

Projet BADG

BAse de Données sur la faune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion

Aout 2023

Étude 211070

Parc Naturel Marin du Golfe du Lion – Office Français de la Biodiversité



CLIENT

RAISON SOCIALE	Parc Naturel Marin du Golfe du Lion – Office Français de la Biodiversité
COORDONNÉES	Parc naturel marin du Golfe du Lion 2 impasse de Charlemagne 66700 Argelès-sur-mer
INTERLOCUTEUR (nom et coordonnées)	Noémie MICHEZ Tél. : (04) 34 46 66 58 noemie.michez@ofb.gouv.fr

CRÉOCEAN

COORDONNÉES	CREOCEAN – Agence Occitanie Le Belvédère Bât. B 128 avenue de Fès 34080 MONTPELLIER France Tél. + 33 (0)4 99 23 31 65
INTERLOCUTEUR	Sébastien THORIN Tél. : + 33 (0)4 99 23 31 68 Mail : thorin@creocean.fr

RAPPORT

TITRE	Projet BADG BAse de Données sur la faune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion
NOMBRE DE PAGES	51
NOMBRE D'ANNEXES	1
OFFRE DE RÉFÉRENCE	P21000148M_BADG_PNMGL_2021_VF.docx
N° COMMANDE	OFB_21_0991_CONV_SUBV_TH4_CREOCEAN

SIGNATAIRE

RÉFÉRENCE	DATE	RÉVISION DU DOCUMENT	OBJET DE LA RÉVISION	RÉDACTEUR	CONTRÔLE QUALITÉ
211070	21/08/20 23	Édition 1		OVE/AJO/STH/C LA	STH
211070	21/09/20 23	Edition 2	Ajouts de quelques informations supplémentair es	OVE/AJO/STH/C LA	AJO

CONTRIBUTEURS

Créocéan : Orlane VELIN, Auriane JONES & Sébastien THORIN

LECOB : Céline LABRUNE

REMERCIEMENTS

Nous remercions tout spécialement Boris Leroy et Frédéric Ysnel pour leur aide dans l'adaptation de la méthode utilisée pour le calcul de l'indice de rareté, João Gill et Daniel Martin pour leur expertise taxonomique, l'Agence de l'eau pour les données DCE, ainsi que le BRGM pour le partage de leur données de pression.

Sommaire

Liste des figures.....	5
Liste des tableaux	6
1. CONTEXTE	7
1.1. Eléments de contexte.....	7
1.2. Démarche	8
2. INTRODUCTION	9
2.1. La macrofaune benthique de substrat meuble.....	9
2.1.1. Définitions, rôles et intérêts des communautés	9
2.1.2. Pressions anthropiques et réponses des communautés benthiques.....	10
2.2. Evaluation de la qualité écologique des habitats de substrats meubles	12
3. METHODOLOGIE	13
3.1. Description de la base de données BADG.....	13
3.2. Principe de base de la méthode de calcul de l'IRR.....	16
3.3. Etapes préliminaires du calcul de l'IRR	18
3.3.1. Choix des stations	18
3.3.2. Sélection des taxons	21
3.3.3. Raisonnement par type de substrat	21
3.3.4. Prise en compte de l'hétérogénéité de l'échantillonnage.....	21
3.3.5. Calcul de la fréquence d'occurrence de chaque espèce	23
3.4. Calcul de l'IRR	23
3.4.1. Renforcement de la précision de l'évaluation de la rareté	23
3.4.2. Définition du seuil de rareté et calcul des poids de rareté des espèces	23
3.4.3. Calcul des Indices de Rareté Relative (IRR).....	25
3.5. Analyse de l'état écologique des assemblages	27
3.5.1. Calcul des indices globaux et des indicateurs de qualité écologique AMBI et M-AMBI	27
3.5.2. Calcul du GPBI	27
3.5.3. Analyses de données	28
3.6. Lien entre communautés macrobenthiques et pressions anthropiques.....	28
3.6.1. Cartographie des pressions d'origine anthropique sur le sédiment	28
3.6.2. Relation entre pressions et données d'IRR.....	28
4. RESULTATS	29
4.1. Etude de la rareté des assemblages de macrofaune	29
4.1.1. Définition d'une méthode d'attribution de poids de rareté aux espèces	29
4.1.2. Identification des assemblages d'espèces d'intérêt taxonomique	30
4.1.3. Interprétation des résultats de la rareté des espèces (W)	33
4.2. Indicateurs de qualité écologique : AMBI, M-AMBI et GPBI	35

4.3. Comparaison entre l'IRR et l'état écologique des assemblages.....	38
4.4. Lien entre communautés de macrofaune benthique et pressions anthropiques ..	39
5. DISCUSSION	41
5.1. Identification des zones d'intérêt taxonomique et de leurs enjeux	41
5.1.1. Secteur Banyuls-sur-Mer (zone A).....	41
5.1.2. Secteur du Racou/Argelès-sur-Mer (zone A)	41
5.1.3. Secteur de Sète (zone B).....	42
5.1.3.1. Zone des rejets de la STEP	42
5.1.3.2. Petits fonds à proximité du port de Sète	42
5.1.3.3. Secteur proche des filières conchylicoles	42
5.1.4. Secteur de l'Espiguette (zone C).....	44
5.1.5. Secteur Grau-du-Roi (zone C)	44
5.1.6. Secteur de Port-La Nouvelle (zone D)	44
5.1.6.1. Zone de clapage.....	44
5.1.6.2. Zone au large de Gruissan/Port-La Nouvelle.....	45
5.2. Etude de la rareté des assemblages de macrofaune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion.....	45
5.2.1. Méthode d'attribution de poids de rareté aux espèces	45
5.2.2. Limites et intérêt de l'utilisation de l'IRR.....	45
5.3. Etat écologique des assemblages de macrofaune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion	46
6. CONCLUSION	48
7. BIBLIOGRAPHIE	49
8. ANNEXE – Détail de l'évaluation de la rareté pour chaque habitat.....	52

Liste des figures

Figure 1. Modèle de réponse du macrobenthos à un enrichissement organique (modifié de Pearson et Rosenberg, 1978)	11
Figure 2. Exemple de définition du seuil de rareté (source : http://borisleroy.com/recherche/indices-de-rarete/, Q_{min} et Q_{max} = occurrences minimale et maximale dans la base de données)	17
Figure 3. Principe de calcul des poids de rareté.....	17
Figure 4. Cartographie des stations (points) échantillonnées et des types d'habitats benthiques de la zone d'étude	20
Figure 5. Représentation de la subdivision de la zone d'étude en cellules de 25 km²	22
Figure 6. Intérêt d'utiliser une méthode flexible de définition du seuil de rareté pour le calcul des poids de rareté des espèces	24
Figure 7. Synthèse de la méthode de calcul de l'IRR	26
Figure 8. Poids de rareté des espèces en fonction de leur occurrence transformée, selon la méthode de définition du seuil de rareté : Gaston (A) ou Leroy (B)	29
Figure 9. Cartographie des IRR calculés pour toutes les stations étudiées dans le projet BADG	31
Figure 10. Cartographie des IRR calculés uniquement pour les stations échantillonnées à partir de 2010	32
Figure 11. Hypothèses sur l'attribution d'un poids de rareté de 1 aux espèces présentes dans les assemblages caractérisés par un niveau de rareté de 5.....	34
Figure 12. Etat écologique basé sur l'AMBI, aux stations échantillonnées après 1990	35
Figure 13. Etat écologique basé sur le M-AMBI, aux stations échantillonnées après 1990	36
Figure 14. Etat écologique basé sur le GPBI, aux stations échantillonnées après 1990.....	37
Figure 15. GPBI calculé aux stations échantillonnées en 2019, 2020 et 2021 sur les sables vaseux. Les stations de référence utilisées sont les stations DCE 2021	38
Figure 16. Représentation des neuf indicateurs étudiés dans le projet BADG selon les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales réalisée à partir des 533 stations échantillonnées à partir de 1990.....	39
Figure 17. Identification des pressions s'exerçant sur le fond dans les quatre zones d'intérêt taxonomiques identifiées : zone A (Argelès-Banyuls), zone B (Sète-Frontignan), zone C (Grau-du-Roi-Pointe de l'Espiguette), zone D (Gruissan-Port La Nouvelle)	43

Liste des tableaux

Tableau 1 : Jeux de données agrégés dans la base de données BADG avec notamment des informations concernant les types de substrats échantillonnés (S : Sables (fins et grossiers) ; SV : Sables vaseux ; V : Vases ; VS : Vases sableuses ; SMG : Sédiments mixtes grossiers) .. 13

Tableau 2. Recensement du nombre de cellules contenant au moins un assemblage d'espèces (station), par type d'habitat 23

Tableau 3. Définition des 5 niveaux de rareté et identification des stations particulières pour chaque type d'habitat..... 33

Tableau 4. Sources des données géographiques de pressions physiques sur le fond marin ... 40

1. CONTEXTE

1.1. Eléments de contexte

Le projet BADG (**BA**se de **D**onnées sur la faune benthique de substrat meuble du **Golfe du Lion**) a pour objectif de fusionner les données des études concernant la macrofaune benthique des substrats meubles de Créocéan et du LECOB (Laboratoire d'Ecogéochimie des Environnements Benthiques à Banyuls-sur-Mer) afin de constituer une base de données pérenne et inédite constituée de 715 stations réparties dans tout le Golfe du Lion, intégrée dans la base de données nationale du SINP (Système d'information de l'inventaire du patrimoine).

Ce projet se focalise sur les peuplements benthiques des substrats meubles du Golfe du Lion pour plusieurs raisons :

- Le Golfe du Lion est la plateforme continentale la plus importante en termes de surface de toute la Méditerranée occidentale (14 000 km²).
- Les substrats meubles forment l'habitat du Golfe du Lion le plus largement répandu en termes surfaciques.
- Les fonds sableux côtiers concentrent la très grande majorité des projets d'aménagement en mer et c'est donc l'habitat qui est le plus menacé par les développements des activités humaines.
- Il s'agit pourtant de l'habitat le moins considéré en termes de conservation ou de protection des milieux.

En effet, peuplé essentiellement d'espèces communes ne bénéficiant pas de statut de protection particulier, l'habitat « substrat meuble » est rarement pris en compte dans les études d'impacts, en particulier lors de la séquence Eviter Réduire Compenser (ERC). Les dégradations ou destructions d'habitat issues des différents projets d'aménagement sont négligées au motif que (1) les surfaces impactées sont proportionnellement faibles en comparaison des surfaces de substrats meubles naturels disponibles et (2) on ne compense pas les dégâts sur la biodiversité ordinaire : la compensation est, en contradiction avec la loi de 2016 sur la biodiversité (Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages), implicitement réservée aux espèces ou aux habitats bénéficiant de statut de protection ou d'une valeur patrimoniale reconnue. La loi sur la biodiversité de 2016 n'empêche donc pas la destruction lente, mais progressive et continue des fonds sableux côtiers qui sont depuis des décennies (mission Racine) de plus en plus fragmentés.

Ces manquements sont en grande partie facilités par un défaut de connaissance et de prise de conscience des bénéfices fonctionnels (ou services écosystémiques) qu'apportent les substrats meubles à l'ensemble du système « Golfe du Lion » ainsi qu'un défaut de représentation spatiale de la diversité benthique (en termes de composition d'espèces des communautés) permettant d'identifier des secteurs plus atypiques ou plus originaux que d'autres qui mériteraient une attention particulière dans le cadre d'une gestion ou d'une gouvernance globale et planifiée du Golfe du Lion. Le maillage des stations de suivi benthos réalisé dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) ou de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) est beaucoup trop large pour appréhender les variations spatiales des communautés benthiques à l'échelle d'un territoire comme le Golfe du Lion.

La finalité du projet est donc de mieux prendre en compte la valeur patrimoniale des communautés benthiques de substrat meuble du Golfe du Lion dont les dégradations sont peu ou pas considérées dans les études d'impact (et de la séquence ERC) au motif que l'habitat substrat meuble est très étendu géographiquement et qu'il est colonisé essentiellement par une biodiversité ordinaire.

L'objectif est d'une part, faire une analyse fine de l'état des peuplements notamment avec un nouvel indice GPBI développé par les acteurs de l'ex-RESOMAR (Réseaux National des Stations et des Observatoires Marins, maintenant inclus dans l'infrastructure de recherche littorale et côtière (IR ILICO)) et d'autre part, tester un nouvel indice basé sur la rareté des espèces afin d'identifier des secteurs géographiques caractérisés par des assemblages d'espèces atypiques ou peu communs.

L'idée est de démontrer qu'il peut exister des peuplements, des faciès ou des biocénoses qui sont plus riches en espèces, plus originaux ou moins représentées que d'autres à l'échelle du Golfe du Lion et

sur lesquels il conviendrait de prendre des mesures de préservation eu égard à leur valeur de rareté, de biodiversité ou d'abondance.

Nous espérons ainsi apporter une nouvelle approche et un nouveau regard sur le benthos de substrat meuble et identifier les zones d'enjeux écologiques à prendre en compte par les gestionnaires de site et les services instructeurs.

1.2. Démarche

La première étape du projet est de bancariser le plus grand nombre possible de stations de suivi benthos. L'association de la base de données de Créocéan (incluant des données issues d'études d'impact et de suivis environnementaux), du LECOB (jeux de données REDIT1 et REDIT 2010 avec 92 stations échantillonnées en 1998 et 122 stations en 2010) et de la DCE notamment permet l'obtention d'une bonne couverture de la zone d'étude.

La particularité de cette base de données est qu'elle comprend à la fois des stations sous forte pression et a priori hors pressions identifiées.

Cet exercice de fusion des jeux de données est complexifié par le fait que les espèces peuvent changer de nom (sujet de discussion dans la communauté des experts taxonomistes) et qu'un lourd travail de vérification des listes d'espèces est indispensable. Par ailleurs, certains organismes ne sont pas identifiés jusqu'au niveau de l'espèce, mais seulement au niveau du genre ou de la famille (ce qui n'empêche pas un genre d'être potentiellement rare). Un regard affiné du LECOB (Céline Labrune) sur les listes d'espèces finales est donc prévu. Un travail de correction et de validation de la base de données est aussi planifié une fois celle-ci constituée et testée lors de l'étape suivante au vu de l'obtention de certains résultats atypiques.

À partir de la constitution de cette nouvelle base de données inédite, l'idée est alors d'analyser deux types d'indicateurs biologiques :

- Tester les indices biologiques classiques qui renseignent sur l'état écologique des peuplements et plus particulièrement l'indice **GPBI** développé par le LECOB qui quantifie la perte d'abondance par espèce entre une ou plusieurs stations de référence et une station testée. Les résultats nous renseigneront sur les **zones perturbées nécessitant d'éventuelles mesures de restauration**.¹
- Tester l'**indice de rareté** qui analyse la fréquence des espèces dans les différentes stations échantillonnées afin d'identifier des espèces et/ou des assemblages d'espèces peu communs, atypiques, ou même rares et qui mériteraient une attention renforcée. Ces analyses nous renseigneront sur les **zones d'intérêt taxonomique particulier nécessitant d'éventuelles mesures de préservation**.

Les bénéfices de ce projet sont donc :

- pour la donnée, la constitution d'une base de données inédite réunissant 715 stations dans l'ensemble du Golfe du Lion,
- pour les suivis scientifiques, l'application de deux nouveaux indices basés sur la composition spécifique des peuplements,
- pour les services instructeurs et gestionnaires de site, des nouveaux outils (GPBI et indice de rareté) permettant de donner des avis plus documentés sur les dossiers d'étude d'impact et l'application de la séquence ERC,
- pour le Golfe du Lion, la possibilité de poser les premières bases d'une panification Spatiale Marine englobant les milieux meubles qui constituent d'un point de vue surfacique l'habitat principal du territoire,

¹ Labrune, C. et al. Many pressures, one index : ability of an ubiquitous biotic index to assess changes in benthic habitat quality across several pressure gradients. *J. Mar. Sci. Eng.* **2021**, *9*, x. <https://doi.org/10.3390/xxxxx>

- pour la planète, une meilleure prise en compte de la biodiversité ordinaire et de sa valeur patrimoniale.

2. INTRODUCTION

2.1. La macrofaune benthique de substrat meuble

2.1.1. Définitions, rôles et intérêts des communautés

La faune marine benthique (de benthos « profondeur » en grec) rassemble les espèces mobiles et sessiles inféodées au substrat et vivant en association étroite à celui-ci. Il est communément établi qu'un sédiment peut être qualifié de meuble si la granulométrie permet aux organismes de s'y enfouir (Castro & Huber 2010). De façon standardisée, le terme « macro » associée à la faune, désigne les espèces de taille supérieure à 1 mm. Associée au milieu marin, la macrofaune benthique est un compartiment très diversifié, se composant de nombreux phylums. Les phylums dominants sont les Annelida (classe Polychaeta), Arthropoda (subphylum Crustacea), Mollusca et Echinodermata. D'autres embranchements sont également présents en faible abondance ou diversité tels que les Chordata, Cnidaria, Echiura, Nemertea, Phoronida, Platyhelminthes et Sipuncula (Bonifácio 2015 ; Bonifácio et al. 2014). Ces organismes présentent divers comportements alimentaires ou trophiques. On retrouve des prédateurs carnivores (nombreux crustacés, certains annélides), suspensivores (nombreux bivalves), dépositivores/limivores (holothurie) et herbivores (e.g. gastéropodes) (Frouin 1996).

Ce compartiment biologique est étudié en raison nombreuses caractéristiques intéressantes : son rôle fonctionnel, son intérêt comme indicateur de l'état du milieu marin et sa représentativité à l'échelle mondiale. En effet, à l'échelle de l'océan, autour de 80% de la surface des fonds marins seraient caractérisés par des substrats meubles (Lenihan & Micheli 2001, Nybakken & Bertness 2005). Le benthos associé se répartit donc sur de larges surfaces par rapport à celui des fonds durs, principalement côtiers.

Deuxièmement, les espèces de la macrofaune benthique assurent de multiples rôles fonctionnels au sein des écosystèmes marins (de Juan *et al.* 2022) qui dépendent principalement de leur mode d'alimentation, combiné à d'autres traits (taille, mobilité). Ces principaux rôles fonctionnels sont (1) le captage de la matière organique (MO) dans la colonne d'eau (« purification » de celle-ci) par les organismes filtreurs et (2) l'intégration de cette matière au sédiment par le processus de bioturbation. Ce terme désigne le remaniement du sédiment par les organismes qui, par leur nutrition, enfouissement et déplacement dans celui-ci, affectent sa texture, composition et stabilité (Aller 1982 ; Rhoads 1974). La bioturbation du sédiment améliore également l'oxygénation de ce dernier. (3) Un autre rôle fonctionnel de la macrofaune est liée à sa place dans le devenir de la matière organique (e.g. remise en suspension, enfouissement, intégration au réseau trophique, minéralisation) (Rhoads 1974). Ce rôle permet notamment aux sédiments d'être des puits de carbone, en le stockant sous forme particulière stable (Monnier 2020). (4) Enfin, ces organismes jouent un rôle dans la productivité secondaire des écosystèmes marins. Ils représentent des proies pour de nombreuses espèces se trouvant plus haut dans le réseau trophique, incluant parfois des espèces d'intérêt commercial comme les poissons plats (e.g. Darnaude *et al.* 2004 ; Harmelin-Vivien *et al.* 2009).

La macrofaune benthique constitue un indicateur efficace pour surveiller la qualité du milieu et les changements (d'origine anthropiques ou non) à long terme des écosystèmes marins (Grémare *et al.* 1998) en raison du mode de vie principalement sessile de ces espèces. La durée de vie des organismes (de quelques semaines à plusieurs années) et les stades de vie sensibles qu'ils traversent (stades larvaire, recrutement) leur confèrent des propriétés d'intégration (donc de « mémoire ») des changements environnementaux à ces échelles de temps. La directive-cadre sur l'eau (DCE, 2000/60/CE, Commission européenne, 2000) et la directive-cadre sur la stratégie marine européenne (DCSMM, 2008/56/CE, Commission européenne, 2008) ont dynamisé la recherche scientifique consacrée à l'état de qualité écologique (EcoQ) des habitats marins (Brun & Soudant 2015). Dans ce cadre, la macrofaune benthique est classiquement utilisée en tant qu'indicateur de l'existence de perturbations environnementales (Pearson & Rosenberg 1978, Borja *et al.* 2000, Rosenberg *et al.* 2004).

2.1.2. Pressions anthropiques et réponses des communautés benthiques

Les impacts humains sur la biodiversité marine s'intensifient à mesure que les villes et les ports se multiplient, en lien avec la croissance démographique de la population mondiale (Coll *et al.* 2010). Dans leur étude, visant à cartographier ces impacts le long des côtes françaises méditerranéennes, Holon et ses collaborateurs (2015) définissent respectivement comme *pressions* et *impacts*, les contraintes que les activités humaines induisent pour l'environnement et les effets de ces pressions. Les impacts varient selon les écosystèmes considérés en raison de leur vulnérabilité respective (Halpern *et al.* 2007).

Les effets sur les communautés benthiques des pressions localement identifiées en Méditerranée, peuvent être regroupées en deux catégories principales : la pollution chimique et la destruction physique. Cette dernière peut être permanente (*e.g.* ouvrages portuaires, extension de territoire en mer) ou ponctuelle avec notamment, des perturbations entraînant l'abrasion du fond (*e.g.* draguage, pêche, pose de canalisation) ou l'extraction de sédiment (*e.g.* rechargement des plages, granulats marins) (Heery *et al.* 2017, van Dalen 2000). L'enrichissement organique (eutrophisation) peut également toucher les sédiments et être d'origine anthropique lorsque sa source provient d'activités humaines (*e.g.* rejets d'émissaires en mer, effluent urbains et industriels, déchets côtiers, aquaculture) (DREAL PACA & Occitanie 2018). A ces pressions locales s'ajoute le changement climatique, dont l'impact sur la biodiversité marine en Méditerranée connaît une importante croissance depuis ces dernières décennies (Coll *et al.* 2010).

Pour les habitats benthiques du plateau continental, la principale pression anthropique est l'abrasion, causée par le draguage et le chalutage de fond (Hiddink *et al.* 2007). En Europe, la superficie totale chalutée, varierait entre 53 et 99% selon les habitats de la zone 0-200 m (Eigaard *et al.* 2017). En altérant la couche supérieure du sédiment, ces activités entraînent son érosion ainsi que l'augmentation de la fraction fine. L'écosystème détritique côtier (*i.e.* étendues de graviers et sables grossiers plus ou moins colmatés par un sédiment sablo-vaseux) disparaît alors au profit de fonds plus envasés (Fabri & Pedel 2012). La remise en suspension du sédiment rend également l'eau plus turbide et limite ainsi la pénétration lumineuse. Les rythmes nyctéméraux de certaines espèces peuvent s'en trouver perturbés (Loeuff & Cosel 2000).

La réponse de la macrofaune benthique aux pressions se base sur le principe de la succession écologique, de traits ou d'espèces, en lien avec l'intensité des perturbations. Cette notion a été mise en évidence par Pearson et Rosenberg (1978), et conceptualisée dans un modèle écologique benthique adapté aux substrats meubles (Figure suivante). Leur étude ciblait en particulier la réponse de ces communautés à la pollution marine, selon leur sensibilité/tolérance, et soulignait le remplacement d'espèces spécialistes par des espèces plus opportunistes à la suite d'un enrichissement du milieu en MO (pollution organique). Les substrats meubles riches en particules fines sont les plus exposés à l'accumulation de dépôts d'origine anthropique (macrodéchets, polluants, pesticides, métaux lourds) (Bellan-Santini *et al.* 1994). Ainsi, les espèces naturellement inféodées aux vases sont susceptibles d'être plus tolérantes que celles des fonds détritiques côtiers et peuvent remplacer celles-ci à la suite d'un enrichissement du sédiment. En Méditerranée occidentale des espèces vasicoles tolérantes, telles que le bivalve *Varicorbula gibba* ou l'annélide polychète *Glycera unicornis*, connaissent une extension quantitative considérable dans les zones perturbées par des apports anthropiques (Ifremer 2012).

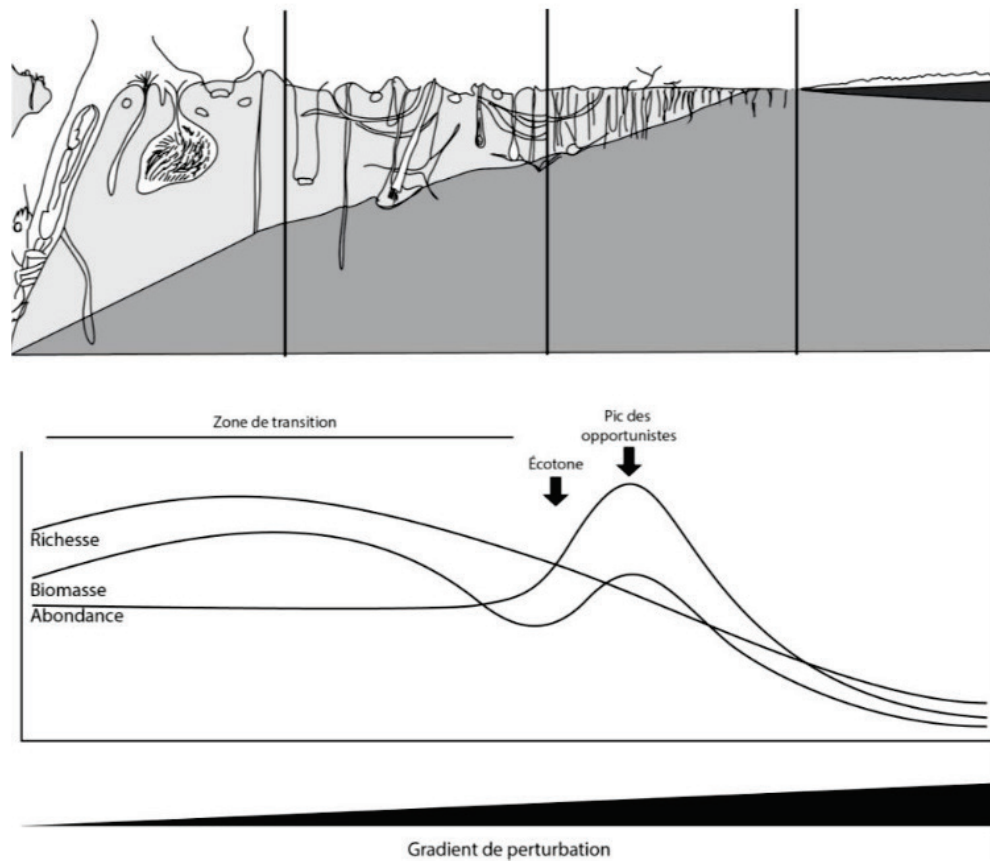


Figure 1. Modèle de réponse du macrobenthos à un enrichissement organique (modifié de Pearson et Rosenberg, 1978)

Ce modèle décrit les stades de succession de la macrofaune en termes de richesse spécifique, biomasse et abondance le long d'un gradient (spatial ou temporel) de perturbation croissant de gauche à droite. Lu de la droite vers la gauche il décrit également la réponse de la macrofaune benthique à une diminution de l'intensité de la perturbation.

La succession écologique appliquée à la macrofaune benthique, avec accentuation de la perturbation, est caractérisée par :

1. Une légère augmentation de la richesse spécifique et de la biomasse.
2. Une diminution de la biomasse (*i.e.* les espèces sensibles, souvent de grande taille, disparaissent), l'abondance restant constante (*i.e.* les espèces grandes sont souvent présentes en faible effectif).
3. La disparition d'autres espèces légèrement moins sensibles alors que les espèces tolérantes se maintiennent et la biomasse qui continue à diminuer.

→ Passage de la communauté par l'« écotone », point durant lequel coexistent des espèces présentant des niveaux moyens de sensibilité et de tolérance.

4. Diminution continue de la richesse spécifique, quelques espèces « opportunistes » pullulent ce qui contribue à faire fortement augmenter l'abondance et dans une moindre mesure, la biomasse (espèces de petites taille) : « pic des opportunistes »

Si la perturbation devient maximale, l'environnement devient anoxique (*i.e.* sans oxygène), ne permettant plus le maintien d'espèces macrobenthiques (milieu azoïque).

2.2. Evaluation de la qualité écologique des habitats de substrats meubles

L'utilisation de la macrofaune benthique de substrat meuble afin d'évaluer certaines perturbations environnementales a conduit au développement d'indicateurs biotiques benthiques. Dans le cadre de la DCE, l'échantillonnage standardisé de la macrofaune benthique s'effectue en 5 prélèvements de 0.1 m² avec une benne de type Van Veen ou Eckman-Birge. Cette échantillonnage surfacique du benthos permet de calculer la richesse spécifique, la biomasse et l'abondance de façon standardisée ; des informations essentielles au suivi du processus de succession écologique selon le modèle de Pearson et Rosenberg. A partir de ces informations, les indicateurs biotiques sont développés afin d'interpréter les données relatives à la composition de la macrofaune benthiques en termes de qualité écologique des habitats.

Deux types d'indicateurs biotiques sont particulièrement utilisés. Le premier rassemble les indices de structure de la communauté, qui informent sur la répartition de l'abondance entre les espèces. Le second étudie l'effet de perturbations sur les communautés.

Dans la première catégorie, l'indice de diversité de Shannon (H') est couramment utilisé par la communauté scientifique. Il mesure la diversité d'une communauté en tenant compte du nombre d'espèces la constituant (richesse spécifique) et de la répartition de l'abondance entre les espèces (équité spécifique).

Dans la seconde catégorie d'indices biotiques servant à évaluer la qualité écologique d'un milieu, l'AMBI (AZTI Marine Biotic Index, Borja *et al.*, 2000) est l'indicateur officiel retenu par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE, Commission européenne, 2000) afin d'évaluer la qualité des milieux côtiers en Méditerranée à partir de la macrofaune benthique. Il a été construit à partir d'un modèle utilisé par Glémarec et Hily (1981) puis Hily (1984) pour réagir à un enrichissement en MO du sédiment en utilisant le benthos de substrat meuble. Une valeur, comprise entre 0 et 6, est attribuée à un assemblage d'invertébrés en fonction de l'abondance et de la polluo-sensibilité des espèces le constituant, catégorisées en cinq groupes écologiques. L'AMBI est également susceptible d'indiquer d'autres types de perturbations humaines comme des enrichissements en métaux, ou la perturbation physique du milieu. Un indicateur multicritère, le M-AMBI (Multivariate AMBI, Borja *et al.*, 2004) a été développé en intégrant d'autres informations : l'abondance et la diversité des espèces. Basé sur le macrozoobenthos, il a été conçu pour être conforme aux exigences de la DCE et se calcule à partir de l'AMBI, de l'indice de Shannon et de la richesse spécifique. Le calcul de l'AMBI et du M-AMBI est facilité par un logiciel, développé par AZTI-Technalia, et se basant sur une liste de taxons de macroinvertébrés (et sur leur groupe écologique associé) régulièrement révisée.

Dans le cadre du projet détaillé dans ce rapport, deux nouveaux indicateurs seront utilisés : le GPBI (General Purpose Biotic Index, Labrune *et al.* 2021) et l'IRR (Indice de Rareté Relative, Leroy 2012). Le GPBI est développé pour évaluer la qualité écologique des habitats benthiques en se basant sur la déviation de la composition et de la structure de la macrofaune benthique d'une station échantillonnée par rapport à une station de référence (Labrune *et al.* 2021). Ce calcul considère toutes les espèces de l'échantillon, sans se baser a priori sur leur niveau de sensibilité/tolérance (cf. l'AMBI), ce qui a l'avantage de détecter de possibles effets secondaires des perturbations sur la communauté (e.g. disparition d'espèces compétitrices, prédatrices).

L'IRR, dont le calcul sera détaillé ultérieurement, permet d'identifier les assemblages d'espèces relativement rares, en intégrant un seuil de rareté ajustable selon les taxons, les échelles spatiales et les zones géographiques prospectées (Leroy *et al.* 2012). Dans le contexte de l'utilisation de l'IRR, établi par Leroy et ses collaborateurs (2012), la rareté d'une espèce est considérée à l'échelle spatiale (Gaston 1994), elle est associée à l'amplitude géographique de la répartition de l'espèce à l'échelle du Golfe du Lion. On note qu'il n'existe pas de définition ou de méthode universelle pour caractériser la rareté (Rambaud *et al.* 2012). Celle-ci peut également être associée à l'abondance relative des espèces dans une population (Kunin & Gaston 1997), à la spécialisation écologique (*i.e.* spécialisation à l'habitat) (Rabinowitz 1981) ou à la persistance des espèces (*i.e.* régularité dans la fréquence d'observation) (Fiedler & Ahouse 1992).

3. METHODOLOGIE

3.1. Description de la base de données BADG

La zone d'étude du projet BADG s'étend entre le cap Cerbère (France) et Port-Saint-Louis-du-Rhône (France). La base de données a été constituée à partir de campagnes réalisées dans le Golfe du Lion entre 1967 et 2021, soit dans le cadre de la DCE, soit dans le cadre d'études réalisées par Créocéan ou par le Laboratoire d'Ecogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB, UMR 8222) (Tableau suivant). Le tableau ci-dessous (Tableau 1) décrit l'ensemble des études agrégées dans le cadre de cette étude.

Tableau 1 : Jeux de données agrégés dans la base de données BADG avec notamment des informations concernant les types de substrats échantillonnés (S : Sables (fins et grossiers) ; SV : Sables vaseux ; V : Vases ; VS : Vases sableuses ; SMG : Sédiments mixtes grossiers)

Données CREOCEAN			
Campagne / Etude	Période(s) d'échantillonnage	Nombre de stations	Substrat(s) échantillonné(s)
STEP Sète	2000, 2001, 2002, 2003, 2006, 2010 (une fois par an entre juin et septembre)	14	V, VS
Récifs artificiels Palavas	Entre juin et août 2001	15	V, VS, SMG
Eolien Port-la Nouvelle	Entre avril et mai 2002	16	V, VS
STEP Maera (station d'épuration de la métropole de Montpellier)	2003, 2006, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017, 2020 (Juin)	10	SV, SMG
Ferme thons Banyuls	Janvier 2004	5	SMG
Erosion Golfe Aigues-Mortes	Août 2004	14	S, SV, VS
STEP Port-Vendres	Novembre 2004	2	SMG
Erosion Lido Sète	Février 2005	3	S
DCE Méditerranée (étude préliminaire)	Juin 2005	2	S, SV
Aménagement Port-la Nouvelle	Novembre 2005	3	S
Erosion Lido Sète	Mars 2006	5	SV
Liteau 2 Leucate	Mai 2006	5	S
Récifs artificiels Gruissan	Mai 2007	4	S

PARC NATUREL MARIN DU GOLFE DU LION – OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITE
Projet BADG

AMP Banyuls	Juin 2007, Mai 2009, Mai 2011	6 (3 en 2011)	SMG, VS
Eolien Port-la Nouvelle	Juin 2008 & Mars 2009	13 & 3	S, SV, VS
STEP Port-Vendres	2009	4	SMG
Eolien Agde	Entre février et mars 2009	4	SV
Extension Quai J Sète	Avril 2009	3	SV
Erosion Espiguette	Mai 2011	20	S, SV
Câbles électriques RTE	2014 & 2015	29 (2014) & 9 (2015)	S, SV, VS, V
Extension Port-la Nouvelle	Août 2015	16	S, SV
Eolien Gruissan	Juin 2017	31	S, SV, VS, V
Extension Port-la-Nouvelle	Juin 2019	60	S, SV, VS
CLAPI Port-la Nouvelle	Avril 2021	10	SV, VS
Données LECOB			
Campagne / Etude	Période(s) d'échantillonnage	Nombre de stations	Substrats échantillonnés
Guille	Entre avril 1967 et août 1968 (2 à 4 fois chaque station)	17	S, SV, VS, V, SMG
Duchêne	Juin 1975 & entre novembre 1975 et juin 1976	2 (Juin 1975) dont 1 suivi 16 fois (suivi temporel)	V, SMG
Emissaire Sète	Mai 1993	16	SV, VS, V, SMG
Port Barcarès	Septembre 1993	26	S
Revisite Banyuls	Avril 1994	7	SV, VS, V, SMG
STEP Gruissan	Avril 1995	10	SV
Digue Sète	Octobre 1997	6	SV
Biomar	Une fois par saison en 1998 & 1999 (mars, juillet, octobre et janvier)	10 (sauf 9 en juillet 1998)	V, SMG
Récifs artificiels Occitanie	Mars 1998	16	S, VS
Thalacap	Avril 1998	8	SV
REDIT	Septembre 1998 & août 2010	92 (1998) & 122 (2010)	
Clapage Sète	Novembre 1999	14	SV, VS
Plage Argeles Racou	Décembre 1999	5	S, SMG
Clapage Port-La Nouvelle	Février 2000	15	SV
Aspulgas Port-Vendres	Mars 2001	6	VS, SMG

PARC NATUREL MARIN DU GOLFE DU LION – OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITE
Projet BADG

Tamarins Port-Vendres	Mars 2001	9	S
Clapage Argeles	Mai 2001	10	VS
Paulilles Port-Vendres	Juin 2001	6	S, SV
SPI	Octobre 2001	30	SV, VS, V, S MG
STEP Banyuls	Juin 2002 & juillet 2006	16 (2002) & 6 (2006)	SV
Natura 2000	Avril 2003	20	SV, VS, SMG
IBIS	Tous les ans entre 2004 et actuellement (Décembre / Janvier)	4	SV, VS
CHACCRA	Avril 2007 & mai 2008	17 (2007) & 20 (2008)	VS, V
STEP Port-Vendres	Juin 2007	4	SMG
Sesame	Janvier 2008	4	SV, V
Données DCE			
Campagne / Etude	Période(s) d'échantillonnage	Nombre de stations	Substrats échantillonnés
DCE	2006, 2009, 2012, 2015, 2018 et 2021 (entre mars et avril)	10 (2006), 12 (2009), 11 (2012), 10 (2015), 2 (2018), 6 (2021)	S, SV, SMG

Un travail d'agrégation des jeux de données, issus des différentes campagnes, a été mené sur R (R Core Team 2022) en différentes étapes :

1. Importation des jeux de données (tableaux au format .csv) dans le logiciel.
2. Mise en forme en respectant le format SINP (Système d'information de l'inventaire du patrimoine). Les abondances des réplicas d'une station sont additionnées pour que les analyses soient menées à l'échelle de la station et non plus à l'échelle du replica.
3. Fusion de tous les jeux de données.
4. Homogénéisation
 - Des coordonnées des stations (choix d'un format de coordonnées et d'un système de coordonnées de référence)
 - Des formats des dates d'échantillonnage
 - De tous les noms des taxons en respectant la nomenclature en vigueur dans Worms (<https://www.marinespecies.org/>) en janvier 2023.
 - Choix de définir le taxon au niveau du genre lorsque qu'il existe une incertitude sur l'identification de l'espèce (l'identification renseignée dans le jeu de données est « ? genre espèce », « cf. genre espèce » ou « genre cf. espèce », « genre aff. espèce »).
 - Choix de définir le taxon au niveau de l'espèce lorsque l'identification a été poussée jusqu'à la sous-espèce (« genre espèce sous-espèce »).

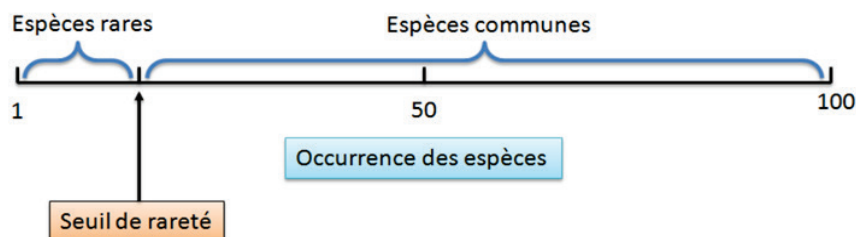
- Choix de définir le taxon au niveau de la famille lorsque qu'il existe une incertitude sur l'identification du genre (« ? genre », « cf. genre »).
5. Ajout du type de substrats extrait à partir de la superposition des stations avec les cartographies d'habitat EUNIS (EUSeaMap 2021 in EUNIS 2007 – Mediterranean)
 6. Ajout des CD_NOM (référentiel unique des espèces selon la nomenclature de l'INPN) si disponible

Finalement, pour chaque échantillonnage, le jeu de données rassemble des informations relatives aux coordonnées géographiques des stations, à la profondeur, date et engin d'échantillonnage, au nombre de réplicats par station, à la surface échantillonnée par réplica, au type de substrat dominant de la zone et à la composition de la macrofaune benthique (abondance par taxon avec pour chaque taxon les détails taxonomiques - phylum, classe, ordre, famille, genre, espèce). Dans le cadre de suivis temporels, certaines stations ont été échantillonnées à plusieurs dates. Au total, la base de données regroupe 1156 couples date/station et 715 stations différentes sur la zone d'étude.

3.2. Principe de base de la méthode de calcul de l'IRR

Cette partie détaille la démarche méthodologique employée afin de calculer l'Indice de Rareté Relative (IRR) des stations sélectionnées précédemment. Ici, l'étude de la rareté a deux buts : l'observation de la distribution spatiale de la biodiversité macrobenthique et la planification de sa conservation. L'indice est dit "relatif" car il considère la rareté comme une notion dépendante de la liste d'espèce considérée. Ici, les valeurs de l'IRR sont relatives aux espèces de la macrofaune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion identifiées dans notre jeu de données.

Tous les calculs développés dans cette partie ont été effectués sur R avec le package *Rarity* de Leroy (2012). La mesure de la rareté est effectuée en deux étapes principales : (1) l'attribution d'un poids de rareté (W) à chaque espèce et (2) le calcul de l'IRR par station. Le W de chaque espèce est calculé en fonction de son occurrence dans toute la zone, c'est-à-dire du nombre d'assemblages (ici assemblage est synonyme de station) dans lesquels elle a été échantillonnée (Figures 2 et 3). Les calculs des poids de rareté sont effectués grâce à la fonction « *rWeight* ». L'un des paramètres essentiels du calcul des W est le seuil de rareté r , qui correspond à l'occurrence en dessous de laquelle une espèce est considérée comme rare (Figures 2 et 3). Plusieurs méthodes de définition du r sont employées dans la littérature (Gaston 1994, Leroy et al. 2012). Elles seront décrites en détails dans la partie 3.4.2. car le choix de la méthode a un impact conséquent sur l'IRR et doit être fait judicieusement afin que les indices attribués aux assemblages soient les plus représentatifs possible de leur rareté.



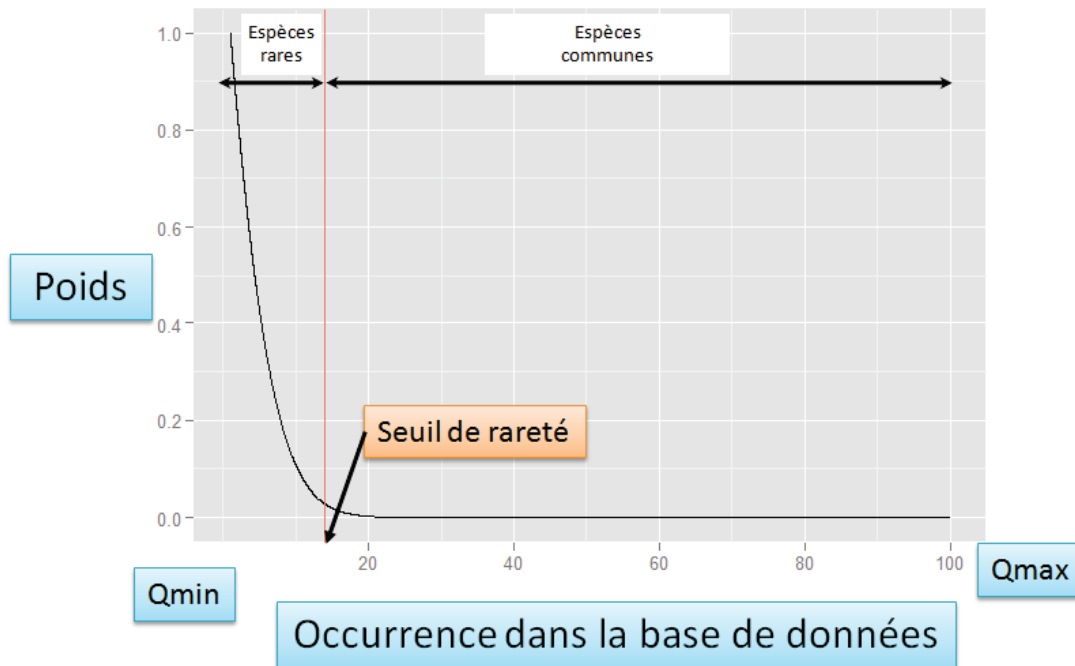


Figure 2. Exemple de définition du seuil de rareté (source : <http://borisleroy.com/recherche/indices-de-rarete/>, Qmin et Qmax = occurrences minimale et maximale dans la base de données)

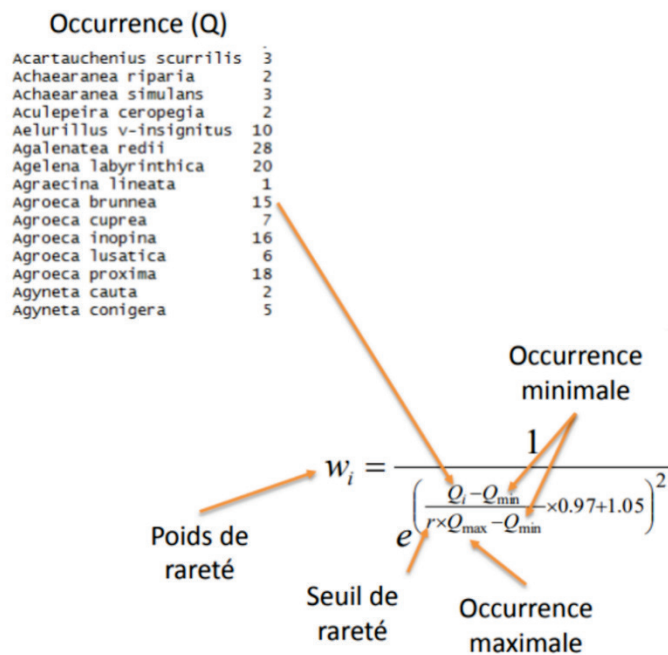


Figure 3. Principe de calcul des poids de rareté

Enfin, l'IRR est calculé à partir de la somme des W des espèces de l'assemblage selon :

$$IRR = \frac{\frac{\sum W_i}{S} - W_{min}}{W_{max} - W_{min}}$$

où W_i est le poids de la i -ème espèce, S est la richesse spécifique de l'assemblage, W_{min} est le poids minimum (assigné à l'espèce avec la plus forte occurrence), et W_{max} est le poids maximum (occurrence minimale et donc toujours égale à 1).

En divisant la somme des W par S , l'indice est rendu indépendant du nombre d'espèces constituant l'assemblage (Leroy *et al.* 2012). Il ne se base ainsi que sur des proportions d'espèces rares. L'indice est également normé de 0 à 1 pour faciliter sa lecture. Le calcul de l'indice se fait grâce à la fonction « *lrr* » du package à laquelle on intègre la liste des W de chaque espèce et une matrice espèces/stations. Le choix peut être fait de raisonner en présence-absence, en donnant ainsi la même importance à la rareté (au W) de chaque espèce de l'assemblage. La matrice fournie à la fonction contient alors soit une valeur de 1 (présence) soit une valeur de 0 (absence). Une seconde option est de prendre en compte l'abondance des espèces dans les assemblages. Pour l'espèce x , la valeur de 1 de la matrice est remplacée par la densité de l'espèce x (nombre d'individus par m^2). Cette méthode pondère l'IRR, en donnant aux espèces une importance proportionnelle à leur densité dans l'assemblage.

3.3. Etapes préliminaires du calcul de l'IRR

Un travail de préparation des données a été réalisé afin de limiter les biais potentiels liés à l'hétérogénéité de la base de données BADG (année et saison d'échantillonnage, localisation des stations) qui aurait pu fausser la représentation de l'état actuel de la diversité benthique. Le nettoyage de la base de données a été effectué sur R au moyen de plusieurs filtres et en utilisant majoritairement le package *dplyr*.

3.3.1. Choix des stations

Le premier choix fut de supprimer les campagnes antérieures à 1990, afin d'éviter l'agrégation de données trop anciennes pour être comparables avec les plus récentes. Les données issues de suivis temporels ont également été soustraites du jeu de données utilisé, afin de ne pas créer artificiellement des réplicats (temporels) de certains assemblages d'espèces. Une seule date d'échantillonnage a été conservée pour chaque assemblage. Le choix de ces dates s'est fait selon deux critères. S'il y avait plusieurs années d'écart entre les campagnes, la plus récente est conservée. A l'inverse, si les campagnes étaient rapprochées dans le temps (d'une année sur l'autre ou dans le cas d'une étude avec un suivi saisonnier), les données hivernales (entre décembre et mars/avril) sont privilégiées afin de limiter l'effet du recrutement et des possibles mortalités post-recrutement liées aux chaleurs estivales. En effet, les communautés macrobenthiques sont jugées plus stables en hiver.

Les stations côtières et profondes d'un même substrat n'étant pas comparables en termes d'assemblages, un filtre fut appliqué à la profondeur d'échantillonnage afin de supprimer les stations à plus de 60 mètres. Ce filtre s'applique aux sables vaseux, aux sables (fins et grossiers) et aux vases sableuses. Les stations profondes des vases ont été conservées car c'est le substrat dominant entre 30 et 95 mètres de profondeur (Rivière *et al.* 2021).

La composition des assemblages est exprimée sous forme d'abondances brutes dans le jeu de données (nombre d'individus comptés par espèce). Cependant, les méthodes d'échantillonnage n'étant pas les mêmes suivant les campagnes et le type d'engins utilisés (*e.g.* différentes bennes), une standardisation des données a été réalisée, en ramenant les valeurs brutes d'abondance à des densités d'individus par mètre carré.

Au total, 533 stations ont été conservées dans le cadre du projet (Figure suivante), réparties sur quatre types de substrats. Les habitats de type sablo-vaseux, caractérisant 173 stations, sont les plus fréquemment retrouvés, suivis des sables (122 stations), et enfin des vases sableuses et des vases (118 et 120 stations respectivement). Le choix a été fait de ne pas considérer les stations des sédiments mixtes grossiers car ce type de substrat est sous-représenté dans les échantillonnages de la base de données. La palette de couleur utilisée pour symboliser les différents types de substrat représentés sur

la carte ci-dessous, provient du rapport de l'Ifremer sur la cartographie des habitats physiques en France (Hamdi *et al.* 2010).

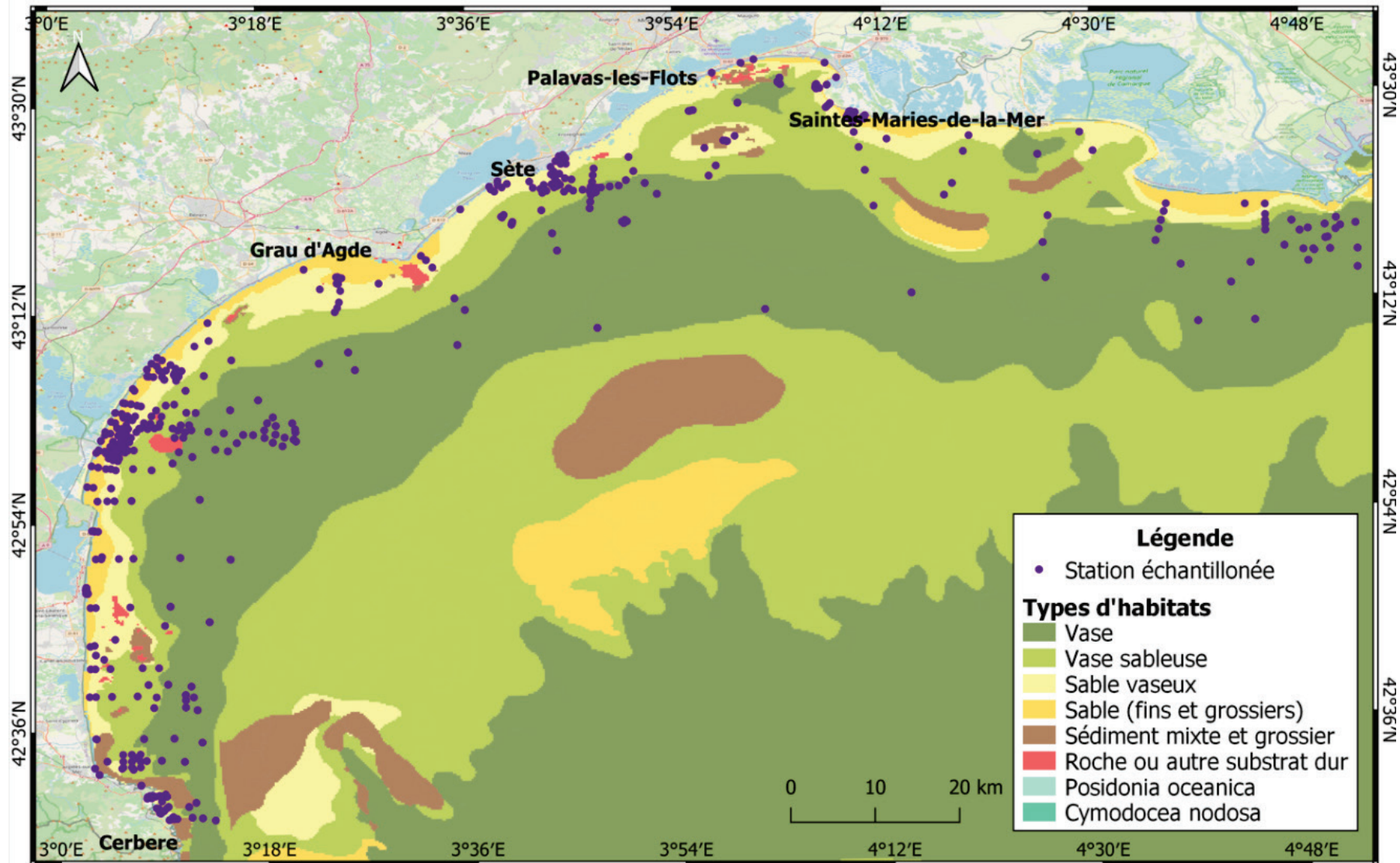


Figure 4. Cartographie des stations (points) échantillonnées et des types d'habitats benthiques de la zone d'étude

3.3.2. Sélection des taxons

Pour le calcul de l'IRR, un tri des données a été mené afin de conserver uniquement les données d'occurrence et d'abondance des taxons identifiés jusqu'à l'espèce (*i.e.* on enlève les taxons identifiés au genre et à la famille). En effet, il est plus précis et plus exacte de calculer des poids de rareté d'espèces plutôt que de genres qui peuvent contenir plusieurs espèces ayant des niveaux de rareté différents ainsi que des organismes ayant été attribués uniquement au genre plutôt que jusqu'à l'espèce pour diverses raisons (*e.g.* organismes trop dégradés, manque de connaissances taxonomiques). De plus, d'après nos connaissances du jeu de données, seuls les phylums Annelida (incluant Sipuncula), Arthropoda, Mollusca et Echinodermata garantissent une bonne identification des espèces et sont donc conservés pour le calcul de l'IRR.

3.3.3. Raisonnement par type de substrat

Chaque habitat est soumis à des contraintes naturelles particulières et constitue de ce fait un patron de biodiversité² unique. La plupart des espèces étant inféodées/adaptées à un type (ou à un petit nombre) de faciès sédimentaires, le choix a été fait de calculer des IRR de manière indépendante pour les quatre types de substrat (vases, vases sableuses, sables vaseux, sables (fins et grossiers)). Ainsi, lors de l'attribution d'un poids de rareté W à une espèce, celle-ci pourra être comparée à des espèces présentant des traits d'histoire de vie similaires. Leurs W sont, par conséquent, plus représentatifs de leur rareté relative.

3.3.4. Prise en compte de l'hétérogénéité de l'échantillonnage

Le calcul des poids de rareté des espèces se base sur la répartition géographique de ces dernières et se fait à partir de leur occurrence respective à l'échelle du Golfe du Lion. L'un des biais majeurs impactant le calcul des W , est lié à l'hétérogénéité dans la distribution spatiale de l'effort d'échantillonnage à travers le Golfe du Lion. En effet, d'après la localisation des stations échantillonnées (Figure 4), celles-ci forment des agrégats dans certaines zones du Golfe du Lion, tandis qu'à d'autres endroits, les prélèvements sont beaucoup plus clairsemés. Cela peut avoir pour conséquence de fausser le calcul des poids de rareté des espèces, en faisant apparaître de "fausses" espèces rares dans les zones sous-échantillonnées. Des espèces présentes dans une seule zone géographique qui ne compte que 2 ou 3 stations, auront ainsi une occurrence maximale de 2 ou de 3. A l'inverse, s'il y a eu beaucoup de stations échantillonnées dans une aire géographique restreinte, certaines espèces pourraient apparaître comme faussement communes et leur poids de rareté serait alors sous-estimé. Pour pallier ce problème, le choix a été fait de diviser la zone d'étude en cellules de 25 km² et d'ainsi associer l'occurrence d'une espèce au nombre de cellules dans lesquelles l'espèce est présente (*i.e.* dans le cas d'une cellule rassemblant plusieurs stations, l'occurrence des espèces de ces stations sera égale à 1) (Figure suivante). Ce travail a été fait sur R en créant une grille raster d'une résolution horizontale et verticale de 5 kilomètres et égale à l'emprise de la zone d'étude.

Afin d'étudier l'effet de cette transformation sur le calcul de l'IRR, les deux méthodes (utilisation des occurrences à l'échelle des stations et à l'échelle des cellules) ont été comparées grâce au test statistique non-paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney, le test de Shapiro ayant révélé une absence de normalité dans la distribution des IRR calculés avec chaque méthode. Ce test permet de tester si la valeur médiane des IRR calculée avec chaque méthode est significativement différente.

² Un patron de biodiversité est un motif ou une disposition contribuant à maintenir la diversité des espèces dans un écosystème. Un tel patron peut être un habitat spécifique, une configuration de terres ou une série d'événements saisonniers qui fournissent des niches écologiques pour différents types de plantes, d'animaux et d'autres organismes

PARC NATUREL MARIN DU GOLFE DU LION – OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITE
Projet BADG

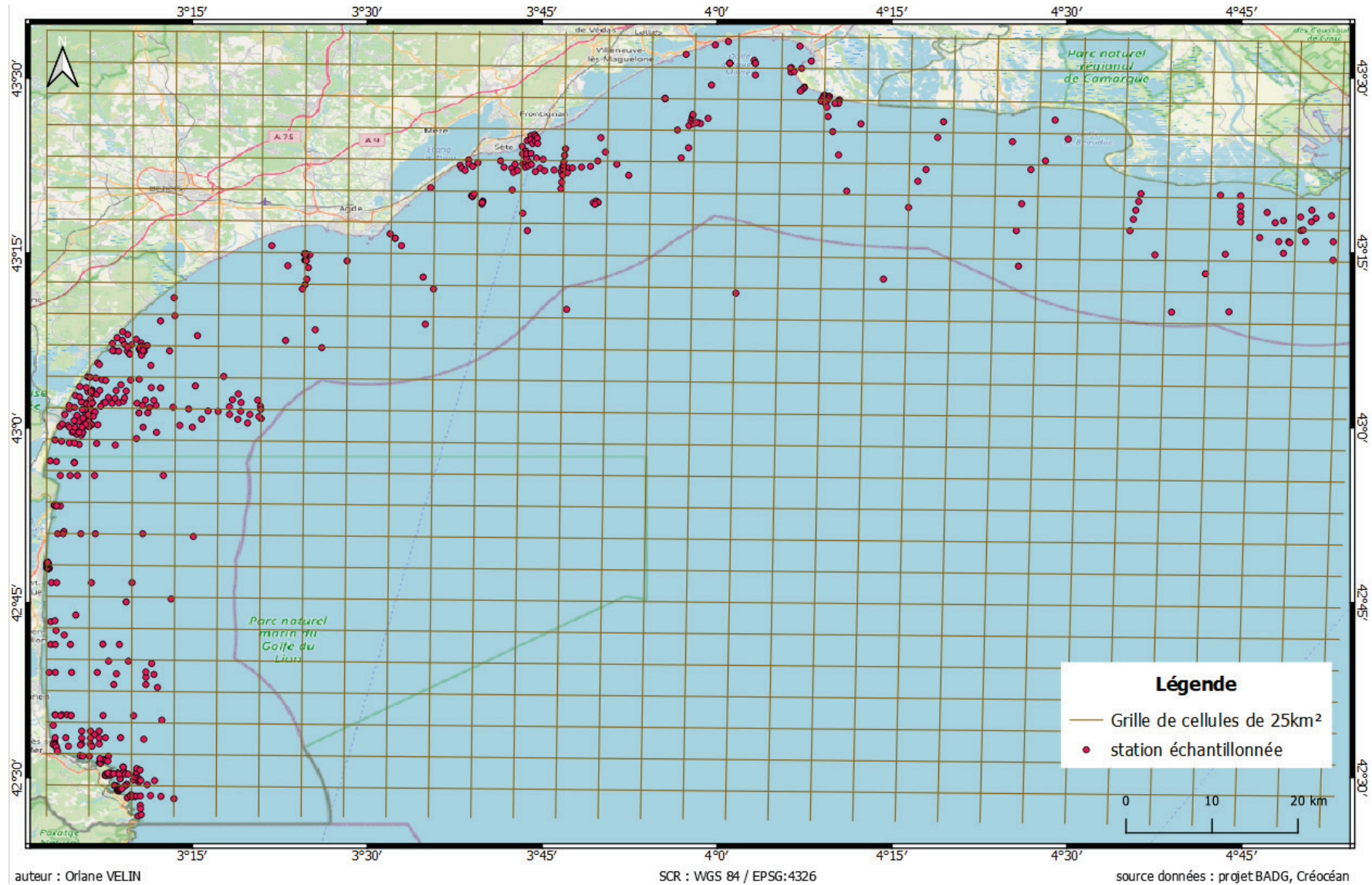


Figure 5. Représentation de la subdivision de la zone d'étude en cellules de 25 km²

3.3.5. Calcul de la fréquence d'occurrence de chaque espèce

La dernière étape fut de transformer les occurrences en fréquence d'occurrence (Pocc). Le calcul se résume à diviser le nombre de cellules dans lesquelles l'espèce est présente par le nombre de cellules dans lesquelles elle aurait pu se trouver tel que :

$$P_{occ} = \frac{\text{nombre de cellules dans lesquelles l'espèce est présente (pour le substrat considéré)}}{\text{nombre de cellules pour lesquelles il y a eu } \frac{1}{\text{des}} \text{ échantillonnage(s) dans le substrat considéré}}$$

Le nombre de cellules au dénominateur diffère selon le substrat considéré (Tableau suivant). Une cellule peut être associée à plusieurs habitats dans le cas où ses 25 km² couvrent des stations échantillonnées dans plusieurs substrats.

Tableau 2. Recensement du nombre de cellules contenant au moins un assemblage d'espèces (station), par type d'habitat

Habitat (type de substrats meubles)	Nombre de cellules échantillonnées
Vase	55
Vase sableuse	37
Sable vaseux	36
Sables (fins et grossiers)	26

3.4. Calcul de l'IRR

3.4.1. Renforcement de la précision de l'évaluation de la rareté

L'un des objectifs de ce rapport est de présenter la démarche employée afin d'adapter l'étude de la rareté au cas spécifique de la macrofaune benthique de substrat meuble. Dans ce but, l'étape du calcul des poids de rareté des espèces est déterminante. Choisir de calculer les W et les IRR des assemblages en distinguant les substrats fut la première étape de cette démarche.

Tout comme les espèces associées à des habitats différents ne présentent pas les mêmes traits d'histoire de vie, c'est aussi le cas pour les espèces qui sont éloignées d'un point de vue taxonomique. Il existe, par exemple, de grandes différences dans la taille de l'aire de répartition entre certains phylums (Tittensor *et al.* 2010). Etant donné que la rareté d'une espèce dépend de celle d'autres espèces comparables, le seuil de rareté *r* peut être très variable d'un phylum à l'autre (Santoul *et al.* 2005, McCreddie & Adler 2008). Une deuxième étape vise donc à sélectionner les espèces d'un des quatre phylums (Annelida, Arthropoda, Echinodermata, Mollusca) afin de calculer leurs W selon un seuil de rareté défini spécifiquement pour le phylum considéré. Une méthode flexible de définition de la rareté est ainsi employée.

3.4.2. Définition du seuil de rareté et calcul des poids de rareté des espèces

Un choix doit également être fait sur la méthode de définition du *r*. Gaston (1994) recommande d'utiliser le premier quartile de la distribution des fréquences d'occurrence (Pocc) des espèces (*i.e.* les 25 % d'espèces ayant l'occurrence la plus faible). Il a déjà été montré que cette méthode permettait de prendre en compte la variabilité de la rareté selon l'échelle d'observation (Leroy *et al.* 2013) (Figure suivante). En effet, ce premier quartile peut correspondre à des espèces dont l'occurrence est < 5% de tous les sites échantillonnés pour une région donnée, ainsi qu'à des espèces dont l'occurrence est égale, par exemple, à 20 % de tous les sites échantillonnés d'une autre région.

La figure ci-dessous, extraite de l'article de Leroy et ses collaborateurs (2013), montre l'intérêt d'utiliser une méthode flexible de définition du seuil de rareté. Classiquement, ce seuil est choisi comme un pourcentage de l'occurrence maximale dans la communauté (10% dans la Figure 6c) et les poids de rareté des espèces sont calculés indépendamment de l'échelle considérée.

Le choix d'un seuil de rareté défini selon une méthode flexible (ici la méthode de Gaston (1994)), permet de prendre en compte la variation de la distribution des occurrences des espèces selon l'échelle (Figure 6a), si les données intègrent différentes échelles (échantillonnage régionale, départementale).

Avec le seuil défini selon Gaston, une proportion constante d'espèce est qualifiée de rare à toutes les échelles.

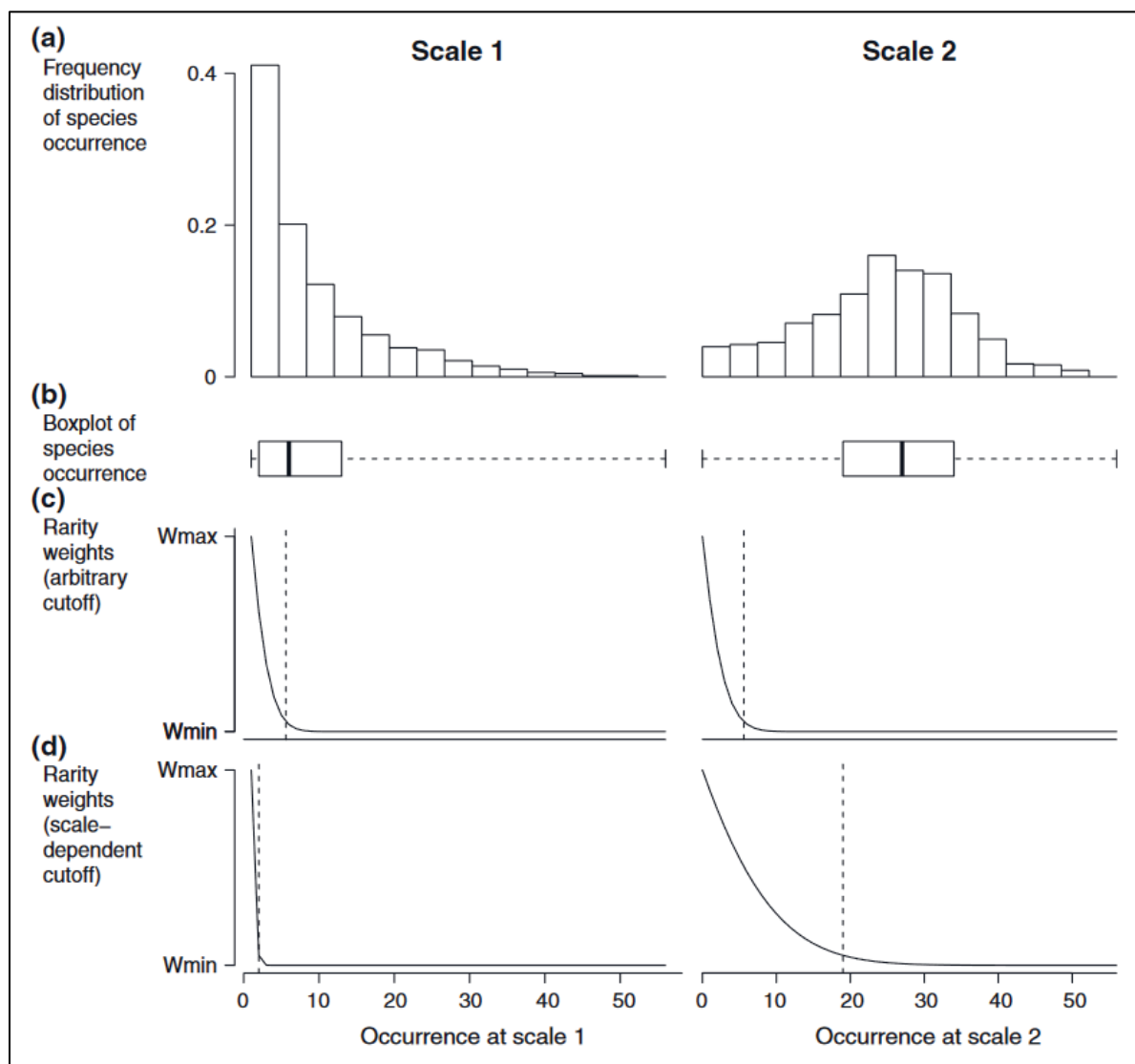


Figure 6. Intérêt d'utiliser une méthode flexible de définition du seuil de rareté pour le calcul des poids de rareté des espèces

Les lignes directrices proposées par Leroy et ses collaborateurs (2012) se basent sur la même définition du quartile de Gaston mais appliquent cette méthode à l'échelle de l'assemblage local et non plus régional. Le calcul du poids de rareté ne se fait plus sur la base d'un seuil permettant d'atteindre 25% d'espèces rares dans toute la base de données, mais sur la base du seuil où, en moyenne, 25% d'espèces rares sont atteints dans tous les assemblages locaux (*i.e.* les cellules). On relève ainsi le premier quartile de la distribution des Pocc des espèces de la cellule 1 puis de celles de la cellule 2 et ainsi de suite sur toutes les cellules où il y a eu des échantillonnages. Le seuil de rareté correspond finalement à la moyenne de ces valeurs de quartiles.

Les deux méthodes, implémentées dans le package *Rarity* par l'argument `rcut-off = "Gaston"` ou `"Leroy"` de la fonction « `rWeight` », et ont été comparées.

3.4.3. Calcul des Indices de Rareté Relative (IRR)

L'IRR a ensuite été calculé à l'échelle des stations, à partir des poids de rareté W établis à l'échelle des cellules de 25 km². Grâce à la démarche détaillée précédemment, la rareté des assemblages d'espèces (stations) fut évaluée grâce à une méthode flexible, qui s'affranchit de nombreux biais liés à l'échantillonnage et dépend des phylums considérés et du type de substrat.

Ce n'est qu'à cette étape du calcul que la densité des espèces par station peut être prise en compte. En effet, comme évoqué précédemment, l'IRR d'un assemblage peut se baser uniquement sur la rareté des espèces qui y ont été identifiées (raisonnement en présence-absence) ou sur le W de chaque espèce de l'assemblage pondéré par sa densité. Le choix a été fait de calculer les deux types d'indices, jugés complémentaires, afin d'interpréter au mieux la rareté des assemblages. Le calcul se fait en renseignant la liste des W des espèces ainsi que la matrice espèce/station (présence-absence ou densité) à la fonction « *Irr* » (package *Rarity*).

L'IRR de chaque station a ainsi été calculé comme le poids moyen de rareté des espèces (en présence-absence ou en densité) de la communauté considérée. Il est normalisé entre 0 (aucune espèce rare dans la communauté) et 1 (tous les individus de la communauté appartiennent à des espèces ayant le poids de rareté maximal). Enfin, les valeurs d'IRR ont été divisées en 5 classes d'intervalles égaux afin de définir plusieurs niveaux de rareté.

Le schéma suivant synthétise l'ensemble de la démarche méthodologique employée.

BADG BAse de Données sur la faune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion

Base de données

- Zone d'étude : entre cap Cerbère et Port Saint Louis-du-Rhône (France)
- Campagnes (DCE, Créocéan, LECOB) entre 1990 et 2021
- 4 substrats étudiés : vases, vases sableuses, sables vaseux, sables (fins et grossiers)

Etapes préliminaires

- Stations retirées :
 - échantillonnage < 1990
 - issues de suivis temporels
 - profondeur > 60 m (sauf pour les vases)
 - dans les ports et les lagunes = **533** stations conservées
- Standardisation des données d'abondance (individus / m²)
- Taxons conservés :
 - Identifiés jusqu'à l'espèce (sp)
 - Appartenant aux phylums :
 - Annelida
 - Arthropoda
 - Mollusca
 - Echinodermata

Pour chaque substrat

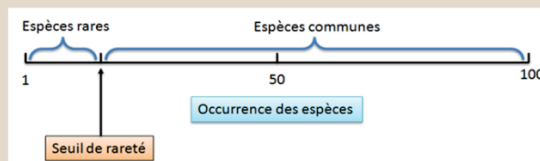
Calcul des fréquences d'occurrences de chaque espèce (Pocc)

- Division de la zone d'étude en cellules de 25 km²
- Calcul du nombre de cellules dans lequel le substrat est échantillonné : N
- $Pocc = \frac{\text{nombre des cellules dans lesquelles sp est présente}}{\text{nombre de cellules dans lesquelles sp pourrait être présente (N)}}$

Pour chaque phylum

Calcul des poids de rareté de chaque espèce (W)

- Définition du seuil de rareté *r* (Leroy *et al.* 2012) comme la moyenne des 1er quartiles des distribution des Pocc des espèces dans les cellules de 25 km² (en moyenne, 25% d'espèces rares à l'échelle des cellules)
- Calcul des W sur la base des Pocc des espèces et du *r*



Calcul des IRR de chaque station

- Calcul de l'IRR (borné entre 0 et 1) comme le poids moyen de rareté des espèces :

$$IRR = \frac{\sum W_i}{S - W_{min}} - W_{min}$$

- *W_i* est le poids de la *i*-ème espèce
- *S* est la richesse spécifique de la station
- *W_{min}* est le poids minimum
- *W_{max}* est le poids maximum

Figure 7. Synthèse de la méthode de calcul de l'IRR

3.5. Analyse de l'état écologique des assemblages

3.5.1. Calcul des indices globaux et des indicateurs de qualité écologique AMBI et M-AMBI

Pour chaque assemblage étudié, l'indice de Shannon ainsi que la richesse spécifique S ont été calculés sur R avec les fonctions « diversity » et « specnumber » du package *vegan*. Pour le calcul des indices autres que l'IRR, tous les taxons et les phylums du jeu de données ont été conservés. Ce choix vise à inclure le maximum de données associées aux assemblages, et ainsi d'avoir une vision plus exhaustive de leur diversité et de leur état écologique.

L'AMBI (Borja et al. 2005) et le M-AMBI (Muxika et al. 2007), ciblant l'effet de la pollution organique sur les communautés, ont également été calculés en plusieurs étapes :

- Récupération des groupes écologiques de chaque espèce et genre sur le site de l'AZTI (<https://ambi.azti.es/download/>).
- Vérification que les 50 taxons les plus abondants dans la base de données BADG sont attribués à un groupe écologique (GE). Dans la mesure du possible, attribution des GE aux taxons non renseignés :
 - D'après l'information disponible en ligne sur le genre
 - D'après l'information disponible sur les espèces du même genre présentes dans BADG et avec un GE
- Filtration des données pour conserver tous les taxons sauf les larves et les poissons.
- Création d'une matrice taxons x stations avec la densité des taxons (ind./m²).
- Calculs de l'AMBI et du M-AMBI à partir des fonctions disponibles dans Sigovini *et al* (2013).
- Vérification qu'au moins 80% de la densité totale de macrofaune (à l'échelle de la station) est attribué à un GE. C'est le cas sauf pour 3 stations où entre 20 et 30% de la densité totale n'est pas attribuée à un GE :
 - Erosion Espiguette stations 11 et 21 à cause de l'isopode *Parachiridotea panousei*
 - Récifs artificiels Occitanie station 5 à cause de *Phyllophorus (Phyllophorus) urna*

La limite entre l'état « Bon » et l'état « Modéré » est fixé en reprenant les propositions des auteurs, à 3,3 pour l'AMBI (Borja et al. 2003) et 0,53 pour le M-AMBI (correspondant à la médiane de la classe Modérée quand le M-AMBI est dérivée en 5 états écologiques, Borja et al. 2007).

3.5.2. Calcul du GPBI

Le GPBI est fondé sur les modifications des communautés benthiques entre des stations de référence et des stations testées, habitat par habitat. Dans le calcul de la dissimilarité entre deux stations, il y a un terme de perte qui considère les individus d'une espèce présents dans la station A et absents dans la station B ; et un terme de gain qui considère les individus absents dans la station A mais présents dans la station B. Le GPBI considère uniquement le terme de perte entre une station de référence et une station testée.

L'hypothèse considère que les espèces qui disparaissent ou qui voient leur abondance diminuer entre les stations de référence et les stations testées, sont des espèces sensibles à une ou des pressions auxquelles la station est soumise. Cette hypothèse permet *a priori* de détecter n'importe quelle pression car aucune hypothèse n'est faite sur la sensibilité des espèces à des pressions particulières. Une valeur de GPBI de 1 signifie que toutes les espèces présentes dans les stations de référence sont également présentes dans la station testée avec des abondances au moins aussi importantes que dans chaque station de référence. De plus, l'utilisation de plusieurs stations de référence par habitat et donc la prise en compte de la variabilité entre ces stations permet de refléter la variabilité naturelle.

On considère dans le cadre de ce travail qu'une valeur de GPBI supérieure à 0,7 reflète un état écologique acceptable, considéré comme de la variabilité naturelle, alors qu'un GPBI inférieur ou égal à 0,7 peut refléter l'impact d'une pression. Cette valeur seuil s'appuie sur la publication de Labruno et al. (2021) mais n'a pas encore été largement testée et pourra nécessiter quelques ajustements.

Dans un premier temps, le calcul du GPBI est effectué sur les données échantillonnées après 1990, en choisissant cinq stations de référence par habitat qui ont également été échantillonnées à différentes années afin d'intégrer la variabilité temporelle naturelle (sauf pour l'habitat « sable (fins et grossiers) » pour lequel seulement 3 stations de référence ont pu être choisies car il y avait moins de stations).

Dans un deuxième temps, une analyse supplémentaire a été effectuée sur les stations de l'habitat « sables vaseux » échantillonnées en 2019, 2020 et 2021 et en considérant les données DCE 2021 comme stations de référence. En effet, la plupart des stations DCE se trouvent dans cet habitat. Cette analyse permet de tester l'utilisation du GPBI en réduisant la variabilité temporelle des stations de référence et de tester la « performance » des stations DCE comme station de référence.

3.5.3. Analyses de données

L'analyse des données a été effectuée sur R. La description de la structure de corrélation entre les neuf indices calculés (IRR calculé avec l'abondance, IRR en présence-absence, GPBI, AMBI, M-AMBI, indice de Shannon, S, richesse en espèces rares et densité totale de macrofaune) est étudiée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP). Cette analyse multivariée permet notamment d'évaluer si les différents indices sont complémentaires ou redondants.

3.6. Lien entre communautés macrobenthiques et pressions anthropiques

3.6.1. Cartographie des pressions d'origine anthropique sur le sédiment

Un des objectifs du projet CAPDONA (suite du projet BADG) est l'étude des relations entre l'état écologique des écosystèmes benthiques de substrat meuble et les pressions anthropiques à l'échelle du Golfe du Lion. Des données relatives aux activités humaines ayant un effet potentiel sur le benthos ont ainsi été bancarisées à partir de différentes sources dans le but d'établir une cartographie la plus exhaustive possible de ces pressions anthropiques. Le traitement des données et la production de cartes ont été effectués avec le logiciel QGIS (version 3.22.1).

3.6.2. Relation entre pressions et données d'IRR

L'aboutissement du travail présenté est l'étude du lien entre les résultats fournis par les indices de rareté relative et la cartographie des pressions anthropiques. Ainsi, les résultats du calcul de l'IRR des stations (en présence-absence) ont été représentés sur QGIS (couche vecteur de points symbolisant les stations) avec un gradient de couleur, dont l'intensité dépend du niveau de rareté de la station. Cinq niveaux de rareté par type de substrat ont été définis à partir des valeurs d'IRR.

Enfin, cette carte a été superposée à celles des pressions afin de mener une interprétation visuelle des valeurs extrêmes de certains assemblages. Cette analyse est exploratoire et fournit une première évaluation des menaces pesant sur les assemblages et les secteurs d'intérêt taxonomique. Les résultats produits sont un premier pas pour aider les gestionnaires à appliquer un plan de conservation adapté aux secteurs les plus sensibles/à fort intérêt et seront complétés ultérieurement (dans le cadre du projet de recherche CAPDONA).

4. RESULTATS

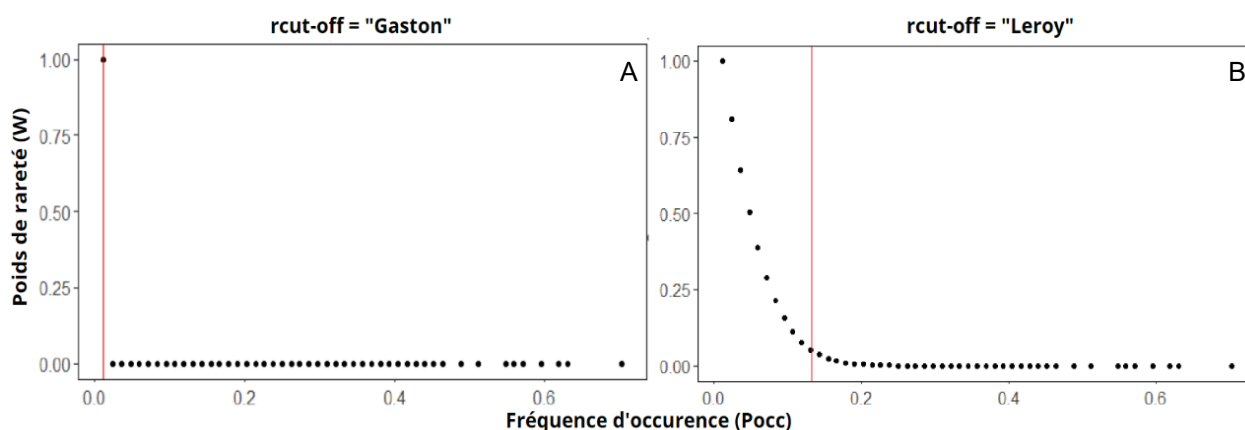
4.1. Etude de la rareté des assemblages de macrofaune

4.1.1. Définition d'une méthode d'attribution de poids de rareté aux espèces

La pertinence d'attribuer un poids de rareté aux espèces, en considérant leur présence à l'échelle de cellules de 25 km² plutôt qu'à l'échelle des stations, a été testée statistiquement.

Les distributions des poids de rareté pour les deux méthodes ne suivant pas une distribution normale (tests de Shapiro, $p < 0.001$) et les variances étant significativement différentes (test de Fligner-Killen, $p = 0.008$), un test non-paramétrique a été effectué afin de vérifier si les valeurs médianes des deux groupes de W diffèrent significativement l'une de l'autre. Les deux méthodes ayant été employées sur les mêmes stations, leurs résultats sont dépendants par paires. Le test de Wilcoxon permet d'observer que la médiane de la distribution des W calculés avec la méthode « cellule » est significativement différente de celle calculée avec la méthode « station » ($n = 2207$, test de Wilcoxon, $p < 0.001$). Ainsi la méthode de calcul a un effet significatif sur les W attribués aux espèces. En revanche, la méthode de calcul n'a pas d'effet significatif sur les résultats d'IRR calculés en présence absence ($n = 533$, test de Wilcoxon, $p = 0.98$).

Dans l'attribution d'un W à chaque espèce, un choix méthodologique a également dû être fait quant à la méthode permettant de définir le seuil de rareté r . Ainsi, les W ont été calculés, d'une part avec la méthode de Gaston (1994) et d'autre part, avec la méthode de Leroy (2012).



La ligne verticale rouge représente la position du seuil de rareté r

Figure 8. Poids de rareté des espèces en fonction de leur occurrence transformée, selon la méthode de définition du seuil de rareté : Gaston (A) ou Leroy (B)

Les résultats révèlent que le seuil de rareté, tel que défini par Gaston, correspond systématiquement à la fréquence d'occurrence minimale des espèces (*i.e.* présence dans une seule cellule de leur substrat associé) (Figure 8A), et ceci quel que soit le phylum ou le type de substrat considéré. Il en résulte que les W des espèces dont la Pocc est au-dessus du seuil seront tous de zéro tandis que les espèces ayant la Pocc le plus faible auront des W de 1. La rareté de ces dernières sera ainsi considérée comme maximale. A contrario, avec la méthode de Leroy, le seuil de rareté est variable entre les substrats et les phylums et correspond à une fréquence d'occurrence bien supérieure au minimum (Figure 8B). De ce fait, les W sont plus variables : leurs valeurs commencent à 1 (la Pocc est minimale) et diminuent progressivement, à mesure que la Pocc se rapproche du seuil de rareté. La rareté n'est plus associée de façon binaire aux espèces avec cette méthode. Il a été montré que ces observations restent inchangées si on considère l'occurrence des espèces à l'échelle des stations et non des cellules.

4.1.2. Identification des assemblages d'espèces d'intérêt taxonomique

Les résultats ont révélé que toutes les stations présentant un IRR élevé, et cela pour tous les types de substrats, avaient été échantillonnées avant les années 2000. Afin d'obtenir une vision de la rareté représentative de l'état actuel des communautés macrobenthiques, le calcul de l'IRR a ainsi été réitéré en incluant uniquement les échantillonnages datant de 2010 et après (indiqué comme « données 2010 »). En revanche, cette nouvelle approche réduit considérablement le nombre de stations prises en compte dans le calcul quel que soit le type de substrat (en moyenne divisé par 2) (Tableau 3). Cependant, les zones particulières identifiées avec les données post 1990 et les données 2010 sont similaires (Figure 9 et Figure 10).

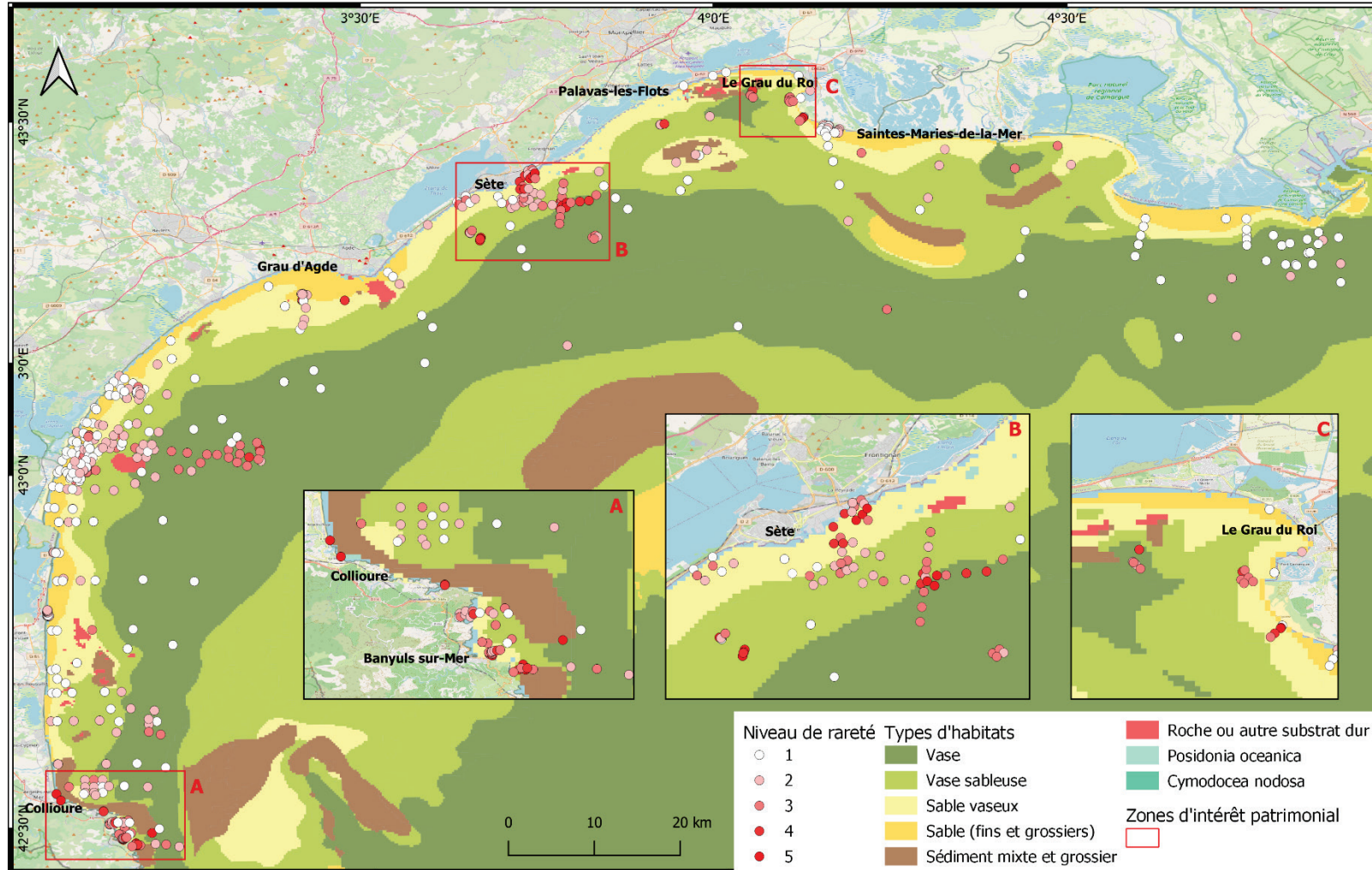
Pour chaque type de substrat, les IRR ont été catégorisés en cinq gammes afin d'être attribués à cinq niveaux de rareté (Tableau 3). Les stations dont les valeurs d'IRR appartiennent au cinquième niveau de rareté (*i.e.* les plus rares), sont listées dans le tableau 3. Pour chacune de ces stations, le tableau renseigne également sur la date à laquelle la station a été échantillonnée, son IRR et la zone d'intérêt correspondant, figurant sur les Figure 9 et Figure 10.

Les cartes représentant les résultats du calcul de l'IRR pour chaque substrat (voir Annexe), permettent d'identifier quatre zones dans lesquelles se concentrent des stations dont l'IRR traduit un niveau de rareté entre 4 et 5 (voir Tableau 3 pour les gammes d'IRR correspondant à ces deux niveaux de rareté) ce qui signifie que ces stations abritent une ou plusieurs espèces avec un niveau de rareté élevé. Trois premières zones sont identifiées grâce aux résultats d'IRR de toutes les stations étudiées (*i.e.* 533 échantillonnées après 1990). Elles sont localisées entre Argelès-sur-Mer et Banyuls-sur-Mer (zone A), entre Sète et Frontignan (zone B) et entre le Grau-du-Roi et la Pointe de l'Espiguette (zone C) (Figure 9). Avec le recalcul des IRR en ne considérant que les stations échantillonnées à partir de 2010, une quatrième zone est identifiée avec un niveau de rareté élevée, entre Gruissan et Port-La Nouvelle (zone D) (Figure 10).

Localisation des assemblages particuliers d'espèces de macrofaune benthique dans le Golfe du Lion

02/06/2023

Niveau de rareté évalué partir du calcul de l'IRR sur 593 stations échantillonnées après 1990



auteur : Orlane VELIN

SCR : WSG 84 / EPSG : 4326

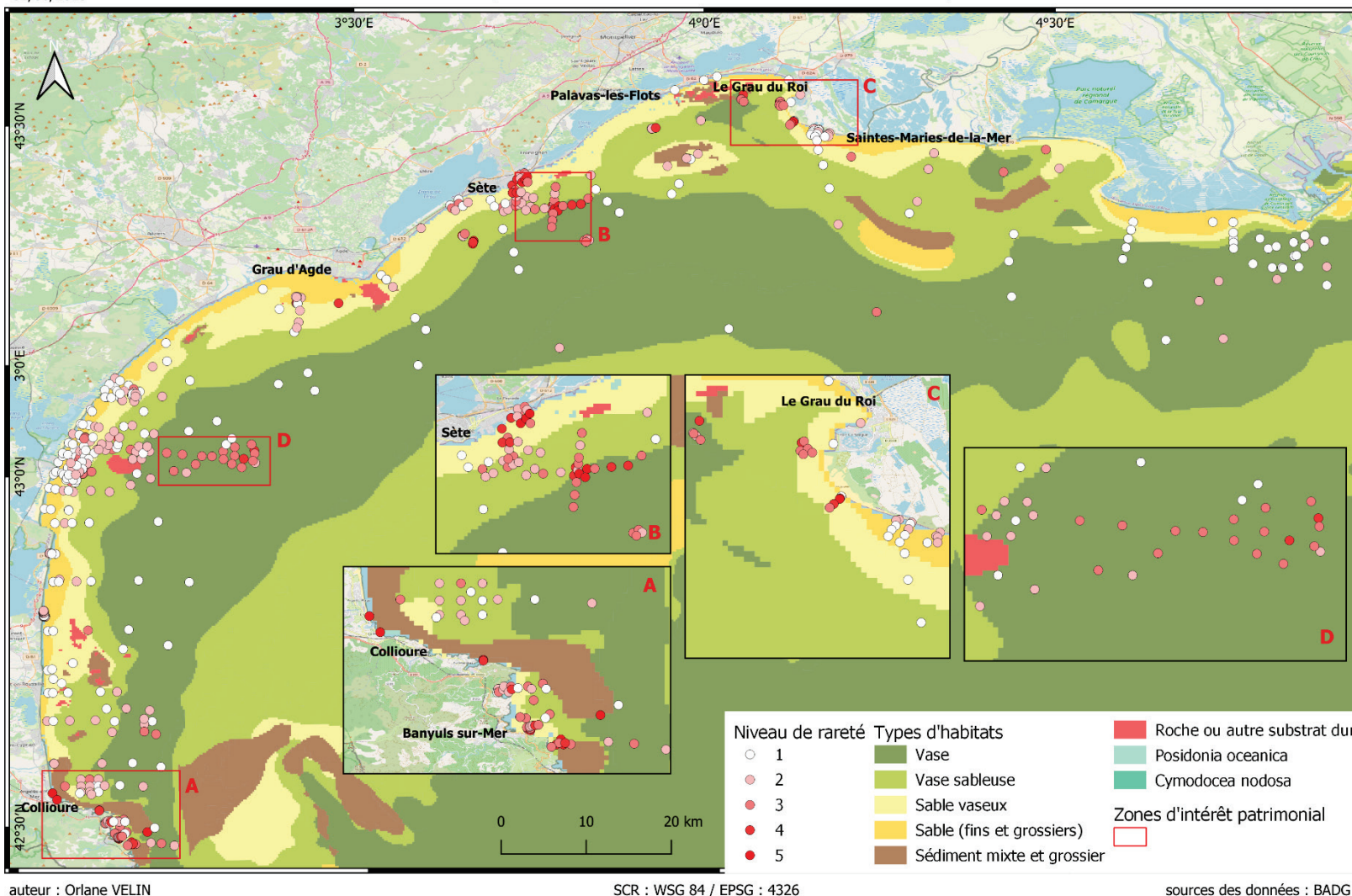
sources des données : BADG

Figure 9. Cartographie des IRR calculés pour toutes les stations étudiées dans le projet BADG

Localisation des assemblages particuliers d'espèces de macrofaune benthique dans le Golfe du Lion

Niveau de rareté évalué partir du calcul de l'IRR sur 267 stations échantillonnées après 2010

02/06/2023



auteur : Orlane VELIN

SCR : WSG 84 / EPSG : 4326

sources des données : BADG

Figure 10. Cartographie des IRR calculés uniquement pour les stations échantillonnées à partir de 2010

Tableau 3. Définition des 5 niveaux de rareté et identification des stations particulières pour chaque type d'habitat.

Habitats	Nombre de stations		Niveau rareté	Gamme d'IRR		Stations avec un niveau de rareté de 5	Date échantillonnage	IRR	Zone
	> 1990	> 2010		> 1990	> 2010				
Vases	120	68	1	0 - 0.13	0 - 0.10	Emissaire Sète - 14	Mai 1993	0.63	B
						Emissaire Sète - 15	Mai 1993	0.59	B
						Emissaire Sète - 13	Mai 1993	0.56	B
						Revisite Banyuls - A71	Avril 1994	0.53	A
						DCE Med - Grau du Roi	Avril 2021	0.49	C
						STEP Sete - 11	Juin 2010	0.45	B
						STEP Sete - 10	Juin 2010	0.45	B
						Eolien Gruissan - 26	Juin 2017	0.46	D
						Eolien Gruissan - 25	Juin 2017	0.40	D
Vases sableuses	118	58	1	0 - 0.11	0.01 - 0.12	RecifArtificiel Occitanie - 1	Mars 1998	0.53	B
						AMP Banyuls - E	Mai 2011	0.52	A
						RecifArtificiel Occitanie - 2	Mars 1998	0.47	B
						RecifArtificiel Occitanie - 3	Mars 1998	0.49	B
						Natura2000-CC	Avril 2003	0.47	A
						RecifArtificiel Occitanie - 5	Mars 1998	0.47	B
						AMP Banyuls - F	Mai 2011	0.48	A
						CLAPI PortLaNouvelle -27	Avril 2021	0.48	D
						REDIT - Redit2010-Z30	Septembre 2010	0.47	A
Sables vaseux	173	84	1	0 - 0.087	0.02 - 0.11	Erosion Espiguette - 12	Mai 2011	0.43	C
						Erosion Espiguette - 13	Mai 2011	0.41	C
						Thalacap Banyuls - 1	Avril 1998	0.40	A
						Emissaire Sète -2	Mai 1993	0.39	B
						Plage ArgelesRacou -5	Décembre 1999	0.39	A
						Emissaire Sète - 4	Mai 1993	0.39	B
						Emissaire Sète - 3	Mai 1993	0.34	B
						Plage ArgelesRacou - 2	Décembre 1999	0.83	A
Sables (fins & grossiers)	122	57	1	0 - 0.17	0.03 - 0.11	Erosion Espiguette - 21	Mai 2011	0.42	C
						Erosion Espiguette - 42	Mai 2011	0.38	C
						Erosion Espiguette - 43	Mai 2011	0.34	C
						Erosion Espiguette - 22	Mai 2011	0.34	C
						Erosion Espiguette - 42	Mai 2011	0.38	C

En gras : calcul d'IRR sur toutes les stations étudiées dans BADG

En normal : calcul d'IRR sur les stations échantillonnées à partir de 2010

4.1.3. Interprétation des résultats de la rareté des espèces (W)

Grâce à l'expertise de benthologues spécialisés dans l'étude de la faune des substrats meubles (Céline Labrune, Sébastien Thorin, Daniel Martin et João Gil), il a été possible de s'intéresser plus précisément aux espèces dont le poids de rareté est de 1 (maximum) et qui ont été échantillonnées dans les stations répertoriées ci-dessus. En effet, c'est la présence de ces espèces qui entraîne les fortes valeurs d'IRR des stations. Ce travail a permis d'expliquer l'attribution d'une valeur de rareté importante à ces espèces. Finalement, plusieurs hypothèses ont été proposées :

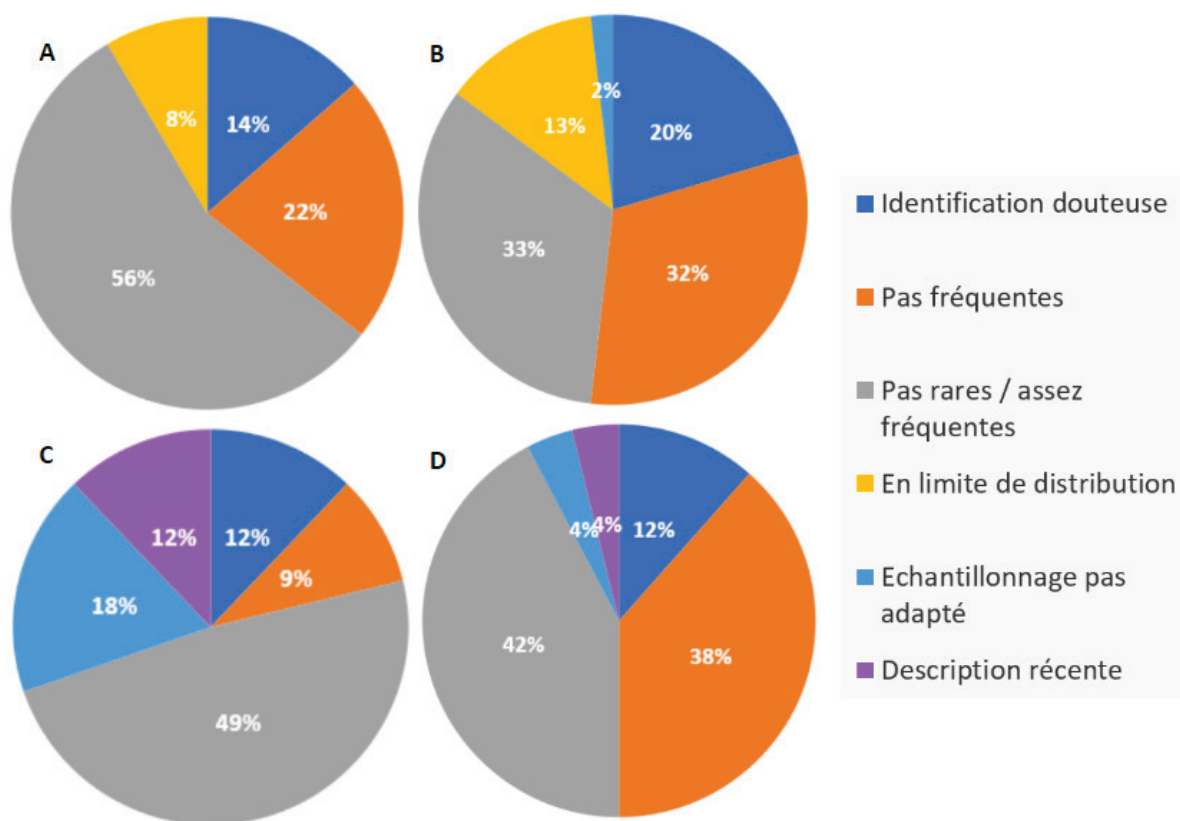
- L'espèce n'est **pas fréquente** (*i.e.* occasionnellement trouvée dans les prélèvements mais pas régulièrement) ou elle est reconnue comme probablement rare.
- L'espèce n'est **pas rare** ou est **assez fréquente**.
- L'**identification** de l'espèce est **douteuse**. Elle a été identifiée dans un milieu (*i.e.* substrat, profondeur, région) dans lequel elle ne devrait pas se trouver ou elle a probablement été

confondue avec une autre espèce lors de l'identification. S'applique également lorsque son identification est généralement trop compliquée pour être menée jusqu'à l'espèce.

- L'espèce est **en limite de distribution** biogéographique, fréquente dans l'habitat / substrat voisin ou inféodée aux substrats rocheux (e.g. l'espèce identifiée est fixée sur des coquilles).
- La technique d'**échantillonnage** utilisée n'est pas adaptée pour prélever l'espèce. S'applique aux gros organismes par exemple (e.g. crabes) ou aux espèces fouisseuses s'enfonçant trop profondément dans le sédiment pour être échantillonnées de manière exhaustive avec une benne.
- La **description** de l'espèce est **récente**. Elle était, avant cela, décrite sous le nom d'une autre espèce du même genre et n'est identifiée avec son nouveau nom que dans les inventaires faunistiques très récents (e.g. les stations DCE Méditerranée « Grau-du-Roi », avril 2021).

Cette analyse a permis d'observer que pour les zones considérées, jusqu'à 56% des espèces évaluées comme rares par le calcul sont en réalité assez fréquentes selon les experts (Figure 11). La proportion d'espèces évaluées comme étant peu fréquentes (ou probablement rares) est variable selon les zones : entre 9% (zone C) et 38% (zone D). Pour la zone C, où le substrat est de type sableux ou sablo-vaseux, 18% des espèces seraient évaluées rares par le calcul car elles auraient été en réalité mal échantillonnées par les bennes (principalement Van Veen, Eckman-Birge ou Smith McIntyre).

De plus, certaines stations des zones C et D n'ont été échantillonnées que récemment (e.g. en 2021 pour DCE Méditerranée « Grau-du-Roi » (zone D) et CLAPI Port-La-Nouvelle (zone D)). Des espèces présentes à ces stations ressortent ainsi comme rares en raison de leur description récente qui leur confère une certaine singularité dans la base de données.



Nombre d'espèces étudiées :

Zone A (Argelès-Banyuls) : 59

Zone B (Sète-Frontignan) : 54

Zone C (Grau-du-Roi-Pointe de l'Espiguette) : 33

Zone D (Gruissan-Port La Nouvelle) : 26

Figure 11. Hypothèses sur l'attribution d'un poids de rareté de 1 aux espèces présentes dans les assemblages caractérisés par un niveau de rareté de 5

4.2. Indicateurs de qualité écologique : AMBI, M-AMBI et GPBI

Les résultats de la qualité écologique évaluée à partir des trois indicateurs, sont présentés sur les figures 12 (AMBI), figure 13 (M-AMBI) et figure 14 (GPBI) respectivement.

Tout d’abord, il est important de noter que les seules stations du jeu de données pour lesquelles nous avons des données de pression quantifiées sont celles du jeu de données CLAPI au niveau des zones de clapage du port de Port-La Nouvelle. Les stations 24 et 28 sont des stations fortement impactées par les activités de clapage du port. Ces stations peuvent donc être utilisées pour évaluer objectivement la capacité des indicateurs à détecter des stations impactées, puisque l’impact sur ces stations est réel, quantifié et important. Un indicateur fiable et bien utilisé ne doit donc pas les détecter en « Bon Etat Ecologique ».

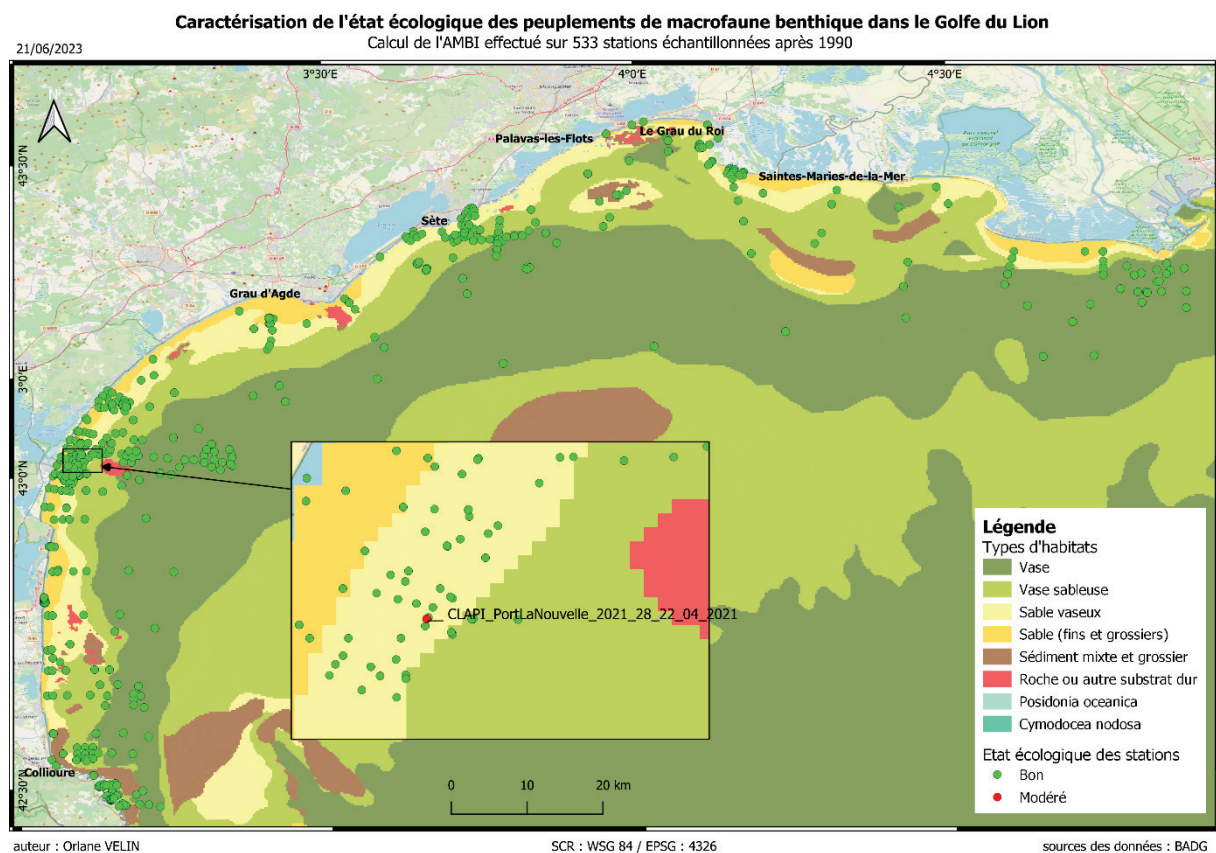


Figure 12. Etat écologique basé sur l'AMBI, aux stations échantillonnées après 1990

L'AMBI ne détecte qu'une seule station en état modéré (Figure 12). Par modéré, il faut comprendre que l'état ne peut pas être considéré comme un « Bon » état écologique au sens de la DCSMM. Cette station est la station 28 de l'étude CLAPI (en rouge sur la Figure 12) qui est également une des stations fortement impactées par les activités de clapage du port de Port-La Nouvelle. Le M-AMBI la détecte également en état modéré. En revanche, le M-AMBI et l'AMBI ne détectent pas la station 24 comme étant impactée.

Au total, le M-AMBI classe 460 stations sur 533 en « Bon Etat Ecologique » (Figure 13). Les autres stations classées comme en état modéré, sont principalement des stations situées au niveau du prodelta du Rhône, plusieurs stations localisées dans l'habitat « vase » et plusieurs stations très proches de la côte (secteurs du Grau-du-Roi, Palavas-les-Flots, Sète, Port-La Nouvelle, Leucate, Collioure).

Globalement, les valeurs d'indices obtenues par l'AMBI et le M-AMBI sont corrélées significativement ($p < 0.001$; Spearman sur les rangs) mais avec une valeur de corrélation très faible (-0.2).

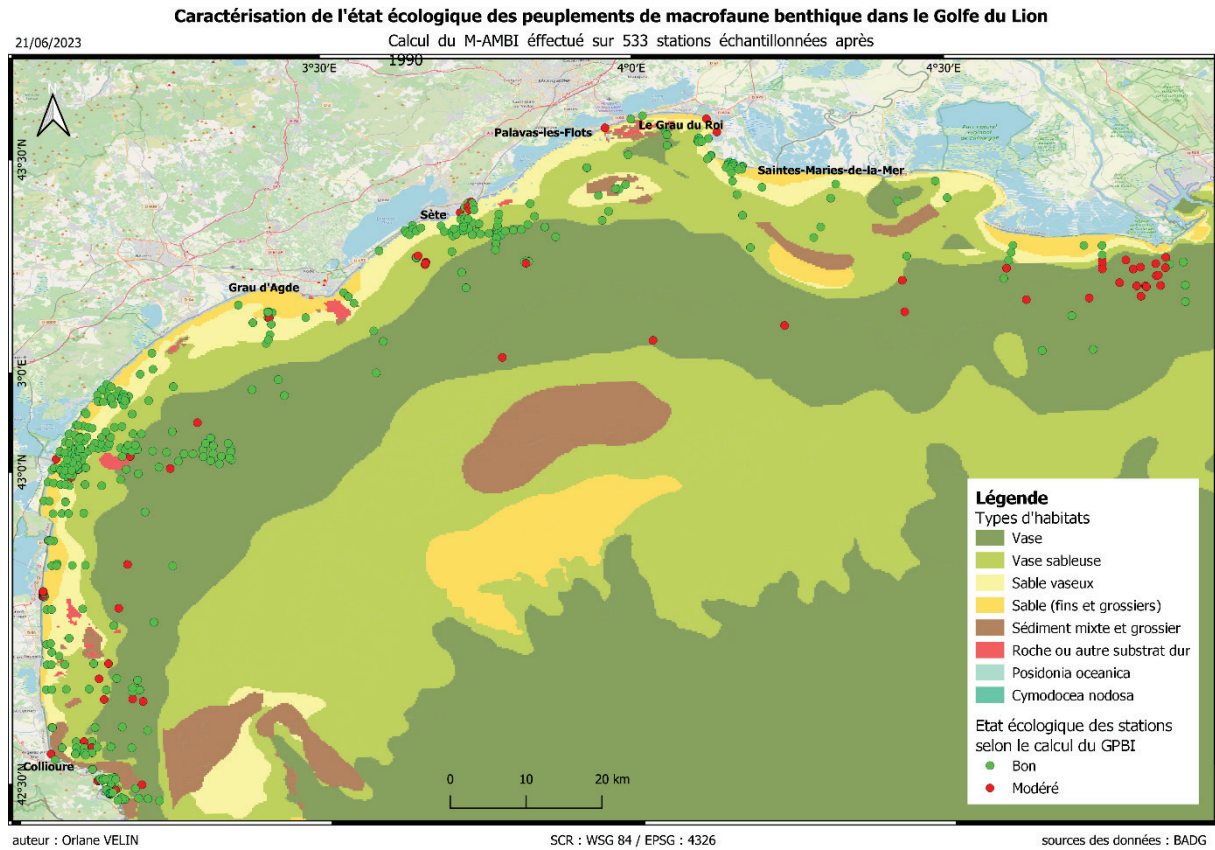


Figure 13. Etat écologique basé sur le M-AMBI, aux stations échantillonnées après 1990

Le GPBI ne classe que 307 stations en « Bon Etat Ecologique » mais classe toutes les stations de l'étude CLAPI en « Bon Etat Ecologique » et notamment les stations 24 et 28 connues pour être impactées. Nous pouvons donc conclure que le GPBI calculé sur les stations échantillonnées depuis 1990 ne donne pas des résultats satisfaisants. Il est possible que la variabilité temporelle entre les stations de référence soit plus importante que la variabilité entre les stations en « Bon Etat Ecologique » (BEE) et celles qui ne le sont pas, ce qui pourrait expliquer ces résultats. En effet, Bonifacio et al. (2018, 2019) avait mis en lumière l'existence d'une importante variabilité temporelle des communautés macrobenthiques de substrat meuble dans le Golfe du Lion. A titre d'exemple, pour le calcul du GPBI sur les **sables vaseux**, 5 stations de référence avaient été sélectionnées : une échantillonnées en 2011, une en 2014, une en 2015, une en 2019 et une en 2021.

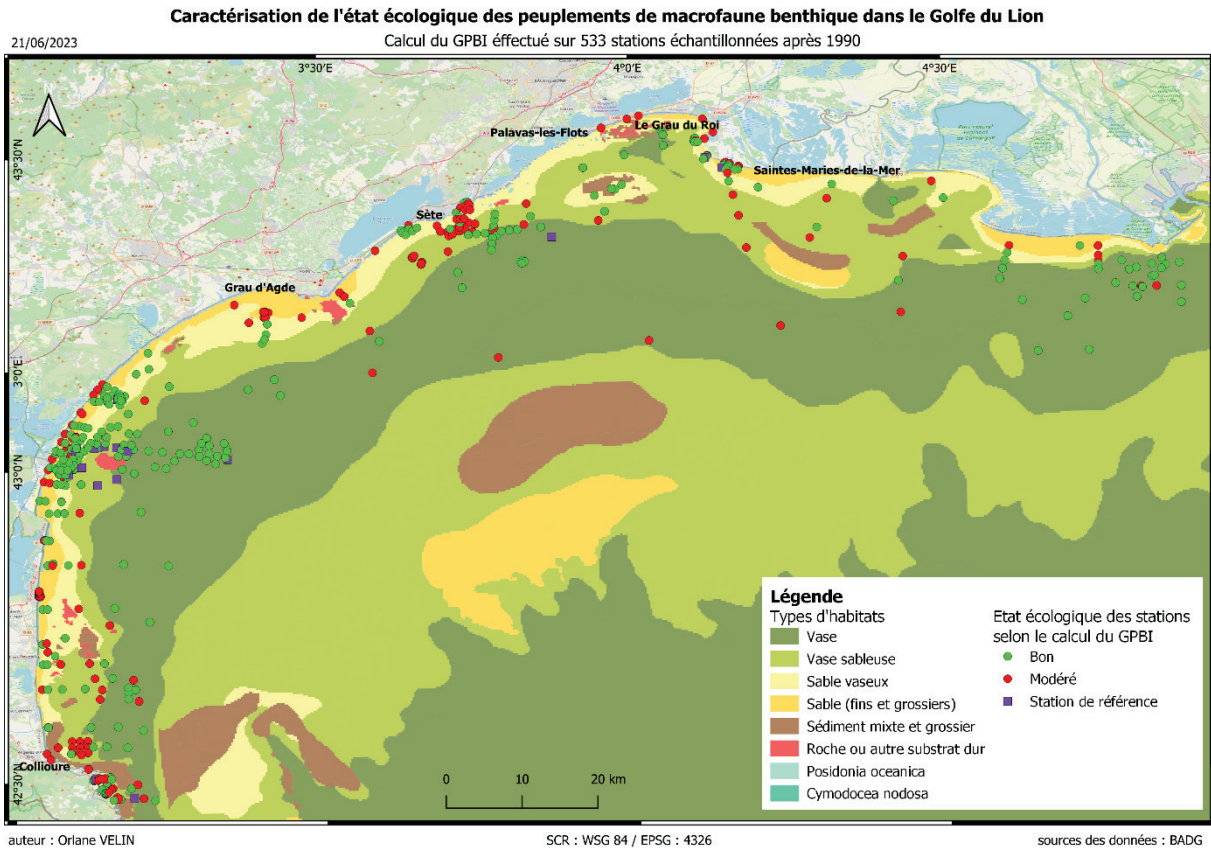


Figure 14. Etat écologique basé sur le GPBI, aux stations échantillonnées après 1990

Afin de proposer une piste de réflexion constructive pouvant aboutir à une méthode fiable de l'évaluation de l'état écologique des substrats meubles, nous avons testé un nouveau calcul de l'état écologique basé sur le GPBI. Cette analyse complémentaire permet à la fois de s'affranchir d'une trop grande variabilité interannuelle et de tester si les stations DCE sont des références appropriées. En effet, elles ont été placées a priori loin de toute pression connue localisée. Cette analyse a été réalisée sur les stations des sables vaseux échantillonnées en 2019, 2020 et 2021, soit un total de 32 stations. Les stations DCE 2021 ont été prises comme stations de référence, puisqu'elles sont situées a priori loin de toute perturbation anthropique localisée.

Les résultats de cette analyse complémentaire (Figure 15) attribuent aux deux stations CLAPI impactées par le clapage et échantillonnées en 2021, les valeurs les plus faibles de GPBI. Cependant, ces valeurs sont de 0,69 et 0,70, soit juste à la limite acceptable du BEE. Ces résultats suggèrent qu'il faudrait peut-être envisager de remonter la valeur seuil du BEE pour l'interprétation des valeurs du GPBI. Cependant la diminution des valeurs de GPBI est très progressive et ne montre pas de décrochement particulier qui pourrait faciliter la détermination d'un seuil entre les stations en « Bon Etat Ecologique » et les autres.

Néanmoins, mis à part les stations CLAPI 24 et 28 que nous avons déjà évoquées plus haut, les stations présentant les valeurs de GPBI < 0,75 sont :

- Les stations 8, 1 et 10 de l'étude STEP MAERA à Palavas-les-Flots. Ces stations sont les plus éloignées de la sortie de l'émissaire en mer mais sont localisées dans des zones chalutées (IFREMER 2022 ; Surface Abrasion Ratio de 2020 de 10,7 dans le pixel de la station 8 ; SAR = 11,1 dans celui de la station 1 et SAR = 15,5 dans le pixel de la station 10).
- Les stations 47, 30 et 28 de l'étude concernant l'extension du port de Port-La Nouvelle. Les stations 47 et 30 sont très proches de la digue et la station 28 est localisée dans la zone du

clapage d'entretien. C'est la même station que la station CLAPI 28, qui est clapée régulièrement depuis plus de 10 ans.

- Les stations 24 et 25 du projet CLAPI. Ces deux stations sont également localisées dans les zones de clapage du port de Port-La Nouvelle : la station 24 dans la zone de clapage temporaire (des travaux) et la 25 dans la zone de clapage définitive (d'entretien).
- La station 43 IBIS du suivi à long terme de la macrofaune benthique de la baie de Banyuls.

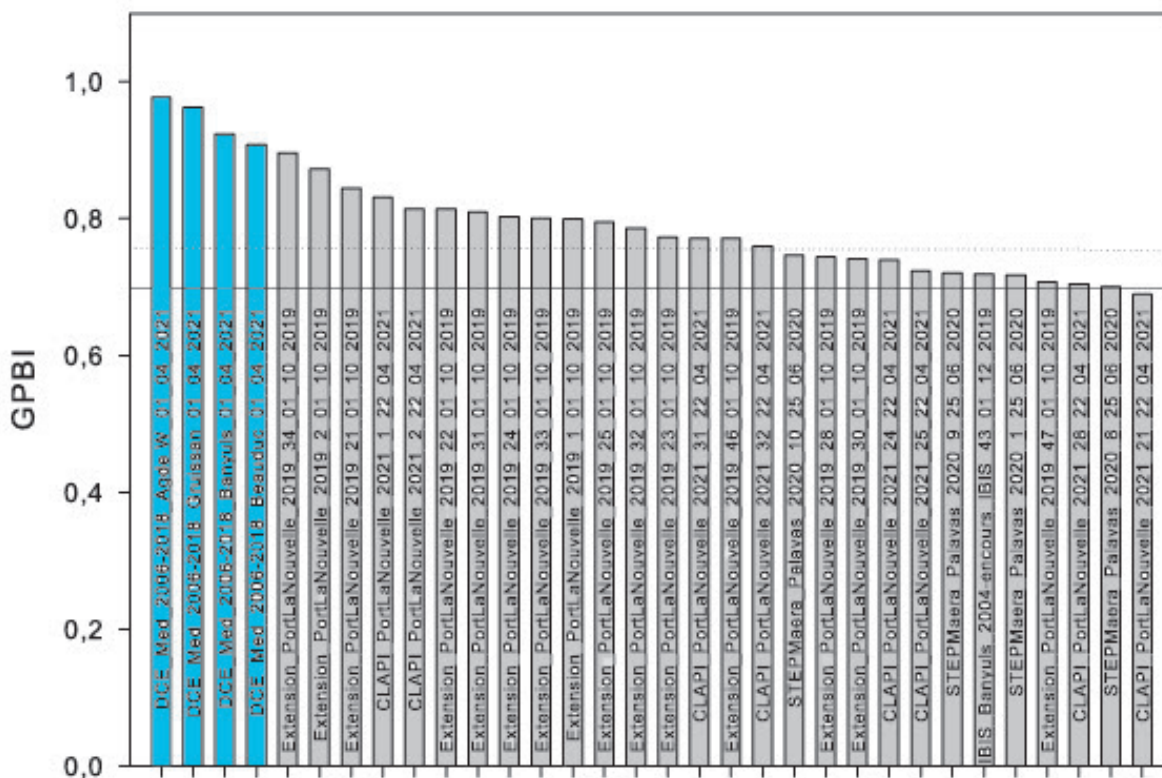


Figure 15. GPBI calculé aux stations échantillonnées en 2019, 2020 et 2021 sur les sables vaseux. Les stations de référence utilisées sont les stations DCE 2021

Les figures des états écologiques basées sur l'AMBI, le M-AMBI et le GPBI sont montrées à titre indicatif mais ne constituent pas des résultats valides pour le moment puisqu'aucun des indices ne détectent les 2 stations impactées (CLAPI 24 et CLAPI 28).

4.3. Comparaison entre l'IRR et l'état écologique des assemblages

L'indice de Rareté Relative (IRR) a été comparé aux autres indices à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales (ACP) sur variables (neuf indices calculés). Cette dernière a révélé qu'environ 58% de la variance entre les stations est expliquée par les deux premières composantes (Dim 1 et 2 sur Figure 16). De plus, l'AMBI et la densité totale de macrofaune sont mal représentés par ces deux premières composantes, comme l'indique la petite taille des deux flèches correspondantes.

La représentation des variables sur le cercle de corrélation, montre une très forte corrélation positive entre l'IRR calculé en prenant en compte l'abondance des espèces et l'IRR calculé en présence-absence. Ces deux types d'indices sont donc redondants pour expliquer la variabilité entre les stations considérées dans cette étude. Le même constat est fait entre la richesse spécifique S et le M-AMBI. L'indice de Shannon (H') et le GPBI sont aussi fortement corrélés positivement avec ces deux derniers.

Les deux type d'IRR ne sont ni corrélés aux indices de qualité écologique du milieu (AMBI, M-AMBI, GPBI) ni aux indices globaux de structuration des communautés (H', S). En revanche, les deux IRR

sont d'avantage corrélés au nombre d'espèce rares (dont le W vaut 1) de l'assemblage, « S (espèces rares) » sur la Figure suivante. Finalement, l'ACP montre la complémentarité entre la richesse en espèces rares, l'IRR et les indicateurs de qualité écologique du milieu.

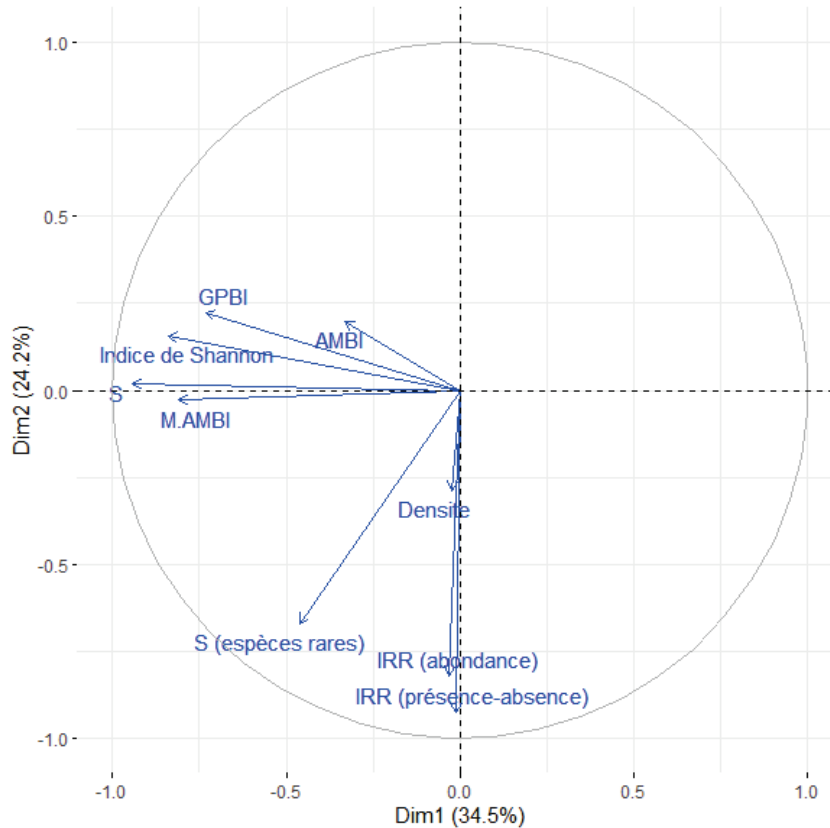


Figure 16. Représentation des neuf indicateurs étudiés dans le projet BADG selon les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales réalisée à partir des 533 stations échantillonnées à partir de 1990

4.4. Lien entre communautés de macrofaune benthique et pressions anthropiques

Le tableau ci-dessous donne une vision complète des sources de données géographiques de type raster et vecteur agrégées dans le cadre de ce rapport et qui ont permis de créer les différentes cartes de pressions (Tableau 4). Pour citer quelques exemples, des données relatives à l'abrasion du fond marin (Jac *et al.* 2020) lié au chalutage en Méditerranée ont été récupéré sur le portail Sextant de l'Ifremer. En effet, l'abrasion du fond causée par l'activité de chalutage (interdite dans la bande côtière en dessous de 3 milles nautiques à la côte (environ 6 km)), est susceptible d'impacter les habitats benthiques situés à partir de 15-20 mètres dans le Golfe du Lion.

Des données sur les zones de mouillage ont également été récupérées. En effet, les mouillages sont nombreux et concentrés dans la zone de 0 à 10 m de profondeur en Méditerranée, où leur impact dépend du type de fond (Lorance & Leonardi 2012).

Dans le cadre de la DCSMM, le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) a développé un indicateur D6 « Intégrité des fonds marins ». Les données du critère D6C2 « Etendue et distribution spatiale des pressions physiques perturbant le fond » ont également été récupérées sur Sextant et notamment les données sur les dragages portuaires.

L'étude de ces pressions sur le Golfe du Lion, met également en évidence la présence de concessions réservées aux activités conchylicoles (e.g. au large de Port-La Nouvelle et de Sète), au clapage en mer (Port-La Nouvelle) ou à la position d'émissaires (Sète, Banyuls-sur-Mer, Port-La Nouvelle, Port-Vendres). L'impact de ces pressions sur la rareté des assemblages est discuté ultérieurement (voir section Discussion).

Tableau 4. Sources des données géographiques de pressions physiques sur le fond marin

Plateforme de diffusion	Source des données	Année	Données utilisées
Medtrix	Medobs (observatoire aérien des usages en Méditerranée)	2021	Zones de mouillages (soit sur bouée fixée soit par l'ancrage de navires sur le fond)
-	Créocéan	2021	Zones de clapage en mer
		2018	Récifs artificiels (structures immergées)
Sextant (Ifremer)	BRGM	2018	Fermes aquacoles / conchylicoles
	Indicateur D6C2	2018	Draguages portuaires
	Projets IDEM (EU) et Benthchal (EC2CO) (Jac <i>et al.</i> 2020)	2008-2020	Abrasion superficielle des fonds par les engins de pêche exprimées par le SAR (Swept Area Ratio ou ratio d'aire abrasée) : percentile 90 interannuel sur 2008-2020
Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM)	"Conduites et câbles"	2018	Câbles et conduites sous-marines
	"Réglementation-Navigation"	2021	Zones destinées au dépôt de résidus de draguage ou autres substances
	"Épaves et obstructions"	2022	Epaves sous-marines
GéoLittoral	Cerema	2015-2021	Sites d'immersion des résidus de draguages portuaires

5. DISCUSSION

5.1. Identification des zones d'intérêt taxonomique et de leurs enjeux

5.1.1. Secteur Banyuls-sur-Mer (zone A)

Du fait de la localisation du laboratoire Arago construit en 1882, la baie de Banyuls-sur-Mer est une des zones les plus étudiées de Méditerranée occidentale. Pruvot (1894) a le premier décrit les fonds marins au large de Banyuls à partir de données de chalutages. Depuis, de nombreuses autres études académiques concernant la macrofaune benthique ont été menées (Guille, 1970 ; Guille et Soyer, 1970 ; Guille 1971a, b ; Amouroux 1974a, b, c ; Grémare et al. 1998 ; Labruno et al. 2007 ; Bonifacio et al. 2015). L'important effort d'échantillonnage mené sur cette zone permet d'avoir une description assez fine de la biodiversité présente. Ainsi, l'existence de plusieurs stations localisées autour de Banyuls-sur-Mer avec des IRR élevées est en partie expliquée par la relation proportionnelle entre l'effort d'échantillonnage et le nombre d'espèces capturées (Figure 17A, stations au sud de Collioure). Les espèces rares capturées dans ce contexte sont par exemple le polychète *Ascleirocheilus intermedius* ou l'amphipode *Hippomedon bidentatus*.

En plus d'être une zone très étudiée, Banyuls-sur-Mer a la particularité d'être localisée sur la côte rocheuse qui s'étend entre Cerbère (au sud, dernière ville française avant la frontière Espagnole) et Argelès-sur-Mer, un peu plus au nord (Figure 9A), alors que le reste de la côte du Golfe du Lion jusqu'à Carry-le-Rouet (à l'ouest de Marseille) se caractérise principalement par de grandes surfaces de sables littoraux homogènes et plus ou moins envasées. La Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls est également une zone particulière compte tenu de la mosaïque d'habitats qui s'y trouvent (substrats meubles, blocs rocheux, coralligènes, herbiers de *Posidonia oceanica*), une caractéristique qui lui a valu d'être classée Réserve Marine en 1974. Les habitats rocheux et coralligène de cette zone sont souvent entourés de substrats meubles détritiques composés soit de cailloux, graviers et/ou de débris de coralligène. La probabilité de trouver des espèces de substrats durs dans les substrats meubles est donc plus importante que le long de côtes sableuses. Cela explique très probablement la présence des mollusques *Yoldiella philippiana* et *Euspira nitida*, peuplant habituellement les fonds détritiques, ainsi que des espèces de substrats durs (considérées rares sur les fonds meubles) telles que le mollusque *Raphitoma cordieri*, le crustacé *Pisidia longicornis*, ou la polychète *Serpula vermicularis*. Enfin, on peut également y trouver des espèces plutôt inféodées aux herbiers de posidonies telles que *Dexamine spinosa*.

Concernant les pressions anthropiques, on note peu d'activités signalées au large de cette côte bien que les activités de plaisance (surtout au niveau du Cap l'Abeille, dans la Réserve Marine) y soient assez importantes (Figure 17A).

5.1.2. Secteur du Racou/Argelès-sur-Mer (zone A)

Les plages du Racou et d'Argelès-sur-Mer constituent un milieu assez peu commun voir atypique, très exposé aux houles. En conséquence, le bas de la plage présente une forte pente face à la mer et les fonds sont constitués de sables très grossiers. Ce sont typiquement des fonds à Amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*, Céphalocordés) caractérisant la biocénose des sables grossiers et fins graviers sous influence des courants de fond (pouvant se rencontrer aussi dans l'étage circalittoral). On trouve ce type de milieu au Racou et au droit de certains caps de la côte rocheuse de Banyuls-sur-Mer où surviennent des accélérations de courant (Figure 17A).

Outre l'Amphioxus qui fait partie des taxons non intégrés dans l'analyse mais qui constitue une espèce emblématique de ce type de fond, trois espèces retiennent notre attention :

- La polychète *Pisione remota* qui n'est pas rare mais dont le genre *Pisione* est très typique des sables grossiers. De plus, nous soupçonnons que cette espèce ait pu être localement confondue avec *Pisione puzae* (Siewing, 1953), une espèce décrite à l'origine à Banyuls-sur-Mer.

- Le gastéropode *Tritia pellucida* de la famille des nasses, sans doute assez peu commun.
- L'annélide *Phyllochaetopterus socialis*, sans doute plutôt rare.

5.1.3. Secteur de Sète (zone B)

5.1.3.1. Zone des rejets de la STEP

Le secteur correspondant à la zone des rejets en mer de la station d'épuration de la ville de Sète ressort dans les résultats, à la fois en travaillant sur l'ensemble de la base de données, et donc en tenant compte de toutes les stations depuis 1990 (étude de 1993), et en ne sélectionnant que les études post-2010 (étude de 2010) (Figure 17B). En 1993, soit avant l'installation de l'émissaire, on relève un cortège d'annélides polychètes et d'arthropodes qu'on ne retrouve plus en 2010. Parmi ces espèces, plusieurs sont plus fréquemment identifiées en Atlantique qu'en Méditerranée comme les polychètes *Leodice harassii*, *Nephtys hombergii*, *Glycera capitata*, l'amphipode *Urothoe elegans* et le gastéropode *Epitonium clathrus*. La faible occurrence de ces espèces en Méditerranée pourrait indiquer un effet du changement climatique, le réchauffement de l'eau entraînant en effet la disparition locale d'espèces plutôt septentrionales (Laubier 2003).

En 2010, les stations d'intérêt présentes autour de la STEP sont situées à l'est du point de rejet par des fonds vaseux de 30 m (Figure 17B). Le secteur est caractérisé par une forte diversité spécifique (de plus de 100 espèces/0.3 m²), des abondances élevées (2000 à 3000 ind./m²) et des biomasses importantes (entre 8 et 20 g/m² de matière sèche) (CREOCEAN, 2010). On recense un annélide assez rare, *Euratella salmacidis*, (originellement décrit dans le golfe de Naples et natif de Méditerranée) ainsi qu'un assemblage d'espèces peu fréquemment identifiées : les cumacés *Campylaspis verrucosa* et *Diastylis tumida*, les amphipodes *Ampelisca spinipes* (plus commun en Atlantique) et *Medicorophium minimum*, les polychètes *Euclymene collaris*, *Nereis rava*, *Psamathe fusca*, *Pterocirrus limbatus*, *Scalibregma celticum*, *Auchenoplax crinita*, *Micronephthys longicornis*. On note également la présence du bivalve *Nucula nucleus*, plus courant en Atlantique qu'en Méditerranée. Bien qu'il n'y ait pas de certitude sur l'affinité de ces espèces avec les fonds rocheux ou enrichis en MO, la composition des communautés pourrait être influencée par les rejets de la station d'épuration, ses effluents, ou la présence d'une structure artificielle au fond (émissaire) faisant office de récif artificiel. En effet, de telles structures peuvent influencer la composition de la macrofaune jusqu'à 15 mètres de distance, notamment en modifiant la topographie du fond et la granulométrie du sédiment (Heery *et al.* 2017).

5.1.3.2. Petits fonds à proximité du port de Sète

Une petite zone d'intérêt taxonomique a aussi été identifiée dans les petits fonds de sables vaseux de 10-12 m de profondeur à proximité du port de Sète (Figure 9B). On y retrouve les annélides *Glycera capitata*, *Ophelia bicornis* et *Notomastus profundus*, peu fréquents. Des espèces typiques des sables propres telles que l'oursin de sable *Echinocardium cordatum* et l'annélide polychète *Myxicola infundibulum*, vivant dans les petits fonds en bas de plage, sont également présentes. Ces deux espèces ne sont pas rares mais peu fréquemment échantillonnées : l'oursin de sable est mal capturé par la benne et donc rarement abondant et le polychète *M. infundibulum* est restreint aux très petits fonds qui sont globalement peu prospectés. Une espèce plus atypique et considérée comme rare, est l'annélide *Phyllochaetopterus socialis*. Ce signalement mériterait toutefois une confirmation taxonomique, puisque l'espèce vit dans des tubes très fins qui sont délicats à conserver durablement, ce qui ne facilite pas son identification.

5.1.3.3. Secteur proche des filières conchylicoles

Plusieurs stations à proximité immédiate et à l'est des filières conchylicoles de Sète sont caractérisées par des valeurs élevées d'IRR (Figure 17B). Sur ces stations, les fonds subissent probablement un impact fort des structures conchylicoles, voir une certaine artificialisation. La seule espèce présente et qui semble véritablement peu fréquente est le polychète *Magelona papillicornis*. Le manque d'information sur cette espèce ne nous permet pas d'affirmer que sa présence soit due à un enrichissement du fond en matière organique.

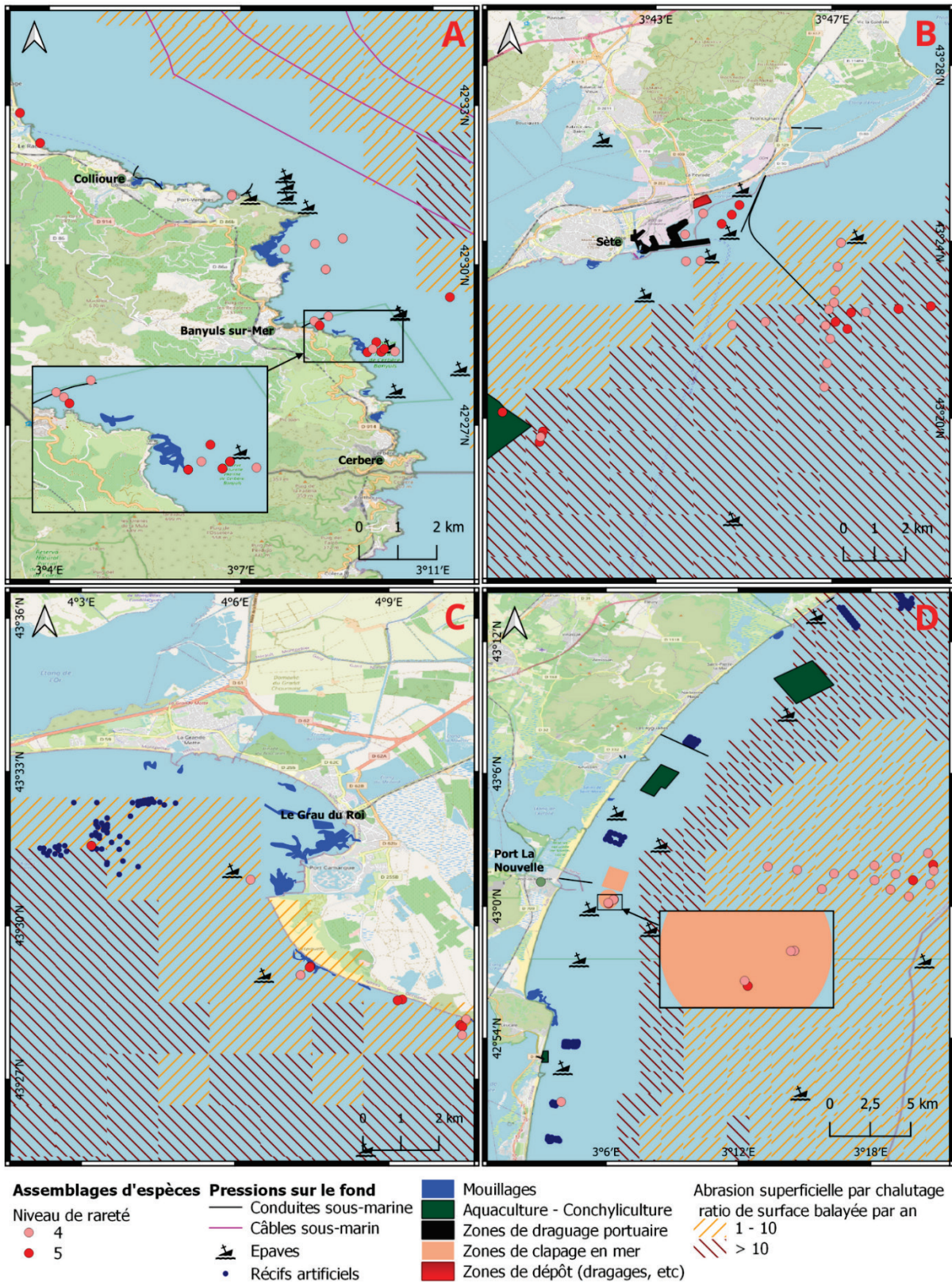


Figure 17. Identification des pressions s'exerçant sur le fond dans les quatre zones d'intérêt taxonomiques identifiées : zone A (Argelès-Banyuls), zone B (Sète-Frontignan), zone C (Grau-du-Roi-Pointe de l'Espiguette), zone D (Gruissan-Port La Nouvelle)

5.1.4. Secteur de l’Espiguette (zone C)

Ce secteur est caractérisé par un cortège d’espèces adaptées aux très petits fonds de sables purs en bas de la plage et soumis à l’action des vagues et de la houle. Les espèces recensées comme rares appartiennent essentiellement aux taxons adaptés à une forte instabilité du fond. Ce sont principalement des bivalves, capables de s’enfouir rapidement et profondément dans le substrat et des arthropodes mobiles et inféodés aux sables purs. Leur rareté calculée est en grande partie liée au fait que ces petits fonds sont difficiles d’accès en bateaux et sont, par conséquent, peu prospectés. Aussi, ces espèces fouisseuses restent souvent en profondeur dans le sédiment soit hors de portée d’un échantillonnage à la benne. Les bivalves identifiés appartiennent à la famille des couteaux (*e.g. Ensis siliqua*) et à celle des *Donax* (*e.g. Donax trunculus*). Ces bivalves ont également été intensément pêchées (pêche à la telline) et ont subi des régressions importantes (Biotopé & Jouvenel 2007, CREOCEAN 2008).

Parmi les espèces repérées comme peu communes en Méditerranée, l’annélide *Onuphis eremita* et le bivalve *Lentidium mediterraneum* caractérisent le faciès particulier des petits fonds sableux. Elles sont souvent peu fréquentes et associées à la présence d’un apport local d’eau douce, qui pourrait provenir du chenal du Petit Rhône, l’un des deux bras du delta du Rhône. D’autres espèces plutôt atypiques sont également présentes : le crabe nageur *Liocarcinus zariquieyi*, l’isopode *Parachiridotea panousei*, généralement identifié dans les eaux saumâtres et de très petits fonds et le polychète *Saccocirrus papillocercus* décrite à l’origine dans la mer Noire (Sébastopol) (com pers. João Gil) et dont le genre est typique des sables grossiers.

La nature même de ces fonds et de leur hydrodynamisme font qu’ils sont relativement protégés des pressions anthropiques. Le chalutage à cette faible distance de la côte est interdit et la très faible profondeur empêche naturellement une exploitation industrielle des fonds (même si une abrasion bordant le linéaire côtier est indiquée sur la carte (Figure 17C), elle est certainement exagérée voire erronée). Des bateaux sont parfois observés amenant des baigneurs sur les plages de l’Espiguette où ils viennent s’ancrer en bordure des plages pendant la journée. Néanmoins, en raison de l’exposition des plages aux vagues, ces bateaux sont relativement peu nombreux et présents essentiellement pendant la période estivale.

5.1.5. Secteur Grau-du-Roi (zone C)

Une station de la DCE 2021 proche du Grau-du-Roi et localisée au fond du golfe d’Aigues-Mortes a été identifiée comme rare (Figure 17C). Elle est relativement envasée malgré sa profondeur faible (15 m de fond) ce qui pourrait être une des raisons de son originalité taxonomique. On y observe notamment trois annélides polychètes peu fréquentes, *Praxillella lophoseta* et *Prionospio cirrifera*, ainsi que *Terebellides lilasae* décrite récemment (Lavesque *et al.* 2019). Cette dernière est signalée en Atlantique, au large de l’estuaire de la Gironde, mais sa description originale inclue également quelques spécimens dans le Golfe du Lion (Lavesque *et al.* 2019), ce qui atteste de sa présence en Méditerranée. Plusieurs espèces sont également repérées grâce à leur poids de rareté important, sans doute lié à leur description récente : le tanaidacé *Apseudopsis bacescui* (Gutu 2002), les polychètes *Laonice grimaldii* (Sikorski, Nygren & Mikac, in Sikorski *et al.* 2021) et *Dialychone longiseta* (Giandrane 1992).

5.1.6. Secteur de Port-La Nouvelle (zone D)

5.1.6.1. Zone de clapage

A la sortie du port de Port-La-Nouvelle, plusieurs stations ont des IRR élevées (Figure 17D). Elles sont situées sur des fonds de vases sableuses à 30 m de profondeur, à l’intérieur de la zone de clapage permanente du port (matériaux issus de dragages d’entretien du port et de dragages exceptionnels de l’avant-port pour l’extension portuaire) et sont donc caractérisées par une perturbation forte et régulière liée à ces derniers.

Sur ces fonds, on observe un assemblage particulier incluant plusieurs polychètes peu fréquents en Méditerranée tels que *Apistobranchnus tenuis*, *Prionospio dubia* ou *Prionospio caspersi*. Certains sont plus communs en Atlantique tels que *Nephtys hombergii* et une espèce de polychètes fréquente dans les vases profondes mais récemment décrite (*Laonice grimaldii*). Plusieurs mollusques sont également présents (gastéropodes *Aclis ascaris*, *Eulima bivittata* et *Megastomia conoidea* et le bivalve *Nucula hanleyi*) ainsi que l’amphipode *Urothoe poseidonis* fréquent en Atlantique mais beaucoup moins en Méditerranée.

5.1.6.2. Zone au large de Gruissan/Port-La Nouvelle

Un groupe de stations présentant des IRR élevés a été identifié dans la zone au large de Gruissan entre 50 et 60 m de profondeur (Figure 17D). Deux stations profondes (60 m) se démarquent avec un niveau de rareté particulièrement important. Elles se composent de 80 à 90% de particules fines (<63µm), d'une fraction sableuse significative (environ 10% de sables fins à moyens) et d'éléments détritiques (particules supérieures à 2mm). Les sédiments sont donc assez mixtes et hébergent une diversité importante d'espèces atteignant plus de 84 taxons (pour 0.3 m²) pour la station 25 (CREOCEAN 2018). Les abondances d'espèces restent moyennes (moins de 100 ind./m²), mais les biomasses sont importantes (souvent supérieures à 10 g/m²), témoignant d'une forte productivité de la zone et de la présence d'espèces de grande taille. En effet, un certain nombre d'échinodermes a été observé sur ces stations (ophiures, holothuries et oursins).

Au sein de ces stations, l'utilisation de l'IRR a permis d'identifier plusieurs espèces peu fréquentes : les annélides polychètes *Ancistrosyllis groenlandica* et *Sabella pavonina*, l'amphipode *Argissa hamatipes*, le leptostracé *Nebalia bipes*, et le mysidacé *Paramysis (Longidentia) helleri*. Le polychète *S. pavonina* ainsi que *P. helleri* sont normalement inféodés aux substrats durs et ont probablement été mis en évidence par notre analyse en raison de la nature déritique des fonds et de la présence d'éléments grossiers qui offrent des supports à ces espèces.

Peu d'activités anthropiques sont signalées dans cette zone (Figure 17D). La présence d'une pression d'abrasion liée au chalutage est néanmoins non négligeable (ration d'aire abrasée - SAR entre 1 et 10) bien que moins intense que sur les fonds de 20 à 30 m (SAR supérieure à 10).

5.2. Etude de la rareté des assemblages de macrofaune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion

5.2.1. Méthode d'attribution de poids de rareté aux espèces

Les tests statistiques ont révélé que considérer l'occurrence des espèces à l'échelle des cellules de 25km² dans lesquelles elles ont été identifiées, influence significativement le poids de rareté attribué aux espèces. Ainsi, la méthode que nous proposons ici pourrait se révéler utile à d'autres projets ne portant pas nécessairement sur la macrofaune benthique mais présentant des stations réparties de manière hétérogène sur la zone d'étude.

Concernant la définition du seuil de rareté r , les méthodes proposées par Leroy (Leroy *et al.* 2012) et Gaston (1994), définissent le r non pas comme un pourcentage de la fréquence d'occurrence maximale mais comme le premier quartile de la distribution des fréquences d'occurrence des espèces (voir section 3.4.2.), ceci afin d'inclure de la flexibilité dans la pondération de la rareté des espèces. La comparaison entre ces méthodes a révélé que les poids de rareté des espèces étaient définis avec d'avantage de finesse avec la méthode de Leroy, un résultat lié à l'échelle à laquelle la rareté est analysée. En effet, la particularité de cette méthode est qu'elle définit un r permettant d'étudier la rareté à l'échelle locale (des cellules) et non à l'échelle régionale (ici à celle du Golfe du Lion) (*cf* Gaston 1994). Le r est ainsi assez élevé pour discriminer les assemblages locaux et attribuer des W variables aux espèces.

5.2.2. Limites et intérêt de l'utilisation de l'IRR

L'interprétation de la rareté des espèces par des experts n'a pas été réalisée dans le but d'évaluer le succès de l'évaluation de la rareté des stations. En effet, cette analyse n'a porté que sur une faible proportion d'espèces avec un poids de rareté de 1 et uniquement présentes dans les stations caractérisées par un niveau de rareté de 5. Cependant, chercher ainsi à expliquer l'attribution d'un fort W aux espèces, peut permettre d'identifier les limites de la méthode de calcul des W . On comprend ainsi que les espèces identifiées comme rares par le calcul, ne le sont pas forcément d'après la bibliographique et les connaissances empiriques des experts. Par exemple, dans le cas de la macrofaune benthique, il est parfois difficile d'identifier avec fiabilité certains organismes jusqu'à l'espèce car les spécimens peuvent être incomplets, abimés ou encore car la taxonomie a pu évoluer avec la description de nouvelles espèces. Ce travail met en évidence l'importance d'avoir des

spécialistes disponibles pour vérifier les listes d'espèces considérées rares par le calcul et d'avoir des classifications à jour lors de l'identification des espèces à la suite d'un d'échantillonnage.

Dans le cas de cette étude, une hypothèse liée à l'hétérogénéité de la base de données (*i.e.* l'agrégation de données provenant de différentes campagnes d'échantillonnage, différents laboratoires, différentes années etc.) pourrait expliquer que jusqu'à 54% des espèces identifiées comme rares via les analyses sont jugées plutôt fréquentes par les spécialistes. Bien qu'un tri des données ait été effectué afin de limiter les effets de cette hétérogénéité sur les résultats (voir section 3.3.), il est peu probablement que ce travail ait été suffisant pour supprimer tous les biais éventuels. Par exemple, les campagnes ont été menées à différentes périodes de l'année. Or, le cycle de vie des espèces macrobenthiques étant saisonnier, la structuration des communautés est différente selon le mois considéré (*e.g.* recrutements de beaucoup d'espèces autour des mois de mai-juin). Dans l'idéal, il aurait été plus rigoureux d'évaluer la rareté d'assemblages d'espèces échantillonnées à la même période mais cela aurait réduit considérablement la quantité de données utilisée pour l'étude.

L'étude de la rareté appliquée à la macrofaune benthique de substrats meubles, vient s'opposer à la considération de ces milieux comme des habitats homogènes abritant une faune « ordinaire ». Au contraire, elle met en évidence l'intérêt taxonomique de certaines zones géographiques et pourrait éventuellement permettre d'attribuer un statut de protection à ces milieux. La comparaison de l'IRR avec des indicateurs biotiques, a montré que cet indice est susceptible d'apporter des informations complémentaires à l'évaluation de l'état écologique d'un milieu. La rareté met en évidence les perturbations locales naturelles (*e.g.* changement de la fréquence des tempêtes ou dans les apports en eau douce du Rhône (Grémare *et al* 1998)) ou d'origine anthropique mais aussi les environnements particuliers (*i.e.* soumis à une association de variables environnementales qui n'est pas décrite par les classifications d'habitats). Au niveau des espèces, elle peut aussi permettre d'identifier celles qui se trouvent en limite de distribution, telles que des espèces sentinelles du changement climatique.

5.3. Etat écologique des assemblages de macrofaune benthique de substrat meuble du Golfe du Lion

Les trois indicateurs calculés sur les données postérieures à 1990, à savoir l'AMBI, le M-AMBI et le GPBI, ne révèlent pas des résultats pertinents. En effet, l'AMBI et le M-AMBI ont été conçus à l'origine, pour détecter l'enrichissement organique et nous avons constaté que l'AMBI ne l'a détecté qu'à la station CLAPI 28 qui est particulièrement riche en matière organique (débris de clapage et déchets végétaux). Le M-AMBI a une sensibilité plus importante et détecte en plus de la station 28 clapée, certaines stations de la concession de clapage d'Argelès-sur-Mer, des stations autour de l'émissaire de Sète et de la zone conchylicole se trouvant à proximité (Figure 17B), ainsi que les stations localisées dans le panache du Rhône et dans les zones les plus envasées. Par conséquent, ces deux indicateurs ne semblent pas être en mesure de détecter les perturbations physiques. Il est donc important d'utiliser en complément un indicateur permettant de les détecter tel que le GPBI également calculé.

Les résultats ont montré que, de par son mode de calcul utilisant des stations de référence réelles (et non des stations de référence théoriques ou virtuelles comme c'est le cas pour le AMBI et le M-AMBI), ce dernier indicateur ne peut pas être utilisé sur la globalité du jeu de données car les variations temporelles de la macrofaune benthique sont trop importantes dans le Golfe du Lion. Cette variabilité liée, en partie, à l'oscillation Méditerranéenne occidentale (Western Mediterranean Oscillation, WeMo) a déjà été mise en évidence par Bonifacio *et al.* (2019). Le GPBI a donc été re-calculé sur le jeu de données des stations de l'habitat « sable vaseux » échantillonnées en 2019, 2020 et 2021 en utilisant les stations DCE comme référence. Dans ce cas, les deux stations les plus clapées présentent des valeurs de GPBI inférieures à 0,75, ainsi que quelques autres stations qui ne sont probablement pas en « Bon Etat Ecologique » (voir section 4.2). Il semble qu'en déplaçant la limite « Bon » - « Modéré » de GPBI = 0,7 à GPBI = 0,75, les stations non impactées par le clapage soient détectées en « Bon » état et les stations réellement localisées sur les zones clapées soient classées en état « Modéré ».

Les stations des études « Extension-Port-La Nouvelle et « STEP Maera-Palavas » présentant des GPBI < 0,75 sont identifiées comme « impactées potentiellement » par les personnes ayant menées les études. De plus, ces stations sont localisées soit sur des zones proches des digues du port de Port-La Nouvelle, soit sur des zones de clapage ou dans des zones chalutées. La station 43 IBIS présentant aussi une valeur de GPBI inférieure à 0,75 est échantillonnée en décembre alors que les autres sont échantillonnées plutôt au printemps ou en automne, ce qui pourrait expliquer cette faible valeur de GPBI.

Elle pourrait aussi avoir été impactée physiquement, et potentiellement par nos prélèvements tri-annuels.

L'évaluation de l'état écologique des sables vaseux du Golfe du Lion à partir du GPBI en utilisant les données DCE comme références mobiles donne des résultats satisfaisants. Cette méthode pourrait être testée plus en avant, sur les données historiques par exemple (en utilisant les données DCE 2012 par exemple pour les études effectuées en 2011 et 2012).

6. CONCLUSION

Cette étude a permis d'identifier plusieurs sites d'intérêt taxonomique qui semblent constituer des habitats avec des assemblages originaux d'espèces qu'il serait bon de préserver ou dont la protection pourrait être renforcée : les petits fonds de l'Espiguette (déjà zone Natura 2000), les fonds vaseux détritiques profonds (50-60 m) au large de Port-La Nouvelle, les petits fonds de sables grossiers du Racou/Argelès et les fonds sableux influencés par le coralligène à proximité de la réserve de Cerbère-Banyuls. Ces sites seront potentiellement prospectés lors de campagnes océanographique menées dans le cadre du projet CAPDONA.

Les fonds envasés du Grau-du-Roi, de la zone de Sète (petits fonds face au port, rejet en mer de la STEP et filières conchylicoles) et de la zone de clapage de Port-la-Nouvelle ne semblent pas porter d'intérêt écologique ou patrimonial élevé. En effet, leur originalité semble surtout due en partie à une dénaturation des fonds liées à des pressions anthropiques fortes.

Concernant l'évaluation de la rareté des communautés, on retient que l'utilisation d'une méthode adaptée à l'étude (e.g. en distinguant les taxons, les types de substrats considérés, en prenant en compte l'hétérogénéité de l'échantillonnage) est utile afin d'obtenir des résultats interprétables. L'identification des espèces doit également être robuste et requiert un travail d'expertise pointu. La démarche méthodologique présentée dans ce rapport a pour but d'être flexible et donc de pouvoir être reprise et adaptée dans le cadre d'études similaires ciblant d'autres taxons et/ou d'autres zones géographiques.

Enfin, ce travail a permis de montrer que le GPBI peut être un indicateur performant pour évaluer l'Etat Ecologique des sables vaseux du Golfe du Lion, tout en permettant d'affiner ses conditions d'utilisation et les valeurs seuils. Afin de pouvoir effectuer une évaluation sur les différents habitats du Golfe du Lion, il faudrait mettre en place un suivi de stations peu ou pas impactées dans les autres habitats afin de disposer de références permettant de calculer le GPBI.

7. BIBLIOGRAPHIE

- Aller RC (1982) The Effects of Macrobenthos on Chemical Properties of Marine Sediment and Overlying Water. In: Animal-Sediment Relations: The Biogenic Alteration of Sediments. Topics in Geobiology, McCall PL, Tevesz MJS (eds) Springer US, Boston, MA, p 53–102
- Amouroux JM (1974) Etude des peuplements infralittoraux de la côte du Roussillon, I. Présentation du milieu. Vie et Milieu, XXIV, pp.159 - 173.
- Bellan-Santini D, Lacaze J, Poizat C (1994) Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée. Synthèse, menaces et perspectives, Muséum national d'Histoire naturelle. Paris, France.
- BIOTOPE, P2A Développement (2007) Etude globale sur la telline en Camargue – Parc Naturel Régional de Camargue Donax trunculus (Linné 1767). Rapport Intermédiaire de la Campagne d'automne. Contrat BIOTOPE / P2A Développement – Parc Naturel Régional de Camargue.
- Bonifácio P, Bourgeois S, Labrune C, Amouroux JM, Escoubeyrou K, Buscail R, Romero-Ramirez A, Lantoine F, Vétion G, Bichon S, Desmalades M, Rivière B, Grémare A (2014) Spatiotemporal changes in surface sediment characteristics and benthic macrofauna composition off the Rhône River in relation to its hydrological regime. Estuarine, Coastal and Shelf Science 151:196–209.
- Bonifácio P., Grémare A., Gauthier O., Romero-Ramirez A., Bichon S, Amouroux J-M., Labrune C. (2018) Long-term (1998 vs. 2010) large-scale comparison of soft-bottom benthic macrofauna composition in the Gulf of Lions, NW Mediterranean Sea. Journal of Sea Research 131: 32-45 doi: 10.1016/j.seares.2017.08.013
- Bonifácio P., Grémare A., Amouroux J.-M., Labrune C. (2019) Climate-driven changes in macrobenthic communities in the Mediterranean Sea: A 10-year study in the Bay of Banyuls-sur-Mer. Ecology and Evolution 9, 10483-10498. 10.1002/ece3.5569.
- Bonifácio P (2015) Étude de l'état actuel et des variations temporelles de la composition de la macrofaune benthique des substrats meubles du Golfe du Lion, Méditerranée occidentale. Thèse de doctorat
- Borja A, Franco J, Pérez V (2000) A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. Marine Pollution Bulletin 40:1100–1114.
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2003. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall.
- Borja A, Franco J, Muxika I (2004) The Biotic Indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. Marine Pollution Bulletin 48:405–408.
- Brun M, Soudant D (2015) Synthèse bibliographique relative à la notion d'indicateur dans le contexte de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).
- Borja A, Muxika I (2005) Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. Marine pollution bulletin 50:787–9.
- Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G., Rygg, B., 2007. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.018>
- Brun M, Soudant D (2015) Synthèse bibliographique relative à la notion d'indicateur dans le contexte de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).
- Castro P, Huber ME (2010) Marine Biology, 8th ed. McGraw.Hill International.
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, Aguzzi J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Froggia C, Galil BS, Gasol JM, Gertwagen R, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes K, Kitsos M-S, Koukouras A, Lampadariou N, Laxamana E, López-Fé de la Cuadra CM, Lotze HK, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz-Salinas JI, San Vicente C, Somot S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS ONE 5:e11842.
- CREOCEAN (2008) Travaux prioritaires de protection du littoral du Golfe d'Aigues-Mortes - Secteur 1, Suivi environnemental - Pêches à la telline, SIVOM des Communes Littorales de la Baie d'Aigues-Mortes, 41 pp.
- CREOCEAN (2010) SYNTHÈSE - Suivi écologique du rejet des effluents de la STEP de Sète, Communauté d'Agglomération du Bassin de Thau, 38 pp.

- CREOCEAN (2018) Evaluation des incidences sur la qualité des sédiments marins et les peuplements benthiques de substrats meubles, Ferme Pilote d'Eoliennes Flottantes et son raccordement au Réseau Public de Transport d'électricité Projet EolMed – Gruissan, 118 pp.
- Darnaude AM, Salen-Picard C, Polunin NVC, Harmelin-Vivien ML (2004) Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia* 138:325–332.
- de Juan S, Bremner J, Hewitt J, Törnroos A, Mangano MC, Thrush S, Hinz H (2022) Biological traits approaches in benthic marine ecology: Dead ends and new paths. *Ecol Evol* 12:e9001.
- Di Franco A, Graziano M, Franzitta G, Felling S, Chemello R, Milazzo M (2011) Do small marinas drive habitat specific impacts? A case study from Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 62:926–933.
- DREAL PACA, DREAL Occitanie (2018) Guide cadre EVAL_IMPACT – Impacts des projets d'activités et d'aménagements en milieu marin méditerranéen. Recommandations des services instructeurs. Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Provence-Alpes-Côte-d'Azur et Occitanie.
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, Dinesen GE, Egekvist J, Fock HO, Geitner K, Gerritsen HD, González MM, Jonsson P, Kavadas S, Laffargue P, Lundy M, Gonzalez-Mirelis G, Nielsen JR, Papadopoulou N, Posen PE, Pulcinella J, Russo T, Sala A, Silva C, Smith CJ, Vanellander B, Rijnsdorp AD (2017) The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* 74:847–865.
- Fabri & Pedel (2012) Caractéristiques et état écologique - Méditerranée occidentale / État biologique / Caractéristiques biologiques – biocénoses
- Frouin P (1996) Structure and Functioning of Benthic Ecosystems in Lagoons Under Anthropogenic disturbances - Tahiti lagoon, French Polynesia. phdthesis, Université française du Pacifique
- Fiedler PL, Ahouse JJ (1992) Hierarchies of Cause: Toward an Understanding of Rarity in Vascular Plant Species. In: Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management. Fiedler PL, Jain SK (eds) Springer US, Boston, MA, p 23–47
- Gaston KJ (1994) What is rarity? In: Rarity. Population and Community Biology Series, Gaston KJ (ed) Springer Netherlands, Dordrecht, p 1–21
- Grémare A, Amouroux JM, Vétion G (1998) Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Bay of Banyuls-sur-mer (northwestern Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research* 40:281–302.
- Giangrande A (1992) The genus *Chone* (Polychaeta, Sabellidae) in the mediterranean Sea with description of *C. Longiseta* n.sp. *Bollettino di zoologia* 59:517–529.
- Glémarec M and Hily C (1981) Perturbations apportées a la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica Oecologia Applicata* 2, p 139-150.
- Guille A, J SOYER (1970) - Bionomie benthique du plateau continental de la cote catalane française. 1. Physiographie. *Vie Milieu*, 21 (IB) : 137-147.
- Guille A (1970) - Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. II. Les communautés de la macrofaune. *Vie Milieu*, 21 (IB) : 149-280.
- Guille A (1971) a. - Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. IV. Densités, biomasses, et variations saisonnières de la macrofaune. *Vie Milieu*, 22 (IB) : 93-158.
- Guille A (1971) b. - Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. VI. Données autécologiques (macrofaune). *Vie Milieu*, 22 (3B) : 469- 527.
- Gutu M (2002) Contributions to the knowledge of the genus *Apeudes* Leach, 1814 (Crustacea: Tanaidacea, Apeudomorpha) from the Mediterranean basin and north African Atlantic. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle 'Grigore Antipa'* 44, 19– 39.
- Halpern BS, Selkoe KA, Micheli F, Kappel CV (2007) Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology* 21:1301–1315.
- Heery EC, Bishop MJ, Critchley LP, Bugnot AB, Airoidi L, Mayer-Pinto M, Sheehan EV, Coleman RA, Loke LHL, Johnston EL, Komyakova V, Morris RL, Strain EMA, Naylor LA, Dafforn KA (2017) Identifying the consequences of ocean sprawl for sedimentary habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 492:31–48.
- Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ (2007) Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology* 44:405–413.
- Hily C (1984) Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale. Vol. 1, 359 pp; Vol. 2, 337 pp
- Holon F, Mouquet N, Boissery P, Bouchoucha M, Delaruelle G, Tribot A-S, Deter J (2015) Fine-Scale Cartography of Human Impacts along French Mediterranean Coasts: A Relevant Map for the Management of Marine Ecosystems. *PLoS ONE* 10:e0135473.

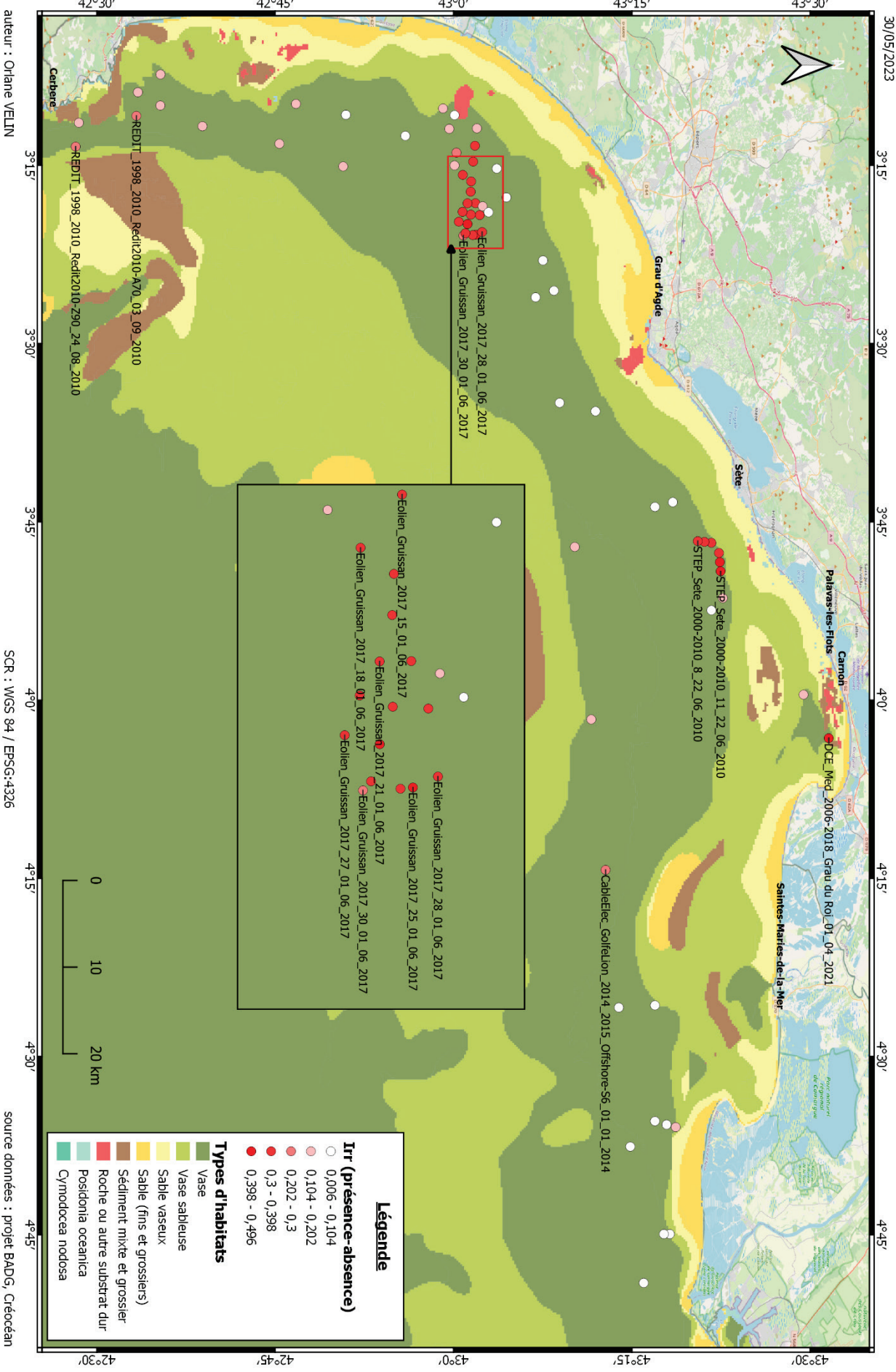
- Ifremer (2022). Abrasion superficielle des fonds marins par les arts de pêche trainants. Ifremer <https://doi.org/10.12770/ec189ce9-05bd-4580-b5f3-4851e9f31df0>
- Jac C, Desroy N, Certain G, Foveau A, Labrune C, Vaz S (2020) Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 1: Generic sensitivity indices to measure the effect of trawling on benthic mega-epifauna. *Ecological Indicators* 117:106631.
- Kunin WE (1997) Population Size and Density Effects in Pollination: Pollinator Foraging and Plant Reproductive Success in Experimental Arrays of Brassica Kaber. *Journal of Ecology* 85:225–234.
- Labrune C, Grémare A, Amouroux J-M, Sardá R, Gil J, Taboada S (2007) Assessment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71:133–147.
- Laubier L (2003) Changement et vulnérabilité des peuplements marins côtiers. *Comptes Rendus Geoscience* 335:561–568.
- Lavesque N, Hutchings P, Daffe G, Nygren A, Londoño-Mesa MH (2019) A revision of the French Trichobranchidae (Polychaeta), with descriptions of nine new species. *Zootaxa* 4664:zootaxa.4664.2.1.
- Lenihan HS, Micheli F (2001) Soft-sediment communities. In: *Marine Community Ecology*, MA: Sinauer Associates. Sunderland, p 253–287
- Leroy B (2012) Utilisation des bases de données biodiversité pour la conservation des taxons d'invertébrés : indices de rareté des assemblages d'espèces et modèles de prédiction de répartition d'espèces. Thèse de doctorat, Paris, Muséum national d'histoire naturelle
- Leroy B, Canard A, Ysnel F (2013) Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa. *Diversity and Distributions* 19:794–803.
- Loeuff P, Cosel (2000) Aperçus sur la macrofaune benthique du plateau continental de la Guyane française (résultats de la campagne GREEN 0, 16 au 20 avril 1999).
- Lorance P, Leonardi S (2012) PRESSIONS PHYSIQUES ET IMPACTS ASSOCIÉS Pertes et dommages physiques.
- McCREADIE JW, Adler PH (2008) Spatial distribution of rare species in lotic habitats. *Insect Conservation and Diversity* 1:127–134.
- Monnier B (2020) Quantification et dynamique spatio-temporelle des puits de carbone associés aux herbiers à *Posidonia oceanica*.
- Muxika I (2007) AMBI, una herramienta para la evaluación del estado de las comunidades bentónicas: modo de uso y aplicación a la Directiva Marco del Agua.
- Pearson T, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* 16:229–311.
- Nybakken JW, Bertness MD (2005) *Marine Biology: An Ecological Approach*. Pearson/Benjamin Cummings.
- Pruvot, G (1894). Sur les fonds sous-marins de la région de Banyuls et du cap de Creus. *Comptes Rendus Académie des Sciences*, 118.
- QGIS 3.22.1 Białowieża - Équipe de développement QGIS, 2009. Système d'information géographique QGIS. Fondation géospatiale Open Source. URL <https://qgis.org/fr/site/>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rabinowitz D, Cairns S & Dillon T (1986) - Seven forms of rarity and their frequency in the fora of the British Isles. In Soulé, E. (cd.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates, 1 882-2 204.
- Rambaud M, Hendoux F, Filoche S (2012) Vers un indice de rareté robuste hiérarchisant les actions de conservation de la flore. *Le Journal de Botanique* 57:49–58.
- Rhoads DC (1974) Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*.
- Rivière ML, Michez N, Delavenne J, Andres S, Frejefond C, Janson AL, Abadie A, Amouroux JM, Bellan G, Bellan-Santini D, Chevaldonné P, Cimiterra N, Derolez V, Fernez T, Frisoni GF, Grillas P, J.g H, Jordana E, Kleszczewski M, Labrune C, Mouronval JB, Ouisse V, Palomba L, Vanina P, Pelaprat C, Pergent G, Sartoretto S, Thibaut T, Vacelet J, Verlaque M (2021) Fiches descriptives des biocénoses benthiques de Méditerranée. UMS PatriNat éditeur, pp 660.

- Rosenberg R, Blomqvist M, C Nilsson H, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49:728–739.
- Santoul F, Cayrou J, Mastrorillo S, Céréghino R (2005) Spatial patterns of the biological traits of freshwater fish communities in south-west France. *Journal of Fish Biology* 66:301–314.
- Sikorski AV, Radashevsky VI, Castelli A, Pavlova LV, Nygren A, Malyar VV, Borisova PB, Mikac B, Rousou M, Martin D, Gil J, Pacciardi L, Langeneck J (2021) Revision of the *Laonice bahusiensis* complex (Annelida: Spionidae) with a description of three new species. *Zootaxa* 4996:253–283.
- Tittensor DP, Mora C, Jetz W, Lotze HK, Ricard D, Berghe EV, Worm B (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* 466:1098–1101.
- Sigovini M, Keppel E, Tagliapietra D (2013) M-AMBI revisited: looking inside a widely-used benthic index. *Hydrobiologia* 717:41–50.
- van Dalen J, Essink K, Madsen H, Birklund J, Romero J, Manzanera M, Dalen V, A E, Madsen T (2000) Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and Western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science – ICES Journal of Marine Science* 57:1439–1445.

8. ANNEXE – Détail de l'évaluation de la rareté pour chaque habitat

Indice de rareté relatif des stations des vases (post 2010) du Golf du Lion
 Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)

30/05/2023



auteur : Oriane VEILIN

SCR : WGS 84 / EPSG:4326

source données : projet BADG, Créocéan

Légende

Irr (présence-absence)

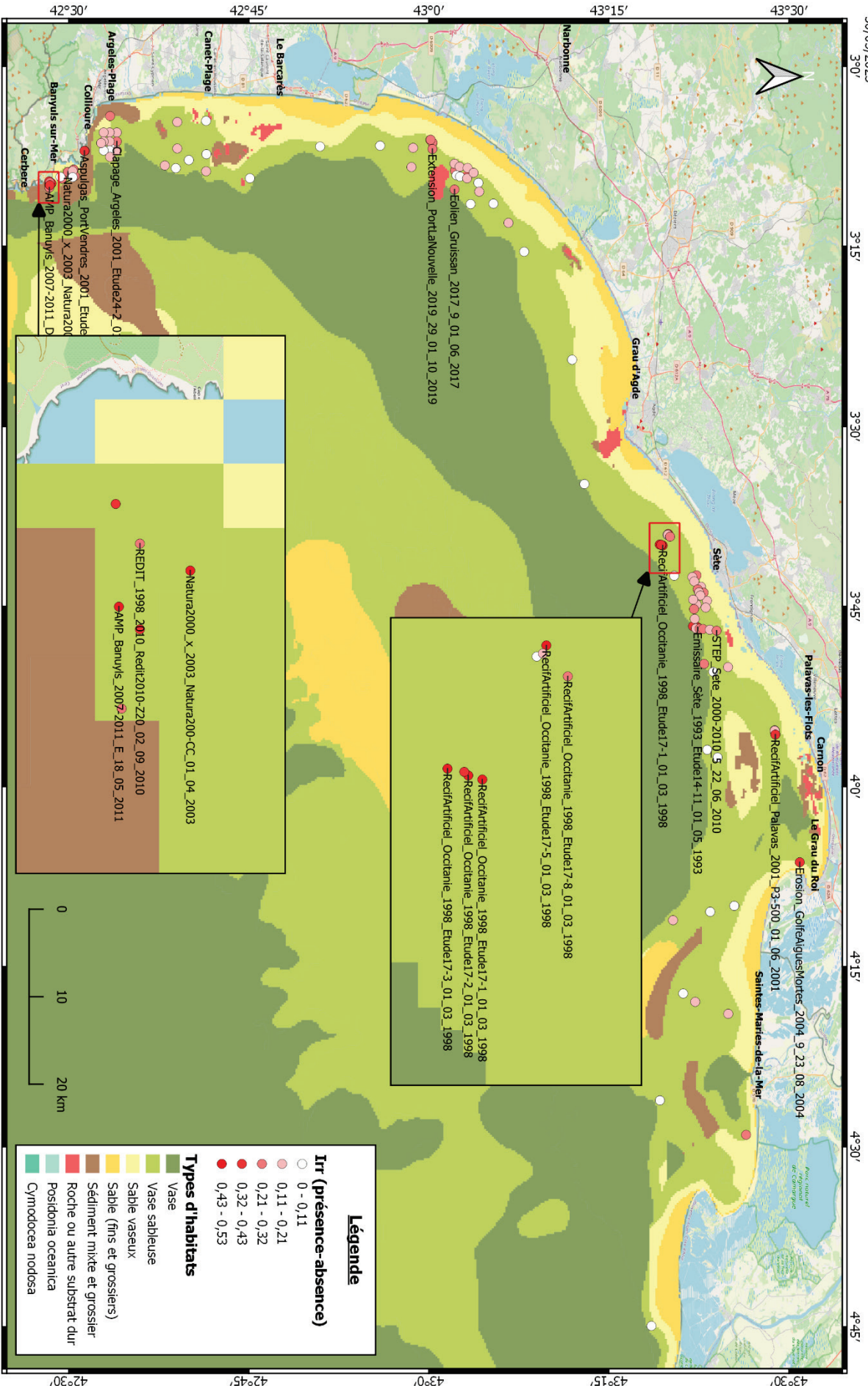
- 0,006 - 0,104
- 0,104 - 0,202
- 0,202 - 0,3
- 0,3 - 0,398
- 0,398 - 0,496

Types d'habitats

- Vase
- Vase sableuse
- Sable vaseux
- Sable (fins et grossiers)
- Sédiment mixte et grossier
- Roche ou autre substrat dur
- Posidonia oceanica
- Cymodocea nodosa

30/05/2023

Indice de rareté relatif des stations des vases sableuses du Golf du Lion Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)



Légende

Irr (présence-absence)

- 0 - 0,11
- 0,11 - 0,21
- 0,21 - 0,32
- 0,32 - 0,43
- 0,43 - 0,53

Types d'habitats

- Vase
- Vase sableuse
- Sable vaseux
- Sable (fins et grossiers)
- Sédiment mixte et grossier
- Roche ou autre substrat dur
- Posidonia oceanica
- Cymodocea nodosa

auteur : Orlane VÉLIN

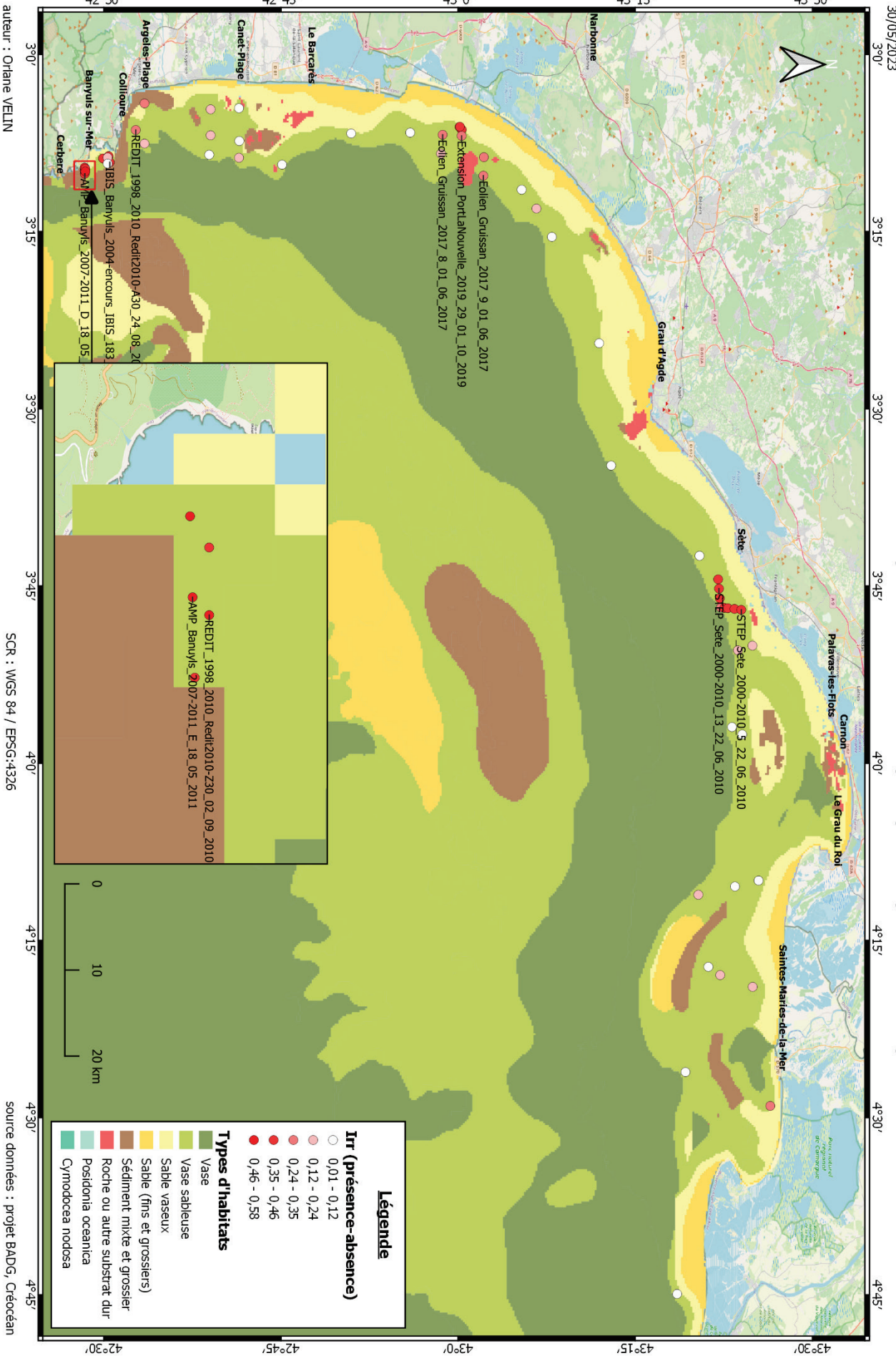
SCR : WGS 84 / EPSG:4326

source données : projet BADG, Créocéan

30/05/2023

Indice de rareté relatif des vases sableuses (post 2010) du Golf du Lion

Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)



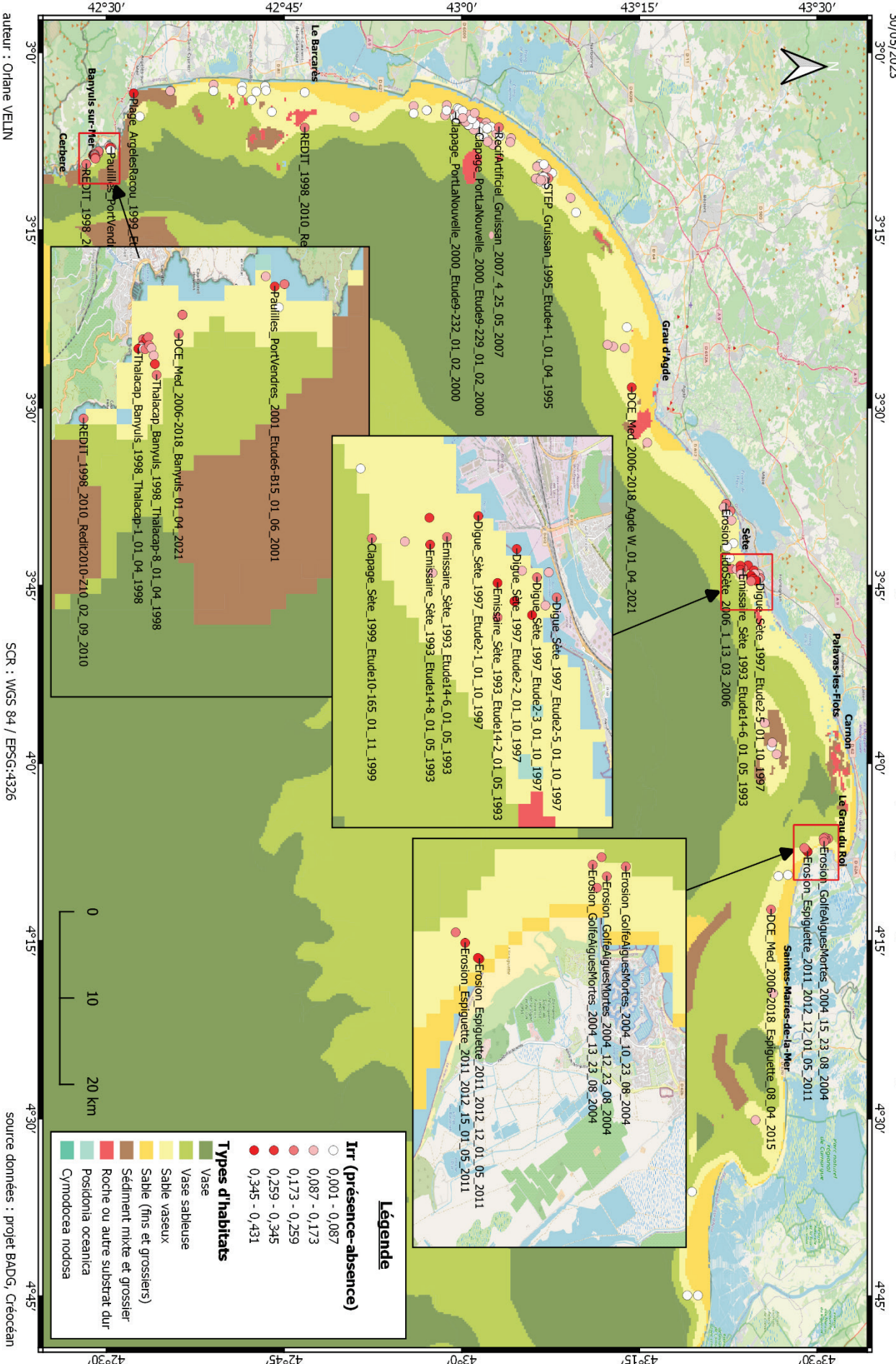
auteur : Oriane VEJN

SCR : WGS 84 / EPSG:4326

source données : projet BADG, Créocéan

30/05/2023

Indice de rareté relatif des stations des sables vaseux du Golf du Lion
Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)



Légende

Itr (présence-absence)

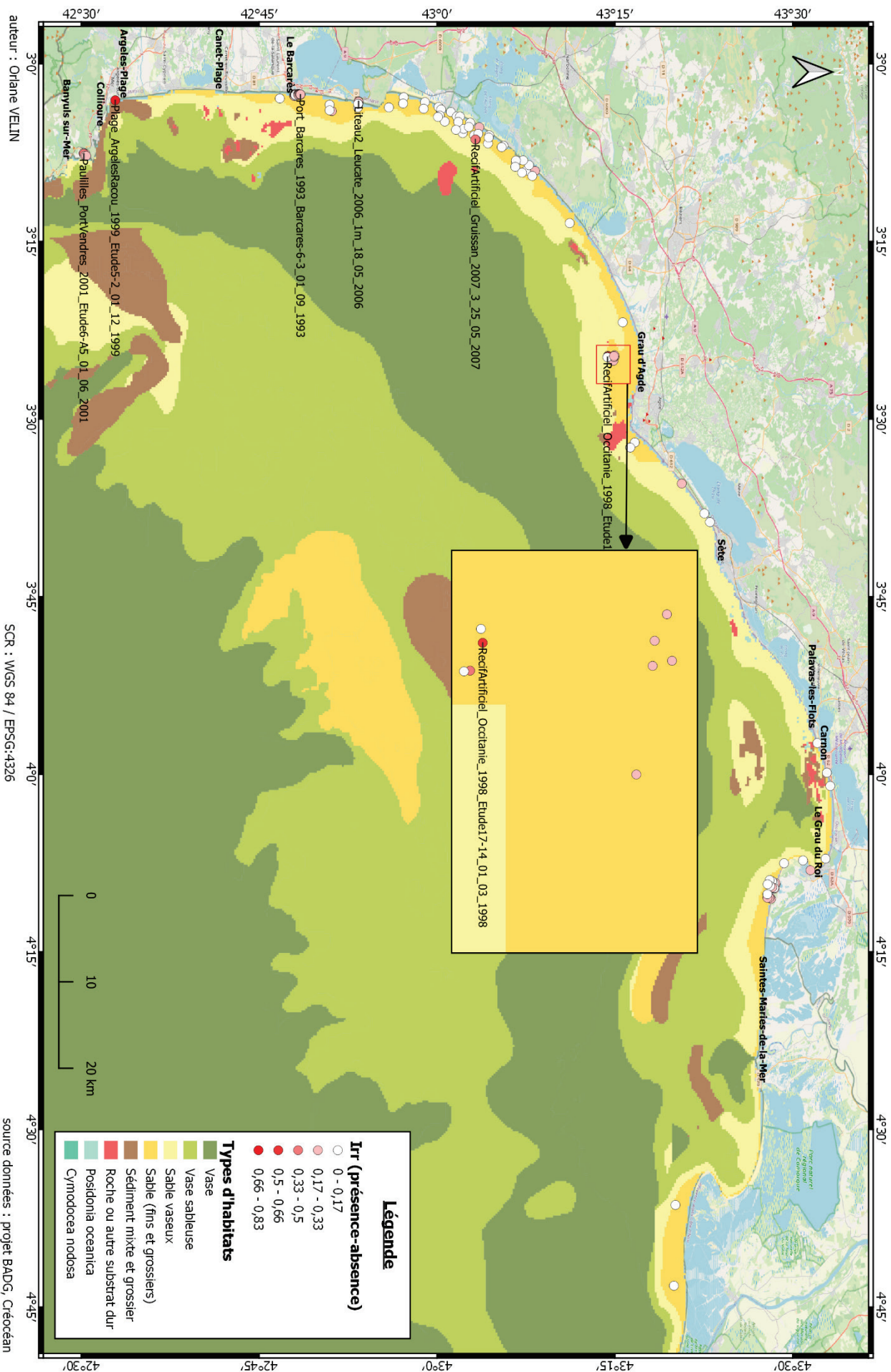
- 0,001 - 0,087
- 0,087 - 0,173
- 0,173 - 0,259
- 0,259 - 0,345
- 0,345 - 0,431

Types d'habitats

- Vase
- Vase sableuse
- Sable vaseux
- Sable (fins et grossiers)
- Sédiment mixte et grossier
- Roche ou autre substrat dur
- Posidonia oceanica
- Cymodocea nodosa

30/05/2023

Indice de rareté relatif des stations des sables (fins et grossiers) du Golf du Lion Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)

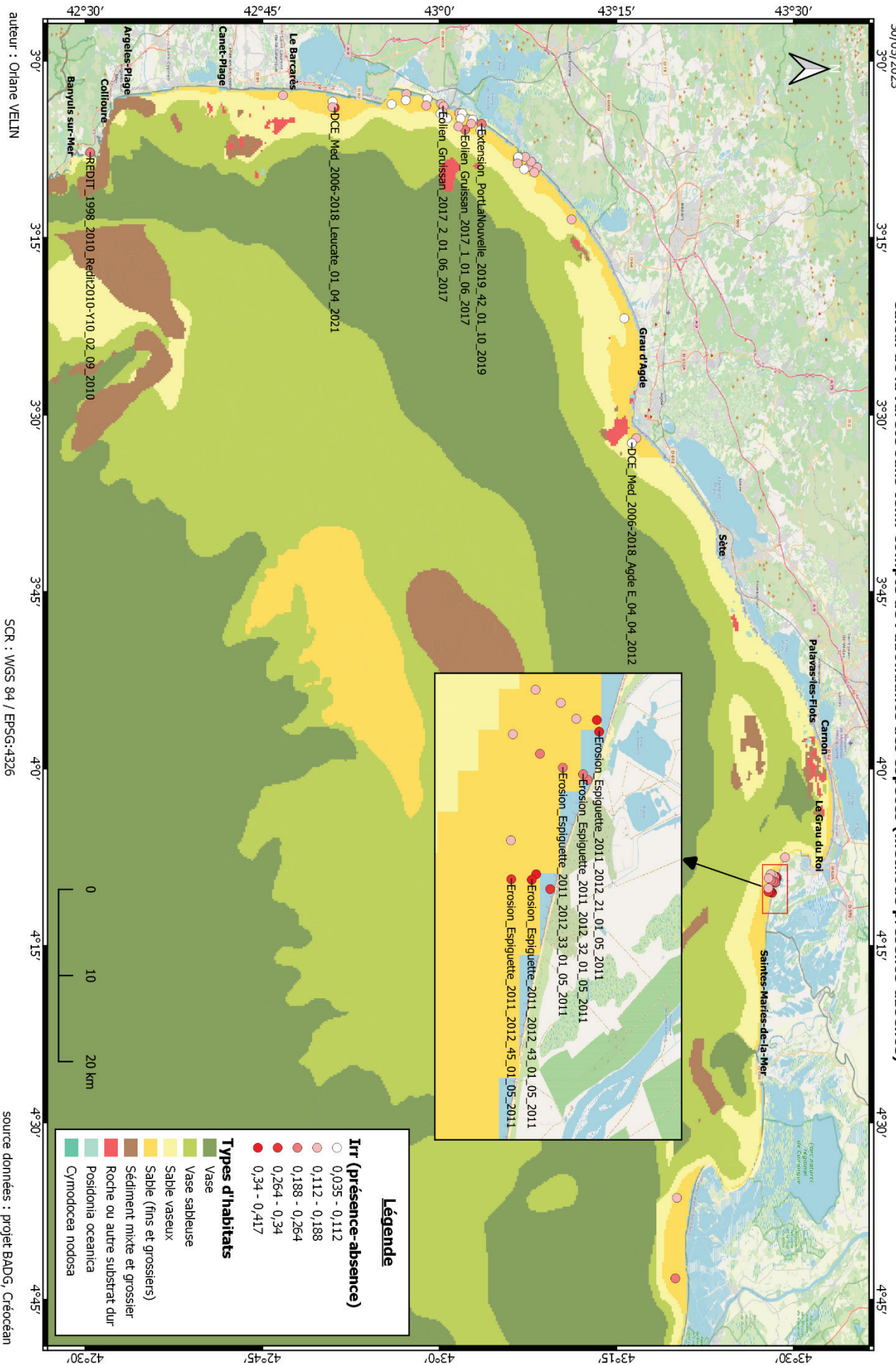


SCR : WGS 84 / EPSG:4326

source données : projet BADG, Créocéan

30/05/2023

Indice de rareté relatif des stations des sables (post 2010) du Golf du Lion Calcul de la rareté sans tenir compte de l'abondance des espèces (méthode présence-absence)





www.creocean.fr
GROUPE KERAN

