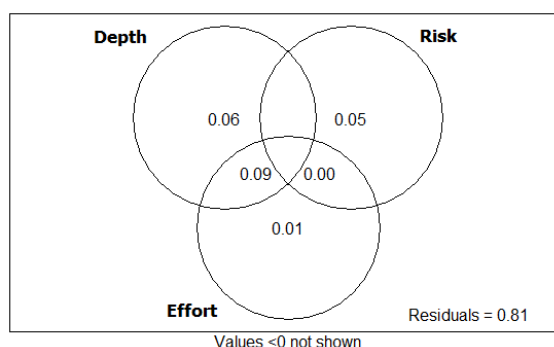
La matrice de corrélation rho de Spearman, réalisée à partir de l'ACP des paramètres environnementaux avec le TDI, montre que les 9 paramètres de l'étude (Table 1) sont tous significativement corrélés entre eux, à l'exception de la taille des grains qui n'est pas corrélée avec de la force du courant ( $\rho = 0.11$ ) ni avec la concentration en chlorophylle-a ([Chl-a] ;  $\rho = -0.076$ ). Les paramètres d'oxygène dissous, de température (BT, Sd\_Ta et Sd\_Ti), de [Chl-a] et de

force de courant sont tous corrélés positivement entre eux ( $\rho$  entre 0.163 et 0.892). La profondeur est négativement corrélée avec la [Chl-a] ( $\rho = -0.636$ ) et la force du courant ( $\rho = -0.614$ ) et les paramètres de températures BT ( $\rho = -0.597$ ), Sd\_Ta ( $\rho = -0.822$ ) et Sd\_Ti ( $\rho = -0.678$ ). La taille des grains sédimentaires est légèrement corrélée positivement avec la profondeur ( $\rho = 0.16$ ) et négativement avec l'oxygène dissous ( $\rho = -0.326$ ) et la température ( $\rho$  entre -0.309 et -0.425). Le TDI est retrouvé corrélé positivement avec la taille des grains ( $\rho = 0.345$ ) et la profondeur ( $\rho = 0.375$ ), et négativement avec O ( $\rho = -0.424$ ), la température ( $\rho$  entre -0.417 et -0.589), et [Chl.a] ( $\rho = -0.352$ ).

#### *Explication de la variance dans les communautés observées*

D'après le test de Monte-Carlo performé sur l'ARD de la biomasse des taxons dans les traits en fonction des indices SfG et Dist, il y a présence d'une relation significative entre les observations *in situ* et l'approche de Kostylev (SfG :  $F = 4.15$  et  $\Pr(>F) = 0.002$  ; Dist :  $F = 6.25$  et  $\Pr(>F) = 0.001$ ) sans redondance entre les indices (VIF = 1.270235).

L'analyse de partition de la variance de la biomasse des taxons par rapport à la profondeur, au Risk et aux données VMS révèle que 5% de la variance des communautés benthiques est expliquée par l'indice du risque, 10% par l'effort de pêche et 15% par la profondeur. 9% des explications apportés par la profondeur sont partagés avec l'effort (Fig.13).



**Figure 13. Analyse de partition de la variance des TDI dans le Golfe du Lion en fonction de la profondeur, du risque prédit et de l'effort de pêche.**

#### *Etude de la corrélation entre les indices de De Juan, les indices de Kostylev et l'effort de pêche*

Une matrice de corrélation rho de Spearman a été réalisée sur les traits fonctionnels déterminant le TDI (Table 3). Le mode d'alimentation, la taille moyenne, la fragilité et la position sur le substrat sont corrélés positivement entre eux et avec le TDI ( $\rho > 0.7$  et  $p < 0.001$ ), mais négativement avec la mobilité. La profondeur, l'effort de pêche ainsi que les indices de l'approche de Kostylev et de De Juan ont été inclus dans une seconde matrice de Spearman (Table 4). Elle révèle que le TDI est corrélé positivement avec SfG ( $\rho = 0.405$ ) et Dist ( $\rho = 0.196$ ) et négativement avec Risk ( $\rho = -0.394$ ). Les indices Dist et SfG sont corrélés entre eux ( $\rho = 0.227$ ) et par extension, sont corrélés négativement avec le risque (respectivement  $\rho = -0.679$  et  $\rho = -0.433$ ). L'effort de n'est pas corrélé avec les perturbations naturelles, mais il est positivement corrélé avec la portée de croissance ( $\rho = 0.405$ ), il a donc été trouvé légèrement corrélé avec la répartition des risques dans le Golfe du Lion ( $p < 0.05$ ). Le paramètre de profondeur est corrélé avec le TDI

( $\rho = 0.375$ ) et très fortement avec l'effort ( $\rho = -0.77$ ) mais pas avec le Risk ( $\rho = 101$ ).

**Table 3. Matrice de corrélation rho de Spearman entre les indices de vulnérabilité des traits fonctionnels de De Juan et le TDI. \*\*\* :  $p < 0.001$ , \*\* :  $p < 0.01$ , NS : pas de relation significative.**

	Position	Feeding	Size	Mobility	Fragility
Feeding	0.5 ***				
Size	0.47 ***	0.624 ***			
Mobility	-0.217 **	-0.208 **	-0.417 ***		
Fragility	0.345 ***	0.619 ***	0.601 ***	-0.061 NS	
TDI	0.725 ***	0.837 ***	0.769 ***	-0.096NS	0.772 ***

**Table 4. Matrice de corrélation rho de Spearman entre les indices de Kostylev, le TDI et l'effort de pêche. \*\*\* :  $p < 0.001$ , \* :  $p < 0.05$ , NS : pas de relation significative.**

	SfG	Dist	Risk	TDI	Effort
Dist	0.227 ***				
Risk	-0.433 ***	-0.679 ***			
TDI	0.405 ***	0.196 **	-0.394**		
Effort	-0.281 ***	0.121 NS	0.144 *	-0.487 ***	
Depth	0.375 ***	-0.339 ***	0.101 NS	0.375 ***	-0.77 ***

### 3.5.3. Modélisation des habitats – General Linear Model

Les différents types de modèle obtenus avec le test GLM ont été comparés en fonction de la valeur  $R^2$  ajustée ( $AdjR^2$ ), qui informe sur la qualité du modèle, et la corrélation rho entre le modèle est les données observées à des points précis du plateau continental. Le premier modèle GLM ne comprenait que l'indice de prédiction de sensibilité Risk ( $AdjR^2 = 25.8\%$ ,  $\rho = 0.394$ , et  $p$ -value  $< 0.001$ ). Sachant que le risque n'explique que 4.3% de la variance de la communauté, il a été complété par l'effort de pêche, qui en explique 12.2%. Le modèle résultant, GLM Risk + Effort a un  $AdjR^2 = 31.6\%$ , une corrélation significative avec le TDI  $\rho = 0.511$ , et  $p$ -value  $< 0.001$ . Enfin, un troisième modèle a été développé basé sur l'effort et les 9 paramètres environnementaux originaux soumis au test VIF et à la sélection inverse du groupe de paramètres le plus parcimonieux par critère d'information Bayésien. Les paramètres retenus pour ce modèle sont l'effort, le courant et la concentration en chlorophylle-a. Le GLM Effort + Vc + [Chl-a] a une qualité de modèle  $AdjR^2 = 33.6\%$  et une corrélation avec le TDI  $\rho = 0.485$ ,  $p$ -value  $< 0.001$ .

À partir de ces résultats, il a été décidé que le modèle final retenu pour prédire les habitats à risque dans le Golfe du Lion serait le modèle GLM Risque + Effort, dont la qualité est relativement haute, et qui a le coefficient de corrélation entre les valeurs de TDI observées et prédites le plus important. La Fig.14 représente la carte de prédiction des habitats à risque dans le Golfe du Lion décrite par ce modèle. Les valeurs du modèle varient entre  $TDI_{prédit} = \sim 8.5$  et  $\sim 11.1$ . L'équation appliquée sur ArcGis pour obtenir cette carte est :

$$TDI_{prédit} = (-1.6829 * Risk) + (-1.7855 * Effort) + 11.2403$$

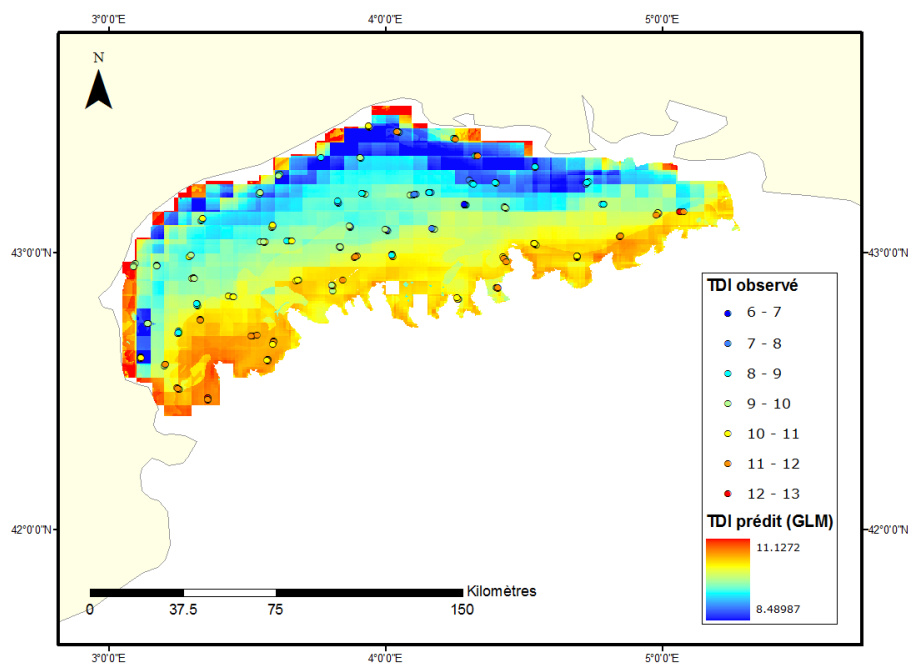


Figure 14. Carte de prédiction des communautés benthiques sensibles au chalutage de fond sur le plateau continental du Golfe du Lion obtenue à partir du modèle GLM Risque + Effort. Les données observées de la vulnérabilité sont également représentées.

#### 4. Discussion

Le but de cette étude était de voir s’il est possible de prédire la distribution des communautés vulnérables dans le Golfe du Lion en fonction de l’environnement et des pressions anthropiques. La Méditerranée est une zone où l’exploitation de la mer a fait partie intégrante de l’économie depuis plus longtemps que la mise en place de suivis des écosystèmes et des habitats (De Juan et al., 2009). Il était donc délicat de pouvoir estimer l’impact du chalutage sur les communautés sans possibilité de comparaison avec des habitats contrôlés non chalutés où avant le début de l’exploitation de la zone, tel que c’est le cas avec la méthode BACI (Underwood, 1992). C’est pour pouvoir avoir une représentation des communautés benthiques par rapport au chalutage démersal malgré cet écueil que la méthode développée par De Juan et al. (2009) et De Juan & Demestre (2012) a été employée ici.

D’après la méthode développée par Kostylev & Hannah (2007), l’indice de risque calculé sur l’étendue du Golfe du Lion devrait donner une vision similaire de la répartition de la vulnérabilité des communautés benthiques. Dans une zone à forte risque prédit, c’est-à-dire une zone favorable au développement de communautés sensibles à croissance lente et reproduction tardive, les TDI devraient être élevés, puisque les traits fonctionnels observés devraient avoir une haute valeur de vulnérabilité au chalutage. Or, les résultats obtenus ne suivent pas ce scénario. Le centre du plateau continental, où le risque est fort, est l’endroit où l’on retrouve les TDI les plus bas. Là où le risque devient le plus faible au large est également la zone où le TDI des traits de

chalut est le plus haut (entre 10 et 12), et là où l'on se rapproche du talus continental et où l'on change d'environnement, les traits montrent une communauté benthique plus résistante, plus adaptée à un environnement adverse, que sur le plateau continental. La corrélation négative entre le TDI et le risque ( $\rho = -0.394$ ) montre que l'approche prédictive n'est pas correcte, malgré qu'elle ait été appliquée avec succès dans d'autres régions (sur le plateau néo-écossais et la baie de Fundy dans Kostylev & Hannah, 2007 ; et sur la Manche dans Foveau et al., in prep.).

Le fait que l'approche de Kostylev semble ne pas fonctionner en Méditerranée peut être expliqué par la nature des paramètres utilisés. En effet, il se peut qu'il existe d'autres paramètres n'ayant pas été inclus dans l'analyse qui auraient pu rendre la prédiction de la sensibilité des communautés benthiques dans le Golfe du Lion plus similaire aux observations. Par exemple, la salinité n'a pas été prise en compte dans cette étude contrairement à l'étude de Foveau et al. (in prep.), car la variation de cette variable est très faible dans la zone étudiée (entre 37.5 et 38.5,) et qu'il est difficile de déterminer si une augmentation de salinité aussi limitée aura un effet positif ou négatif sur la portée de croissance des espèces benthiques.

Une autre explication de la dissonance entre les résultats attendus et observés peut résider dans le fait que l'environnement est moins structurant qu'espéré dans la zone d'étude et que celle-ci est soumise à d'autres facteurs de perturbation que ceux utilisés dans l'approche. Ce facteur supplémentaire a été identifié dans cette étude comme étant l'intensité de l'effort de pêche. En effet, en comparant la carte de répartition de l'effort de pêche avec celle des TDI, on observe que plus l'effort est important dans une zone, plus le TDI est bas comparé au risque prédit. Cette observation est supportée par la corrélation négative retrouvée entre ces deux indices ( $\rho = -0.487$ ). Il a également été montré que l'effort de pêche permet d'expliquer 10% de répartition des communautés benthiques dans le Golfe du Lion. Cependant, Le facteur de profondeur peut également jouer un rôle important dans ces interprétations, puisque 9% de l'explication de la répartition des communautés est partagé entre l'effort et la profondeur. Cela s'explique du fait que plus l'on s'éloigne de la côte, plus le plateau devient profond, et moins l'effort de pêche est intense, car les navires de pêche sont limités à une journée de 14h en mer, forçant la plupart des bateaux à rester près de la côte (Papaconstantinou & Farrugio, 2000). Un indicateur de retour vers un bon état écologique serait donc de retrouver une corrélation positive entre l'indice de risque prédit et la vulnérabilité observée, ainsi qu'une diminution de la corrélation entre l'effort et le TDI. La mise en place de zone d'exclusion au chalutage dans diverses zones (côtière, plateau, talus) et un suivi de ces zones permettrait de tester effectivement ces hypothèses.

Presque tous les paramètres exploités dans cette étude sont corrélés négativement avec la profondeur. L'utilisation de test de corrélation telle que celui utilisé dans la présente étude ne

permet pas de conclure que l'effort de pêche est la cause de la variation du TDI car au final ce paramètre est interchangeable avec d'autres descripteurs de l'environnement. Il est cependant important de noter que l'inclusion de données sur l'effort de pêche dans les évaluations des impacts de la pêche reste un facteur important pour permettre une bonne représentation des perturbations réelles que subissent les habitats benthiques (Auster & Langton, 1998).

Bien que le TDI soit le résultat direct d'observations, et que les tests de corrélation semblent montrer que les indices utilisés sont bien représentatifs de la vulnérabilité des taxons, il convient de souligner les biais potentiels de la méthode d'échantillonnage utilisée. Tout d'abord, la campagne MEDITS était initialement conçue pour un suivi des espèces démersales, les espèces benthiques n'étaient pas prioritaires et leur étude était principalement semi-quantitative avant 2012 (MEDITS, 2013). Cela résulte en une série temporelle exploitable assez courte. De plus, l'essentiel de l'identification des espèces se fait à bord des navires, ce qui peut entraîner des erreurs d'identification taxonomique, même si les taxons les plus complexes sont conservés pour être identifiés plus tard par un expert. Le nombre limité de stations échantillonnées (0.026% des zones chalutables est représenté en moyenne) et l'absence de suivi saisonnier restreignent la représentation des communautés benthiques du Golfe du Lion (Terribile et al., 2015). Cependant, cette technique d'échantillonnage assure une meilleure représentativité des habitats en termes d'épifaune benthique que l'emploi de bennes ou de dragues classiques, et la campagne MEDITS est la seule représentant un suivi sur plusieurs années à l'échelle du plateau continental.

Il a été possible d'identifier trois groupes de taxons par rapport à la répartition de ceux-ci sur le plateau et aux indices utilisés dans l'étude. Ainsi, il serait intéressant de chercher s'il y a en effet une relation entre les taxons de ces groupes et les caractéristiques des environnements corrélés à ceux-ci. Par exemple, Elnor et Vadas, en 1990, ont trouvé qu'il y avait une grande abondance d'oursins dans les zones chalutées car les prédateurs des oursins, les homards de type *Nephrops*, étaient visés par la pêche, ce qui causait un déséquilibre écologique sur la zone. Peut-être que le même phénomène se produit pour les holothuries du genre *Ocnus sp.* (TDI = 10), retrouvés ici fortement corrélés avec l'effort de pêche (Fig. 12).

La carte de modélisation des habitats sensibles en fonction du risque et de l'effort de pêche n'est malgré tout pas bien représentative de la vulnérabilité observée ( $\text{AdjR}^2 = 31.6\%$ ), ce qui résulte à dire que l'approche utilisée ici est incomplète. On peut cependant interpréter cette répartition des communautés benthiques sur le plateau du Golfe du Lion comme une carte montrant que les zones les plus à risque au chalutage semblent être les régions les plus proches de la côte où les navires de pêches ne peuvent pas chaluter (car inférieur aux 3 milles nautique ; SIH



Ifremer, 2015), et la limite entre le plateau et le talus continental, où la majorité des navires ne peuvent pas chaluter, car trop loin de leur port d'attache.

Il n'est pas possible avec les résultats de cette étude de proposer un report de l'effort de pêche actuel sur des zones qui diminueraient les impacts du chalutage sur les habitats benthiques. Il est pourtant de nécessité urgente de pouvoir proposer dans le futur une approche permettant de faire un suivi des habitats benthiques efficace, afin de proposer des scénarios de gestion halieutiques adaptés aux contraintes de l'environnement et de l'économie (Terribile et al., 2015).

Avec la nouvelle réglementation d'interdiction de rejet qui devra être appliquée sur toutes les pêcheries d'ici 2019, les pêcheurs risquent de modifier leurs comportements vis-à-vis des zones à fort taux de prises accessoires et de se reporter sur des zones jusque-là peu chalutées, où se trouvent des communautés plus vulnérables (Dinmore et al., 2003 ; Hiddink et al., 2006 ; Kaiser et al., 2002). Il est difficile de dire s'il existe encore de telles zones dans le Golfe du Lion, comme l'observent De Juan et al. (2009), et comme semblent le suggérer les résultats de la présente étude.

## 5. Conclusion

La détermination des habitats sensibles ou à risque par les approches de De Juan et de Kostylev ne semblent pas permettre une prédiction efficace de la répartition des communautés benthiques dans le Golfe du Lion en fonction de leur vulnérabilité au chalutage. Au vu des résultats obtenus, la structure des communautés ne semble plus être déterminée par l'environnement mais par les impacts anthropiques exercés principalement par le chalutage démersal depuis plusieurs décennies dans la région. Même si un lien a été détecté entre l'intensité de l'effort de pêche et la vulnérabilité des communautés benthiques, la corrélation entre l'effort de pêche et le reste des paramètres analysés ne permet pas de dire avec précision quelle est l'ampleur de l'impact du facteur pêche sur la structuration des habitats benthiques. Les résultats de cette étude vont servir à remplir les objectifs du projet GALION et à proposer des stratégies de pêche limitant les rejets tout en prenant en considération les impacts possibles sur les habitats benthiques.

## Bibliographie

Aleman, N., 2013. Morphodynamique à l'échelle régionale d'une avant-côte microtidale à barres sédimentaires : le cas du Languedoc-Roussillon à l'aide de la technologie LiDAR. Géomorphologie. Université de Perpignan. Thèse, 253p.

Alverson, D.L. & Hughes, S.E., 1996. Bycatch: from emotion to effective natural resource management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6(4), pp.443–462.

Auster, P.J. & Langton, R.W., 1999. The effects of fishing on fish habitat. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 22, No. 150-187).

BDSS, 1988. Base de Données Sédimentologiques du SHOM.

<http://sextant.ifremer.fr/record/52b3fb36-6101-4b10-a0ce-4ba82403f0d6/>

Bertrand, J.A., de Sola Simarro, L.G., Papaconstantinou, C., Relini, G. & Souplet, A., 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, 66(2), pp.9-17.

Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P., 2011. Numerical Ecology with R.

Bozzano, A. & Sardà, F., 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59(1), pp.15-28.

Bradshaw, C., Collins, P. & Brand, A.R., 2003. To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? *Marine Biology*, 143(4), pp.783–791. Available at: <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-003-1115-7>.

Bremner J., Rogers S., & Frid C., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Mar Ecol Prog Ser* 254:11–25.

Damalas, D., 2015. Mission impossible: Discard management plans for the EU Mediterranean fisheries under the reformed Common Fisheries Policy. *Fisheries Research*, 165, 96-99.

De Juan, S., & Demestre, M., 2012. A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 183–190. doi:10.1016/j.ecolind.2011.11.020

De Juan, S., Demestre, M. & Thrush, S., 2009. Defining ecological indicators of trawling disturbance when everywhere that can be fished is fished: a Mediterranean case study. *Marine Policy*, 33(3), pp.472-478.

De Juan, S., Thrush, S.F. & Demestre, M., 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea).

De Vos, B. I., Döring, R., Aranda, M., Buisman, F. C., Frangoudes, K., Goti, L., Macher, C., Maravelias, C. D., Murillas-Maza, A., Van der Valk, O., & Vasilakopoulos, P., 2016. New modes of fisheries governance: Implementation of the landing obligation in four European countries. *Marine Policy*, 64, 1-8.

Diesing, M., Stephens, D. & Aldridge, J., 2013. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), pp.1085–1096.

Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Rackham, B.D., Maxwell, D.L. & Jennings, S., 2003. Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 60(2), pp.371-380.

Elnor, R.W & R.L. Vadas. 1990. Inference in ecology: the sea urchin phenomenon in the Northwest Atlantic. *Am. Nat.* 136:105-108.

European Commission, 2009. Green Paper-Reform of the Common Fisheries Policy. Brussels, 22.4.2009, COM 163 Final.

FAO, 2003. Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries Vol 4, Suppl 2, 112p.

Feeckings, J., Bartolino, V., Madsen, N., & Catchpole, T., 2012. Fishery discards: factors affecting their variability within a demersal trawl fishery. *PloS one*, 7(4), e36409.

Foveau A., Llapasset M., Desroy N., & Vaz S., 2016. Life history traits' scoring to calculate a trawl disturbance indicator on mega- epibenthic fauna. SEANO. <http://www.seano.org/data/00335/44632/>

Foveau A., Vaz, S., Desroy, N., & Kostylev, V. E., in prep. Process-Driven and Biological Characterization and Mapping of Sensitive Seabed Habitats to Trawling.

Garlan, T., & Marchès, E., 2012. Caractéristiques et état écologique de la Méditerranée Occidentale – Etat physique et chimique, caractéristiques physiques. *Nature des fonds marins*. SHOM, Brest.

George, E.I., 2000. The variable selection problem. *Journal of the American Statistical Association*, 95(452), pp.1304-1308.

Groenewold, S. & Fonds, M., 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(5), pp.1395-1406.

Harris, P.T., 2014. Shelf and deep-sea sedimentary environments and physical benthic disturbance regimes: A review and synthesis. *Marine Geology*, 353,169–184.

Hiddink, J., Hutton, T., Jennings, S. & Kaiser, M. J., 2006. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), pp.822–830.

Jørgensen, B.B., 1980. Seasonal Oxygen Depletion in the Bottom Waters of a Danish Fjord and Its Effect on the Benthic Community. *Oikos*, 34(1), p.68.

Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., & Poiner, I. R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3(2), 114-136.

Kaiser, M.J. & Ramsay, K., 1997. Opportunistic feeding by dabs within areas of trawl disturbance: possible implications for increased survival. *Marine Ecology Progress Series*, (1-3).

Kaiser, M.J., 1998. Significance of Bottom-Fishing Disturbance. *Conservation Biology*, 12(6), pp.1230-1235.

Kelleher, K., 2005. Discards in the world's marine fisheries: an update (No. 470). Food & Agriculture Org.

Kostylev, V.E. & Hannah, C.G., 2007. Process-driven characterization and mapping of seabed habitats In: Mapping the Seafloor for Habitat Characterization (Eds B.J. Todd and H.G. Greene). Geol. Assoc. Can. Spec Pap., 47, 171–184.

Lampitt, R.S., 1985. Evidence for the seasonal deposition of detritus to the deep-sea floor and its subsequent resuspension. Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers, 32(8), pp.885-897.

Legendre, L. & Michaud, J., 1999. Chlorophyll a to estimate the particulate organic carbon available as food to large zooplankton in the euphotic zone of oceans. Journal of Plankton Research, 21(11), pp.2067-2083.

Legendre, P. & Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia, 129(2), pp.271-280.

Mangano, M. C., Kaiser, M. J., Porporato, E. M. D., Lambert, G. I., Rinelli, P., & Spanò, N., 2014. Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and a long-term Fishery Exclusion Zone in the Southern Tyrrhenian Sea. Continental Shelf Research, 76, 25–35.

McCullagh, P. and Nelder, J.A., 1989. *Generalized linear models* (Vol. 37). CRC press.

MEDITS, 2013. International bottom trawl survey in the Mediterranean (Medits). Instruction manual. Version 7. 120 p.

National Research Council, 1994. Improving the Management of U.S. Marine Fisheries. National Academy Press, Washington, D.C.

O'Brien, R.M., 2007. A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality & Quantity*, 41(5), pp.673-690.

Palanques, A., Puig, P., Guillén, J., Demestre, M., & Martín, J., 2014. Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean). Continental Shelf Research, 72, pp.83–98.

Papaconstantinou, C. & Farrugio, H., 2000. Fisheries in the Mediterranean. Mediterranean Marine Science, 1(1).

Ramsay, K., Kaiser, M.J. & Hughes, R.N., 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 224(1), pp.73-89.

Règlement (UE) n° 1380/2013 du Parlement européen et du Conseil du 11 décembre 2013 relatif à la politique commune de la pêche, modifiant les règlements (CE) n° 1954/2003 et (CE) n° 1224/2009 du Conseil et abrogeant les règlements (CE) n° 2371/2002 et (CE) n° 639/2004 du Conseil et la décision 2004/585/CE du Conseil.

Règlement (UE) n° 2015/812 du Parlement européen et du Conseil du 20 mai 2015 modifiant les règlements (CE) n° 850/98, (CE) n° 2187/2005, (CE) n° 1967/2006, (CE) n° 1098/2007, (CE) n° 254/2002, (CE) n° 2347/2002 et (CE) n° 1224/2009 du Conseil ainsi que les règlements (UE) n° 1379/2013 et (UE) n° 1380/2013 du Parlement européen et du Conseil relatifs à l'obligation de débarquement, et abrogeant le règlement (CE) n° 1434/98 du Conseil.

Rivier, A., 2010. Evaluation de l'action de la houle et du courant sur les fonds marins dans le cadre de la réalisation de cartographie d'habitats marins. Ifremer, Brest, France, 30 pp.

Römkens, M. J. M., Young, R. A., Poesen, J. W. A., McCool, D. K., El-Swaify, S. A., & Bradford, J. M., 1997. Soil erodibility factor (K). Renard KG et al., Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA Agriculture Handbook, (703), 65-99.

Sacchi, J., 2008. Impact des techniques de pêche sur l'environnement en Méditerranée. Études et revues. Commission générale des pêches pour la Méditerranée. No. 84. Rome, FAO. 62p.

Sigurðardóttir, S., Stefánsdóttir, E. K., Condie, H., Margeirsson, S., Catchpole, T. L., Bellido, J. M., Eliassen, S. Q., Goñi, R., Madsen, N., Palialexis, A., Uhlmann, S. S., Vassiloulou, V., Feekings, J., & Rochet, M.-J., 2015. How can discards in European fisheries be mitigated? Strengths, weaknesses, opportunities and threats of potential mitigation methods. *Marine Policy*, 51, 366-374.

SIH, IFREMER, 2015. Synthèse des Flottes de pêche 2012 : Flotte Mer du Nord - Manche - Atlantique – Méditerranée. p. 183-191 ; p. 203-208.

Terribile, K., Evans, J., Knittweis, L., & Schembri, P. J., 2015. Maximising MEDITS: Using data collected from trawl surveys to characterise the benthic and demersal assemblages of the circalittoral and deeper waters around the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Regional Studies in Marine Science*.

Tsagarakis, K., Palialexis, A. & Vassilopoulou, V., 2013. Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), pp.1219–1234.

Underwood, A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 161(2), pp.145-178.

Veiga, P., Pita, C., Rangel, M., Gonçalves, J.M., Campos, A., Fernandes, P.G., Sala, A., Virgili, M., Lucchetti, A., Brčić, J. & Villasante, S., 2016. The EU landing obligation and European small-scale fisheries: What are the odds for success?. *Marine Policy*, 64, pp.64-71.

Zadeh, L.A., 1965. Fuzzy sets. *Information and control*, 8(3), pp.338-353.

#### **Librairies R :**

Bengtsson, H., 2016. R.utils: Various Programming Utilities. R package version 2.3.0. <http://CRAN.R-project.org/package=R.utils>

Bivand, R., Keitt, T., and Rowlingson, B., 2016. rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 1.1-10. <http://CRAN.R-project.org/package=rgdal>

Dowle, M., Srinivasan, A., Short, T., Lianoglou, S., Saporta, R., and Antonyan, E., 2015. data.table: Extension of Data.frame. R package version 1.9.6. <http://CRAN.R-project.org/package=data.table>

Fox, J., 2003. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. Journal of Statistical Software, 8(15), 1-27. URL <http://www.jstatsoft.org/v08/i15/>.

Fox, J., and Weisberg, S., 2011. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

Hiebert, J., 2015. udunits2: Udunits-2 Bindings for R. R package version 0.8.1. <http://CRAN.R-project.org/package=udunits2>

Hijmans, R.J., 2016. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.5-8. <http://CRAN.R-project.org/package=raster>

Hurley, C., 2012. gclus: Clustering Graphics. R package version 1.3.1. <http://CRAN.R-project.org/package=gclus>

Husson, F., Josse, J., Le, S., and Mazet, J., 2015. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. R package version 1.31.4. <http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>

Meyer, D., Dimitriadou, E., Hornik, K., Weingessel, A., and Leisch, F., 2015. e1071: Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group (Formerly: E1071), TU Wien. R package version 1.6-7. <http://CRAN.R-project.org/package=e1071>

Michna, P., Woods, M., 2016. RNetCDF: Interface to NetCDF Datasets. R package version 1.8-2. <http://CRAN.R-project.org/package=RNetCDF>

Neuwirth, E., 2014. RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2. <http://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer>

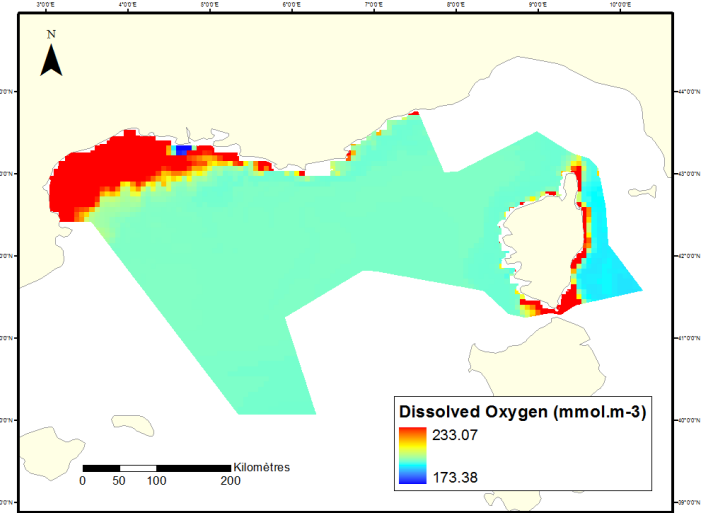
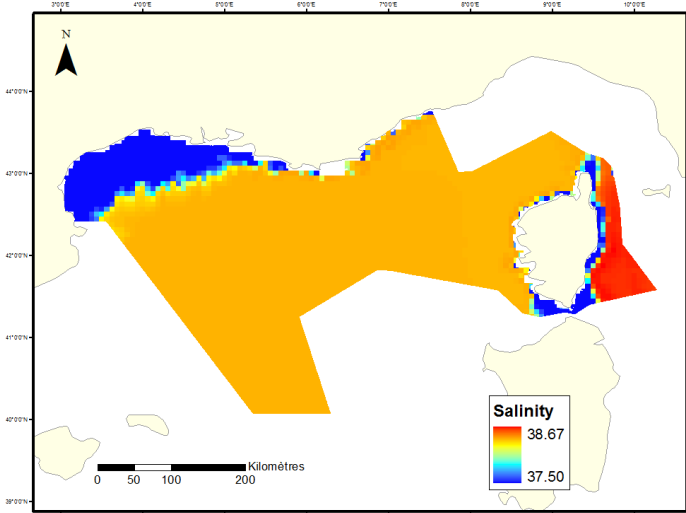
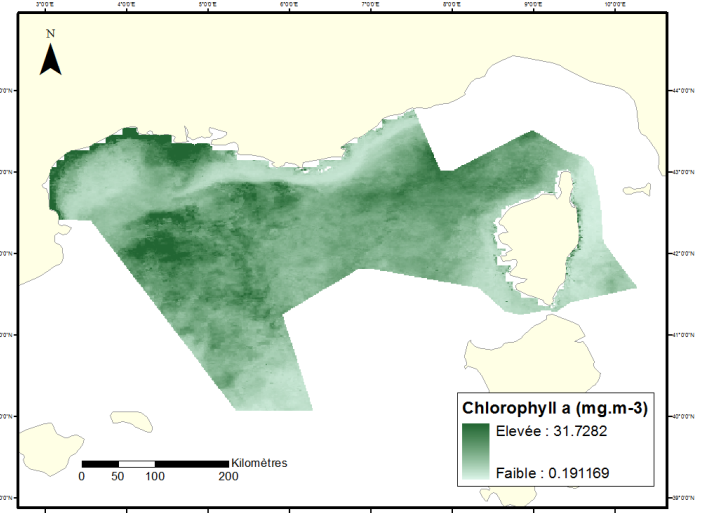
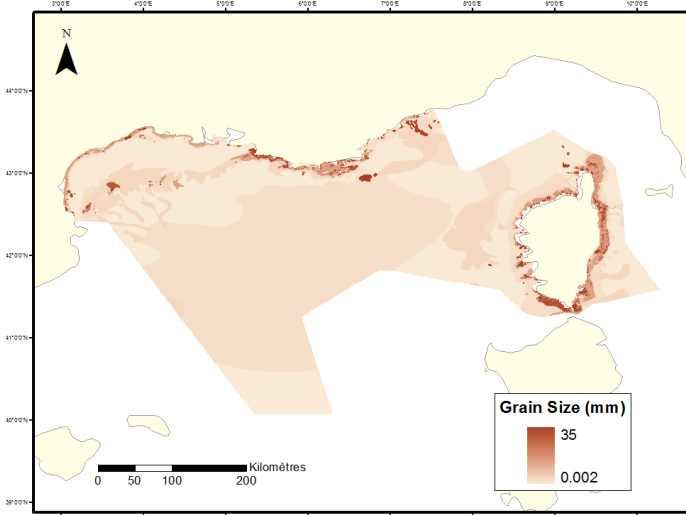
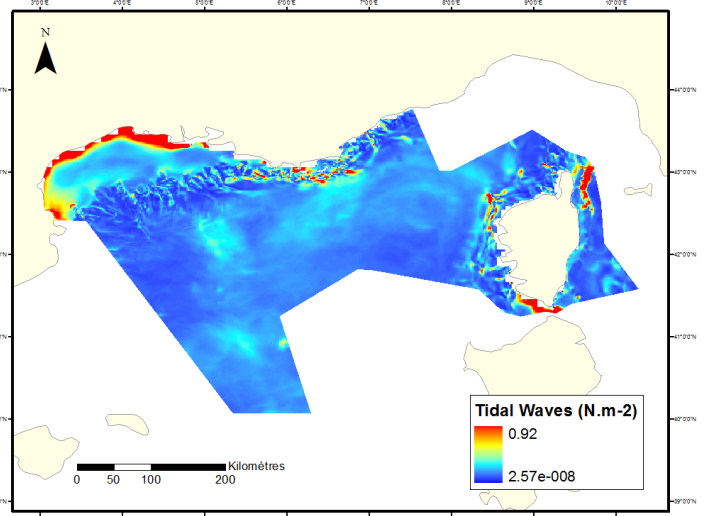
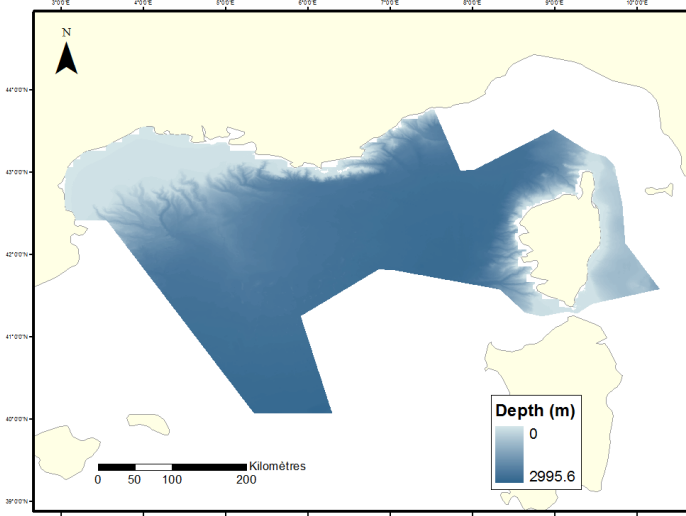
Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., and Wagner, H., 2015. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pebesma, E.J., Bivand, R.S., 2005. Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2), <http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.

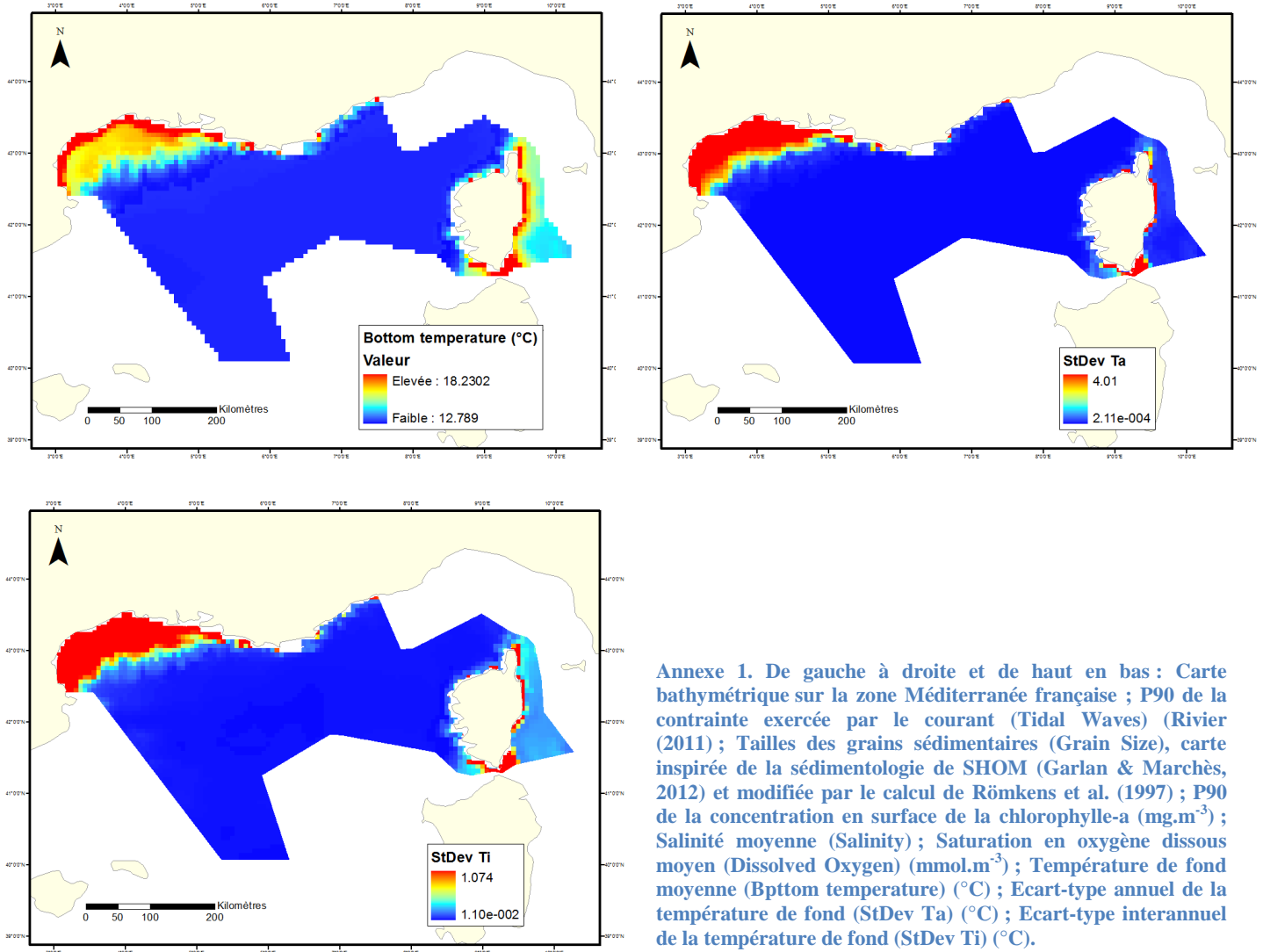
Pierce, D., 2015. ncd4: Interface to Unidata netCDF (Version 4 or Earlier) Format Data Files. R package version 1.15. <http://CRAN.R-project.org/package=ncdf4>

Venables, W. N., & Ripley, B. D., 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

## Annexes







Annexe 1. De gauche à droite et de haut en bas : Carte bathymétrique sur la zone Méditerranée française ; P90 de la contrainte exercée par le courant (Tidal Waves) (Rivier (2011) ; Tailles des grains sédimentaires (Grain Size), carte inspirée de la sédimentologie de SHOM (Garlan & Marchès, 2012) et modifiée par le calcul de Römkens et al. (1997) ; P90 de la concentration en surface de la chlorophylle-a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ; Salinité moyenne (Salinity) ; Saturation en oxygène dissous moyen (Dissolved Oxygen) ( $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ; Température de fond moyenne (Bpttom temperature) ( $^{\circ}\text{C}$ ) ; Ecart-type annuel de la température de fond (StDev Ta) ( $^{\circ}\text{C}$ ) ; Ecart-type interannuel de la température de fond (StDev Ti) ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Annexe 2. Table des 10 taxons finaux dominants des campagnes MEDITS dans le Golfe du Lion entre 2011 et 2015, avec le nombre de taxons contenus dans les taxons finaux, la catégorie faunistique des taxons, la notation des traits fonctionnels de mobilité, de fragilité, de position sur le substrat, de taille moyenne et du mode d'alimentation ainsi que le TDI.

Taxon	Species number	Faunistic category	Mobility	Fragility	Position	Size	Feeding	TDI
<i>Leptometra</i>	1	<i>Echinoderma</i>	1	2	3	3	3	12
<i>Ocnus</i>	1	<i>Echinoderma</i>	2	2	2	3	1	10
<i>Maldanidae</i>	1	<i>Polychaeta</i>	2	2	0	0	1	5
<i>Parastichopus</i>	1	<i>Echinoderma</i>	2	2	0	3	3	10
<i>Gracilechinus</i>	1	<i>Echinoderma</i>	1	2	2	3	1	9
<i>Galeodea</i>	1	<i>Gastropoda</i>	1	0	2	3	1	7
<i>Asciidiidae</i>	3	<i>Tunicata</i>	3	2	3	3	3	13
<i>Liocarcinus</i>	1	<i>Decapoda</i>	0	1	2	2	1	6
<i>Phallusia</i>	1	<i>Tunicata</i>	3	3	2	2	3	13
<i>Brissopsis</i>	1	<i>Echinoderma</i>	2	2	0	2	1	7

Annexe 3. Informations sur les TDI contenus dans les traits de chalut "Haul" (valeurs arrondies au 1/10<sup>ème</sup>. La colonne "Taxon weight (%)" contient les poids relatifs de tous les taxons contenus dans chaque trait de chalut, soit 81 colonnes supplémentaires. Ici sont représentés les 10 premiers coups de chaluts sur 216 au total.

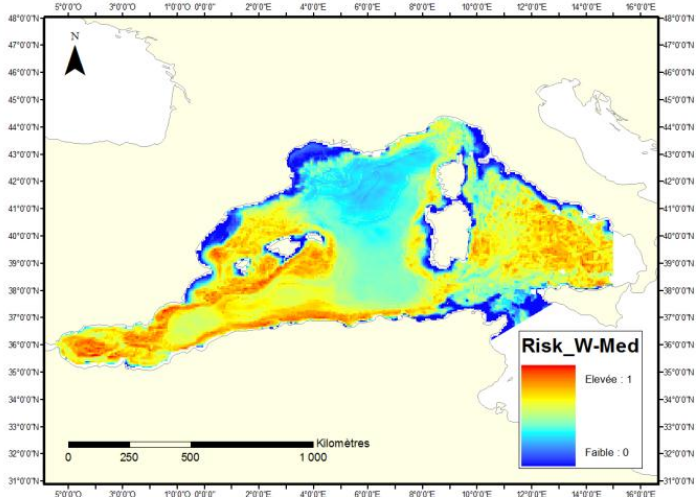
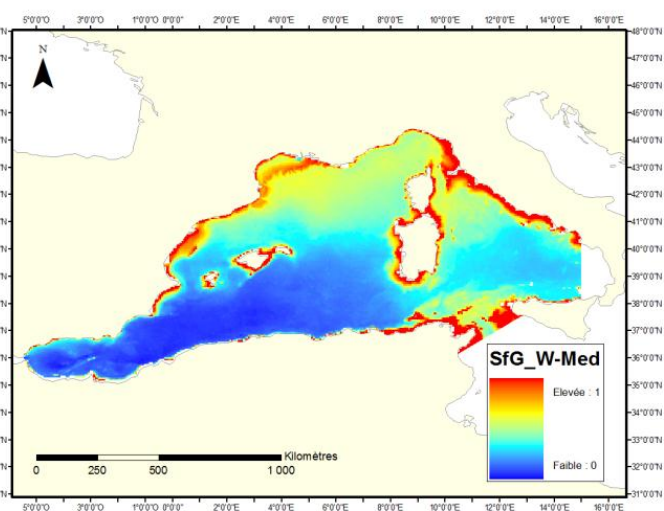
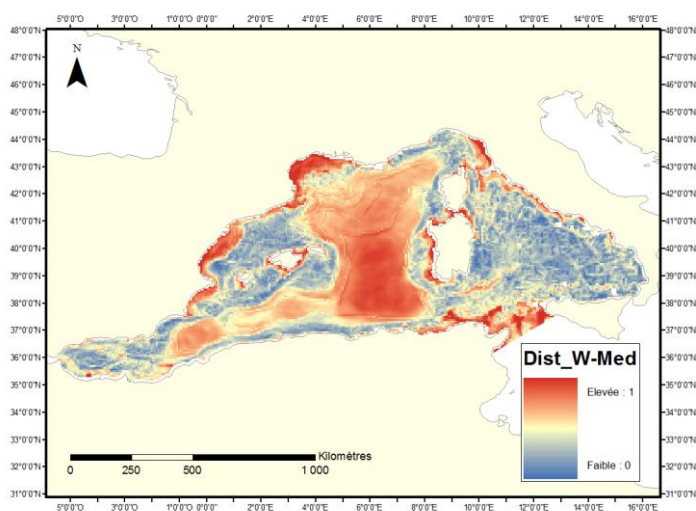
Haul	Lat	Lon	Depth	Mobility	Fragility	Position	Size	Feeding	TDI	Taxon weight (%)
2012_24	43,18	3,82	94	1,78	1,24	1,86	2,42	1,63	8,67	...
2012_25	43,02	3,83	96,5	1,64	1,50	1,84	2,82	1,89	9,51	...
2012_29	42,61	3,57	109,5	1,29	2,06	2,55	2,98	2,87	11,60	...
2012_30	42,68	3,59	102,5	1,24	2,08	2,76	2,99	2,95	11,86	...
2012_33	42,47	3,35	113,5	1,72	2,02	1,31	2,92	2,09	9,98	...
2012_34	42,51	3,24	88,5	2,04	2,38	2,29	2,91	1,96	11,48	...
2012_35	42,59	3,20	78	2,16	2,19	2,38	2,84	2,18	10,98	...
2012_36	42,61	3,11	40,5	2,26	2,08	2,17	2,73	1,61	10,70	...
2012_37	42,74	3,14	48,5	1,76	1,84	1,97	2,73	1,22	9,42	...
2012_38	42,95	3,17	43	0,65	1,27	2,04	2,22	1,09	7,23	...

Annexe 4. Nature des Sédiments en Méditerranée française selon les données SHOM (Garlan & Marchès, 2012)

Code Synthèse	Code	Nom	X (mm)
<b>R</b>	NFRoche	Affleurement rocheux	35
<b>C</b>	NFC	50<C<65%, S+SF<35%, G<15% et V<5%	8.52443695
<b>G</b>	NFG	50<G<65%, S+SF<35%, C<15% et V<5%	4.77890089
<b>S</b>	NFS	50<S<65%, C+G<35% et V<5%	2.13297748
		OU C+G<S+SF, C<15%, G<15% et S>SF	
<b>SF</b>	NFSF	50<SF<65%, C+G<35% et V<5%	4.36289235
		OU C+G<S+SF, C<15%, G<15% et S<SF	
<b>CS</b>	NFCS	50<C<65%, S+SF>35% et V<5%	6.20230365
		OU C+G>S+SF, 30<C<50% et G<15%	
<b>GS</b>	NFGS	50<G<65%, S+SF>35% et V<5%	2.95020958
		OU C<15%, 30<G<50% et V<20%	
<b>GS</b>	NFSG	50<S<65%, C+G>35% et V<5%	4.78762401
		OU C+G<S+SF et C<15% et 15<G<30%	
<b>V</b>	NFCV	C+G>S+SF, 20<V<50% et C>G>15%	1.06315069
<b>V</b>	NFGV	C+G>S+SF, 20<V<50% et G>C>15%	0.93786068
<b>GV</b>	NFVG	V>90%, G<5%	0.03273959
<b>SV</b>	NFSV	S+SF>C+G et 5<V<20% et S>SF	0.56729221
<b>SFV</b>	NFSFV	5<V<20%, S+SF>C+G et S<SF	0.36668726
<b>V</b>	NFVS	20<V<50%, S+SF>C+G et S>SF	0.33865338
<b>V</b>	NFVSF	20<V<50%, S+SF>C+G et SF>S	0.24489269
<b>V</b>	NFASi	V>50% et A> Si	0.01666173
<b>V</b>	NFV	V>50%	0.025
<b>SF</b>	NFSFC	50<SF<65%, C+G>35% et V<5%	1.62208958
<b>V</b>	NFA	A>90%	0.002

Annexe 5. Référence des catégories décrites dans la carte des sédiments de SHOM (Garlan & Marchès, 2012) et la valeur appliquée aux polygones.

Référence	Classification SHOM	Valeur appliquée (mm)
Cailloutis	> =20 mm	35
Graviers	Entre 20 et 2 mm	11
Sables	Entre 2 et 0.5 mm	1.25
Sables Fins	Entre 0.5 et 0.05 mm	0.28
Vases	<0.05 mm (Si + A)	0.025
Silts	Entre 0.05 et 0.005 mm	0.03
Argiles	<0.005mm	0.002



Annexe 6. Cartes de prédiction de la perturbation, de la portée de croissance et du risque sur l'étendu Ouest de la Méditerranée. Les mêmes bases de données ont été exploitées que celles utilisées pour établir la carte du Golfe du Lion. La taille des sédiments a été estimée à partir de la carte des habitats EUNIS (<http://www.emodnet.eu/seabed-habitats>) et de la carte géomorphologique du précontinent languedocien (CEFREM, Université de Perpignan Via Domitia ; 1986 ; <http://sextant.ifremer.fr/record/2854c0e0-f0c9-11df-abec-005056987263/>).

## Glossaire

**AMOP** : Association Méditerranéenne des Organisations de Producteurs.

**Approche écosystémique des pêches** : (AEP) Inclusion dans les plans de gestion de l'activité de pêche de données et d'études environnementales.

**Benthique** : Colonne d'eau en contact direct avec le substrat. Les espèces qu'on y retrouve sont généralement des poissons de fond, des crustacés, des mollusques, des échinodermes et des annélides.

**Campagne MEDITS** : (MEDiterranean Trawl Survey) Campagne internationale de suivi du chalutage démersal en mer Méditerranée.

**Communauté** : ensemble d'organismes appartenant à des populations d'espèces différentes constituant un réseau de relations (synonyme de biocénose).

**Démersal** : Colonne d'eau qui se trouve au-dessus de la zone benthique et où se déroule beaucoup d'échange avec celle-ci. Les espèces démersales sont constituées d'animaux vivant à proximité du fond mais qui sont moins directement liés à lui que les espèces benthiques

**Habitat** : zone où les conditions physico-chimique sont homogènes, difficulté d'en établir les limites, qui sont généralement décidées en fonction de la communauté faunistique qui s'y trouve.

**Pêche accessoire** : Les prises accessoires ou captures accessoires sont constituées d'espèces involontairement pêchées, telles que les espèces sans intérêt commercial, sous taille minimale de capture, les espèces frappées d'interdiction de pêche, ou celles qui dépassent les quotas (les quotas ne s'applique pas en Méditerranée).

**Perturbation** : Evènement ponctuel ou chronique qui dérange un écosystème, une communauté ou une population et qui altère les ressources et les propriétés d'un habitat. (Exemple : tempête sous-marine, pollution, chalutage)

**Politique Commune de Pêche** : la PCP assure aux producteurs de l'Union européenne, le libre accès aux zones de pêche communautaires jusqu'à 200 milles des côtes. C'est la PCP qui établit le Programme d'Orientation Pluriannuel, les TAC et la réglementation des maillages.

**Projet GALION** : Gestion Alternative de la ressource du Golfe du Lion. Projet de 3 ans porté par l'AMOP.

**Rejet** : Partie des captures qui n'est pas débarquée pour des raisons diverses (taille illégale, poisson endommagé, absence de marché ou dépassement des quotas).

**Effort de pêche** : Valeur qui intègre le temps passé en mer et la puissance du moteur du vaisseau ou le déplacement du navire en mer ou le tonnage brut.

**Sélectivité** : La sélectivité vise à ne sélectionner que ce que l'on souhaite pêcher afin d'épargner les poissons de petite taille ou sans valeur commerciale. Elle peut être intraspécifique (sélection de la taille au sein d'une même espèce) ou interspécifique (séparation entre espèces).

**Sensibilité (= Risque)** : Degré auquel un individu ou une communauté marine n'est plus capable de supporter une altération des conditions de son environnement. Le seuil de ce degré est déterminé selon les caractéristiques ou propriétés propres de l'individu ou de la communauté marine.

**Trait de chalut** : Période pendant laquelle le navire traîne le chalut. Un trait peut varier d'une demi-heure à trois heures.

**Trait d'histoire de vie** : Caractéristiques physiologiques et évolutives partagées par un groupe taxonomique (taille, mode d'alimentation, mobilité, forme de l'organisme, etc.).

**Trait de vie** : Descripteurs biologiques ou écologiques étudiés aux échelles spatiales de l'habitat.

**VMS** : (Vessel Monitoring System ) Le VMS est un système de surveillance par satellite des navires de pêche qui fournit à intervalles réguliers des données sur la position, la route et la vitesse des navires aux autorités de pêche.

**Vulnérabilité** : Cf. Sensibilité

## Résumé

Un déplacement de l'effort de pêche vers des habitats benthiques vulnérables est à craindre dans le Golfe du Lion suite à la mise en place de la nouvelle Politique de Pêche Commune. Pour cartographier les habitats benthiques sensibles sur le plateau continental, la présente étude s'est basée sur deux approches : une approche fonctionnelle appliquée sur les communautés benthiques observées lors de campagnes de suivi de la mégafaune en Méditerranée sur plusieurs années, et une approche prédictive visant à prévoir, en fonction de paramètres environnementaux, les régions du Golfe du Lion où les communautés sensibles sont le plus susceptibles de se développer. L'intensité de l'effort de pêche depuis 2012 a été ajoutée aux analyses afin de déterminer l'importance du facteur anthropique sur la structuration des habitats benthiques. Il existe un patron de distribution des communautés par rapport à leurs vulnérabilité dans le Golfe du Lion, cette distribution semble plus dépendante du facteur anthropique ( $\rho = -0.487$ ,  $p < 0.001$ ) que des paramètres environnementaux ( $\rho = -0.394$   $p < 0.05$ ). Une carte de prédiction de la vulnérabilité des communautés représentative à 31.6% des observations *in situ* a été générée mais dans l'état actuel des choses il ne semble pas possible de proposer une stratégie de réduction des impacts du chalutage sur les communautés benthiques uniquement à partir des résultats de cette étude.

Mots-clés : Golfe du Lion ; Communautés benthiques ; Chalutage de fond ; Sensibilité ; Vulnérabilité ; Cartographie des habitats

## Abstract

Since the implementation of the new Common Fisheries Policy in European waters, the risk of a shift in the fishing effort to sensible benthic habitats is a great concern for stakeholders. This study attempted to determine the distribution of vulnerable benthic habitats in the Gulf of Lion based on two approaches : a functional approach applied to data gathered from a megafaunal survey carried in the Mediterranean over several years, and a predictive approach based on environmental variables' influences on communities. Data available on fishing effort since 2012 were included in the study to evaluate the importance of the anthropic factor on benthic habitats structure. The results showed that the distribution of the benthic habitats on the continental shelf could be described based on the vulnerability of the communities to bottom trawling. The anthropic factor ( $\rho = -0.487$ ,  $p < 0.001$ ) seemed to play a bigger role than the environmental variables ( $\rho = -0.394$   $p < 0.05$ ) on this vulnerability distribution. A predictive map of vulnerability was created from the environmental and anthropic parameters, representing 31.6% of the actual distribution of the observed benthic communities' vulnerability but it is not possible with the present results to suggest a strategy to reduce trawling impacts on benthic habitats.

Keywords : Gulf of Lion ; Benthic communities ; Bottom trawling ; Sensibility ; Vulnerability; Mapping habitats