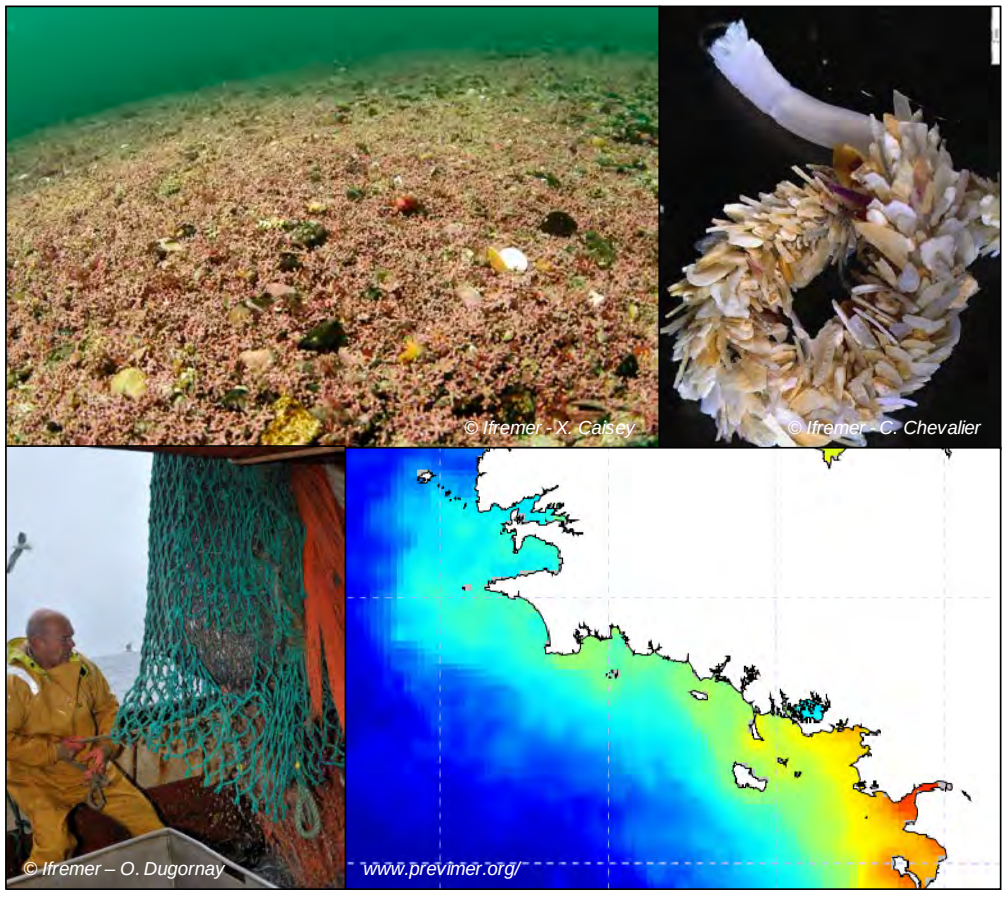
Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes
Unité Dynamiques de l'Environnement Côtier
Laboratoire Ecologie Benthique

Mickaël DUTERTRE

Étude postdoctorale
dans le cadre de la convention IFREMER - AAMP n° 10/2.211 292/F

RST/IFREMER/ODE/DYNECO/EB/12-03/MD

Structuration des habitats benthiques des substrats meubles subtidaux de la frange côtière de Bretagne sud en relation avec les facteurs environnementaux



Citation du document

Dutertre, M., 2012. Structuration des habitats benthiques des substrats meubles subtidaux de la frange côtière de Bretagne sud en relation avec les facteurs environnementaux. Convention IFREMER-AAMP. *RST/IFREMER/ODE/DYNECO/EB/12-03/MD, 103 pp. + 5 annexes.*

Remerciements

Cette étude postdoctorale a été cofinancée par l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) et l'Agence des Aires Marines Protégées (AAMP), dans le cadre d'une convention particulière relative à la valorisation de données benthiques subtidales autour de la Bretagne.

Merci à :

Dominique Hamon, animateur du projet et responsable scientifique de la convention,

Philippe Cugier, responsable du Laboratoire Écologie Benthique, Alain Ménesguen, Morgan Dussauze (ACTIMAR) et Fabrice Lecornu, coordinateur du projet PREVIMER, pour l'utilisation des modèles environnementaux numériques,

Axel Ehrhold, Céline Cordier et Élodie Autret pour le traitement des données morpho-sédimentaires acquises dans le cadre des travaux du REBENT,

Claire Chevalier (HOCER) et Aline Blanchet pour l'analyse des données faunistiques acquises dans le cadre des travaux du REBENT,

Stanislas Dubois et Carinne Rigolet pour la fourniture de données acquises dans le cadre du projet HAPLOOPS,

Jean-Dominique Gaffet pour son aide dans les opérations préalables de traitemement des échantillons récoltés en mer dans le cadre du REBENT et Xavier Caisey pour les photographies sous-marines,

Jacques Grall (IUEM) pour la fourniture des données sur la structure des bancs de maërl de la rade de Brest, de la baie de Camaret et de la Mer d'Iroise,

Benjamin Guyonnet (TBM) pour la fourniture des données bio-sédimentaires acquises dans le cadre du programme CARTHAM, au niveau du plateau du Four et de l'île de Groix,

Emilie Leblond pour la fourniture des données statistiques du SIH et Hugues Casabonnet (MNHN) pour son travail sur les données VMS,

Pascal Lazure pour la modélisation numérique des courants au niveau de la rade de Brest et de la baie de Camaret,

Anne Daniel pour la fourniture des données acquises dans le cadre du REPHY,

et Joseph Mazurié pour les informations sur l'ostréiculture en baie de Quiberon.

SOMMAIRE

Introduction générale 1

Chapitre 1 : Cadre général de la frange côtière de Bretagne sud 3

1.1. Environnement 3
1.1.1. Géographie 3
1.1.2. Morpho-sédimentologie 3
1.1.3. Hydrologie 6

1.2. Activités anthropiques ayant un impact direct sur les habitats benthiques 6
1.2.1. La pêche aux engins traînants 6
1.2.2. L'aquaculture 7
1.2.3. L'extraction de granulats marins 7

1.3. Données disponibles sur les habitats benthiques de Bretagne sud 7
1.3.1. Données historiques 7
1.3.2. Le Réseau Benthique (REBENT) 8
1.3.3. Le programme de Cartographie des Habitats Marins (CARTHAM) 9
1.3.4. Le projet PREVIMER 10
1.3.5. Le Système d'Information Halieutique (SIH) 11

Chapitre 2 : Caractérisation biologique et environnementale des habitats benthiques des substrats meubles de la frange côtière de Bretagne sud 13

2.1. Introduction 13

2.2. Matériels et méthodes 14
2.2.1. Sites d'études et stratégies d'échantillonnages 14
2.2.2. Données faunistiques 15
2.2.3. Données morpho-sédimentaires 16
2.2.4. Données hydrologiques 18
2.2.5. Données du programme CARTHAM 19
2.2.6. Analyses statistiques 19
2.2.6.1. Identification des peuplements benthiques 19
2.2.6.2. Caractéristiques biologiques et fonctionnelles des peuplements benthiques 19
2.2.6.3. Sélection et analyse des variables environnementales 22
2.2.6.4. Analyse des relations entre l'environnement et la macrofaune 22
2.2.6.5. Caractéristiques environnementales associées aux peuplements benthiques 23

2.3. Résultats 24
2.3.1. Identification des peuplements benthiques 24
2.3.2. Principales influences environnementales 31
2.3.3. Relations entre l'environnement et la macrofaune 33
2.3.4. Caractérisation biologique et environnementale des habitats benthiques 38
2.3.4.1. Habitat des sables grossiers non envasés (A) 38

2.3.4.2. Habitat de maërl non envasé (B) 39
2.3.4.3. Habitat des sables moyens mobiles (C) 41
2.3.4.4. Habitat des sables fins sous influence de forte houle (D) 42
2.3.4.5. Habitat des sables moyens de transition entre les sédiments grossiers non envasés et les sédiments envasés (E) 43
2.3.4.6. Habitat des vases à Sternaspis scutata (F) 44
2.3.4.7. Habitat des vases sableuses à Haploops sp. (G) 45
2.3.4.8. Habitat des sables vaseux à Amphiura filiformis (H) 47
2.3.4.9. Habitat des sédiments hétérogènes envasés (I) 48
2.3.4.10. Habitat des sables vaseux à Ampharete finmarchica (J) 49
2.3.5. Données du programme CARTHAM : plateau du Four et île de Groix 50

Chapitre 3 : Structuration des bancs de maërl des côtes bretonnes par les facteurs environnementaux 57

3.1. Introduction 57

3.2. Matériels et méthodes 58
3.2.1. Stratégies d'étude : approches régionale et locales 58
3.2.2. Données hydrologiques 62
3.2.3. Analyse des relations entre la structure des bancs de maërl et les facteurs environnementaux 64

3.3. Résultats 65
3.3.1. Structure des bancs de maërl des côtes bretonnes 65
3.3.2. Relations entre la structure des bancs de maërl et les facteurs environnementaux 66

Chapitre 4 : Synthèse sur les habitats benthiques des substrats meubles subtidaux du secteur Concarneau-Glénan-Audierne 73

4.1. Facteurs environnementaux structurant les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne 73

4.2. Les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne 74

4.3. Influence des activités anthropiques sur les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne 77
4.3.1. Influence de la pêche aux engins traînants 77
4.3.2. Influence de l'extraction de granulats marins 79

Chapitre 5 : Synthèse sur les habitats benthiques des substrats meubles subtidaux du Mor-Braz 83

5.1. Facteurs environnementaux structurant les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz 83

5.2. Les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz 84

5.3. Influence des activités anthropiques sur les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz 88

5.3.1. Influence de la pêche aux engins traînants 88
5.3.2. Influence de l'aquaculture 91

Conclusion générale.....93

Références bibliographiques.....95

ANNEXES

ANNEXE I : Cartographie bio-sédimentaire des fonds meubles du plateau continental du golfe de Gascogne.

ANNEXE II : Cartographie des habitats benthiques des secteurs de Bretagne sud explorés par le REBENT.

ANNEXE III : Comparaison des données environnementales mesurées à partir de prélèvements d'eau de mer de surface dans le cadre du REPHY et de celles générées au niveau de la couche de fond à partir des modèles numériques utilisés dans le cadre du projet PREVIMER.

ANNEXE IV : Listes des espèces de la macrofaune benthique inventoriées dans chacun des 10 habitats benthiques identifiés à partir des études sectorielles du REBENT en Bretagne sud.

ANNEXE V : Variables morpho-sédimentaires et hydrologiques caractérisant les stations d'échantillonnages quantitatifs de la macrofaune benthique au niveau de la frange côtière de Bretagne sud.

Introduction générale

La frange côtière de Bretagne sud s'étend sur environ 150 km au nord du golfe de Gascogne et offre une grande diversité d'habitats benthiques de substrats meubles subtidaux (Glémarec, 1969), dont certains, tels que les bancs de maërl, présentent un grand intérêt patrimonial et écologique. Cette diversité résulte principalement de la géomorphologie particulière de cette zone et de l'influence des apports fluviaux de la Vilaine et de la Loire, qui induisent un gradient de transition est-ouest entre milieux estuariens et océaniques. En raison des fortes pressions anthropiques (pêche, aquaculture, pollution, …) exercées sur les fonds marins de Bretagne sud, les besoins de connaissances sur la distribution et la fonctionnalité des habitats benthiques, de même que la nécessité de mieux appréhender leur évolution à différentes échelles spatiales et temporelles, se sont accrus, notamment dans le cadre de l'application de directives européennes (Directive Habitats, DCE, DCSMM, ..) ou de conventions internationales (OSPAR). Dans le cadre du REBENT et du programme CARTHAM, des travaux récents de cartographie et de caractérisation bio-morphosédimentaire des habitats benthiques subtidaux de Bretagne sud ont été réalisés, de façon disjointe à l'échelle locale, dans le but de fournir un état de référence et des indicateurs permettant de détecter les évolutions spatiales et temporelles au niveau de certains secteurs géographiques (Ehrhold *et al.*, 2006; 2007; 2008; 2010; Blanchet-Aurigny, 2008 ; TBM, 2011).

L'interprétation cohérente de ces données à l'échelle régionale constitue, à présent, une étape essentielle des enjeux actuels visant à expliquer et à reproduire par modélisation la distribution et l'évolution des habitats benthiques (Méléder *et al.*, 2010). Par ailleurs, cela peut également contribuer à la mise en place un réseau d'aires marines protégées à l'échelle des eaux françaises. Il apparaît notamment important de hiérarchiser les effets des facteurs « naturels » et anthropiques responsables de la distribution spatiale de la biodiversité et de la structuration des habitats benthiques (Desroy *et al.*, 2002; Bourget *et al.*, 2003). En ce sens, la caractérisation environnementale de ces habitats, basée principalement sur les données morpho-sédimentaires, pourrait être améliorée par la prise en compte des facteurs hydrologiques, tels que l'hydrodynamisme et les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau, dont la forte variabilité au niveau des eaux côtières peut influer sur la répartition spatiale des espèces benthiques. La quantification des relations entre les variables environnementales et la structuration des habitats benthiques devrait également permettre de mieux discriminer les effets liés aux facteurs environnementaux « naturels » de ceux liés aux activités anthropiques.

L'objectif de notre étude est d'intégrer les données bio-morphosédimentaires acquises récemment dans différents secteurs subtidaux de Bretagne sud, ainsi que des données hydrologiques générées à partir des modèles numériques du projet PREVIMER, dans une approche régionale de la structuration des habitats benthiques de substrats meubles en relation avec les facteurs environnementaux « naturels » et anthropiques.

Chapitre 1 : Cadre général de la frange côtière de Bretagne sud

1.1. Environnement

1.1.1. Géographie

La région Bretagne, bordée par la Manche, au nord, et par l'Océan Atlantique, au sud et à l'ouest, se situe dans la zone climatique tempérée de l'hémisphère nord, à la limite de deux écorégions marines (Spalding *et al.*, 2007) : celle des mers celtiques et celle du plateau continental atlantique sud-européen. Cette distinction correspond à des différences environnementales et faunistiques marquées entre les côtes de Bretagne nord et de Bretagne sud (Ehrhold *et al.*, 2006; 2007; 2008; 2010; 2011). La frange côtière de Bretagne sud, située sur le plateau continental français au nord du golfe de Gascogne, s'étend sur environ 150 km, d'est en ouest, entre la presqu'île guérandaise et la pointe du Raz (Figure 1). Limitée au sud par une succession d'îles (Houat, Hoëdic, Belle-Île, Groix et l'archipel des Glénan), la superficie de cette zone représente environ 400 000 ha. La partie orientale de la frange côtière de Bretagne sud est bordée par les estuaires de la Vilaine et de la Loire. D'est en ouest, cette zone comprend quatre grandes baies : Vilaine, Quiberon, Concarneau et Audierne. Le golfe du Morbihan, une mer intérieure d'une superficie d'environ 11 500 ha et parsemée de nombreux îlots, s'ouvre au nord de la baie de Quiberon. Le vaste ensemble oriental, d'une superficie d'environ 117 000 ha et limité, à l'est, par la presqu'île de Guérande, à l'ouest, par celle de Quiberon et, au sud, par les îles d'Houat et Hoëdic, correspond au « Mor-Braz ». Entre les baies de Quiberon et d'Audierne, plusieurs petites rivières (Etel, Blavet, Scorff, Laïta, Aven et Odet) se jettent dans l'Océan Atlantique.

1.1.2. Morpho-sédimentologie

De la pointe du Raz à Belle-Île, la limite sud de la frange côtière subtidale de Bretagne sud correspond à une ceinture rocheuse discontinue d'où émergent les principales îles et qui longe approximativement l'isobathe 50 m (Figure 2). La distance à la côte est peu étendue (1 à 5 km) à l'ouest et augmente progressivement jusqu'à atteindre une vingtaine de kilomètres au niveau du Mor-Braz. Les fonds marins sont constitués à 63 % de sédiments meubles (graviers, sables, vases, …) et à 37 % de roches. Contrairement à la Bretagne nord où les fonds meubles subtidaux sont essentiellement dominés par des sédiments grossiers et sableux, les caractéristiques granulométriques des substrats meubles de Bretagne sud montrent une grande diversité de taille et de composition des sédiments, incluant notamment de vastes surfaces envasées. Au-delà de la limite sud de la frange côtière de Bretagne sud, la Grande Vasière s'étend sur près de 800 000 ha, entre 50 et 120 m de profondeur.

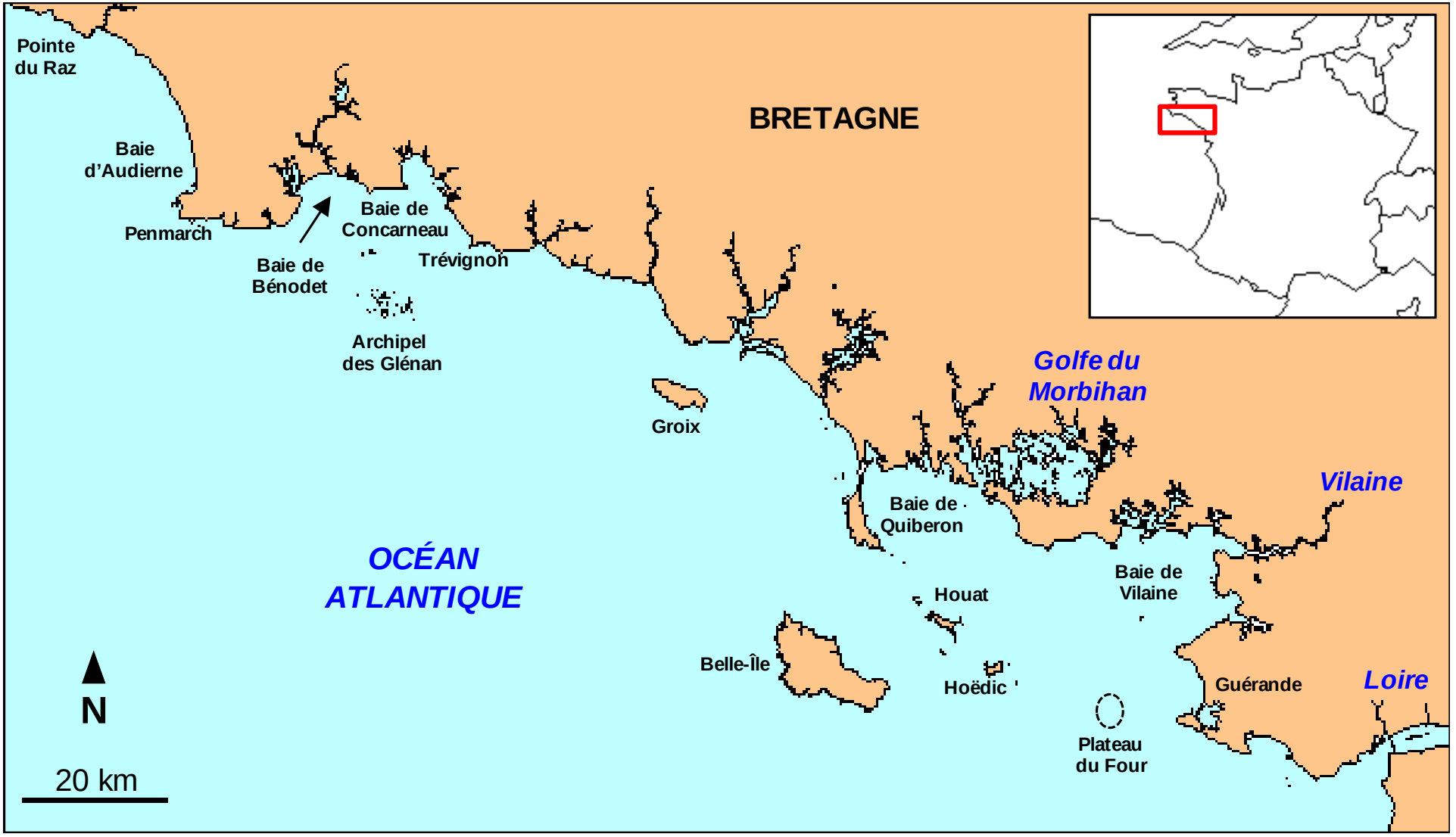


Figure 1. Géographie générale de la frange côtière de Bretagne sud.

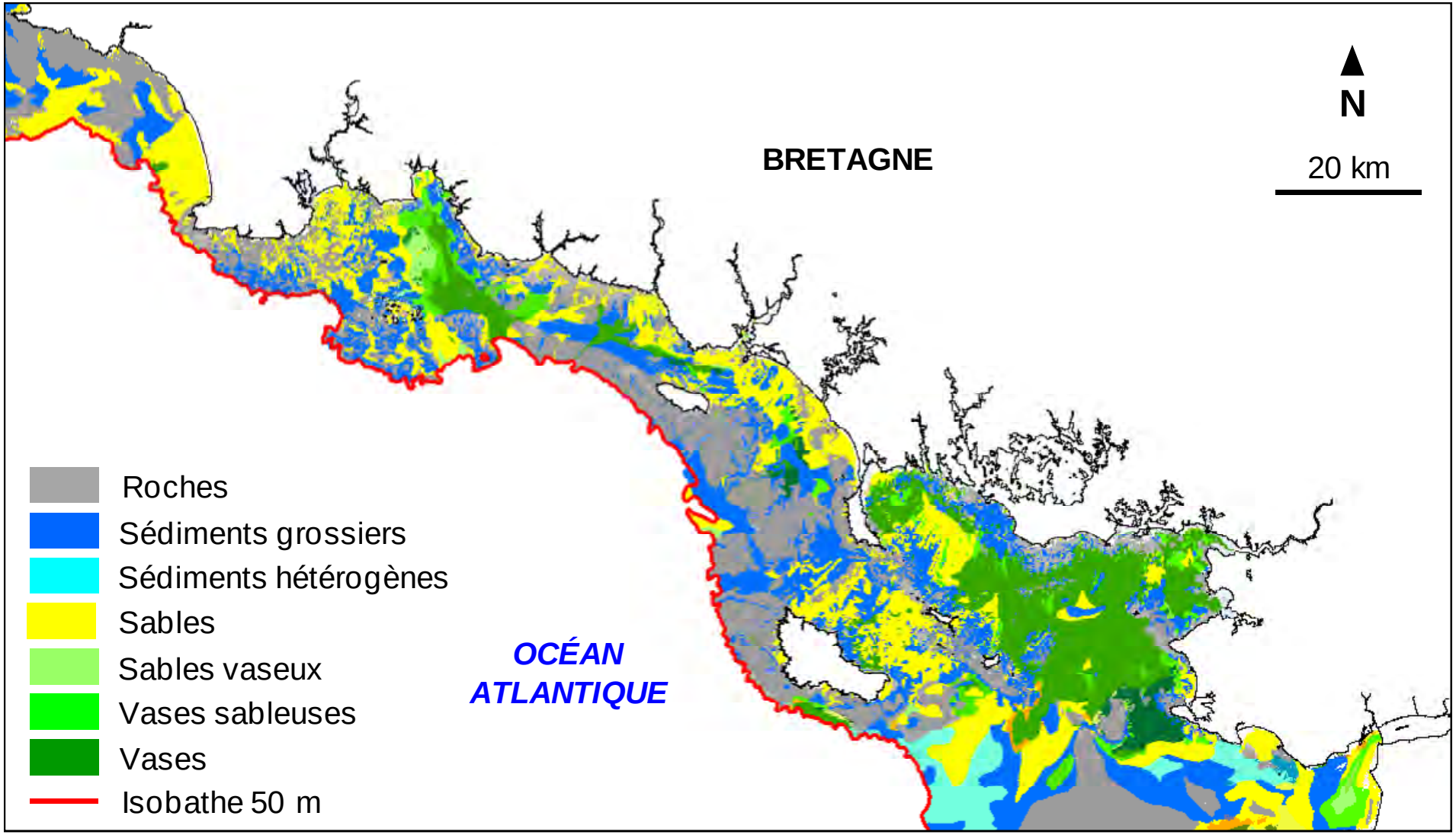


Figure 2. Morpho-sédimentologie générale de la frange côtière de Bretagne sud (d'après Hamdi *et al.*, 2011).

1.1.3. Hydrologie

La frange côtière de Bretagne sud est soumise à un cycle de marée semi-diurne générant des courants de secteur sud-ouest. L'intensité de ces courants de marées étant relativement faible en Bretagne sud, la circulation des masses d'eau est fortement influencée par le vent (Tessier, 2006). Les coups de vent les plus forts sont associés au passage de perturbations atmosphériques générant des vents dominants de secteur sud-ouest à nord-ouest. Le long de la frange côtière de Bretagne sud, les panaches de la Loire (débit moyen = 890 $m^3.s^{-1}$) et de la Vilaine (débit moyen = 80 $m^3.s^{-1}$) génèrent un gradient est-ouest de conditions physico-chimiques, notamment en termes de salinité, de matières en suspension et de sels nutritifs, et induisent également des courants baroclines saisonniers (Loyer, 2001 ; Tessier, 2006). En hiver, les débits importants sont maintenus à la côte et les effets atténués des panaches turbides peuvent être détectés jusqu'à la pointe du Raz. A la côte, les faibles courants de marée permettent également la mise en place, au printemps, d'une stratification thermique qui disparaît en automne avec l'arrivée des premiers coups de vents. Les vagues présentes au niveau de la frange côtière proviennent, d'une part, de la propagation des houles générées au large dans l'Océan Atlantique par des dépressions atmosphériques et, d'autre part, de l'effet des vents locaux (Tessier, 2006). La morphologie des côtes, la bathymétrie et la présence d'îles ont également une influence sur l'intensité et la complexité des conditions hydrodynamiques. Les sels nutritifs apportés par les panaches de la Loire et de la Vilaine favorisent une production phytoplanctonique côtière plus importante dans la couche supérieure éclairée de la colonne d'eau (Loyer, 2001). Dans les baies calmes et peu profondes, comme celles de Quiberon et de Vilaine, des proliférations phytoplanctoniques intenses peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation induisant des hypoxies saisonnières importantes. La baie de Vilaine est régulièrement soumise à ce genre de phénomènes qui ont, notamment, été à l'origine d'une mortalité massive de poissons et d'invertébrés benthiques durant l'été 1982 (Chapelle, 1991*).*

1.2. Activités anthropiques ayant un impact direct sur les habitats benthiques

1.2.1. La pêche aux engins traînants

La Bretagne sud montre une des plus grandes concentrations de ports de pêche du littoral français métropolitain et une grande diversité d'activités de pêche. Les activités de pêche aux engins traînants, telles que le chalutage de fond et le dragage, ont une action physique directe sur les communautés benthiques des substrats meubles, induisant des cassures des organismes vivants et de leurs constructions, ainsi que la mise en suspension de certains d'entre eux. Le chalutage de fond est pratiqué sur l'ensemble de la frange côtière de Bretagne sud, soit pour la capture de poissons démersaux (baudroie, turbot, sole, …), soit pour la capture de langoustines (Talidec *et al.*, 2000). Les zones de dragages de coquillages sont en revanche moins étendues. L'ensemble des activités de pêches peuvent également avoir des effets indirects sur les communautés benthiques, notamment en éliminant certains poissons prédateurs d'invertébrés ou en favorisant des

espèces non exploitées. En 2010, 736 navires de pêche étaient en activité en Bretagne sud, dont 473 qui ont exercés plus de 75 % de leur activité au niveau de la frange côtière de Bretagne sud (SIH, 2012).

1.2.2. L'aquaculture

En Bretagne sud, les cultures marines sont principalement localisées dans la baie de Quiberon et dans l'estuaire de la Vilaine. Ces activités correspondent essentiellement à de l'ostréiculture, à de la mytiliculture et à de la cérastoculture. En 2008, la production ostréicole était de 20 500 tonnes, dont 20 000 tonnes d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* et 500 tonnes d'huîtres plates *Ostrea edulis* (CRC Bretagne sud, 2012). Les productions de moules bleues, *Mytilus edulis*, et de coques, *Cerasoderma edulis*, étaient chacune de 2 000 tonnes. Les palourdes européenne (*Ruditapes decussatus*) et japonaise (*Ruditapes philippinarum*) sont également élevées en Bretagne sud. En général, l'élevage de ces espèces s'accompagne d'un envasement et d'un enrichissement en matière organique du sédiment.

1.2.3. L'extraction de granulats marins

Les granulats marins exploités au niveau de la frange côtière de Bretagne sud sont les thalles calcaires de maërl localisés au niveau de l'archipel des Glénan. Ce banc de maërl est une ressource non renouvelable constituée par une accumulation, estimée à 12 millions de m^3 (Augris et Berthou, 1986), de thalles fossiles et d'une faible quantité de thalles vivants dont la production annuelle est très faible (Grall et Hall-Spencer, 2003). L'extraction de maërl dans l'archipel des Glénan, qui a commencé dans les années 1960, était de 600 000 de tonnes dans les années 1970 (Briand, 1991), 430 000 de tonnes en 2006, 325 000 de tonnes en 2007 et quelques dizaines de tonnes en 2008-2009. Comme pour l'ensemble des côtes bretonnes, l'arrêt de l'exploitation de ce gisement de maërl est prévu en 2013. L'extraction de maërl entraîne une modification du substrat où vivent les espèces benthiques et génère une remise en suspension des particules fines qui, en se déposant sur les thalles alentours, vont empêcher la photosynthèse (Grall et Hall-Spencer, 2003).

1.3. Données disponibles sur les habitats benthiques de Bretagne sud

1.3.1. Données historiques

Dans les années 1960, Glémarec entreprend, à partir de prélèvements semi-quantitatifs réalisés avec une drague Rallier du Baty et tamisés sur une maille de 1,5 mm (sédiments vaseux ou sableux) ou de 5 mm (sédiments grossiers ou hétérogènes), une étude de la bionomie benthique du plateau continental Nord-Gascogne bordant la côte de Bretagne sud (Glémarec, 1969), entre l'île d'Ouessant et le plateau de Rochebonne, et

publie ensuite un atlas cartographique de ces peuplements (Chassé et Glémarec, 1976 - ANNEXE I). Ces données, actuellement en cours de retraitement par l'Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), sont semi-quantitatives et sous-estiment la représentation de certains groupes zoologiques. Plus spécifiquement, les peuplements de la baie d'Audierne ont fait l'objet d'une étude réalisée par Toulemont (1972), tandis que ceux de la baie de Concarneau ont été étudiés par Ménesguen (1980). Le Bris (1988) a décrit les peuplements benthiques situés dans la zone proche de l'estuaire de la Vilaine.

1.3.2. Le Réseau Benthique (REBENT)

En 2000, le Réseau Benthique (REBENT, www.rebent.org/) est lancé et coordonné par l'IFREMER, suite à la marée noire issue du naufrage de l'Erika en 1999, afin d'établir un état des lieux cohérent des habitats benthiques marins et de détecter des changements écologiques à différentes échelles spatio-temporelles. Dans le cadre du volet sectoriel du REBENT, les travaux du laboratoire Écologie Benthique de l'IFREMER s'appuient sur une stratégie stratifiée consistant à effectuer une reconnaissance acoustique des fonds marins afin d'identifier les principales unités morpho-sédimentaires et de déterminer les stations d'échantillonnages biologiques et sédimentaires. La comparaison des analyses faunistiques et morpho-sédimentaires permet ensuite d'établir une cartographie précise des habitats benthiques. Le volet « stationnel » du REBENT consiste à suivre l'évolution temporelle de certains habitats benthiques remarquables, tels que les bancs de maërl et les sables fins, aux moyens de prélèvement biologiques et sédimentaires. La Bretagne constitue la région pilote du REBENT dont la vocation est de s'étendre à toutes les façades maritimes françaises. Entre 2003 et 2005, les habitats benthiques de cinq secteurs de Bretagne sud (Figure 3 et ANNEXE II), correspondant aux baies d'Audierne, de Concarneau, de Quiberon et de Vilaine, ainsi qu'à la périphérie de l'archipel des Glénan, ont été cartographiés (Ehrhold *et al.*, 2006; 2007; 2008; 2010; Blanchet-Aurigny, 2008).

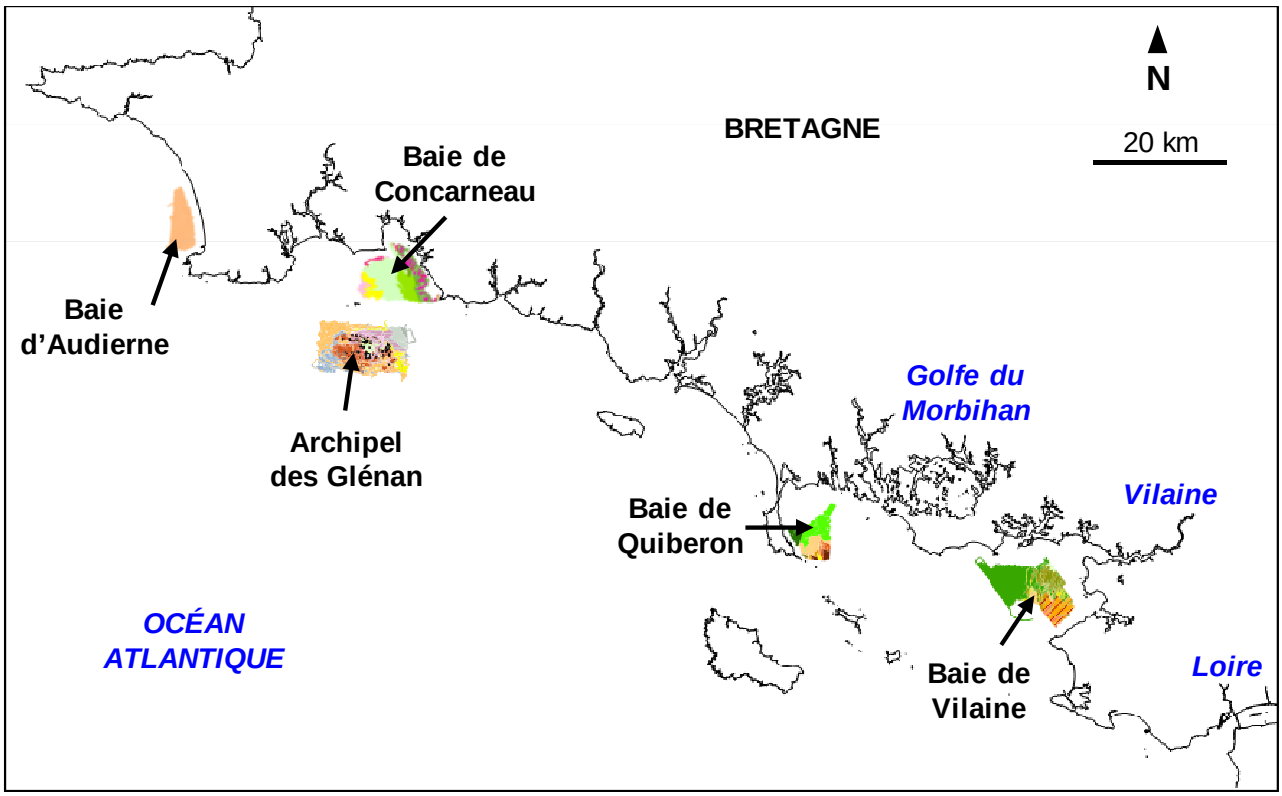


Figure 3. Secteurs (baie d'Audierne, baie de Concarneau, archipel des Glénan, baie de Quiberon et baie de Vilaine) de la frange côtière de Bretagne sud dont les habitats benthiques ont été cartographiés dans le cadre des travaux sectoriels du REBENT.

En 2008-2009, dans le cadre du programme de surveillance lié à l'application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), le REBENT a mené des études visant à cartographier et à déterminer la structure des principaux bancs de maërl des côtes bretonnes (Hamon *et al.*, 2010). Les dix bancs de maërl concernés étaient ceux de Saint-Malo, Saint-Brieuc, Paimpol, Morlaix, rade de Brest, Molène, Douarnenez, Glénan, Trévignon et Belle-Île.

1.3.3. Le programme de Cartographie des Habitats Marins (CARTHAM)

En 2010, un inventaire national des habitats marins patrimoniaux a été lancé par l'Agence des Aires Marines Protégées, en collaboration avec les Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) et sous la responsabilité scientifique du Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN). En Bretagne sud, le bureau d'étude Télédétection et Biologie Marine (TBM), en collaboration avec la société HOCER, réalise une cartographie des secteurs de Concarneau-Glénan (à l'exclusion des zones explorées dans le cadre du REBENT), de l'île de Groix, des îles Houat et Hoëdic et du plateau du Four en utilisant une méthodologie dérivée de celle du volet « sectoriel » du REBENT (Figure 4). Le secteur de Penmarch est quant à lui étudié par l'IFREMER, en collaboration avec le MNHN, dans le cadre du projet Interreg Mesh-Atlantic.

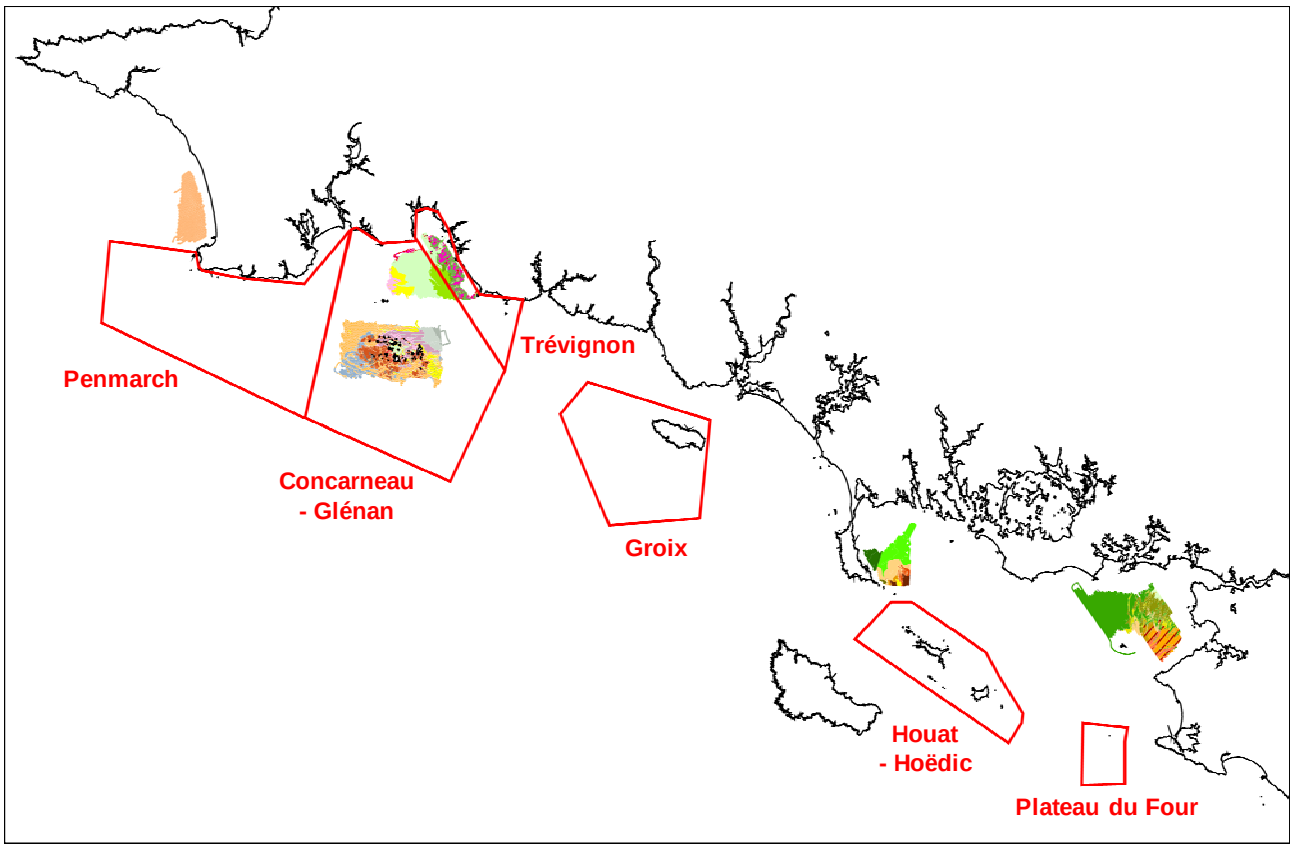


Figure 4. Secteurs subtidaux (cadres rouges) explorés dans le cadre du programme CARTHAM en Bretagne sud. Les secteurs déjà explorés par le REBENT ne sont pas inclus dans le programme CARTHAM mais y contribuent.

1.3.4. Le projet PREVIMER

Le projet PREVIMER (www.previmer.org/), coordonné par l'IFREMER en partenariat avec le Service Hydrographique de la Marine (SHOM), Météo France, l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), l'Université de Bretagne Occidentale (UBO) et le Technopôle Brest-Iroise, vise à fournir en temps réel des observations et prévisions nécessaires aux usagers des zones côtières (Lecornu et De Roeck, 2009). Les données fournies sont issues de mesures *in situ*, de traitements d'images satellitaires et de modèles numériques qui permettent non seulement l'interpolation des données pour une évaluation synoptique de l'état de l'océan, mais également la prévision des variations environnementales. Les modèles permettent de générer, au sein de mailles carrées, les variations d'une grande variété de facteurs environnementaux avec une résolution spatiale allant de 0,2 à 4 km et une résolution temporelle allant de 1 à 12 h (Figure 5). L'épaisseur de la colonne d'eau est divisée en 10 couches afin de tenir compte de l'effet de la profondeur sur les autres facteurs environnementaux et de pouvoir générer des données en surface et au fond. Les modèles générant les propriétés physico-chimiques (température, salinité, turbidité, concentrations en nutriments, …) et la courantologie (courants de marée, flux d'eau douce) utilisent le code MARS, tandis que les modèles générant les facteurs liés aux vagues et la houle utilisent le code WAVEWATCH III. Les mesures réalisées *in situ*, ainsi que les données satellitaires, permettent de valider les

données fournies par les modèles (ANNEXE III). A l'heure actuelle, le projet PREVIMER permet d'obtenir des données entre 2007 et 2011.

1.3.5. Le Système d'Information Halieutique (SIH)

Le Système d'Information Halieutique (SIH - sih.ifremer.fr/) est un réseau d'observations des ressources halieutiques et de l'activité des flottilles de pêche. Il est coordonné par l'IFREMER pour le compte de la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA). Le SIH est chargé de l'élaboration des stratégies d'échantillonnage d'une partie de la collecte des données, de leur stockage et de leur gestion. Les données récoltées sont spatialisées sous la forme de rectangles (6000 km²) et de sous-rectangles (quelques centaines de km²) statistiques correspondant à différents secteurs maritimes. Dans chacun de ces secteurs, il est ainsi possible de considérer certaines caractéristiques telles que le nombre de navires actifs, leur rayon d'action (côtier, mixte, large), le type d'engins utilisés et le nombre de mois d'activité. L'effort de pêche annuel est estimé, dans chaque secteur maritime et pour chaque type de métier pratiqué, en multipliant le nombre total de navires actifs par le nombre total de mois d'activité (navires × mois).

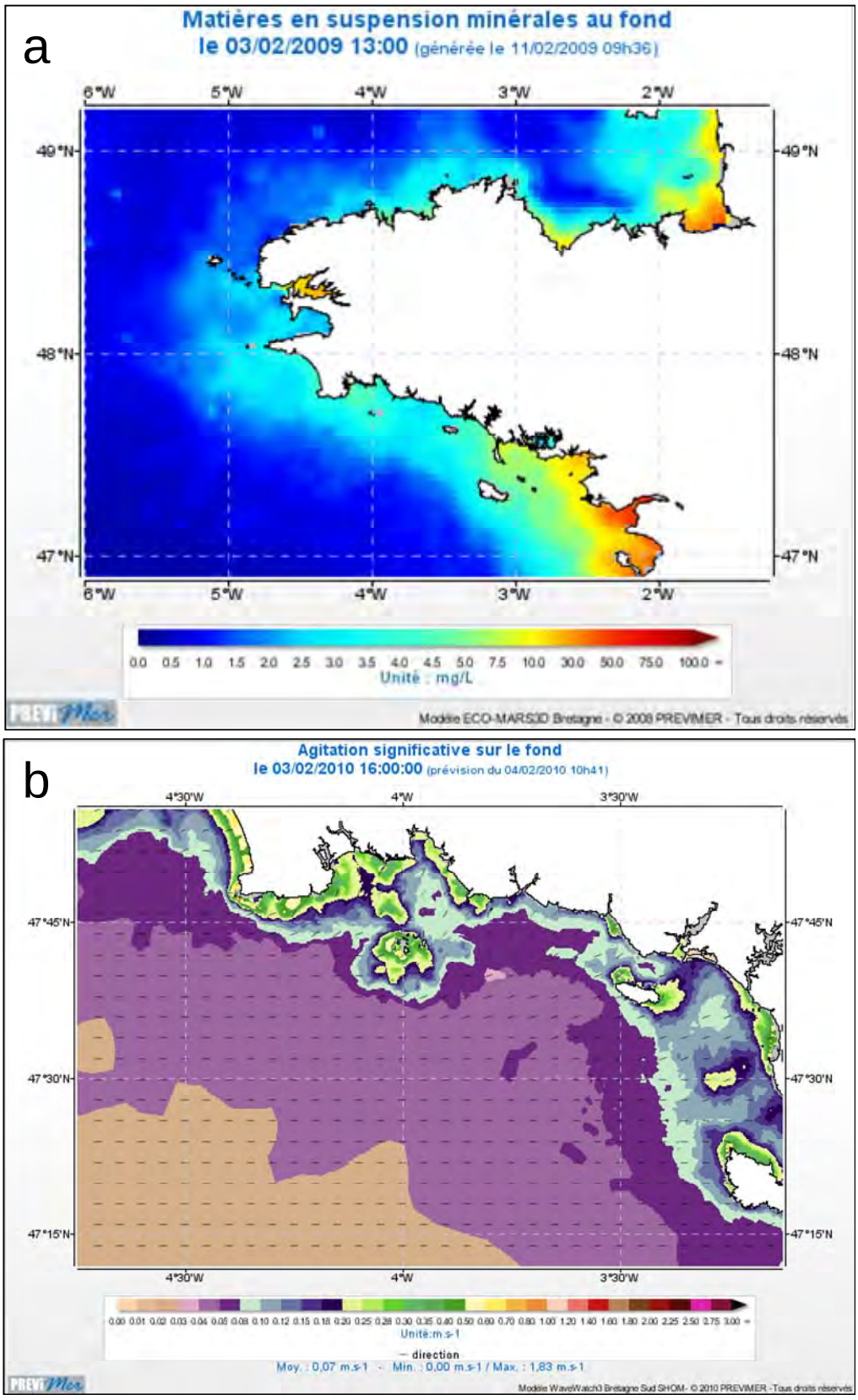


Figure 5. Exemples de simulations journalières des variables hydrologiques générées par les modèles tridimensionnels du projet PREVIMER (www.previmer.org/). Simulations de la concentration en matières minérales en suspension au niveau de la couche de fond avec le modèle ECOMARS-3D Bretagne (a) et de l'agitation significative des vagues sur le fond avec le modèle WAVEWATCH III (R) NORGAS-UG (b).

Chapitre 2 : Caractérisation biologique et environnementale des habitats benthiques des substrats meubles de la frange côtière de Bretagne sud

2.1. Introduction

Un habitat désigne un lieu regroupant l'ensemble des conditions environnementales dans lequel une espèce, une population ou une communauté peut survivre et se maintenir à l'état spontané (Carpentier *et al.*, 2005). Cette notion est à la base de la gestion des écosystèmes et des ressources marines, et nécessite de connaître les interactions entre les espèces vivantes, ainsi que leurs relations avec les facteurs environnementaux. La cartographie des habitats marins benthiques apparaît ainsi, de plus en plus, comme un outil de prédilection pour la gestion des écosystèmes et des ressources des zones côtières. Néanmoins, ce type de cartographie se base principalement sur la comparaison entre la répartion spatiale de la macrofaune benthique, les caractéristiques granulométriques des sédiments et la bathymétrie. Or, bien que ces variables environnementales suffisent à expliquer la répartition de certaines espèces, l'hydrodynamisme et les propriétés physico-chimiques peuvent également être responsables de variations dans la répartition spatiale de la biodiversité benthique, notamment dans les zones côtières et estuariennes régulièrement soumises à des apports continentaux. L'utilisation des variables hydrologiques dans les études écologiques est rendue difficile par leur forte variabilité temporelle (cycles de marée semi-diurne, cycles climatiques saisonniers, …) qui est très mal évaluée par les méthodes classiques de prélèvements d'eau de mer, notamment au niveau des fonds marins. Les modèles numériques environnementaux en trois dimensions permettent, en revanche, de simuler les variations de ces variables hydrologiques au niveau des habitats benthiques avec des résolutions spatiale et temporelle relativement fines.

Les différents niveaux d'échelle spatiale doivent également être pris en compte dans la caractérisation des habitats benthiques. En effet, en raison du coût financier et de l'organisation logistique nécessaire à la conduite de missions à la mer, les cartographies précises d'habitats marins benthiques sont généralement réalisées à une échelle locale de quelques dizaines de km². Cependant, à cette échelle, certaines influences environnementales, telles que celles des gradients générés par les flux estuariens, ne sont pas facilement détectables et la caractérisation de certains habitats benthiques peut être faussée à cause de conditions environnementales locales non structurantes. Ces ambiguités peuvent, néanmoins, être levées en intégrant des travaux locaux réalisés avec la même méthodologie dans une approche à grande échelle spatiale.

L'objectif de ce volet de nos travaux est d'intégrer les études sectorielles du REBENT dans une approche à l'échelle spatiale de la Bretagne sud, en utilisant des données morpho-sédimentaires et hydrologiques comme variables explicatives des variations de la distribution spatiale de la macrofaune benthique. Les variables hydrologiques sont générées à partir de modèles numériques environnementaux en trois dimensions utilisés dans le cadre du projet PREVIMER et validés aux moyens de mesures

de terrain et d'observations satellitaires. Les résultats permettront de déterminer les caractéristiques biologiques, fonctionnelles et environnementales des principaux habitats marins benthiques de la frange côtière de Bretagne sud.

2.2. Matériels et méthodes

2.2.1. Sites d'études et stratégies d'échantillonnages

Les travaux présentés dans ce chapitre se basent principalement sur les données faunistiques et morpho-sédimentaires acquises dans le cadre des études sectorielles du REBENT menées sur la frange côtière de Bretagne sud, entre 2003 et 2005 (Tableau 1). Les secteurs subtidaux concernés par ces études sont les baies de Vilaine, de Quiberon, de Concarneau et d'Audierne, ainsi que la périphérie de l'archipel des Glénan. Dans chaque secteur, une reconnaissance acoustique des fonds a été réalisée aux moyens d'un sonar à balayage latéral EDGETECH-DF1000© et d'un système de positionnement global (GPS) afin de mettre en évidence les principaux faciès sédimentaires et certaines biocénoses (Figures 6 et 7). Le nombre et la position des stations d'échantillonnages biologiques et sédimentaires ont ensuite été choisis en fonction de la surface et de la diversité de ces faciès acoustiques.

Tableau 1. Stratégies d'échantillonnages biologiques et sédimentaires des secteurs subtidaux de la frange côtière de Bretagne sud utilisées dans le cadre du REBENT.

Secteurs étudiés par le REBENT	**Date d'échantillonnages**	**Surface couverte par le sonar (km²)**	**Nombre de stations d'échantillonnages**
Baie d'Audierne	Juin 2005	30,19	12
Baie de Concarneau	Octobre 2003	68,00	25
Archipel des Glénan	Octobre 2003	67,90	22
Baie de Quiberon	Octobre 2003	32,72	20
Baie de Vilaine	Novembre 2004	80,88	16

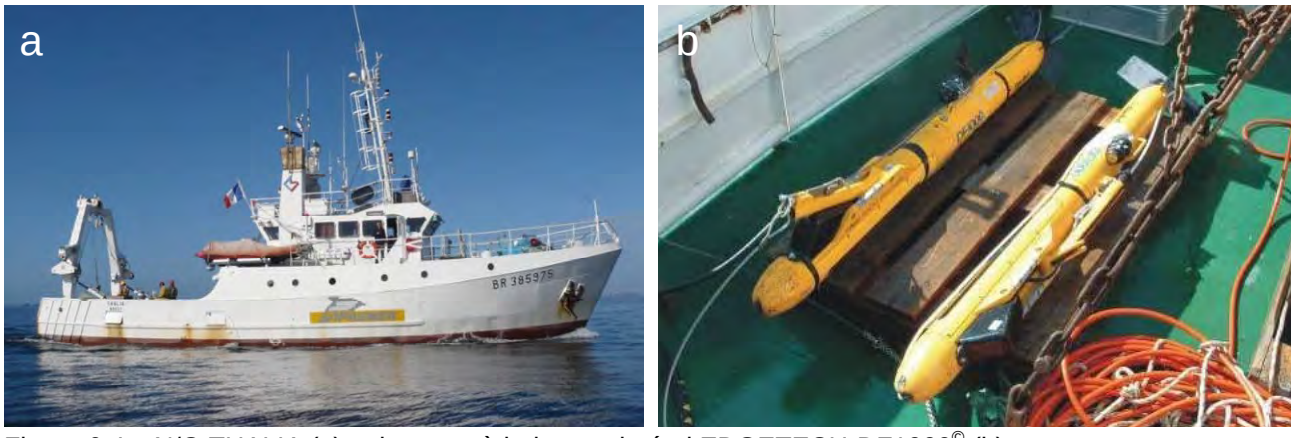


Figure 6. Le N/O THALIA (a) et le sonar à balayage latéral EDGETECH-DF1000© (b).

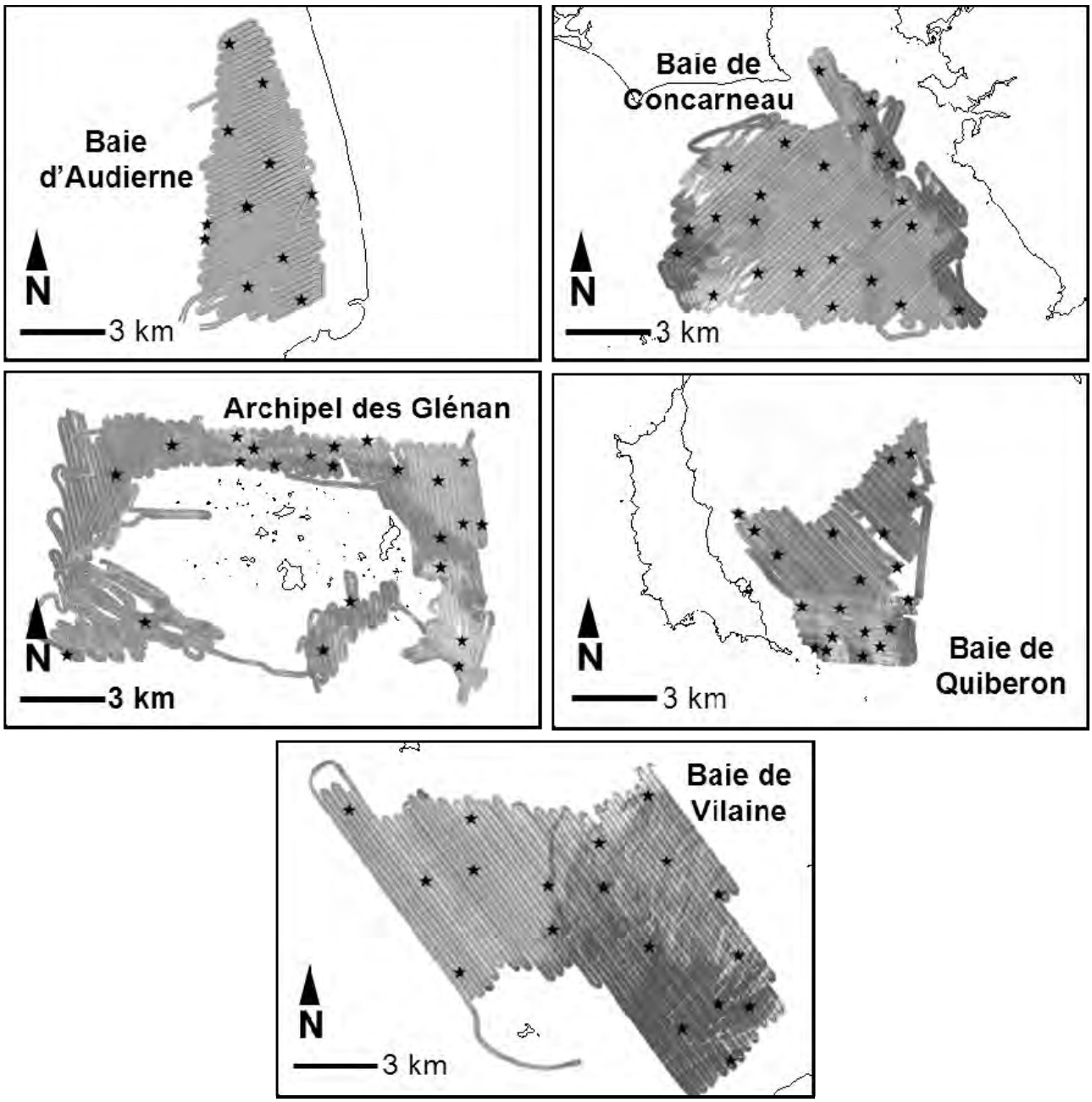


Figure 7. Mosaïques acoustiques réalisées dans les secteurs de la frange côtière de Bretagne sud explorés par le REBENT. Les étoiles indiquent les positions des stations d'échantillonnages biologiques et sédimentaires.

2.2.2. Données faunistiques

La macrofaune benthique a été échantillonnée avec une benne Hamon déployée depuis le N/O THALIA et permettant de prélever 0,125 m² de sédiment (Figure 8). Afin de conserver une stratégie d'échantillonnage identique, ce modèle de benne, recommandé pour échantillonner les sédiments grossiers et hétérogènes, a été utilisé dans l'ensemble des stations étudiées. L'emploi de la benne Hamon permet également d'améliorer la qualité des inventaires faunistiques en prélevant l'endofaune jusqu'à une profondeur de 30 cm. Néanmoins, l'épifaune vagile est sous-estimée du fait de l'effet de « chasse » provoqué lors du déploiement de cette benne sur le fond. Trois réplicats ont été réalisés

par station et chacun d'entre eux a été tamisé à bord sur une table de tri avec une maille circulaire finale de 2 mm. Les refus de tamis ont ensuite été conservés dans une solution de formaldéhyde à 5 % pour une identification ultérieure de la macrofaune au niveau taxonomique le plus bas, préférentiellement jusqu'à l'espèce. Les abondances des espèces macrobenthiques ont ensuite été utilisées pour constituer une matrice faunistique pour chacun des cinq secteurs étudiés.

Afin de regrouper ces cinq matrices en une seule valable pour l'ensemble de la frange côtière de Bretagne sud, les noms des espèces constituant la macrofaune benthique récoltées lors des études sectorielles du REBENT ont été harmonisés en utilisant le référentiel taxonomique WORMS (www.marinespecies.org/index.php, dernière consultation en août 2011). Après validation et regroupement, la matrice faunistique de Bretagne sud comportait ainsi les abondances de 551 espèces macrobenthiques réparties dans 95 stations d'échantillonnages.

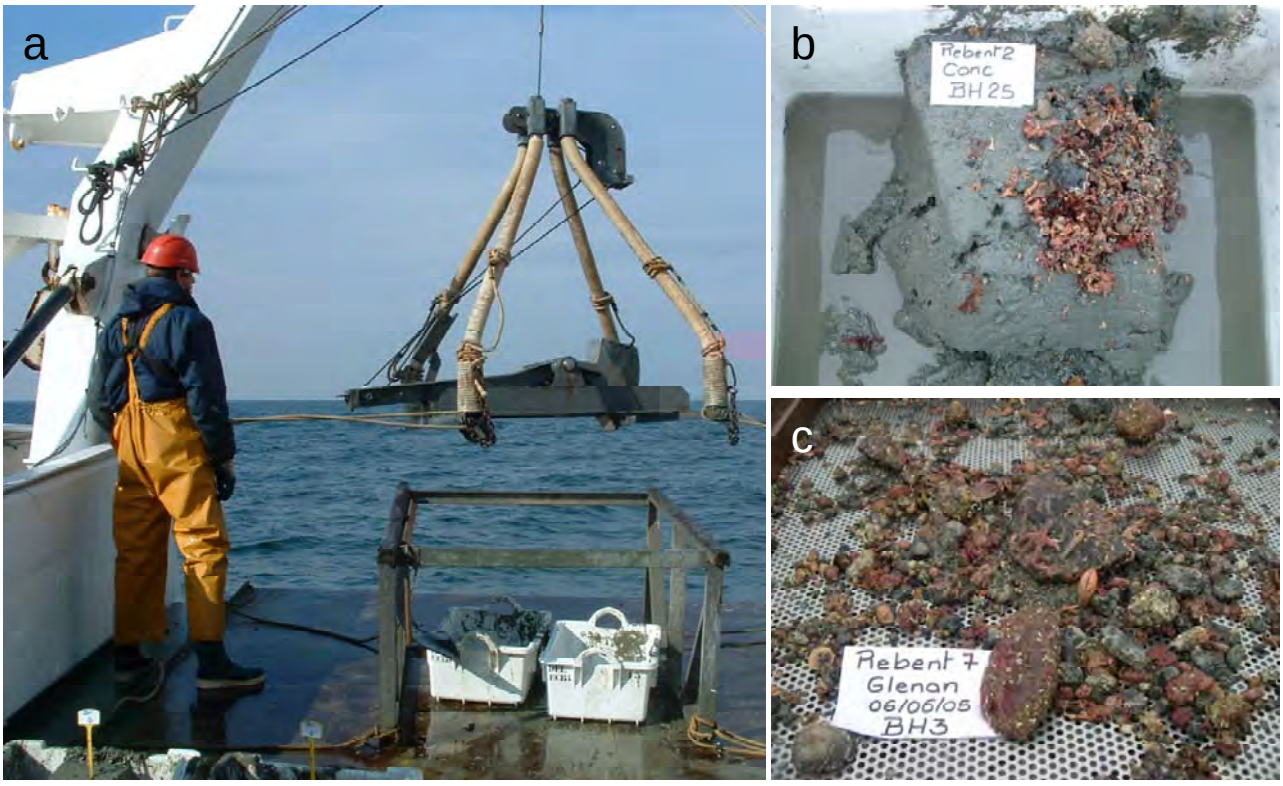


Figure 8. Benne Hamon (a), échantillonnage biologique (b) et éléments retenus après tamisage (c).

2.2.3. Données morpho-sédimentaires

Pour les baies de Vilaine, de Quiberon et de Concarneau, ainsi que pour l'archipel des Glénan, la profondeur de chaque station d'échantillonnage a été mesurée à partir des cartes bathymétriques établies sur chacun des secteurs aux moyens du sondeur multifaisceaux EM1000 de la société Simrad. Concernant la baie d'Audierne, les données bathymétriques des stations d'échantillonnage biologique ont été obtenues à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) ayant une résolution spatiale de 100 m.

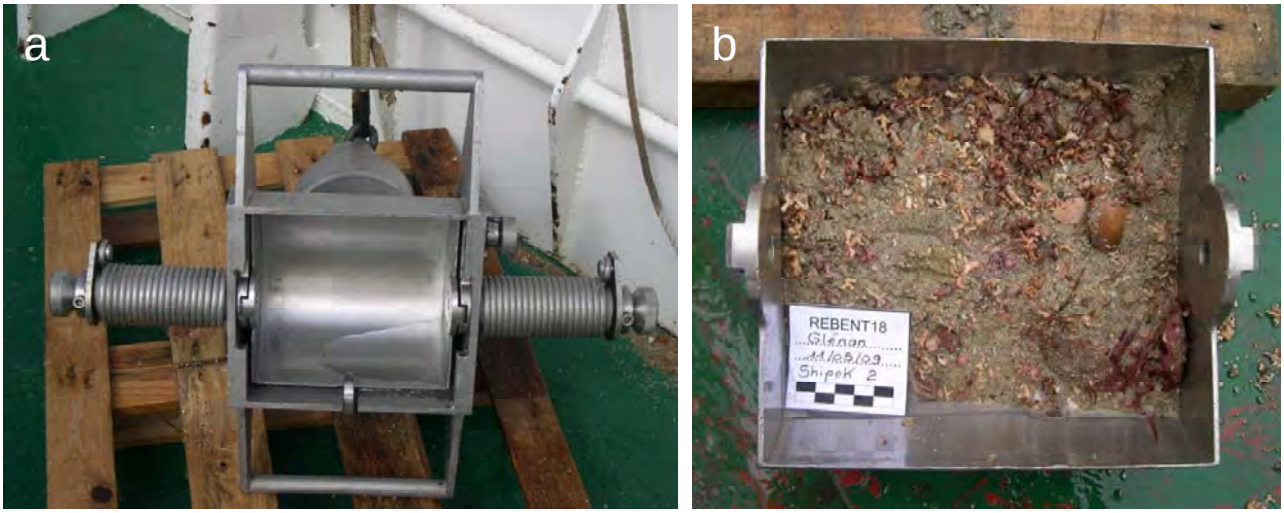


Figure 9. Benne Shipek (a) et son godet rempli de sédiment (b).

Les échantillonnages sédimentaires ont été réalisés aux moyens d'une benne Shipek déployée depuis le N/O THALIA et permettant de prélever 0,042 m² de sédiments jusqu'à une profondeur de 10 cm (Figure 9). Les prélèvements sont stockés dans un sachet en plastique et congelés avant d'être analysés au laboratoire. Après décongélation, une fraction humide d'environ 200 g de sédiment est tamisée sur une maille de 50 µm. La fraction supérieure à 50 µm est ensuite tamisée à sec sur une colonne de tamis dont la maille la plus petite est 63 µm et placé sur une table vibrante. Les fractions de sédiment retenues sur chaque tamis sont ensuite pesées afin de déterminer la distribution granulométrique complète de l'échantillon. Le logiciel GRADISTAT 4.0 a été utilisé pour calculer la teneur en vase (%), le diamètre moyen des grains (mm) et l'indice de dispersion du sédiment (Tableau 2). Dans la plupart des cas, les échantillonnages biologiques et sédimentaires ont été réalisés au niveau des mêmes stations. Cependant, il a parfois été nécessaire de prendre en compte des données granulométriques provenant de stations d'échantillonnages sédimentaires situées à proximité de celles où avaient été réalisés les échantillonnages biologiques.

Tableau 2. Classification granulométrique des sédiments (d'après Folk et Ward, 1957).

Variable granulométrique	**Seuil**	**Type de sédiment**
Teneur en vase (%)	> 75 25 - 75 5 - 25 < 5	Vase Vase sableuse Sable vaseux Non envasé
Diamètre moyen des grains (mm)	< 0,25 0,25 - 2 > 2	Fin Moyen Grossier
Indice de dispersion	< 1,41 1,41 - 2 > 2	Homogène Moyennement homogène Hétérogène

2.2.4. Données hydrologiques

Les facteurs hydrologiques correspondent à l'hydrodynamisme (vagues et courants générés par la marée et les flux d'eau douce) et aux propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau (température, salinité, saturation en oxygène, concentration en matières en suspension (MES), concentration en chlorophylle-a). Les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau et la vitesse du courant sont issus du modèle ECOMARS-3D Bretagne, tandis que la vitesse des vagues est issue du modèle WAVEWATCH III (R) NORGAS-UG (Tableau 3). Ces modèles en trois dimensions, accessibles via le système pré-opérationnel PREVIMER, permettent de simuler les variations des facteurs hydrologiques au niveau de la couche du fond qui correspond à la zone où se développent les peuplements benthiques. Pour chaque facteur hydrologique, des variables (moyenne, écart-type, minimum, maximum et amplitude) ont été déterminées sur une année pour chaque maille des modèles incluant une station d'échantillonnage biologique. L'écart-type annuel est utilisé comme estimateur de la variabilité des facteurs hydrologiques. Étant donné la disponibilité des données et la possibilité de les valider aux moyens d'observations satellitaires et de prélèvements *in situ*, l'année 2009 a été choisie comme année de référence pour générer les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau et la vitesse du courant, alors que l'année 2010 a été choisie comme année de référence pour générer l'agitation significative des vagues.

Tableau 3. Caractéristiques des modèles tridimensionnels du projet PREVIMER utilisés pour générer les variables hydrologiques au niveau de la frange côtière de Bretagne sud.

Variable	**Modèle**	**Année**	**Maille**	**Période**
Température (°C)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Salinité	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Saturation en oxygène (%)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Extinction lumineuse (m^{-1})	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Matières en suspension ($mg.L^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Vitesse du courant ($m.s^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	4 km	1 h
Agitation significative des vagues sur le fond* ($m.s^{-1}$)	WAVEWATCH III (R) NORGAS-UG zoom SUDBZH zoom LOIRE	 2010 2010	 200 m 350 m	 3 h 3 h

* L'agitation significative des vagues sur le fond est une amplitude caractéristique des vitesses oscillantes associées aux vagues, qui correspond approximativement à la moyenne du tiers des amplitudes des vitesses les plus élevées (http://www.previmer.org/).

2.2.5. Données du programme CARTHAM

Dans le cadre du programme CARTHAM en Bretagne sud, les stations biologiques quantitatives ont été échantillonnées (4 réplicats par station) par le bureau d'étude TBM en utilisant une benne Smith-McIntyre qui prélève 0,1 m² de sédiment (TBM, 2011). Trois réplicats ont été utilisés pour les inventaires faunistiques et tamisés sur une maille de 1 mm. La macrofaune benthique ainsi récupérée a ensuite été fixée dans une solution de formaldéhyde à 6-8 %. Les inventaires faunistiques fournis par le bureau d'étude TBM ont été actualisés à l'aide du référentiel taxonomique WORMS afin d'être comparés à ceux du REBENT sectoriel. Étant donné les différences méthodologiques (type de benne, maille de tamis, …) et le recours à des taxonomistes différents dans ces deux types d'approche, les résultats des analyses statistiques réalisées en fusionnant les matrices faunistiques obtenues dans le cadre du programme CARTHAM et celles issues des travaux du REBENT sectoriel ne peuvent être donnés qu'à titre indicatif. La comparaison des habitats benthiques identifiés dans le cadre de ces deux programmes est donc principalement basée sur leurs caractéristiques biologiques et environnementales.

Les analyses granulométriques ont été réalisées à partir du quatrième réplicat. Ce dernier a été tamisé à sec sur un jeu de 16 tamis ayant une maille carrée finale de 63 µm. Les données hydrologiques (hydrodynamisme et propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau) correspondant aux stations d'échantillonnages du programme CARTHAM ont été extraites des modèles environnementaux utilisés dans le cadre du projet PREVIMER (cf. 2.2.4).

En raison de la disponibilité des données du programme CARTHAM, seuls les secteurs du plateau du Four et de l'île de Groix ont été traités.

2.2.6. Analyses statistiques

2.2.6.1. Identification des peuplements benthiques

Les données faunistiques ont été analysées en utilisant le logiciel PRIMER 6.1.13. Après transformation (racine carrée), la matrice faunistique de Bretagne sud a permis de générer une matrice de ressemblance de Bray-Curtis à partir de laquelle ont été réalisées des analyses statistiques multivariées (Cluster, MDS) permettant de comparer les assemblages d'espèces identifiés dans les stations d'échantillonnages. A partir de ces analyses, la procédure SIMPROF permet de déterminer, avec une erreur de 1 %, le niveau maximal de similarité permettant de regrouper les stations au sein d'un même type de peuplement benthique.

2.2.6.2. Caractéristiques biologiques et fonctionnelles des peuplements benthiques

Les caractéristiques biologiques des peuplements benthiques ont été déterminées à partir des analyses statistiques univariées suivantes :

- Richesse spécifique : la richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces différentes identifiées dans les stations montrant des peuplements benthiques similaires.

- Densité : la densité (D, individus/m²) correspond au nombre moyen d'individus de chaque espèce au sein d'un regroupement de stations.

- Indice de Shannon : l'indice de Shannon (H') permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité au sein d'un peuplement en tenant compte du nombre d'espèces et de leurs abondances. Il se calcule avec la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S}((Ni / N) \times \log2\,(Ni / N))$$

dans laquelle, N est l'effectif total de l'échantillon et Ni l'effectif de l'espèce i dans l'échantillon. L'indice de Shannon varie entre 0, valeur obtenue si tous les individus du peuplement appartiennent à la même espèce, et log2 S (= H'_{max}), valeur obtenue lorsque tous les individus sont répartis de façon égale au sein des différentes espèces.

- Indice de Piélou : l'indice de Piélou (J') mesure l'équitabilité entre les espèces au sein d'un même peuplement et se calcule de la façon suivante :

$$J' = H' / H'_{max} = H' / \log2\ S$$

L'indice de Piélou varie entre 0, valeur obtenue lorsqu'une espèce domine le peuplement, et 1, valeur obtenue lorsque toutes les espèces présentent des abondances identiques.

- Indices de Hill : les indices de Hill permettent de déterminer le nombre d'espèces abondantes (N1) ou très abondantes (N2), et se calculent de la façon suivante :

$$N1 = \exp(H') \qquad N2 = 1 / (\sum_{i=1}^{S} Pi^2)$$

avec Pi = Ni / N, abondance relative de l'espèce i.

- IndVal : Les espèces caractéristiques de chaque peuplement ont été déterminées en utilisant la procédure IndVal qui permet d'identifier les espèces typiques d'un groupe de stations, c'est-à-dire absentes des autres groupes, et de prendre en compte leur occurrence au sein des stations d'un même groupe (Dufrêne et Legendre, 1997). La valeur indicatrice (%) de l'espèce i dans le groupe j de stations se calcule de la façon suivante :

$$IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

$A_{ij} = N_{ij} / N_i$ mesure la spécificité de l'espèce pour un groupe à partir de N_{ij}, le nombre d'individus de l'espèce i dans le groupe j de stations, et N_i, le nombre d'individus de l'espèce i dans l'ensemble des groupes de stations. $B_{ij} = O_{ij} / O_j$ mesure la fréquence relative d'occurrence de l'espèce i dans le groupe j de stations à partir de O_{ij}, le nombre de stations du groupe j dans lesquelles l'espèce i est présente, et O_j, le nombre total de stations du groupe j. La valeur indicatrice d'une espèce est maximale (100 %) lorsque sa spécificité et sa fidélité sont maximales.

- Indices biotiques : L'AMBI (AZTI Marine Biotic Index) et le M-AMBI sont des indices biotiques permettant d'évaluer la qualité des eaux côtières à partir de la macrofaune benthique (Borja *et al.*, 2003 ; Muxika *et al.*, 2007 ; Tableau 4). Pour chaque habitat, ces deux indices ont été calculés en utilisant le logiciel AMBI 5.0 développé par AZTI-Tecnalia. Pour le calcul de l'AMBI, les espèces macrobenthiques sont réparties dans cinq groupes écologiques (G*I*, G*II*, G*III*, G*IV*, G*V*) en fonction de leur sensibilité aux perturbations, les espèces du groupe *I* étant les plus sensibles et les espèces du goupe *V* étant très opportunistes et peu sensibles. Pour chaque habitat, le pourcentage de chaque groupe écologique est ensuite pondéré par le poids de sa contribution dans la représentation du niveau de perturbation :

$$AMBI = ((0 \times \%GI) + (1{,}5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4{,}5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)) / 100$$

Étant fortement influencé par la sensibilité des espèces à la concentration en matière organique, l'AMBI est peu performant dans les milieux sous influence estuarienne.
Le M-AMBI repose sur une analyse factorielle en fonction de l'AMBI, de l'indice de biodiversité de Shannon (H') et de la richesse spécifique. Le M-AMBI est plus performant que l'AMBI pour détecter les perturbations dans les zones côtières, excepté celles affectant les sédiments grossiers non envasés.

Tableau 4. Valeurs de référence des indices biotiques AMBI et M-AMBI permettant de définir l'état écologique des habitats benthiques.

État écologique	**AMBI**	**M-AMBI**
Très bon	0 – 1,2	0,8 – 1
Bon	1,2 – 3,3	0,5 – 0,8
Moyen	3,3 – 4,3	0,4 – 0,5
Médiocre	4,3 – 5,5	0,2 – 0,4
Très mauvais	5,5 - 7	0 – 0,2

- Traits biologiques : Les caractéristiques fonctionnelles de chaque peuplement benthique ont été déterminées à partir d'informations disponibles dans les références bibliographiques (Bremner *et al.*, 2006) et dans certaines bases de données telles que MARLIN (http://www.marlin.ac.uk/species.php). Les traits biologiques ont ainsi été déterminés pour 446 espèces constituant la macrofaune benthique de Bretagne sud, qui ont ensuite été réparties dans différentes catégories fonctionnelles (Tableau 5). La proportion d'espèces ou d'individus de chaque catégorie a permis d'établir les caractéristiques fonctionnelles de chaque peuplement.

Tableau 5. Catégories fonctionnelles utilisées pour répartir les espèces de la macrofaune benthique de la frange côtière de Bretagne sud.

Trait biologique	**Catégories fonctionnelles**
Alimentation	carnivores, déposivores, suspensivores, herbivores, détritivores ou nécrophages.
Lien avec le substrat	fixé, libre, fouisseur ou tubicole
Position	endofaune ou épifaune
Forme	prostrée, globuleuse ou dressée
Mobilité	faible, moyenne ou importante
Taille	petite, moyenne ou grande
Fragilité	fragile, intermédiaire ou solide
Flexibilité	<10°, 10-45° ou >45°
Maturité sexuelle	1 an, 1-2 ans ou >2 ans
Longévité	<2 ans, 2-5 ans ou >5ans
Durée de la vie larvaire	aucune (développement direct), 2-10 jours, 11-30 jours, 1-2 mois ou 1-6 mois

2.2.6.3. Sélection et analyse des variables environnementales

Les éventuelles corrélations entre les variables environnementales ont été vérifiées en réalisant des diagrammes de Draftsman (logiciel PRIMER 6.1.13) et des tests de corrélation de Spearman (logiciel SIGMASTAT 3.0). Les variables environnementales présentant de fortes corrélations avec d'autres (Tests de corrélation de Spearman, $R^2 > 0,9$) ou ayant des variations nulles (ex : vitesse minimale du courant égale à 0 pour toutes les stations) ont été exclues de la matrice environnementale afin d'éviter les effets de redondance. Après normalisation des données environnementales, une analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée sur la matrice environnementale, comprenant 30 variables environnementales pour 95 stations (Tableau 6), afin de déterminer les principales influences environnementales de la frange côtière de Bretagne sud.

2.2.6.4. Analyse des relations entre l'environnement et la macrofaune

Les relations entre la matrice environnementale et la matrice faunistique de la frange côtière de Bretagne sud ont été établies aux moyens d'analyses statistiques multivariées réalisées avec le logiciel PRIMER 6.1.13. La procédure BIOENV utilise des tests de corrélation de Spearman afin de déterminer quelle combinaison de variables environnementales explique le mieux les variations observées dans la distribution spatiale de la macrofaune benthique. Le coefficient de corrélation obtenu varie de 0 (pas de corrélation) à 1. La procédure DISTLM a été utilisée afin de déterminer les variables environnementales qui ont une influence significative ($p < 0,01$) sur la distribution des espèces benthiques et de quantifier leurs effets. Cette procédure permet d'additionner le pourcentage de variations spatiales expliquées par chaque variable environnementale en tenant compte des interactions entre plusieurs variables.

2.2.6.5. Caractéristiques environnementales associées aux peuplements benthiques

Les variables environnementales ont été moyennées sur l'ensemble des stations d'échantillonnages biologiques montrant des assemblages d'espèces appartenant au même type de peuplement benthique. Après avoir vérifié la normalité et l'égalité des variances, les caractéristiques environnementales ont été comparées en utilisant des analyses de variance (ANOVA) à un facteur, associées, lorsque cela était approprié, à des tests de Student-Newman-Keuls (SNK).

Tableau 6. Variables environnementales sélectionnées pour chacune des 95 stations d'échantillonnages.

Variables morpho-sédimentaires	**Variables physico-chimiques**
Teneur en vase (%)	Température moyenne (°C)
Diamètre sphérique équivalent moyen (mm)	Variabilité de la température (°C)
Indice de dispersion	Température maximale (°C)
Bathymétrie (m)	Température minimale (°C)
	Salinité moyenne
	Variabilité de la salinité
	Salinité maximale
Variables hydrodynamiques	Salinité minimale
Vitesse moyenne du courant ($m.s^{-1}$)	Saturation moyenne en oxygène (%)
Variabilité de la vitesse du courant ($m.s^{-1}$)	Variabilité de la saturation en oxygène (%)
Vitesse maximale du courant ($m.s^{-1}$)	Saturation minimale en oxygène (%)
Agitation significative moyenne des vagues ($m.s^{-1}$)	Concentration moyenne en MES ($mg.L^{-1}$)
Variabilité de l'agitation significative des vagues ($m.s^{-1}$)	Variabilité de la concentration en MES ($mg.L^{-1}$)
Agitation significative maximale des vagues ($m.s^{-1}$)	Concentration maximale en MES ($mg.L^{-1}$)
	Concentration minimale en MES ($mg.L^{-1}$)
	Concentration moyenne en chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)
	Variabilité de la concentration en chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)
Variable géographique	Concentration maximale en chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)
Longitude (°)	Concentration minimale en chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)

2.3. Résultats

2.3.1. Identification des peuplements benthiques

L'inventaire de la macrofaune présente dans les 95 stations de la frange côtière de Bretagne sud explorées dans le cadre du volet sectoriel du REBENT a permis d'identifier 551 espèces. Plusieurs de ces espèces, telles que les polychètes *Chaetozone corona*, *Goniadella gracilis*, *Loimia medusa*, *Lumbrinereides amoureuxii*, *Malmgreniella lilianae* et *Metasychis gotoi*, n'avaient pas encore été signalées en Bretagne sud. En termes de richesse spécifique, les groupes taxonomiques les plus représentés sont les polychètes (44 %), les crustacés (25 %), les mollusques (22 %) et les échinodermes (3 %). En termes d'abondance, 55 % des individus sont des polychètes, 16 % sont des crustacés, 13 % sont des mollusques et 12 % sont des échinodermes. Les espèces les plus fréquemment observées sont les polychètes *Notomastus latericeus* (76 stations), *Lumbrinereis gracilis* (64 stations), *Owenia fusiformis* (59 stations) et *Pholoe inornata* (55 stations).

Les analyses multivariées (Cluster et MDS ; Figure 10) montrent le degré de similarité des assemblages d'espèces dans les stations de la frange côtière de Bretagne sud explorées dans le cadre des études sectorielles du REBENT. Le regroupement des stations du REBENT présentant au moins 26 % de similarité au niveau de la présence et de l'abondance des espèces macrobenthiques a permis d'identifier 10 peuplements benthiques (A - J) au niveau de la frange côtière de Bretagne sud (Test SIMPROF ; p = 1 % ; Figure 10). Correspondant respectivement à 20, 15 et 14 stations du REBENT, les peuplements H, J et F sont les plus représentés (Figure 11 et Tableau 7). Les peuplements A, B, D, E, G et I regroupent entre 6 e 10 stations du REBENT, alors que le peuplement C correspond à une seule station. La plus grande similarité (42,8 %) entre les stations est obtenue pour le peuplement D, tandis que la plus faible (22,1 %) correspond au peuplement B (Tableau 7). La richesse spécifique des peuplements varie de 17 à 300 espèces, tandis que la densité d'individus varie de 96 à 1838 individus.m^{-2}. Les peuplements B, D, F, G et H montrent une relativement faible équitabilité (J') entre les abondances d'espèces, du fait de la forte dominance d'un petit nombre d'entre elles (N2). La structure fonctionnelle présente de grandes variations entre les peuplements (Tableau 7, Figures 12, 13 et 14).

Au regard du calcul des indices biotiques (AMBI et M-AMBI), les compositions faunistiques des peuplements benthiques identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT en Bretagne sud indiquent un très bon ou un bon état écologique des eaux côtières (Figure 15). Les peuplements F, H et J montrent néanmoins un état transitoire du milieu qui pourrait être le résultat de pollutions ou de perturbations légères.

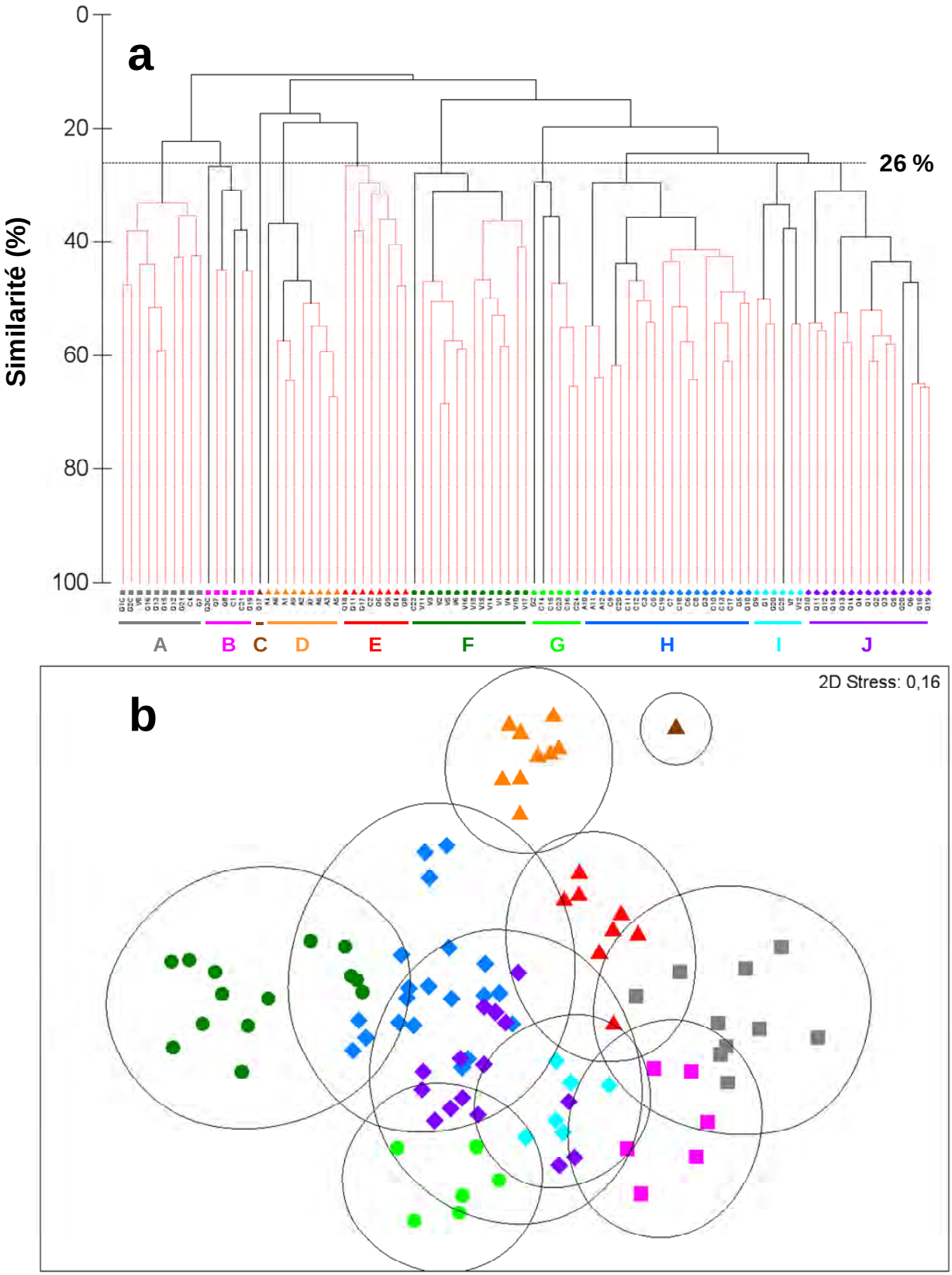


Figure 10. Analyses multivariées montrant le regroupement des stations d'échantillonnage biologique de la frange côtière de Bretagne sud en fonction de la présence et de l'abondance des espèces macrobenthiques. Au niveau du cluster (a), la procédure SIMPROF permet de déterminer les stations qui peuvent être regroupées avec moins de 1 % d'erreur (pointillés rouges) et d'établir le seuil maximal de similarité (26 %) permettant de regrouper les stations au sein d'un même type de peuplement benthique. La MDS (b) montre une représentation bi-dimensionnelle de la répartition des stations en fonction de leurs assemblages d'espèces.

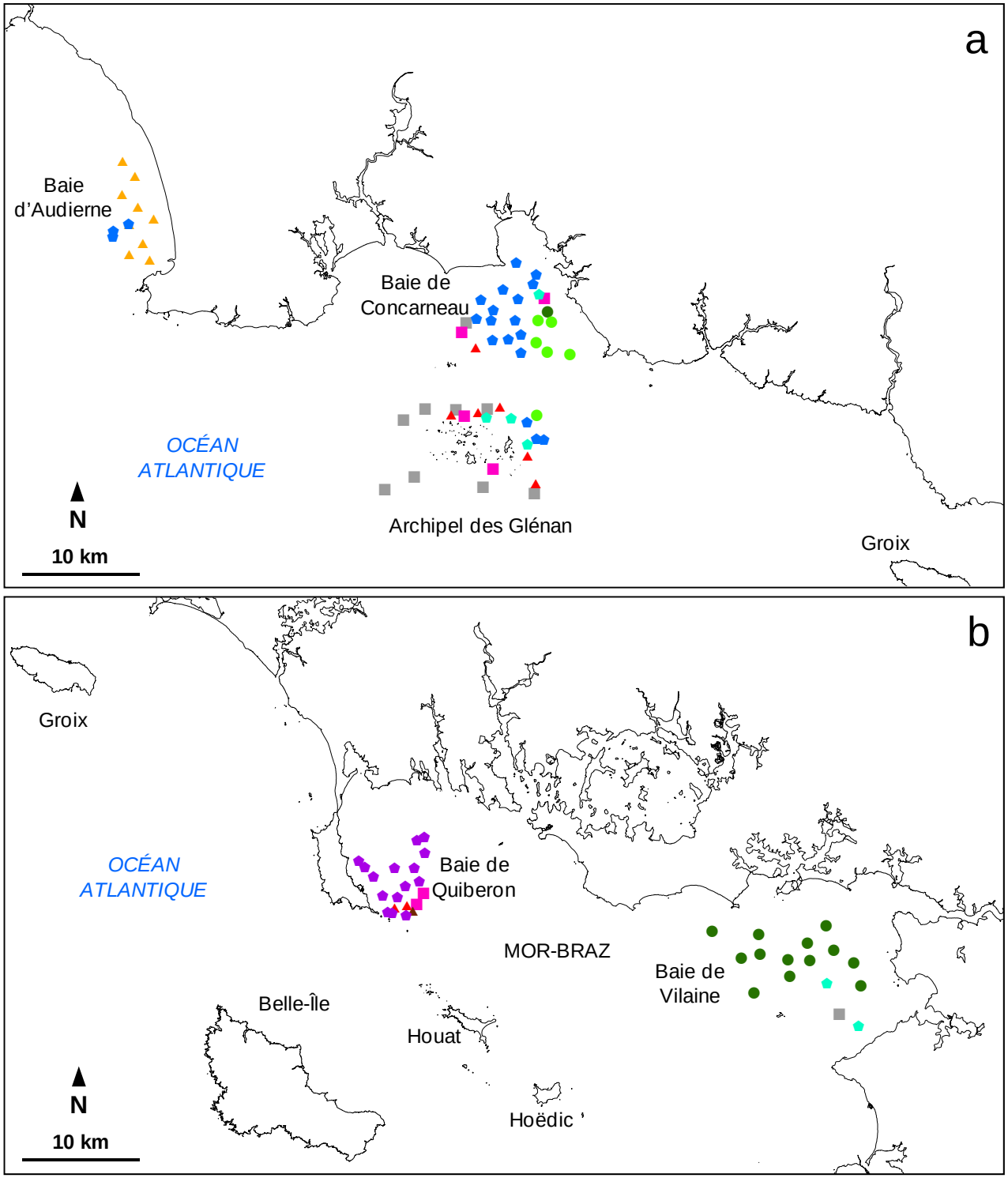


Figure 11. Distribution géographique des 10 peuplements benthiques (A - J) identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT réalisés sur la frange côtière de Bretagne sud, dans la partie occidentale (a) et dans la partie orientale ou « Mor-Braz » (b).

Tableau 7. Caractéristiques biologiques des 10 peuplements benthiques (A - J) identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT réalisés sur la frange côtière de Bretagne sud. Les caractéristiques biologiques sont définies pour l'ensemble des stations présentant le même type de peuplement. Les trois principales espèces caractéristiques sont données pour chaque peuplement avec leur pourcentage d'indication (IndVal).

Peuplement	Nombre de stations	Similarité moyenne des stations (%)	Espèces caractéristiques (IndVal)	Traits biologiques dominants	Richesse spécifique	Densité d'individus (ind.m^{-2})	Indice de Shannon (H')	Indice de Piélou (J')	Indice de Hill (N1)	Indice de Hill (N2)
A	10	29,8	*Pisione remota* (76 %) *Protodorvillea kefersteini* (71 %) *Lumbrinereides amoureuxi* (54 %)	Carnivores Épifaune mobile, flexible Turn-over rapide	167	405	5,88	0,80	58,88	31,16
B	6	22,1	*Aonides oxycephala* (85 %) *Animoceradocus semiserratus* (82 %) *Clausinella fasciata* (77 %)	Carnivores / Suspensivores Épifaune mobile, flexible	218	1838	5,13	0,66	35,11	10,43
C	1	Non calculée	*Travisia forbesii* (100 %) *Bathyporeia elegans* (90 %) *Glycera oxycephala* (89 %)	Carnivores / Déposivores Endofaune mobile, petite Vie larvaire longue	17	96	3,53	0,86	11,57	8
D	9	42,8	*Scolelepis cantabra* (97 %) *Magelona johnstoni* (91 %) *Iphinoe trispinosa* (89 %)	Déposivores Endofaune	88	418	4,11	0,64	17,27	6,67
E	8	23,4	*Scoloplos armiger* (55 %) *Gari fervensis* (48 %) *Poecilochaetus serpens* (42 %)	Aucune tendance nette	186	443	6,11	0,81	69,11	32,20
F	14	27,5	*Sternaspis scutata* (100 %) *Nephtys hystricis* (68 %) *Kurtiella bidentata* (60 %)	Déposivores Endofaune	86	390	4,16	0,65	17,90	9,86
G	6	34,1	*Haploops* sp. (100 %) *Pista elongata* (60 %) *Terebellides stroemi* (60 %)	Déposivores / Suspensivores Épifaune peu mobile Développement direct	105	588	3,50	0,52	11,32	3,27
H	20	37,5	*Amphiura filiformis* (81 %) *Thyasira flexuosa* (45 %) *Pholoe inornata* (37 %)	Déposivores / Suspensivores Endofaune peu mobile, flexible Vie larvaire longue	208	778	4,78	0,62	27,41	7,01
I	6	32,7	*Pista cristata* (54 %) *Sthenelais boa* (53 %) *Leptochiton asellus* (48 %)	Aucune tendance nette	174	807	5,77	0,78	54,61	24,31
J	15	32,8	*Ampharete finmarchica* (81 %) *Dipolydora caeca* (78 %) *Drilonereis filum* (70 %)	Épifaune Turn-over rapide	300	1340	6,21	0,75	74,10	34,30

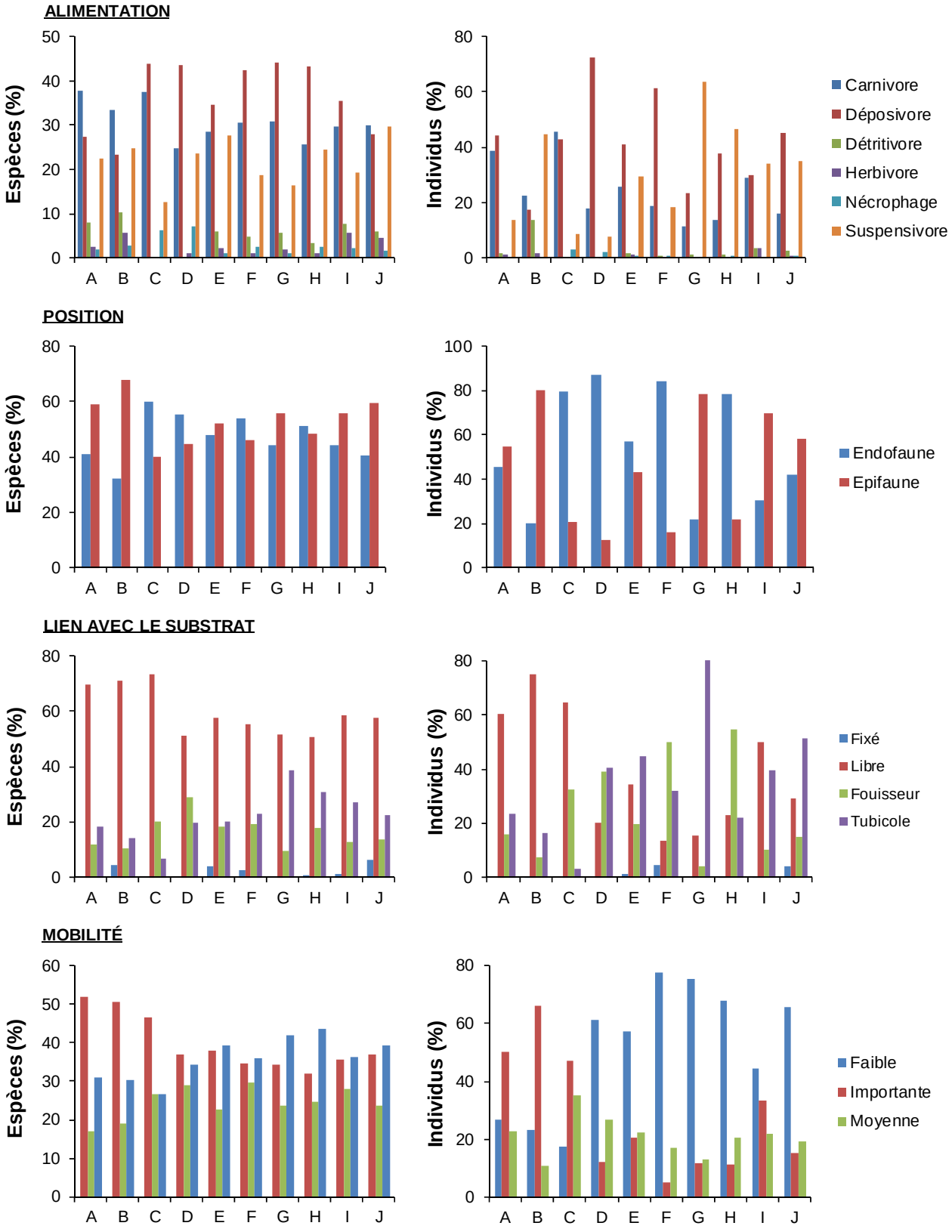


Figure 12. Caractéristiques fonctionnelles (alimentation, position, lien avec le substrat et mobilité) des peuplements benthiques de la frange côtière de Bretagne sud.

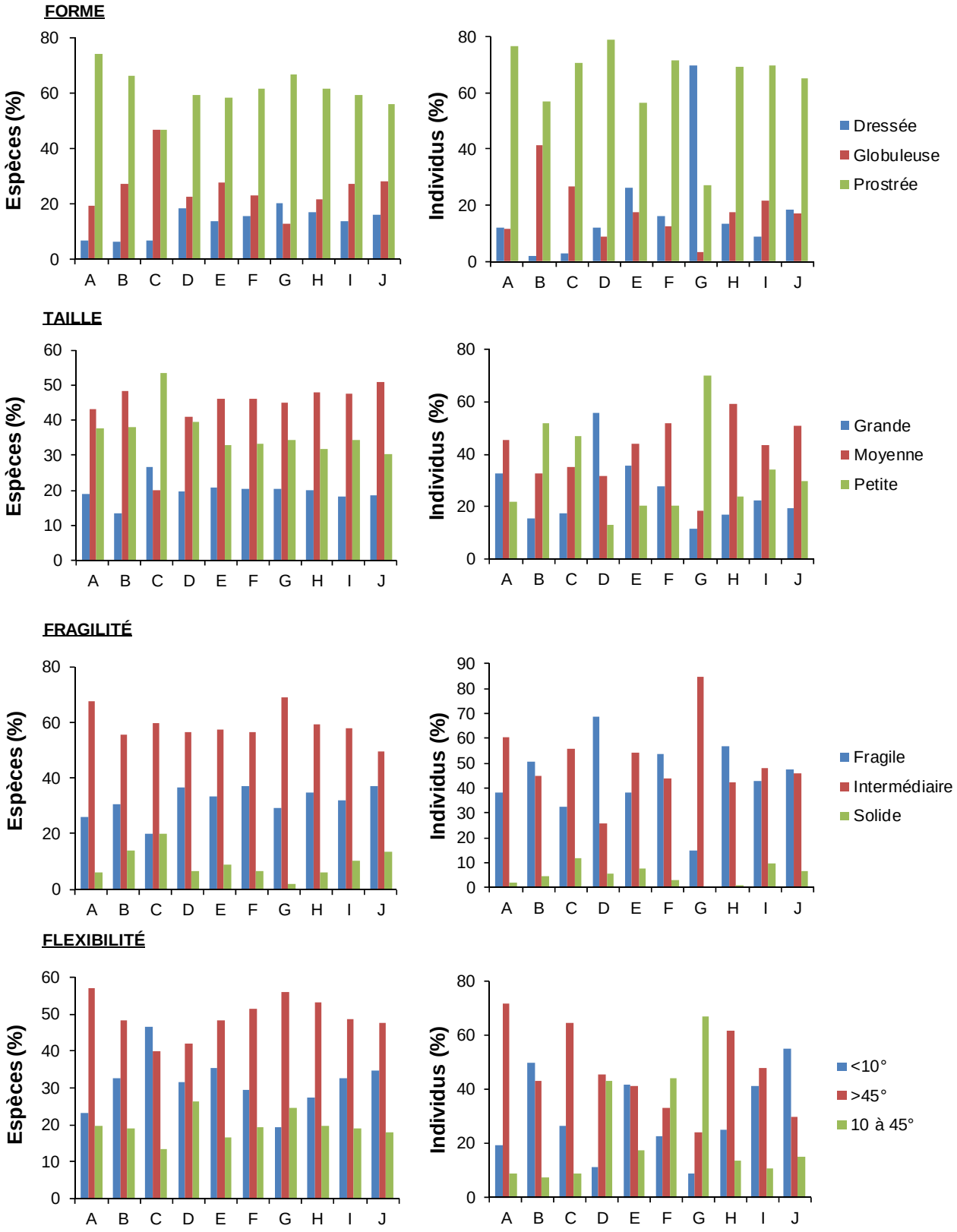


Figure 13. Caractéristiques fonctionnelles (forme, taille, fragilité et flexibilité) des peuplements benthiques de la frange côtière de Bretagne sud.

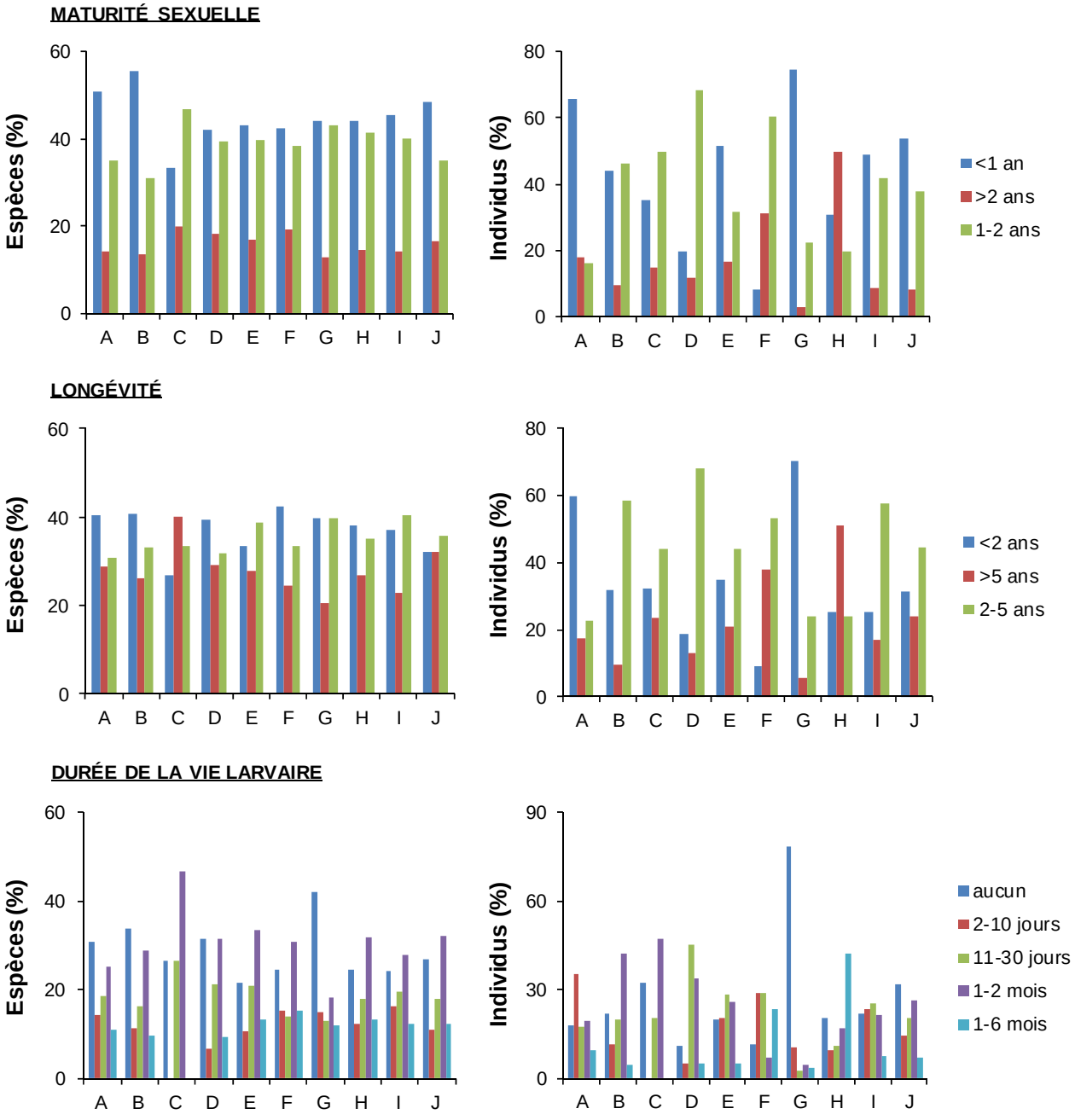


Figure 14. Caractéristiques fonctionnelles (maturité sexuelle, longévité et durée de la vie larvaire) des peuplements benthiques de la frange côtière de Bretagne sud.

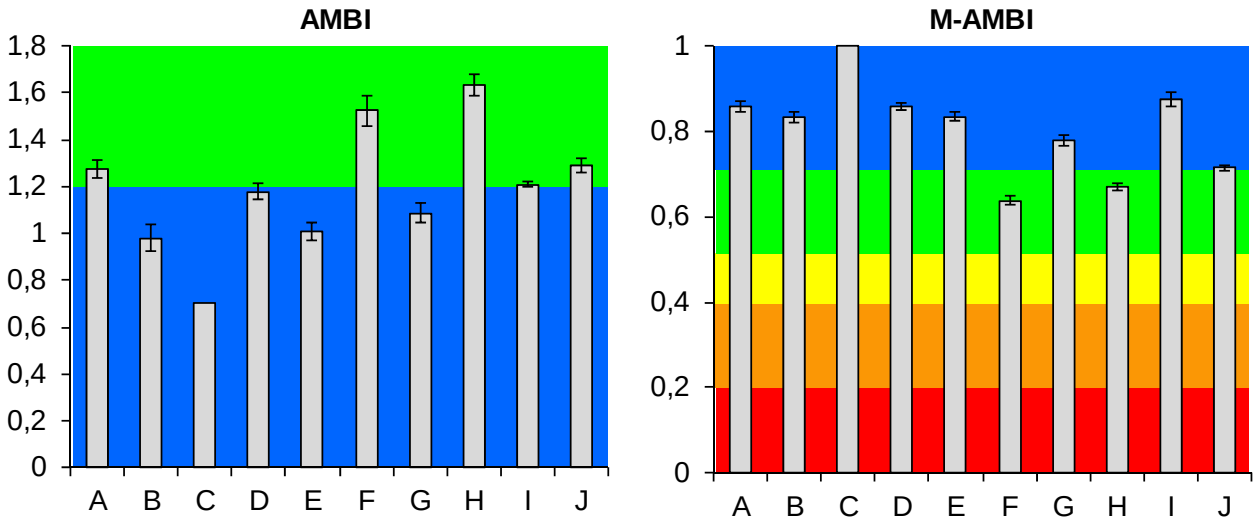


Figure 15. Valeurs des indices biotiques (AMBI et M-AMBI) pour les peuplements benthiques (A – J) identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT en Bretagne sud. Les couleurs indiquent l'état écologique de chaque peuplement (bleu = très bon ; vert = bon ; jaune = moyen ; orange = médiocre ; rouge = mauvais).

2.3.2. Principales influences environnementales

L'axe 1 (PC1, Figure 16) de l'ACP indique que 54,6 % des variations environnementales observées entre les stations du REBENT sectoriel sont principalement dues à la salinité, à la concentration en chlorophylle-a, à la température et à la concentration en matières en suspension. Ces résultats montrent l'influence prédominante de la Vilaine et de la Loire sur la frange côtière de Bretagne sud, dont les panaches, qui peuvent s'étendre jusqu'à la baie d'Audierne, créent un gradient décroisant d'influence estuarienne de l'est vers l'ouest. Ce gradient est clairement visible sur l'analyse des variables environnementales, révélant ainsi une délimitation nette entre la partie orientale (baies de Vilaine et de Quiberon) de la frange côtière de Bretagne sud qui est sous une influence à dominante estuarienne et la partie occidentale (archipel des Glénan, baies de Concarneau et d'Audierne) qui est sous une influence à dominante océanique. Les apports continentaux sont responsables de dessalures régulières et d'une grande variabilité des propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau dans la partie orientale de la frange côtière de Bretagne sud correspondant au Mor-Braz. En 2009, les modèles environnementaux indiquent que la salinité varie entre 26,9 et 34,4 dans la baie de Vilaine, et entre 28,6 et 34,6 dans la baie de Quiberon. En revanche, dans la partie occidentale, la salinité varie entre 32,7 et 35,1. La variabilité moyenne de la salinité est de 1,10 ± 0,15 dans la partie orientale et de 0,42 ± 0,07 dans la partie occidentale, tandis que celle de la température est de 3,57 ± 0,09 °C dans la partie orientale et 2,92 ± 0,19 °C dans la partie occidentale. En 2009, la concentration moyenne en MES est de 6,01 ± 0,76 $mg.L^{-1}$ dans la baie de Vilaine, de 3,46 ± 0,19 $mg.L^{-1}$ dans la baie de Quiberon et de 1,71 ± 0,16 $mg.L^{-1}$ dans la partie occidentale de la frange côtière de Bretagne sud. La concentration moyenne en chlorophylle-a est de 3,02 ± 0,58 $\mu g.L^{-1}$ dans la baie de Vilaine, de 2,28 ± 0,30 $\mu g.L^{-1}$

dans la baie de Quiberon et de 1,20 ± 0,42 µg.L^{-1} dans la partie occidentale de la frange côtière de Bretagne sud.

L'axe 2 (PC2, Figure 16) de l'ACP montre que la saturation en oxygène et l'hydrodynamisme (vitesse du courant et agitation significative des vagues) contribuent significativement à expliquer 17,8 % des variations environnementales entre les stations. Les zones présentant un fort hydrodynamisme (vitesse moyenne du courant > 0,10 $m.s^{-1}$; agitation moyenne des vagues > 0,20 $m.s^{-1}$) sont également caractérisées par des hypoxies hivernales moins marquées (saturation en oxygène > 70 %) et par des températures moyennes généralement plus élevées (> 13 °C). En revanche, lorsque l'hydrodynamisme est faible, la saturation en oxygène peut chuter jusqu'à 58 % en été et la température moyenne est inférieure à 13 °C. En général, un hydrodynamisme fort est également associé à de très faibles teneurs en vase du sédiment. La morpho-sédimentologie (granulométrie et bathymétrie) ne contribue qu'à expliquer 3,2 % (axe 5 de l'ACP) des différences environnementales entre les stations.

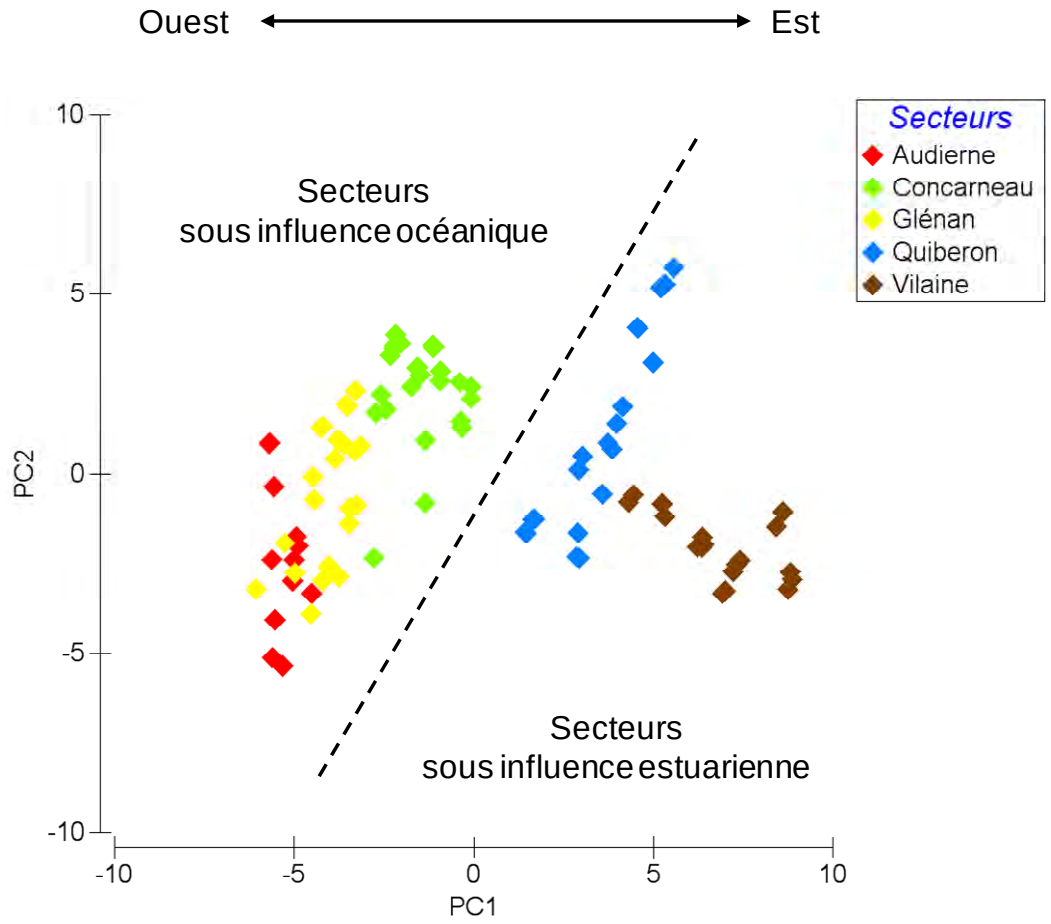


Figure 16. Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales correspondant aux stations explorées par le REBENT dans 5 secteurs (Baie d'Audierne, baie de Concarneau, baie de Quiberon, baie de Vilaine et archipel des Glénan) de la frange côtière de Bretagne sud.

2.3.3. Relations entre l'environnement et la macrofaune

La procédure BIOENV indique que la meilleure corrélation (coefficient de corrélation = 0,60) entre les matrices faunistiques et environnementales est obtenue lorsque l'on combine huit variables environnementales correspondant à la teneur en vase, l'agitation moyenne des vagues, le diamètre moyen des grains, la variabilité de la température, la vitesse maximale du courant, la variabilité de la concentration en matières en suspension, la variabilité de la saturation en oxygène et l'indice de dispersion (Tableau 8). Avec un coefficient de corrélation de 0,34, la teneur en vase apparaît comme le facteur environnemental présentant la plus forte corrélation avec la distribution spatiale des espèces macrobenthiques. Entre quatre et huit variables combinées, la corrélation entre les matrices faunistique et environnementale montre une faible augmentation avec un coefficient de corrélation qui passe de 0,57 à 0,60.

Tableau 8. Meilleures corrélations (procédure BIOENV) entre un nombre croissant de variables environnementales combinées et la distribution des espèces macrobenthiques sur la frange côtière de Bretagne sud.

Nombre de variables combinées	Coefficient de corrélation	Variables combinées
8	0,60	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains, variabilité de la température, vitesse maximale du courant, variabilité de la concentration en MES, variabilité de la saturation en oxygène, indice de dispersion du sédiment
7	0,59	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains, variabilité de la température, vitesse maximale du courant, variabilité de la concentration en MES, variabilité de la saturation en oxygène
6	0,59	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains, variabilité de la température, vitesse maximale du courant, variabilité de la concentration en MES
5	0,58	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains, variabilité de la température, vitesse maximale du courant
4	0,57	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains, variabilité de la température
3	0,54	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues, diamètre moyen des grains
2	0,47	Teneur en vase, agitation moyenne des vagues
1	0,34	Teneur en vase

La procédure DISTLM montre que sur les trente variables environnementales testées, seize ont un impact hautement significatif ($p < 0,01$) sur la distribution spatiale des espèces benthiques et permettent d'expliquer 51 % des variations de cette distribution (Tableau 9). La teneur en vase explique à elle seule 11 % de ces variations. Les variables morpho-sédimentaires (teneur en vase, diamètre moyen des grains, indice de dispersion du sédiment et bathymétrie), issues des études sectorielles du REBENT et généralement utilisées pour définir les habitats benthiques, expliquent 22 % de la répartition spatiale des espèces macrobenthiques. Les variables hydrodynamiques et physico-chimiques générées à partir des modèles numériques du projet PREVIMER fournissent 29 % d'explication. Les variables physico-chimiques (variabilité de la température, variabilité de la concentration en MES, variabilité de la salinité, concentration moyenne en MES, variabilité de la concentration en chlorophylle-a et salinité maximale) fortement dépendantes du gradient environnemental généré par les estuaires de la Loire et de la Vilaine permettent d'expliquer 16 % de la distribution spatiale de la macrofaune. Une autre variable physico-chimique importante est la saturation minimale en oxygène qui est responsable de 6 % des variations de la répartition spatiale des espèces. L'agitation moyenne des vagues et la vitesse maximale du courant expliquent chacune 2 % de ces variations.

Tableau 9. Hiérarchisation des variables environnementales ayant un impact significatif sur la distribution de la macrofaune benthique de la frange côtière de Bretagne sud. Le pourcentage d'explication supplémentaire fourni par l'addition de chacune des variables est cumulé à chaque niveau.

Variable	Significativité (p)	Pourcentage d'explication individuel	Pourcentage d'explication cumulé
Teneur en vase	0,001	11	11
Saturation minimale en oxygène	0,001	6	17
Diamètre moyen des grains	0,001	5	22
Variabilité de la température	0,001	4	26
Indice de dispersion du sédiment	0,001	4	30
Agitation moyenne des vagues	0,001	2	32
Variabilité de la concentration en MES	0,001	3	35
Variabilité de la salinité	0,001	3	38
Vitesse maximale du courant	0,001	2	40
Concentration moyenne en MES	0,001	2	42
Variabilité de la concentration en chl-a	0,001	2	44
Profondeur	0,001	2	46
Température moyenne	0,002	2	48
Salinité maximale	0,002	1	49
Variabilité de la saturation en oxygène	0,010	1	50
Concentration minimale en chl-a	0,007	1	51

Tableau 10. Caractéristiques environnementales des 10 peuplements benthiques (A - J) identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT réalisés sur la frange côtière de Bretagne sud. Les données hydrologiques correspondent aux valeurs moyennes annuelles calculées au niveau du fond à partir des simulations générées par les modèles numériques utilisés dans le cadre du projet PREVIMER.

Peuplement	Granulométrie	Bathymétrie	Hydrodynamisme	Variabilité environnementale	Propriétés physico-chimiques
A	Grossier (1,9 ± 0,6 mm) Homogène (1,1 ± 0,1) Non envasé (0,1 ± 0,1 %)	Profond (26,8 ± 4,0 m)	Courant fort (0,15 ± 0,01 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,23 ± 0,02 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (2,1 ± 0,5 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,4 ± 0,3) Forte saturation en oxygène (93,5 ± 0,5 %)
B	Grossier (2,4 ± 0,6 mm) Peu homogène (1,4 ± 0,2) Non envasé (0,8 ± 0,7 %)	Peu profond (12,2 ± 2,3 m)	Courant moyen (0,11 ± 0,01 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,25 ± 0,03 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (2,3 ± 0,3 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,2 ± 0,2) Forte saturation en oxygène (93,5 ± 0,0 %)
C	Moyen (0,5 mm) Homogène (1,1) Non envasé (0,03 %)	Peu profond (10,4 m)	Courant fort (0,15 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,18 $m.s^{-1}$)	Forte	Turbidité intermédiaire (3,4 $mg.L^{-1}$) Salinité intermédiaire (33,6) Forte saturation en oxygène (93,4)
D	Fin (0,2 ± 0,0 mm) Homogène (0,6 ± 0,0) Non envasé (1,4 ± 0,0 %)	Profond (19,8 ± 2,5 m)	Courant fort (0,16 ± 0,03 $m.s^{-1}$) Vagues fortes (0,43 ± 0,05 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (1,7 ± 0,0 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,7 ± 0,1) Forte saturation en oxygène (94,2 ± 0,0 %)
E	Moyen (0,6 ± 0,2 mm) Homogène (1,2 ± 0,2) Non envasé (0,1 ± 0,0 %)	Profond (19,3 ± 2,8 m)	Courant moyen (0,11 ± 0,02 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,22 ± 0,01 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (2,1 ± 0,3 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,3 ± 0,2) Forte saturation en oxygène (92,9 ± 0,2 %)
F	Fin (0,1 ± 0,0 mm) Homogène (1,0 ± 0,3) Très envasé (72,5 ± 9,5 %)	Peu profond (10,3 ± 1,6 m)	Courant faible (0,07 ± 0,01 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,19 ± 0,01 $m.s^{-1}$)	Forte	Forte turbidité (5,7 ± 0,5 $mg.L^{-1}$) Salinité faible (32,7 ± 0,2) Saturation intermédiaire en oxygène (92,2 ± 0,6 %)
G	Fin (0,2 ± 0,1 mm) Peu homogène (1,7 ± 0,3) Très envasé (58,1 ± 6,9 %)	Profond (24,8 ± 1,5 m)	Courant faible (0,07 ± 0,00 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,18 ± 0,02 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (1,6 ± 0,0 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,4 ± 0,0) Faible saturation en oxygène (90,4 ± 0,0 %)
H	Fin (0,3 ± 0,2 mm) Peu homogène (1,5 ± 0,2) Envasé (22,5 ± 6,4 %)	Profond (23,1 ± 3,3 m)	Courant faible (0,08 ± 0,01 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,20 ± 0,02 $m.s^{-1}$)	Faible	Faible turbidité (1,7 ± 0,1 $mg.L^{-1}$) Salinité élevée (34,5 ± 0,0) Faible saturation en oxygène (91,5 ± 0,0 %)
I	Moyen (1,5 ± 0,2) Hétérogène (2,6 ± 0,1) Envasé (9,3 ± 1,8 %)	Peu profond (13,6 ± 2,5 m)	Courant moyen (0,12 ± 0,02 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,22 ± 0,01 $m.s^{-1}$)	Forte	Turbidité intermédiaire (3,1 ± 0,8 $mg.L^{-1}$) Salinité intermédiaire (33,8 ± 0,4) Saturation intermédiaire en oxygène (92,4 ± 0,0 %)
J	Fin (0,3 ± 0,1 mm) Peu homogène (1,7 ± 0,2) Envasé (19,7 ± 6,6 %)	Peu profond (9,8 ± 0,9 m)	Courant moyen (0,10 ± 0,01 $m.s^{-1}$) Vagues faibles (0,16 ± 0,02 $m.s^{-1}$)	Forte	Turbidité intermédiaire (3,5 ± 0,1 $mg.L^{-1}$) Salinité intermédiaire (33,3 ± 0,0) Faible saturation en oxygène (91,5 ± 0,7 %)

Les variables environnementales ayant une influence sur la distribution de la macrofaune benthique ont été utilisées pour décrire l'habitat physique associé à chacun des dix peuplements benthiques (A - J) identifiés à partir des travaux sectoriels du REBENT en Bretagne sud (cf. 2.3.1). Cette caractérisation environnementale a été réalisée en moyennant les données environnementales annuelles déterminées pour chacune des stations d'échantillonnage présentant le même type de peuplement benthique (Tableau 10, Figures 17, 18 et 19).

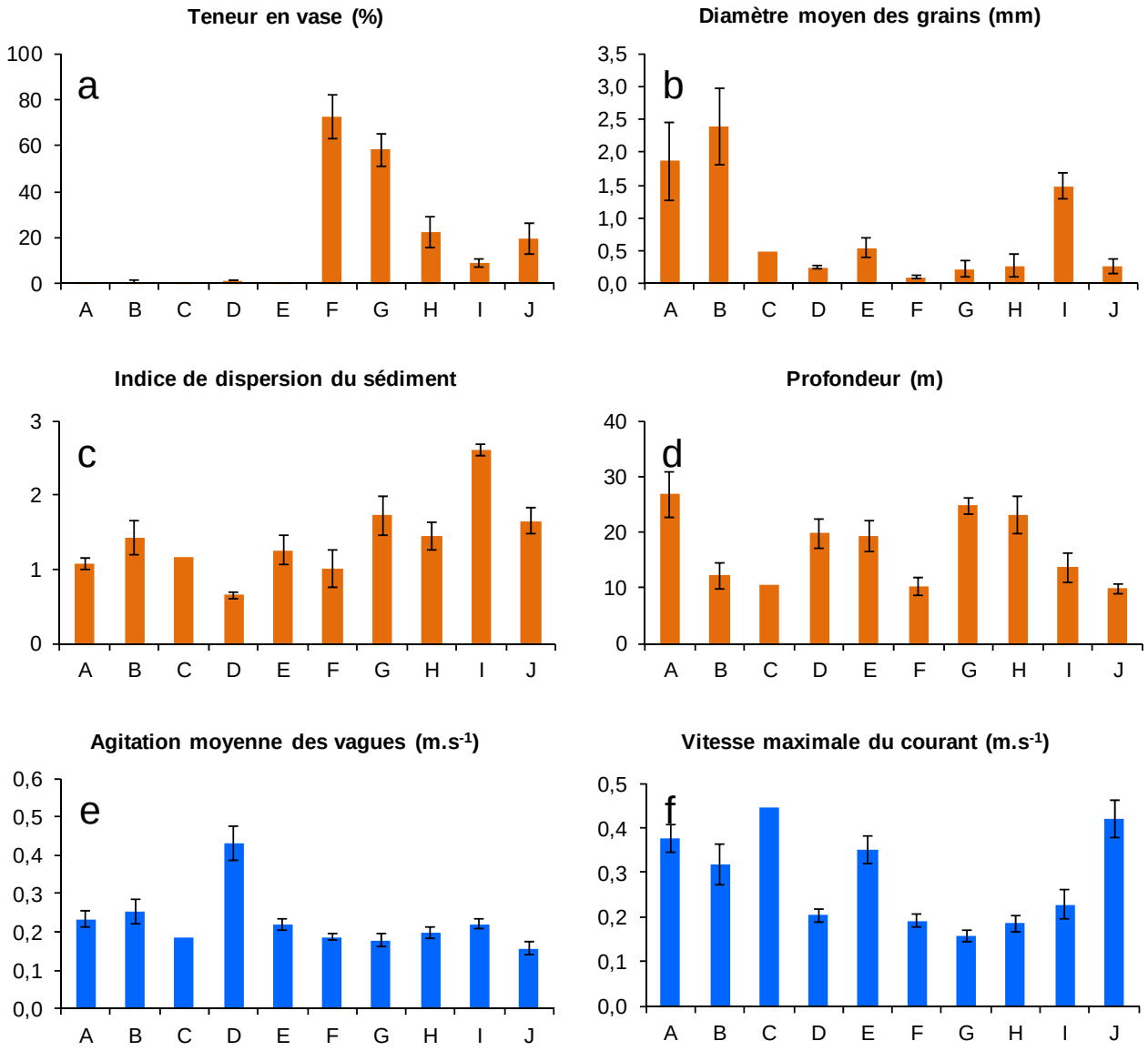


Figure 17. Variables morpho-sédimentaires (a - d) et hydrodynamiques (e - f) ayant une influence significative ($p < 0,01$) sur la distribution de la macrofaune benthique de la frange côtière de Bretagne sud.

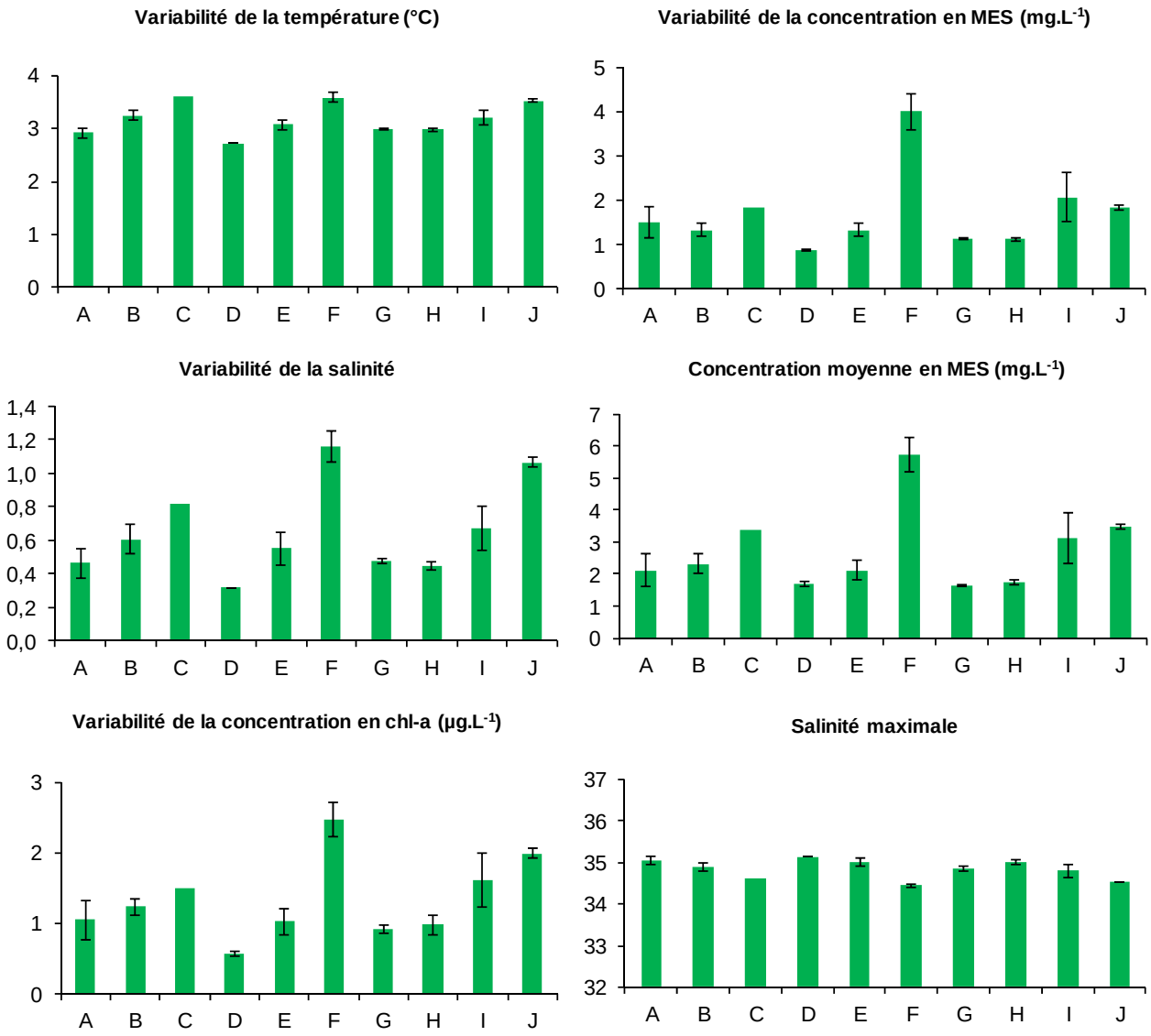


Figure 18. Variables physico-chimiques fortement liées au gradient estuarien est-ouest et ayant une influence significative ($p < 0,01$) sur la distribution de la macrofaune benthique de la frange côtière de Bretagne sud.

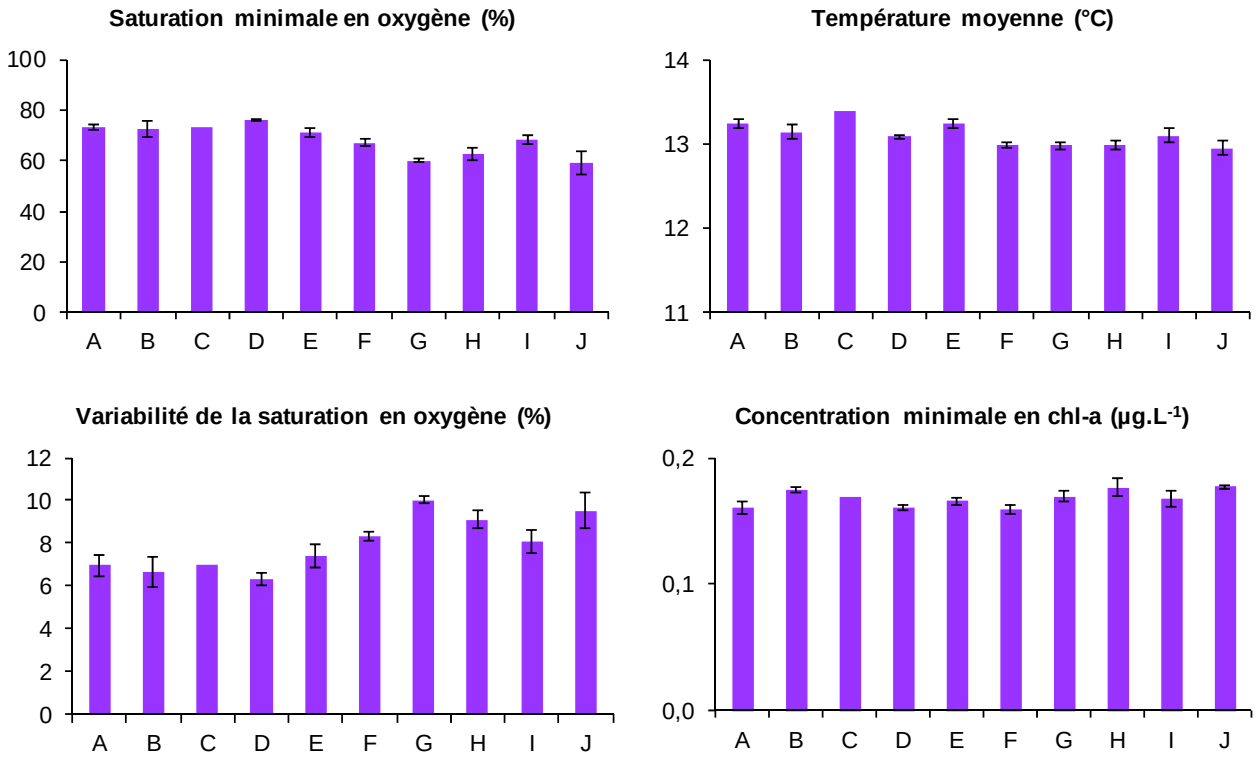


Figure 19. Variables physico-chimiques peu liées au gradient estuarien est-ouest et ayant une influence significative ($p < 0,01$) sur la distribution de la macrofaune benthique de la frange côtière de Bretagne sud.

2.3.4. Caractérisation biologique et environnementale des habitats benthiques

2.3.4.1. Habitat des sables grossiers non envasés (A)

L'habitat des sables grossiers non envasés (Figure 20) présente des teneurs en vase variant de 0 à 0,9 % et est caractérisé par des courants de marée relativement forts (vitesse moyenne du courant = 0,15 ± 0,01 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,49 $m.s^{-1}$). La distribution géographique de cet habitat en Bretagne sud correspond ainsi à des zones directement exposées aux courants de marée telles que la périphérie de l'archipel des Glénan (excepté dans la partie nord-est), le sud-ouest de la baie de Concarneau et le sud-est de la baie de Vilaine. Dans ces zones, généralement assez profondes (26,8 ± 4,0 m), l'agitation des vagues est modérée et la variabilité des conditions physico-chimiques est relativement faible. Cette faible variabilité se retrouve également dans la partie sud-est de la baie de Vilaine qui semble relativement abritée du panache estuarien de la Vilaine. Avec 167 espèces inventoriées et une densité de 405 $individus.m^{-2}$, l'habitat des sables grossiers non envasés est caractérisé par une biodiversité importante (H' = 5,88) et ne présente pas de déséquilibre important dans les abondances des espèces (J' = 0,80). En termes de présence et d'abondance, les espèces caractéristiques de cet habitat sont les polychètes *Pisione remota* et *Protodorvillea kefersteini*. L'amphioxus, *Branchiostoma lanceolatum*, une espèce inféodée aux sédiments grossiers balayés par de forts courants, est présent dans 70 % des stations de sables grossiers non envasés. Dix-sept espèces électives ont été identifiées dans l'ensemble de ces stations, dont le polychète

Polygordius appendiculatus, présent dans 50 % des stations. Cet habitat benthique se caractérise par une prédominance de l'épifaune (59 % des espèces), ainsi que des espèces carnivores (38 %), très mobiles (52 %) et très flexibles (57 %). L'importance des espèces ayant une longévité courte (40 %) et une maturité sexuelle précoce (51 %) suggère également un renouvellement rapide des populations. Ce type d'habitat comporte également peu d'espèces dressées (19 %), probablement en relation avec l'instabilité du sédiment générée par l'hydrodynamisme important.

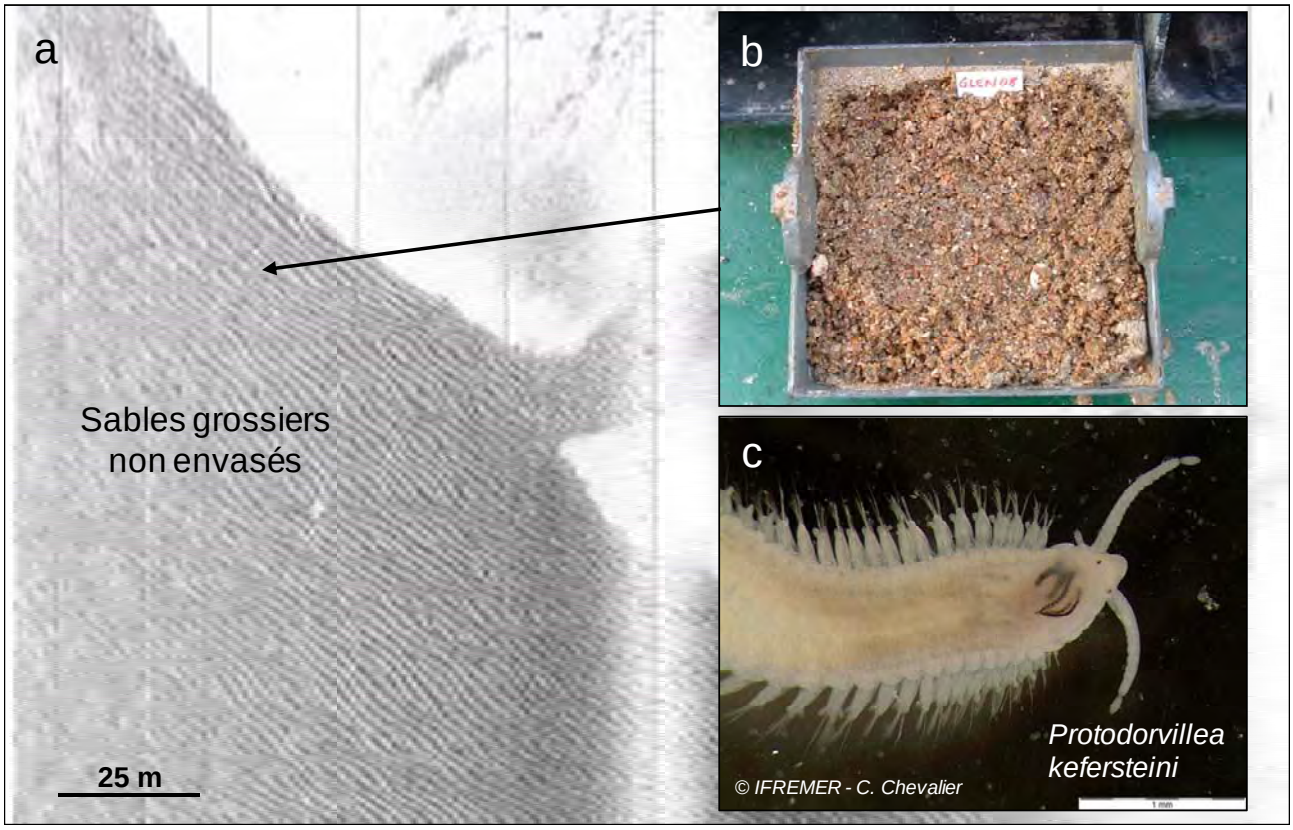


Figure 20. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des sables grossiers non envasés à l'ouest de l'archipel des Glénan. Le polychète *Protodorvillea kefersteini* (c) est une espèce caractéristique de cet habitat.

2.3.4.2. Habitat de maërl non envasé (B)

Le maërl désigne un assemblage de thalles libres (quelques mm) d'algues rouges calcaires dont les caractéristiques granulométriques correspondent à un sédiment grossier relativement homogène (Figure 21). Néanmoins, contrairement à l'habitat des sables grossiers non envasés, l'habitat de maërl se trouve dans des zones de courants plus modérés (vitesse moyenne du courant = 0,11 ± 0,01 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,39 $m.s^{-1}$) et à des profondeurs moins importantes (12,2 ± 2,3 m). Ces différences sont à mettre en relation avec l'écophysiologie des algues rouges calcaires (cf. Chapitre 3). En effet, la décroissance de l'intensité de la lumière incidente avec l'augmentation de la profondeur limite la photosynthèse et, par conséquent, le développement des algues. De

même, la présence de ce type d'habitat dans des zones non envasées (teneur en vase = 0,8 ± 0,7 %) et éloignées des estuaires peut également s'expliquer par l'effet limitant de la turbidité sur la pénétration de la lumière incidente dans la colonne d'eau. De plus, des courants trop forts peuvent limiter la croissance des thalles et les disperser. L'habitat de maërl abrite une importante richesse spécifique (218 espèces) et la plus forte densité d'individus (1838 individus.m^{-2}) des habitats benthiques de Bretagne sud explorés par le REBENT. Ceci s'explique par la structure complexe résultant de l'accumulation de thalles calcaires plus ou moins ramifiés, qui offre une grande variété de micro-habitats comprenant à la fois des substrats durs, sur lesquels peuvent se fixer les espèces sessiles, et des interstices de tailles variables, dans lesquels peuvent circuler les espèces vagiles. Vingt-neuf espèces sont inféodées à l'habitat de maërl dont les espèces caractéristiques sont le polychète *Aonides oxycephala*, l'amphipode *Animoceradoccus semiserratus* et le bivalve *Clausinella fasciata*. En Bretagne nord, dans la baie de Morlaix, l'amphipode *A. (= Ceradocus) semiserratus* a également été identifié comme une espèce caractéristique des fonds de maërl (Cabioch, 1968). De même, l'amphipode *Gammarella fucicola,* caractéristique des bancs de maërl de la rade de Brest (Grall, 2002), a également été observé dans une station de l'archipel des Glénan. *Limaria hians*, souvent observée dans le maërl (Hall-Spencer et Moore, 2000), et *Limatula subauriculata*, deux bivalves de la famille des Limidae ont été uniquement observés dans les stations correspondant à l'habitat de maërl non envasé. Le peuplement de l'habitat de maërl montre des caractéristiques fonctionnelles similaires à celles de l'habitat des sables grossiers non envasés. Néanmoins, bien que les espèces carnivores soient prédominantes, les densités d'individus montrent une nette dominance des suspensivores principalement représentés par le décapode *Pisidia longicornis* (762 individus.m^{-2}), également caractéristique des bancs de maërl de la rade de Brest (Grall, 2002), le polychète *Spirobranchus triqueter* (231 individus.m^{-2}), et les bivalves *Clausinella fasciata* (44 individus.m^{-2}) et *Paphia rhomboides* (22 individus.m^{-2}). L'habitat de maërl correspond à quelques stations de la baie de Concarneau, de l'archipel des Glénan et de la baie de Quiberon. Alors que Glémarec (1969) défini un banc de maërl au sud de la baie de Quiberon, ce dernier n'a pas été retrouvé lors des études menées sur le maërl dans le cadre du REBENT (cf. Chapitre 3 ; Hamon *et al.*, 2010). Le peuplement de maërl qui subsiste encore actuellement dans cette zone peut donc être amené à changer ou à disparaître.

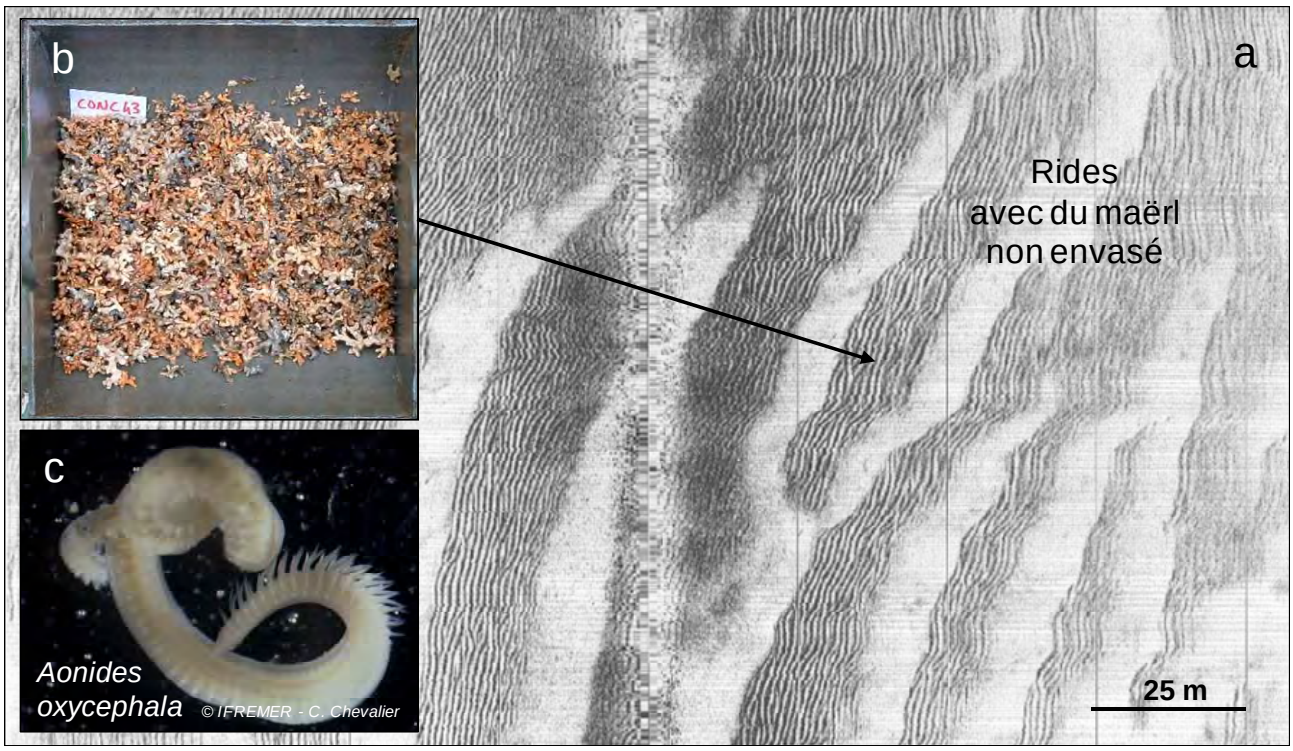


Figure 21. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau du maërl non envasé dans la baie de Concarneau.

2.3.4.3. Habitat des sables moyens mobiles (C)

En Bretagne sud, l'habitat des sables moyens mobiles (Figure 22) a été identifié dans une station correspondant à un banc de sable situé au sud-est de la baie de Quiberon. Cet habitat se caractérise par un sédiment fin, homogène et non envasé (teneur en vase = 0,03 %), situé à faible profondeur (10,4 m) et soumis à un fort courant (vitesse moyenne du courant = 0,15 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,45 $m.s^{-1}$). L'accélération des courants de marée est due au resserrement des zones rocheuses entre la pointe sud de la presqu'île de Quiberon et l'extrémité nord-ouest de l'île d'Houat, au niveau du chenal de la Teignouse (Lemoine, 1989). L'influence des vagues est relativement faible et la variabilité des conditions physico-chimiques (température, salinité, turbidité) importante du fait de la faible profondeur et de la proximité des estuaires de la Loire et de la Vilaine. L'habitat des sables moyens mobiles est caractérisé par une faible richesse spécifique (17 espèces) et une faible densité d'individus (96 $individus.m^{-2}$). Les polychètes *Travisia forbesii*, observé uniquement dans cette station, et *Glycera oxycephala*, ainsi que l'amphipode *Bathyporeia elegans* sont les espèces caractéristiques de cet habitat benthique. Dans la baie de Morlaix, en Bretagne nord, *T. forbesii* n'a également été observée que dans une station d'échantillonnage située au niveau d'un banc de sables moyens peu profond balayé par des courants forts (Ehrhold *et al.*, 2011). Les caractéristiques fonctionnelles de l'habitat des sables moyens mobiles montrent une prédominance de l'endofaune (60 % des espèces et 79 % des individus), ainsi que des espèces très mobiles (47 %) et de petite taille (53 %). Cet habitat présente également le moins d'espèces fragiles (20 %) et le plus d'espèces globuleuses (47 %). Au niveau de la structure trophique, les carnivores (38 % des espèces et 46 % des individus) et les

déposivores (44 % des espèces et 43 % des individus) sont nettement dominants. Le polychète *T. forbesii* est considéré comme une espèce sensible aux activités humaines, telles que le dragage, qui ne recolonise pas rapidement le milieu après qu'il ait été impacté.

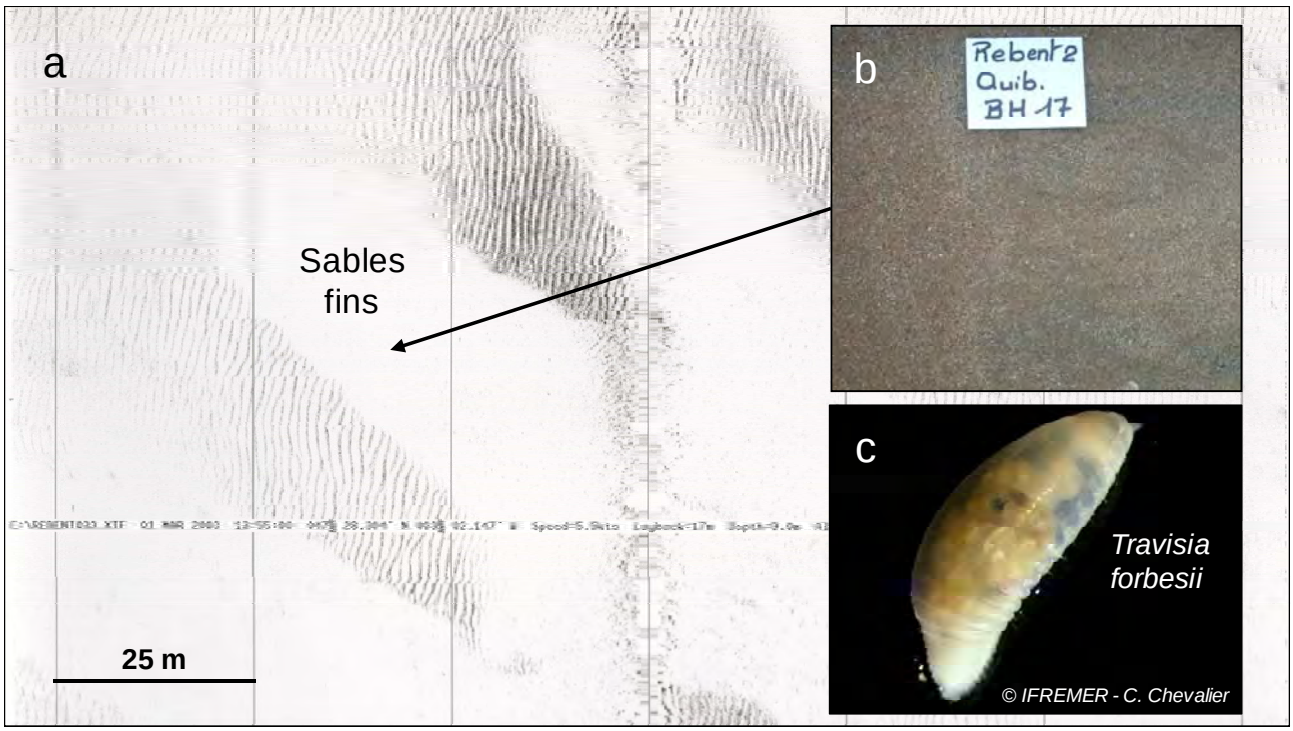


Figure 22. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des sables moyens mobiles au sud de la baie de Quiberon. Le polychète *Travisia forbesii* (c) est l'espèce caractéristique de cet habitat.

2.3.4.4. Habitat des sables fins sous influence de forte houle (D)

L'habitat des sables fins sous houle forte (Figure 23) est caractérisé par un sédiment homogène et faiblement envasé (teneur en vase = 1,3 à 1,4 %), soumis à une agitation importante générée par les vagues (vitesse moyenne des vagues = 0,43 ± 0,05 $m.s^{-1}$; vitesse maximale des vagues = 3,54 $m.s^{-1}$). L'agitation des vagues est à mettre en relation avec la très grande homogénéité des sables fins dans cette zone. Cet habitat a été identifié au sud de la baie d'Audierne, dans des fonds inférieurs à 30 m qui sont directement exposés à la houle d'ouest du fait de la large ouverture de la baie sur l'Océan Atlantique. La richesse spécifique et la densité des organismes macrobenthiques sont relativement faibles. Les espèces caractéristiques sont les polychètes *Scolelepis cantabra* et *Magelona johnstoni*, ainsi que le cumacé *Iphinoe trispinosa*. Parmi les 13 espèces électives de cet habitat, *Donax vittatus*, un bivalve caractéristique des fonds sableux instables (Allen et Moore, 1987), et *Iphinoe trispinosa* sont présents dans plus de 70 % des stations. Comme pour l'habitat des sables moyens mobiles (cf. 1.2.5.3), l'endofaune (55 % des espèces et 87 % des individus) est prédominante au niveau de la structure fonctionnelle de cet habitat. De même, ces deux types d'habitats présentent une grande

densité d'organismes fouisseurs, capable de retourner rapidement dans le sédiment après avoir été remis en suspension par l'action du courant ou de la houle. En revanche, la structure trophique de l'habitat des sables fins sous houle forte est nettement dominée par les organismes déposivores (44 % des espèces et 72 % des individus). Présent dans toutes les stations correspondant à cet habitat, le polychète *Owenia fusiformis* en est également l'espèce dominante avec une abondance moyenne de 147 individus. m^{-2} et une abondance maximale de 467 individus. m^{-2}. Les fortes abondances de cette espèce semblent être conditionnées par une faible proportion de sédiments grossiers et une teneur minimale en vase du sédiment, notamment en relation avec la construction des tubes (Dauvin et Gillet, 1991 ; Dauvin, 1992 ; Pinedo *et al.*, 2000).

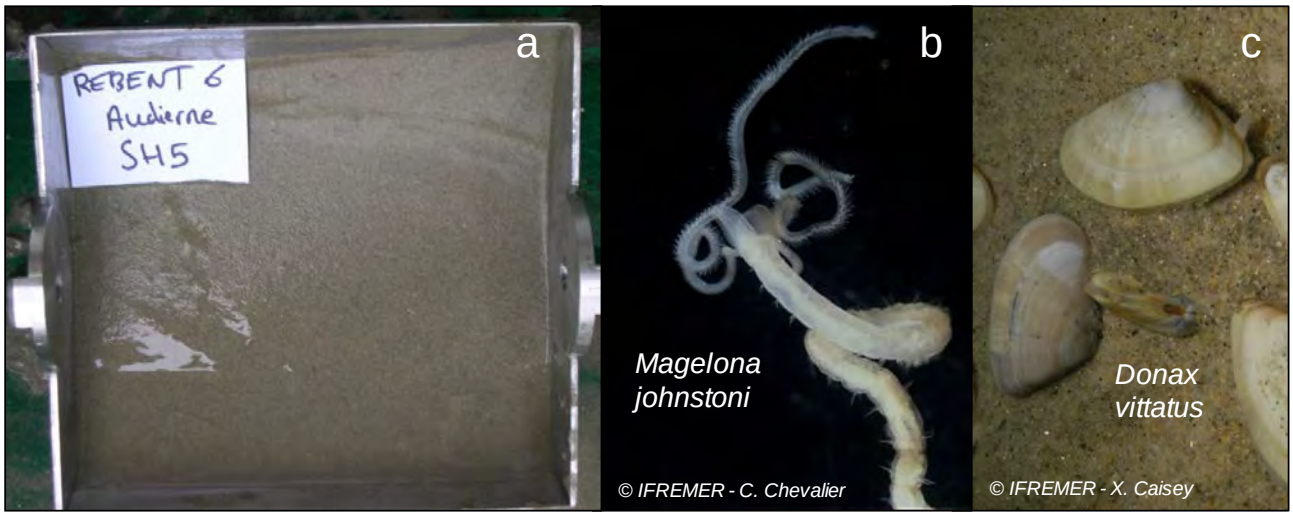


Figure 23. Prélèvement sédimentaire au niveau des sables fins sous influence de forte houle dans la baie d'Audierne (a). Le polychète *Magelona johnstoni* (b) et le bivalve *Donax* vittatus (c) sont des espèces caractéristiques de cet habitat.

2.3.4.5. Habitat des sables moyens de transition entre les sédiments grossiers non envasés et les sédiments envasés (E)

Cet habitat (Figure 24) est présent dans quelques stations de l'archipel des Glénan, de la baie de Concarneau et de la baie de Quiberon, à la limite entre des sédiments grossiers non envasés (cf. 2.3.4.1 et 2.3.4.2) et des sédiments envasés. Ces zones légèrement abritées sont soumises à un hydrodynamisme modéré, avec une vitesse moyenne de courant égale à 0,11 ± 0,02 $m.s^{-1}$ et une vitesse maximale égale à 0,35 $m.s^{-1}$. Les teneurs en vase sont très faibles (0 à 0,3 %) et la variabilité des conditions physico-chimiques plutôt faible. L'indice de Shannon (H') indique que cet habitat renferme une biodiversité importante, tandis que l'indice de Piélou (J') suggère une bonne équitabilité entre les abondances des espèces. Situé à l'interface entre plusieurs types d'habitats, les sables fins de transition présentent des assemblages d'espèces similaires mais pas d'espèces réellement caractéristiques (IndVal < 60 %). De même, aucune tendance nette ne peut être déduite de la structure fonctionnelle de cet habitat. Vingt-deux espèces électives ont été identifiées dans ce type d'habitat, mais aucune d'entre elles n'est présente dans plus de deux stations.

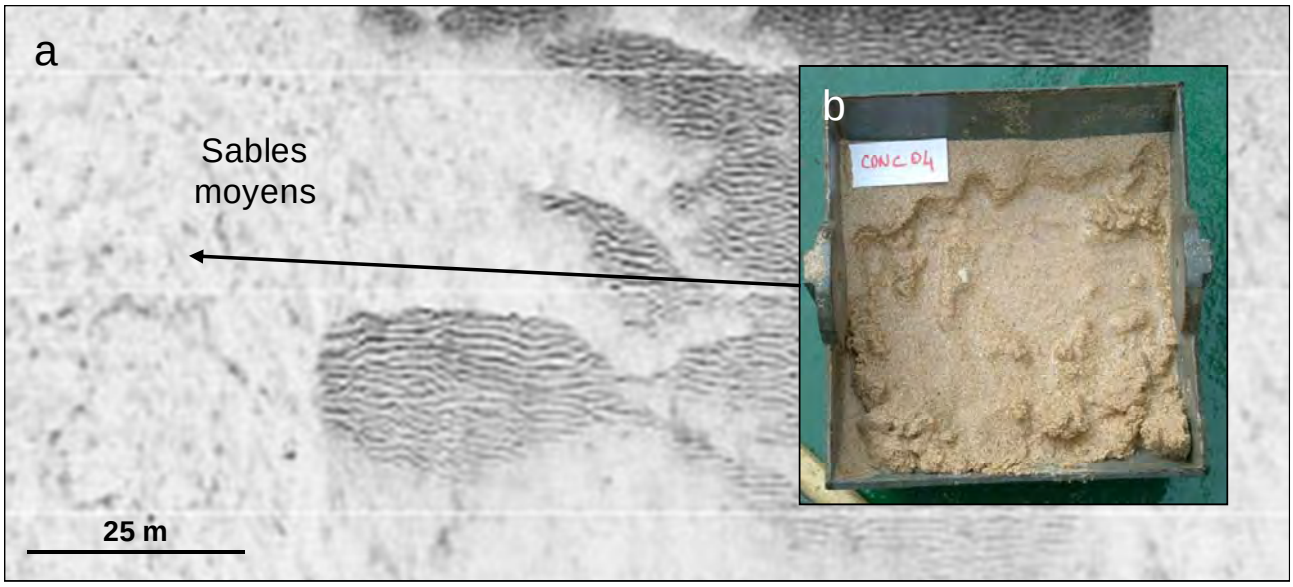


Figure 24. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des sables moyens de transition entre les sédiments grossiers non envasés et les sédiments envasés au sud-ouest de la baie de Concarneau.

2.3.4.6. Habitat des vases à Sternaspis scutata *(F)*

L'habitat des vases sableuses à *Sternaspis scutata* (Figure 25) occupe 70 % du secteur de la baie de Vilaine exploré par le REBENT et est également présent dans une station située à l'est de la baie de Concarneau. Ces zones sont, en général, peu profondes (10,2 ± 1,5 m) et soumises à un hydrodynamisme relativement faible avec une vitesse moyenne de courant égale à 0,07 ± 0,01 $m.s^{-1}$ et une vitesse moyenne des vagues égale à 0,19 ± 0,01 $m.s^{-1}$. Du fait de la proximité de zones estuariennes et de la faible profondeur, l'habitat des vases sableuses à *Sternaspis scutata* est caractérisé par une forte variabilité des conditions physico-chimiques, ainsi que par de fortes concentrations de matières en suspension (5,7 ± 0,5 $mg.L^{-1}$) et en chlorophylle-a (2,7 ± 0,2 $\mu g.L^{-1}$). Les teneurs en vase de cet habitat, qui varient entre 34 et 98 %, avec une moyenne de 72,5 ± 9,2 %, sont les plus élevées de la frange côtière de Bretagne sud. La richesse spécifique et la densité d'individus sont relativement faibles, et montrent une nette dominance du polychète *Sternaspis scutata* (71 $individus.m^{-2}$), qui est l'espèce indicatrice à 100 % et fait partie des 8 espèces électives de cet habitat. Dans la zone proche de l'embouchure du Rhône, en Mer Méditerranée, les apports fluviaux semblent favoriser les fortes densités de *S. scutata* jusqu'à plusieurs milliers d'$individus.m^{-2}$ (Salen-Picard *et al.*, 2003). La structure fonctionnelle indique une nette dominance de l'endofaune (54 % des espèces et 84 % des individus), ainsi que des déposivores (42 % des espèces et 62 % des individus) et des fouisseurs (19 % des espèces et 50 % des individus).

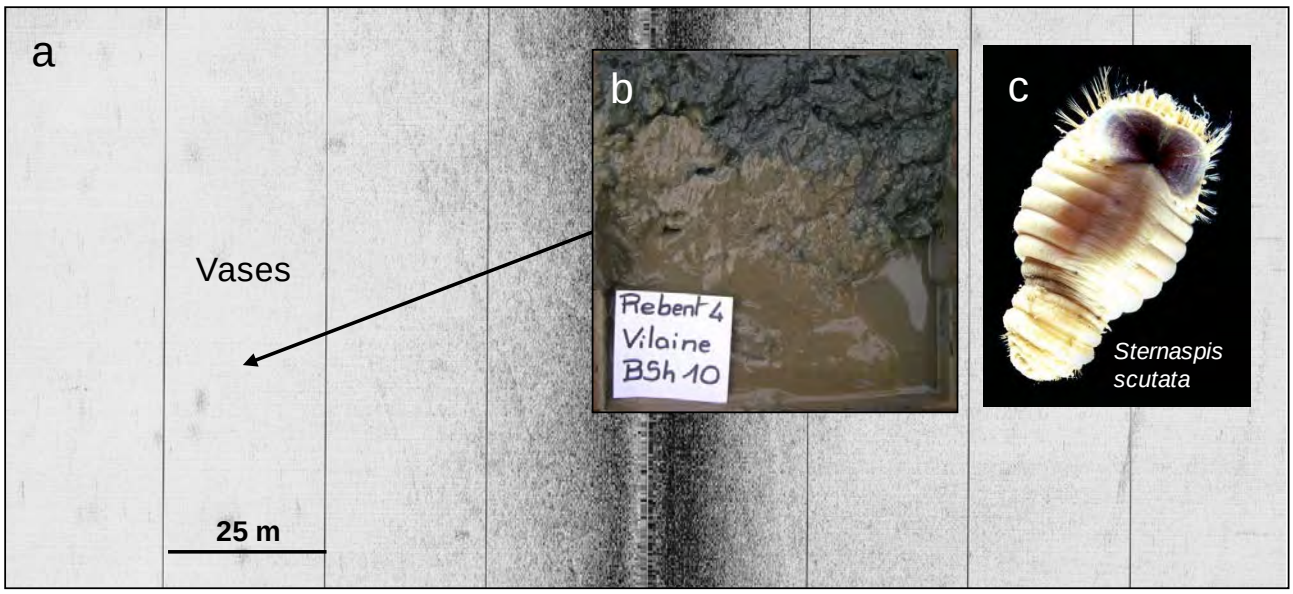


Figure 25. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des vases à *Sternaspis scutata* (c) à l'ouest de la baie de Vilaine.

2.3.4.7. Habitat des vases sableuses à Haploops *sp. (G)*

A partir des données du volet « sectoriel » du REBENT, l'habitat des vases sableuses à *Haploops* sp. (Figure 26) a été localisé à l'est de la baie de Concarneau et au nord-est de l'archipel des Glénan, dans des zones relativement profondes (24,7 ± 1,4 m). Les teneurs en vase varient entre 30 et 79 %, avec une moyenne de 58,1 ± 6,8 %. L'hydrodynamisme est relativement faible avec une vitesse moyenne de courant égale à 0,07 ± 0,00 $m.s^{-1}$ et une vitesse moyenne des vagues égale à 0,18 ± 0,02 $m.s^{-1}$. Cet habitat est caractérisé par une saturation en oxygène (moyenne annuelle = 90,4 ± 0,1 %) faible et très variable, avec des valeurs estivales pouvant chuter jusqu'à 60 %. L'espèce caractéristique à 100 % est *Haploops* sp., un amphipode suspensivore et tubicole, dont la densité moyenne atteint 321 individus.m^{-2}, avec un maximum de 696 individus.m^{-2}. Dans la baie de Concarneau, une expansion de la communauté à *Haploosp* sp., au détriment de celle du polychète *Maldane glebifex*, a été observée entre 1964 et 1975 (Glémarec *et al.*, 1986). Bien qu'une faible oxygénation saisonnière ne semble pas être défavorable au développement de *Haploops* sp., des hypoxies plus sévères pourraient être responsables de fortes diminutions des abondances d'*Haploops* spp. dans les fonds marins d' Øresund, entre le Danemark et la Suède (McDermott, 1993). En Bretagne sud, six espèces électives ont été identifiées dans l'habitat des vases sableuses à *Haploops* sp., qui présente une richesse spécifique et une densité d'individus relativement faibles. La forte dominance des *Haploops* sp. se traduit également par un indice d'équitabilité faible. La structure fonctionnelle montre une majorité d'espèces déposivores (44 %), avec, néanmoins, une nette dominance d'individus suspensivores (64 %) due aux fortes densités d'*Haploops* sp., et une dominance de l'épifaune (56 % des espèces et 78 % des individus). La forte proportion d'espèces à développement direct, telles que *Haploops* sp., *Terebellides stroemi*, *Maldane glebifex* et *Macroclymene santandarensis*, suggère que la capacité de dispersion spatiale de ce peuplement est limitée.

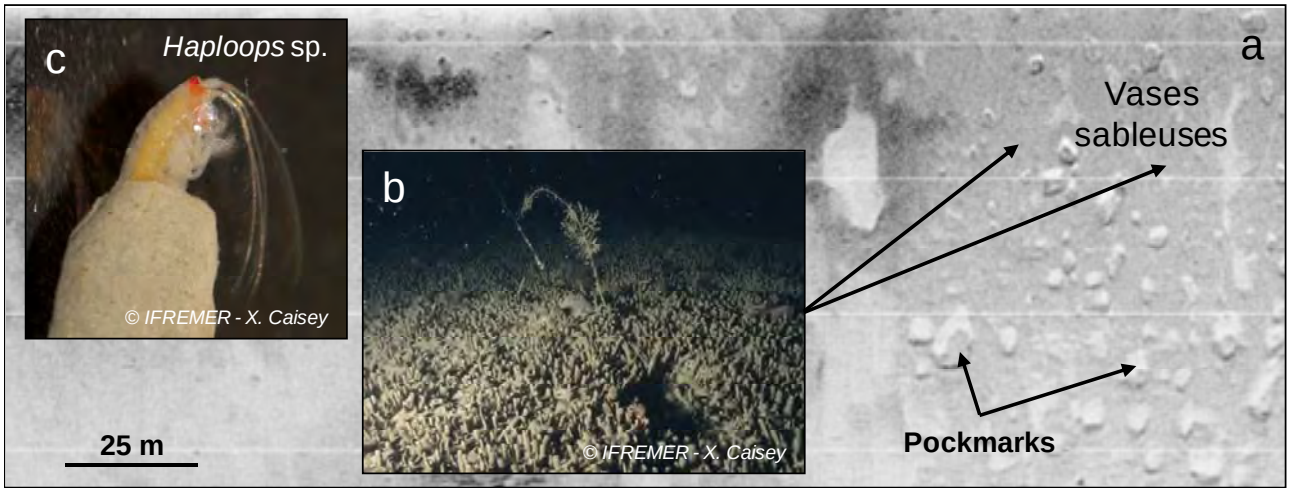


Figure 26. Image acoustique (a) et photographie prise en plongée (b) au niveau des vases sableuses à *Haploops* sp. (c) à l'est de la baie de Concarneau. L'image acoustique montre la présence de cratères sous-marins appelés pockmarks.

En 2008, le laboratoire Écologie Benthique de l'IFREMER a lancé un projet ayant pour objectifs d'évaluer la biodiversité et le rôle fonctionnel associés aux habitats à *Haploops* sp. de Bretagne sud. Ces travaux ont notamment mis en évidence la présence de fortes densités (jusqu'à 15 000 individus.m^{-2}) de ces organismes au nord-est de l'archipel des Glénan et au centre du Mor-Braz (Figure 27), où elles sont associées à la présence de fortes densités de pockmarks : des cratères sous-marins formés lors de l'expulsion de fluides gazeux emprisonnés dans le sédiment (Souron, 2009). Les travaux du programme CARTHAM ont mis en évidence la présence de fortes densités d'*Haploops* sp. en périphérie du plateau du Four (TBM, 2011), tandis que Toulemont (1972) mentionne la présence d'*Haploops tubicola* à l'ouest de la baie d'Audierne. Dans le Mor-Braz, l'habitat à *Haploops* sp. correspond à des vases sableuses, situées entre 15 et 30 m de profondeur, dans des zones où l'hydrodynamisme et la saturation moyenne en oxygène sont relativement faibles. Les zones présentant de fortes densités d'*Haploops* sp. (> 10 000 individus.m^{-2}) sont caractérisées par des successions d'hypoxies estivales significativement plus importantes que dans celles présentant de plus faibles densités de ces organismes.

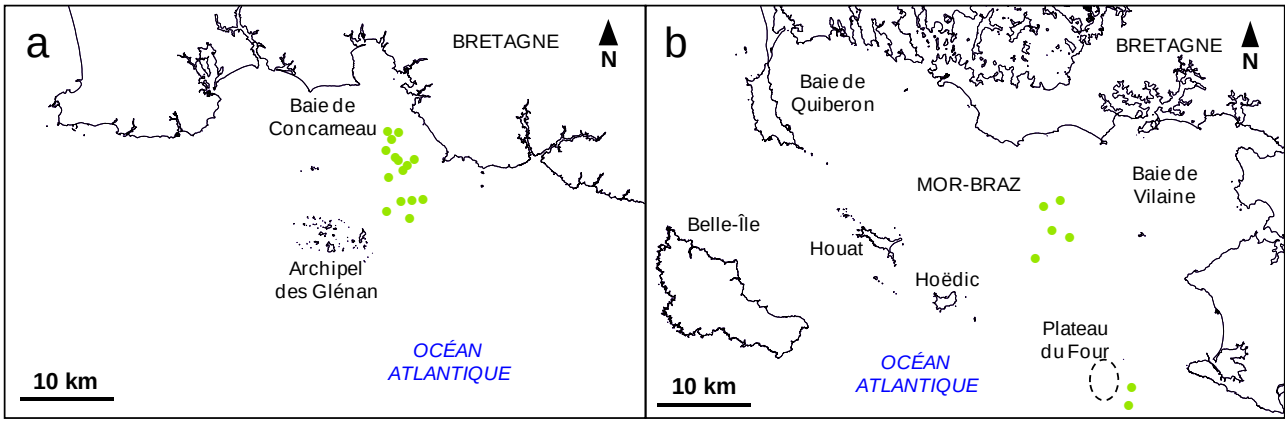


Figure 27. Habitat des vases sableuses à *Haploops* sp. (ronds verts) identifiés, dans le secteur Concarneau-Glénan-Penmarch (a) et dans le Mor-Braz (b), à partir de prélèvements quantitatifs réalisés dans le cadre des travaux du REBENT sectoriel, du projet HAPLOOPS et du programme CARTHAM.

2.3.4.8. Habitat des sables vaseux à Amphiura filiformis *(H)*

L'habitat des sables vaseux à *Amphiura filiformis* (Figure 28), localisé principalement dans la baie de Concarneau, avec quelques stations au nord-est de l'archipel des Glénan et à l'ouest de la baie d'Audierne, se situe à une profondeur moyenne de 23,1 ± 3,3 m et présente des teneurs en vase qui varient de 4 à 51 %. L'hydrodynamisme et la variabilité des conditions physico-chimiques sont relativement faibles, excepté pour la saturation en oxygène qui présente une variabilité assez importante avec des valeurs qui peuvent descendre jusqu'à 63 % en été. En dehors de la teneur en vase du sédiment et de la durée des périodes d'hypoxie, cet habitat est caractérisé par des conditions environnementales très proches de celles de l'habitat des vases sableuses à *Haploops* sp.. Les fortes densités atteintes par l'ophiure *A. filiformis* dans les stations correspondant à cet habitat, jusqu'à 605 individus.m^{-2} avec une densité moyenne de 281 individus.m^{-2}, en font l'espèce caractéristique. La présence en grandes densités de cette ophiure, qui vit enfouie dans le sédiment en laissant dépasser ses bras dans la colonne d'eau, peut considérablement augmenter le flux d'oxygène dans le sédiment lorsque les organismes ventilent leurs terriers (Vopel *et al.*, 2003). La richesse spécifique et la densité d'individus sont nettement plus importantes que dans l'habitat des vases sableuses à *Haploops* sp.. Neuf espèces électives, telles que le bivalve *Tellina serrata*, ont été associées au peuplement à *A. filiformis*. La majorité des espèces sont déposivores (43 %) alors que la majorité des individus, incluant *A. filiformis*, sont suspensivores (46 %). Néanmoins, lorsque l'intensité du courant est très faible ou que l'eau est stagnante, *A. filiformis* change son mode d'alimentation et devient déposivore (Ockelmann et Muus, 1978). La structure fonctionnelle de cet habitat montre également une prédominance de l'endofaune (51 % des espèces et 78 % des individus), ainsi que d'organismes fouisseurs (18 % des espèces et 55 % des individus) et peu mobiles (44 % des espèces et 68 % des individus).

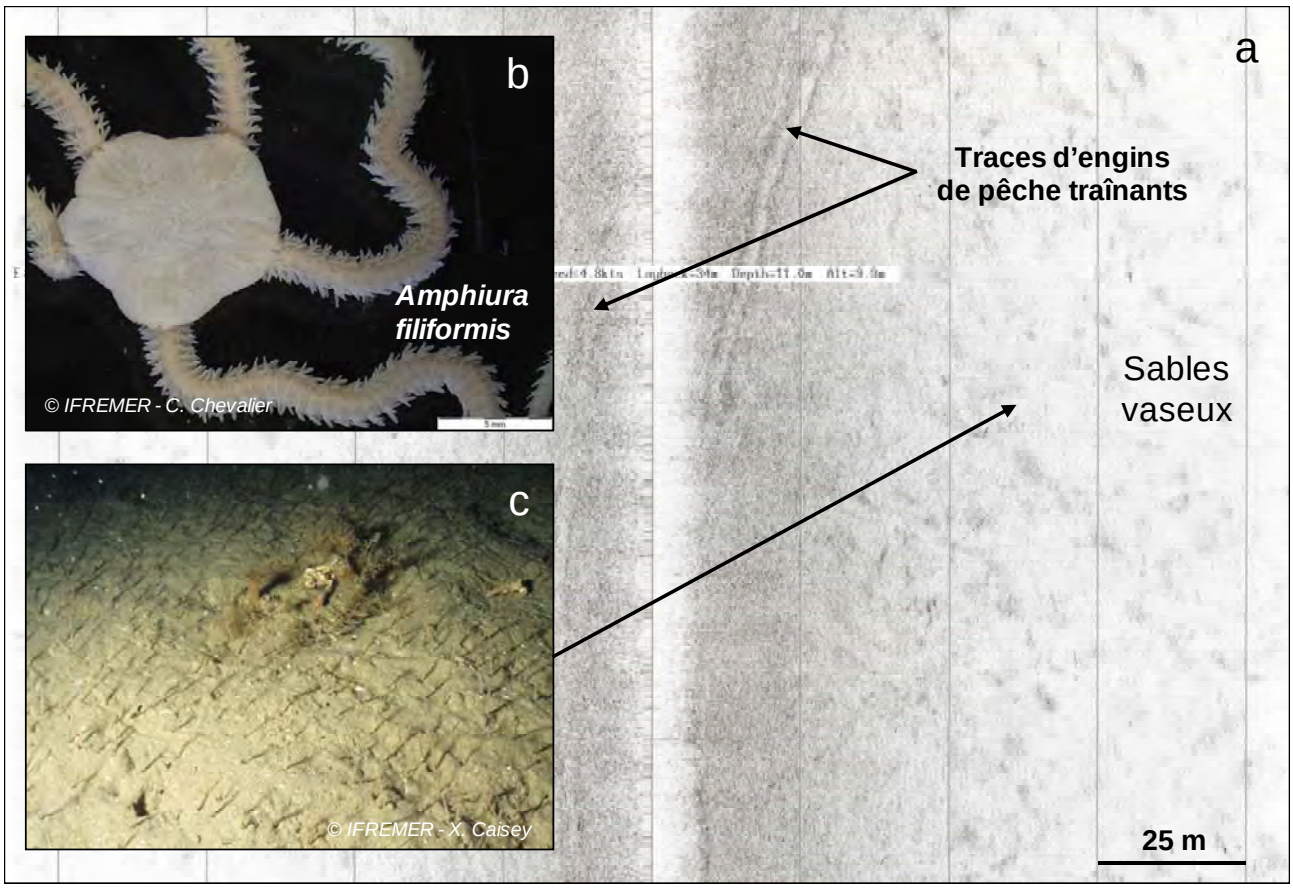


Figure 28. Image acoustique (a) au niveau des sables vaseux à *Amphiura filiformis* (b) dans la baie de Concarneau. L'image acoustique montre la présence de traces d'engins de pêche traînants sur le fond. La photographie prise en plongée (c) montre que les ophiures sont enfouies dans le sédiment tandis que leurs bras dressés dépassent pour capturer les particules en suspension.

2.3.4.9. Habitat des sédiments hétérogènes envasés (I)

L'habitat des sédiments hétérogènes envasés (Figure 29) a été identifié dans quelques stations situées à l'est de la baie de Concarneau, au nord-est de l'archipel des Glénan et au sud-est de la baie de Vilaine. Comme l'habitat des sables moyens de transition (cf. 2.3.4.5), cet habitat se situe à la limite entre des sédiments grossiers et des sédiments fins envasés mais à des profondeurs plus faibles (13,6 ± 2,5 m) et dans des zones plus abritées des courants de marée (vitesse moyenne du courant = 0,12 ± 0,02 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,23 ± 0,03 $m.s^{-1}$), permettant, par conséquent, un certain degré d'envasement (4 à 18 % de vase). De même, bien que le polychète *Pista cristata* soit généralemnt abondant dans ce type d'habitat, il ne présente pas d'espèces très caractéristiques, ni de tendance nette au niveau des traits biologiques dominants.

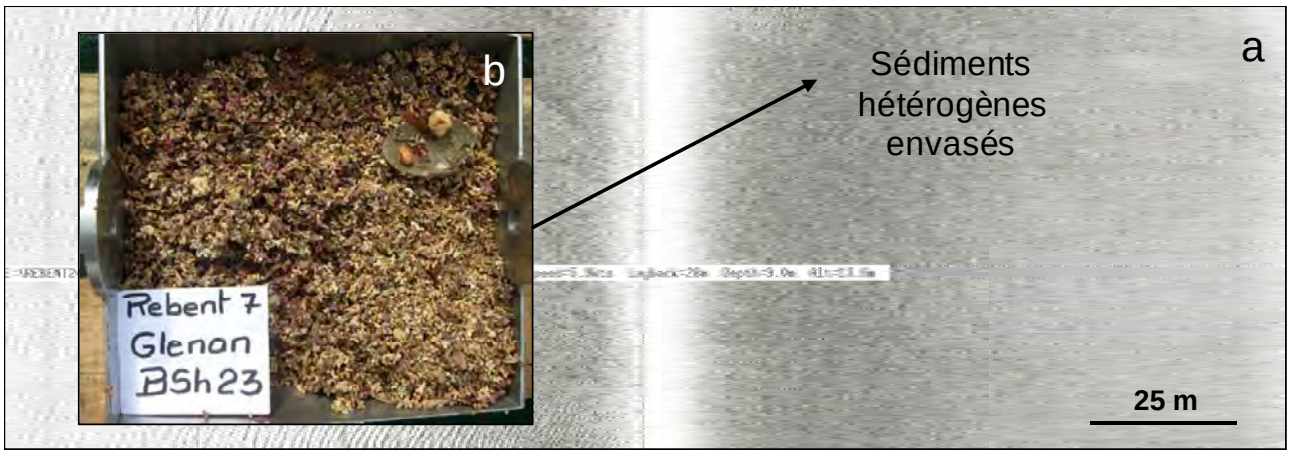


Figure 29. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des sédiments hétérogènes envasés au nord-est de l'archipel des Glénan.

2.3.4.10. Habitat des sables vaseux à Ampharete finmarchica *(J)*

Ce type d'habitat se retrouve uniquement dans la baie de Quiberon (Figure 30), où il occupe la majorité de la surface étudiée. Il est caractérisé par une faible profondeur (9,8 ± 0,9 m) et par des teneurs en vase qui varient entre 0 et 45 %. La saturation en oxygène peut descendre jusqu'à 59 % durant la période estivale. La variabilité des conditions physico-chimiques est relativement importante. Les polychètes *Ampharete finmarchica* et *Dipolydora caeca* sont caractéristiques de cet habitat et des indicateurs d'enrichissement du sédiment en matière organique. L'indice de Shannon est élevé en raison de l'importance de la densité d'individus et de la diversité des espèces, dont 66 sont inféodées à cet habitat et comprennent notamment les polychètes *Dipolydora flava*, *Praxillella affinis*, *Scoletoma impatiens* et *Syllis gracilis*. Les espèces sont majoritairement représentées par de l'épifaune, avec une proportion équivalente d'espèces carnivores, déposivores et suspensivores. Bien que la dénomination *Ampharete finmarchica* soit celle qui est acceptée dans le référentiel taxonomique WORMS, les caractéristiques morphologiques des individus prélevés dans la baie de Quiberon semblent plutôt appartenir à l'espèce *Ampharete lindstroemi*.

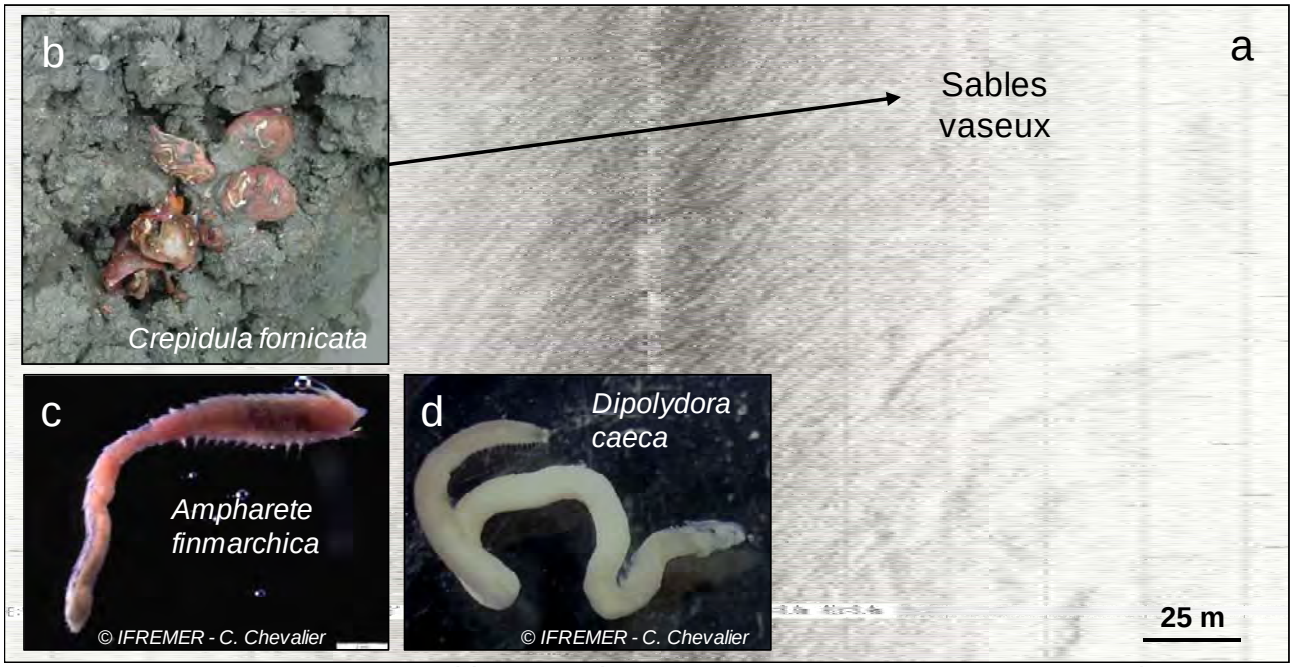


Figure 30. Image acoustique (a) et prélèvement sédimentaire (b) au niveau des sables vaseux à *Ampharete finmarchica* (c) dans la baie de Quiberon. Le prélèvement sédimentaire révèle la présence de crépidules dans cet habitat. Les polychètes *A. finmarchica* et *Dipolydora caeca* (d) sont des espèces caractéristiques de cet habitat et des indicateurs d'enrichissement du sédiment en matière organique.

2.3.5. Données du programme CARTHAM : plateau du Four et île de Groix

Les quatre stations quantitatives du plateau du Four explorées dans le cadre du programme CARTHAM correspondent à deux types de peuplements (Figure 31). Trois stations (PF5, PF12 et PF13) présentent un peuplement proche de celui de l'habitat des vases sableuses à *Haploops* sp.. Cette espèce est effectivement dominante dans les stations PF12 et PF13, mais elle est absente de la station PF5. L'ophiure *Amphiura filiformis* est dominante de la station PF5, abondante dans la station PF12 et absente dans la station PF13. Dans ces trois stations, le sédiment est fin (< 0,5 mm) et assez homogène, avec des teneurs en vase variant de 19 à 44 % (Figure 32). Malgré la proximité de l'estuaire de la Loire, la variabilité environnementale est relativement faible, notamment en raison de la profondeur qui varie entre 16 et 31 m (Figure 33). Néanmoins, la salinité maximale reste inférieure à 35 dans cette zone. Ces caractéristiques environnementales sont similaires à celles utilisées pour définir les habitats des vases sableuses à *Haploops* sp. (cf. 2.3.4.7) et des sables vaseux à *Amphiura filiformis* (cf. 2.3.4.8). Cependant, par rapport à la description de ces deux habitats, réalisée à partir des données du REBENT sectoriel, l'hydrodynamisme est plus fort au niveau du plateau du Four avec une vitesse moyenne de courant comprise entre 0,14 et 0,18 $m.s^{-1}$ et une agitation moyenne des vagues comprise entre 0,20 et 0,26 $m.s^{-1}$ (Figure 32). De même, la température moyenne et la concentration moyenne en MES et la saturation minimale en oxygène obtenues pour le plateau du Four sont plus élevées (Figures 33 et 34).

Le peuplement de la quatrième station (PF8) du plateau du Four se rapproche de celui des stations GX10 et GX71 de l'île de Groix (Figure 31). Les assemblages d'espèces de ces trois stations se rapprochent de celui de l'habitat des sables grossiers non envasés (cf. 2.3.4.1), notamment en raison de certaines espèces communes et abondantes telles

que les polychètes *Protodorvillea keferteini*, *Glycera lapidum*, *Syllis cornuta*. Bien que la station PF8 présente des conditions environnementales parfois différentes de celles des stations GX10 et GX71 (Figures 32, 33 et 34), les caractéristiques environnementales de ces trois stations sont également proches de celles correspondant à l'habitat des sables grossiers non envasés. Les stations PF8, GX10 et GX71 sont relativement profondes (19 à 23 m) et caractérisées par un sédiment moyen-grossier et homogène, avec des teneurs en vase variant de 0 à 0,2 %. Les courants de marée sont forts (vitesse moyenne du courant = 0,14 à 0,26 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,38 à 0,51 $m.s^{-1}$).

Cinq stations de l'île de Groix (GX20, Gx42, GX68, GX74, GX77 et GX102) montrent un peuplement nouveau par rapport à ceux identifiés à partir des données du REBENT sectoriel (Figure 31). Ce peuplement est dominé par les polychètes *Scalibregma inflatum* et *Lumbrineris aniara*. Les données morpho-sédimentaires (Figure 32) indiquent que ce peuplement se situe dans des zones très profondes (44 à 77 m) présentant un sédiment fin, très hétérogène et envasé (2 à 55 % de vase). Les courants de marée (vitesse moyenne du courant = 0,09 à 0,13 $m.s^{-1}$; vitesse maximale du courant = 0,32 à 0,37 $m.s^{-1}$) et l'agitation moyenne des vagues (0,08 à 0,13 $m.s^{-1}$) sont relativement faibles. La variabilité des conditions environnementales, la concentration en MES et la saturation moyenne en oxygène (83 - 86 %) sont également faibles, avec une saturation minimale en oxygène variant de 55 à 66 % (Figures 33 et 34).

Le peuplement de la station GX7 de l'île de Groix correspond à un habitat de maërl non envasé (cf. 2.3.4.2), avec notamment une forte abondance du crustacé décapode *Pisidia longicornis* et la présence des deux amphipodes *Animoceradocus semiserratus* et *Gammarella fucicola*. Les conditions environnementales correspondent également à ce type d'habitat avec une teneur en vase égale à 0,1 %, une profondeur de 18 m, une faible variabilité environnementale et une faible concentration en MES (Figures 32, 33 et 34). La vitesse maximale du courant (0,49 $m.s^{-1}$) est supérieure à celle des stations de maërl non envasé du REBENT sectoriel mais la vitesse moyenne est identique (0,11 $m.s^{-1}$).

Les stations GX12 et GX13 montrent un peuplement dominé par le crustacé *Iphinoe trispinosa*. Dans ces deux stations, situées à des profondeurs relativement faibles (< 10 m), le sédiment correspond à un sable moyen, hétérogène et très peu envasé (moins de 2 % de vase) (Figure 32). La variabilité environnementale et la concentration en MES sont faibles et n'indiquent pas d'influence des panaches de la Loire et de la Vilaine (Figure 33). La vitesse moyenne du courant est modérée (0,10 - 0,11 $m.s^{-1}$) mais la vitesse maximale atteint 0,31 à 0,39 $m.s^{-1}$. Les conditions environnementales et la présence d'espèces telles que *I. trispinosa*, *Bathyporeia elegans*, *Urothoe poseidonis*, *Tellina fabula*, *Tellina donacina*, *Lucinella divaritica* et *Ampelisca brevicornis* rapprochent les stations GX12 et GX13 des habitats des sables fins et moyens identifiés dans le cadre du REBENT sectoriel (cf. 2.3.4.3, 2.3.4.4 et 2.3.4.5).

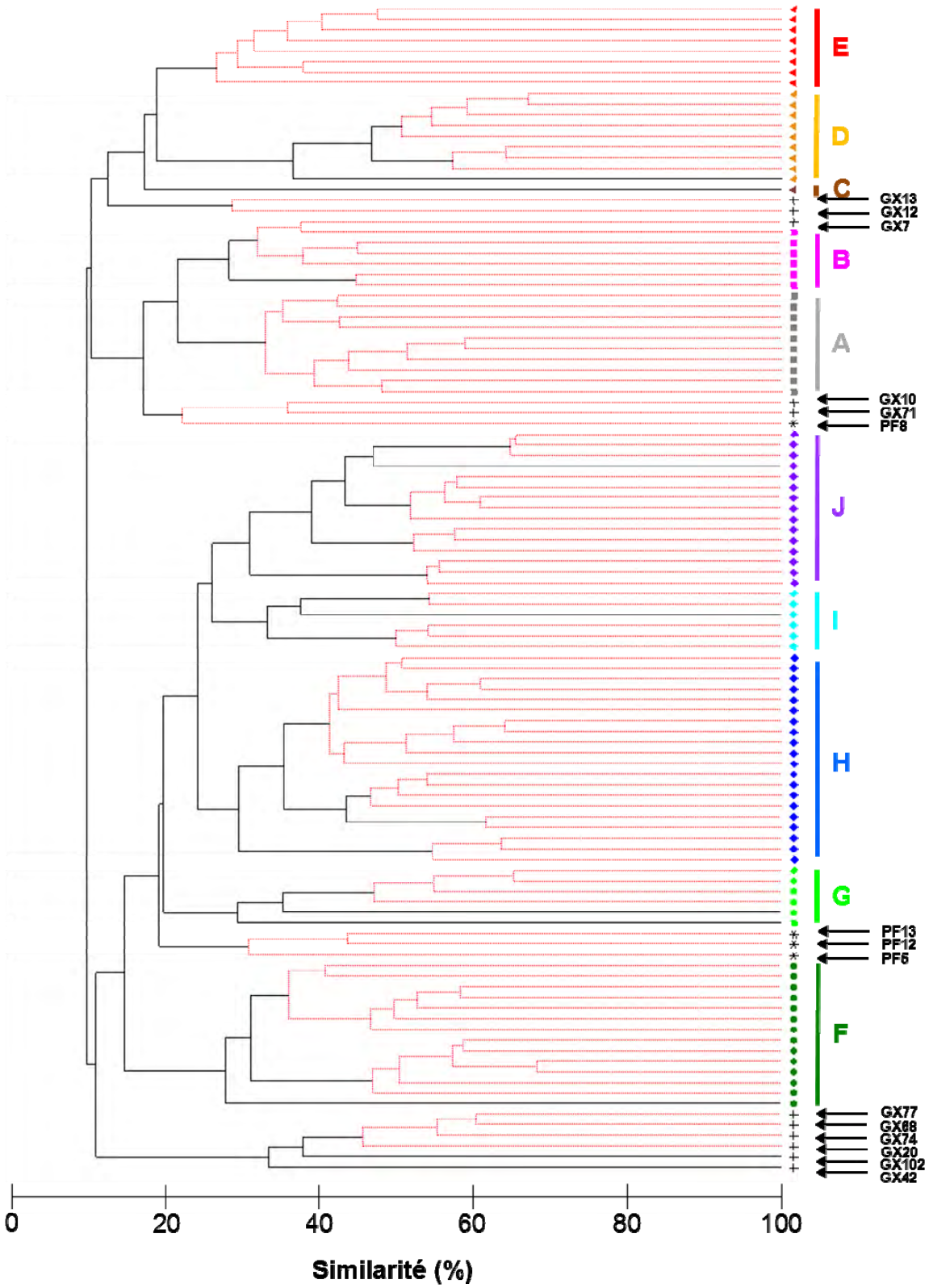


Figure 31. Dendrogramme montrant les similarités des assemblages d'espèces entre les stations d'échantillonnage biologique du programme CARTHAM (plateau du Four - PF et île de Groix - GX) et celles du REBENT sectoriel en Bretagne sud, à partir desquelles ont été identifiés certains peuplements benthiques (A - J). Les stations reliées par des traits rouges sont celles qui ne peuvent pas être statistiquement séparées en fonction de leurs assemblages d'espèces (SIMPROF, 1 %).

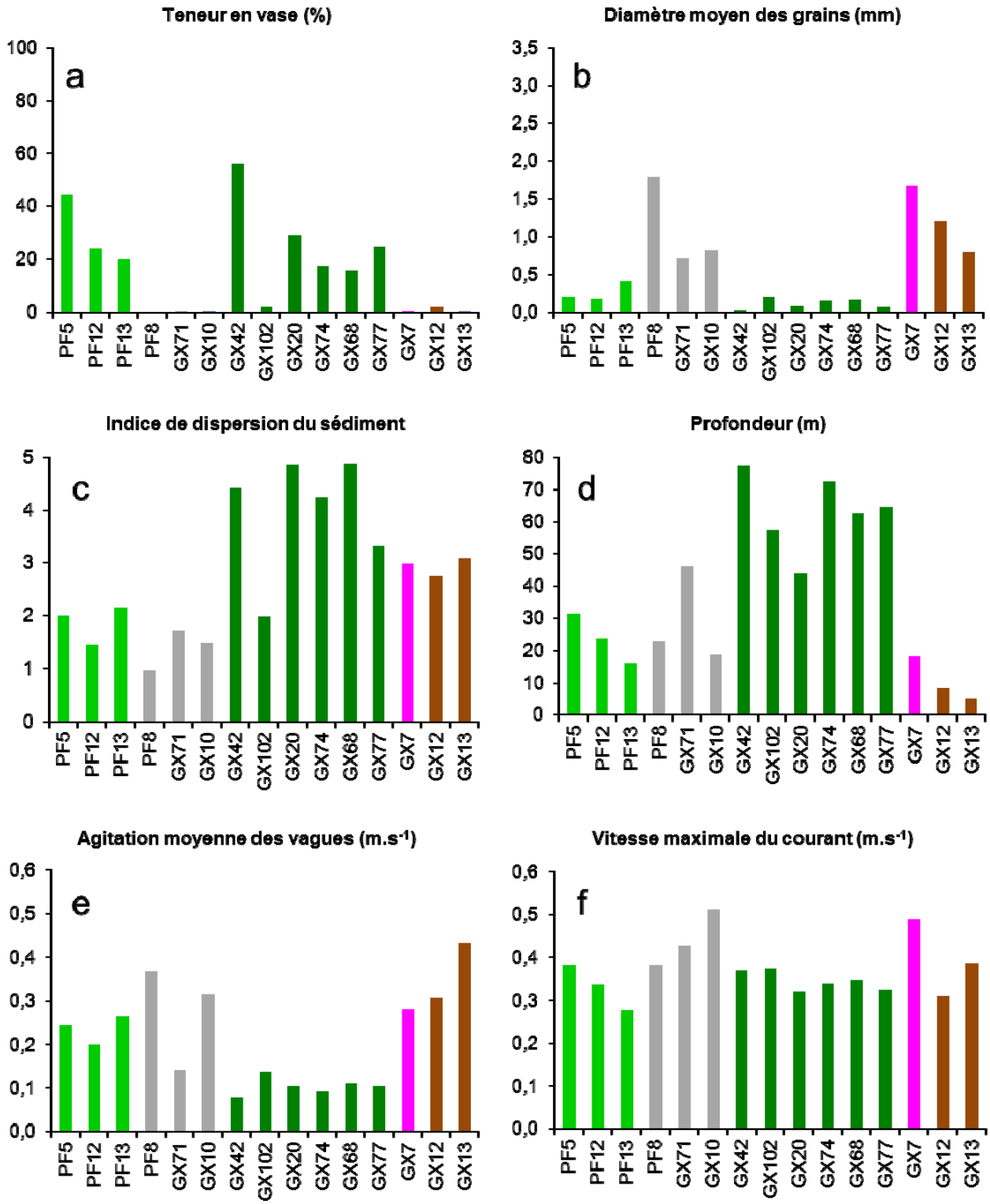


Figure 32. Variables morpho-sédimentaires (a - d) et hydrodynamiques (e - f) au niveau des stations du plateau du Four (PF) et de l'île de Groix (GX).

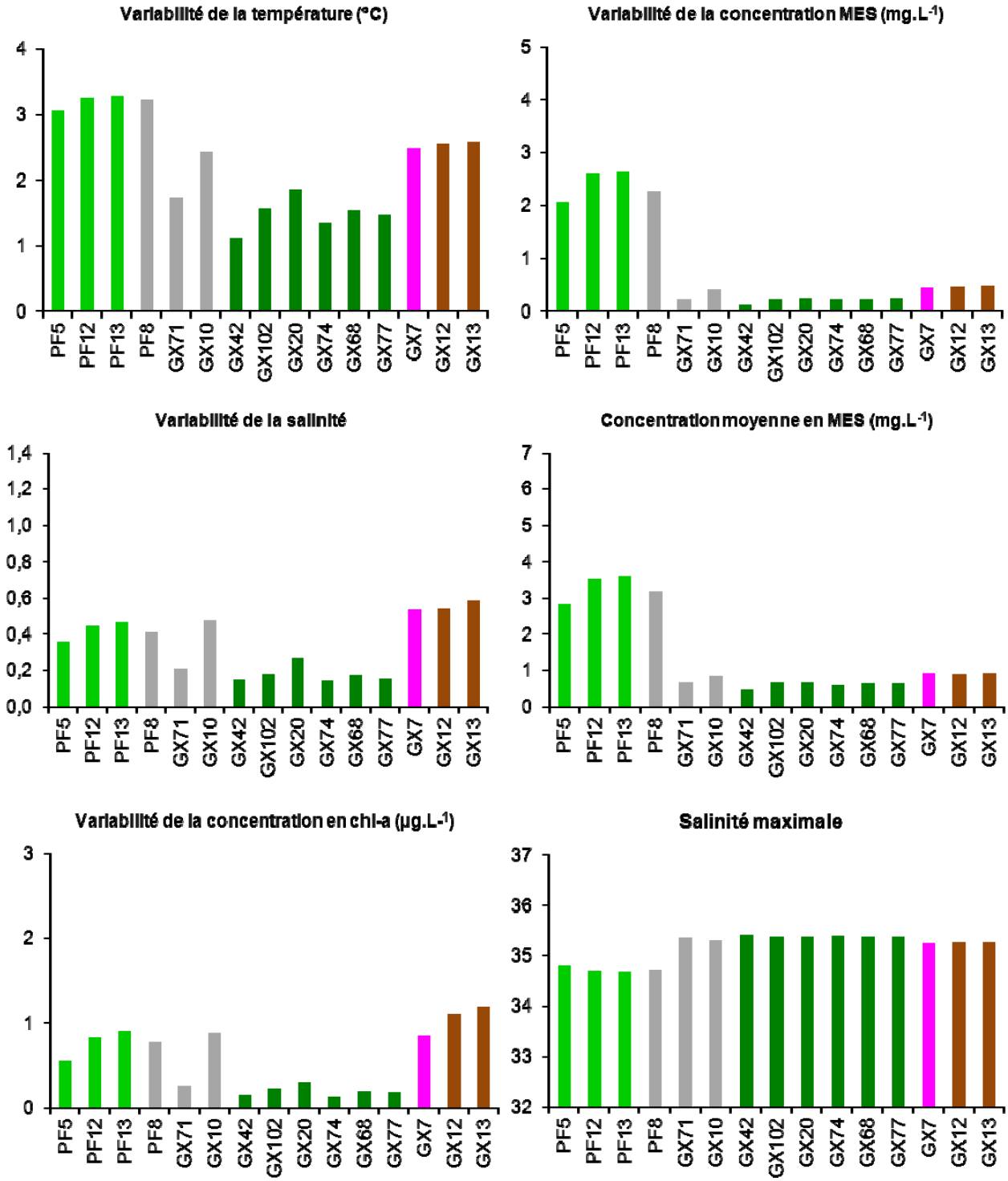


Figure 33. Variables physico-chimiques fortement liées au gradient estuarien est-ouest au niveau des stations du plateau du Four (PF) et de l'île de Groix (GX).

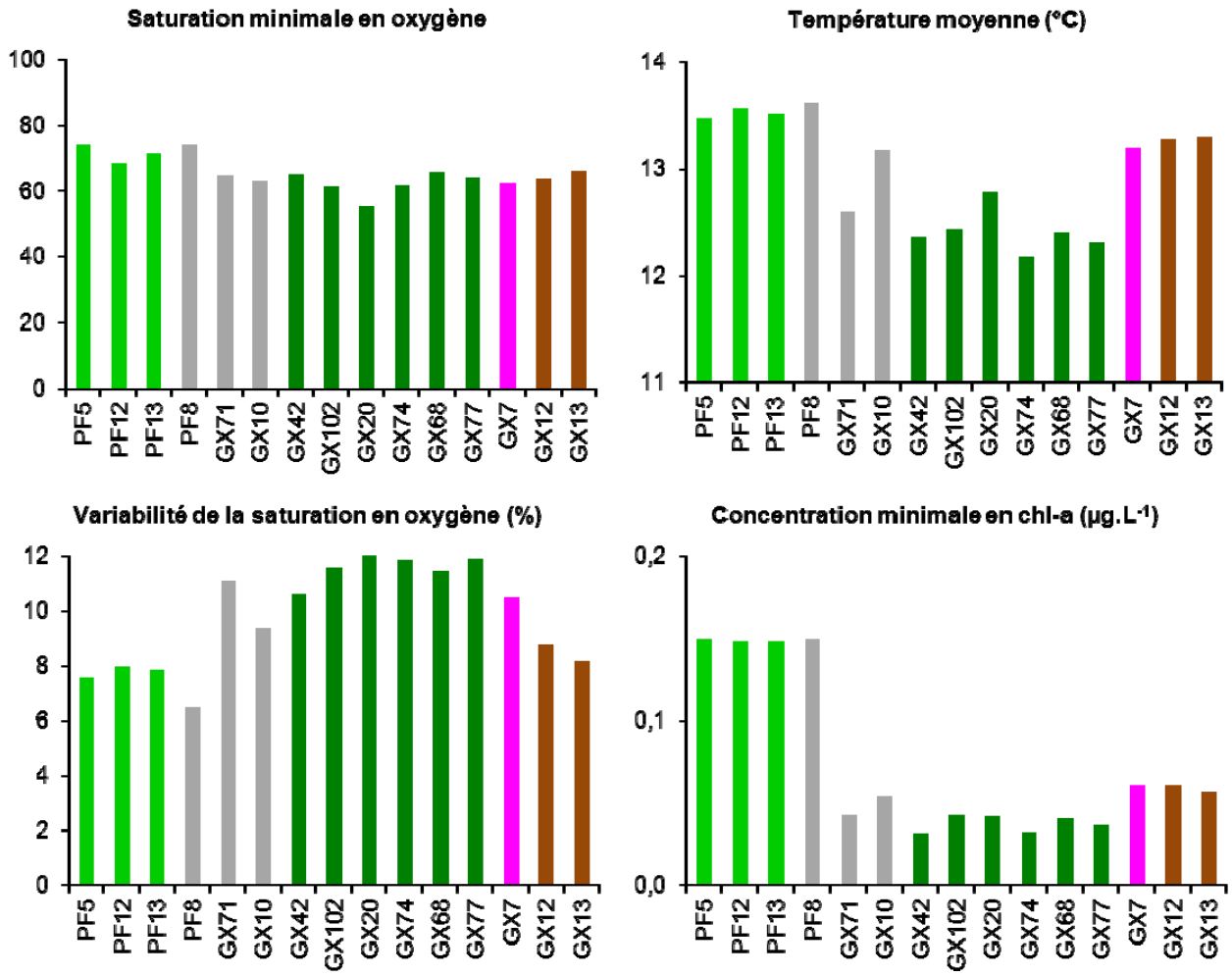


Figure 34. Variables physico-chimiques peu liées au gradient estuarien est-ouest au niveau des stations du plateau du Four (PF) et de l'île de Groix (GX).

Les inventaires de la macrofaune benthique des substrats meubles réalisés dans le cadre des études sectorielles subtidales du REBENT ont permis de constituer une matrice faunistique globale pour l'ensemble de la frange côtière de Bretagne sud montrant la présence et l'abondance de 551 espèces macrobenthiques réparties dans 95 stations d'échantillonnage. Les conditions environnementales ont été déterminées pour chacune de ces stations à partir des données morpho-sédimentaires (granulométrie et bathymétrie) issues des travaux du REBENT sectoriel et des données hydrologiques (hydrodynamisme et propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau) générées par des modèles environnementaux tri-dimensionnels utilisés dans le cadre du projet PREVIMER. Ces modèles numériques simulent les variations des variables hydrologiques au niveau du fond, avec des résolutions temporelles (1 à 12 h) et spatiales (0,2 à 4 km) fines. Les relations entre les matrices faunistique et environnementale ont été établies en utilisant des analyses statistiques et utilisées pour caractériser les habitats benthiques.

Les analyses statistiques ont révélé que 16 variables environnementales sur les 30 qui ont été testées avaient une influence significative sur la distribution spatiale de la macrofaune benthique à l'échelle de la Bretagne sud et expliquaient 51 % des variations de cette distribution. Les variables morpho-sédimentaires, généralement utilisées pour caractériser les habitats benthiques, expliquent 22 % de ces variations. En revanche, les variables hydrologiques générées par les modèles numériques en expliquent 29 %, dont 4 % correspondant à l'hydrodynamisme (vitesse du courant et agitation des vagues) et 16 % correspondant au gradient environnemental est-ouest généré par les panaches fluviaux de la Loire et de la Vilaine. En effet, les habitats peu profonds situés, dans la partie orientale de la frange côtière de Bretagne sud, à proximité des estuaires sont caractérisés par une forte variabilité environnementale, des dessalures régulières et de fortes concentrations en matières en suspension. Les stations présentant au moins 26 % de similarité dans leurs assemblages d'espèces ont été regroupées au sein d'un même peuplement benthique. Les caractéristiques biologiques et environnementales associées à chaque peuplement ont permis de définir 10 habitats benthiques, parmi lesquels se distinguent nettement le maërl non envasé et les vases sableuses à *Haploops* sp., qui présentent un grand intérêt patrimonial et écologique en Bretagne sud. La comparaison des données du REBENT sectoriel et du programme CARTHAM a permis de confirmer la description de certains habitats benthiques et d'en identifier de nouveaux.

Ces résultats montrent l'intérêt d'intégrer les études locales dans une approche à l'échelle de la Bretagne sud afin d'identifier l'ensemble des facteurs structurants les habitats benthiques, notamment ceux liés aux apports continentaux. Les modèles numériques apparaissent comme des outils utiles pour améliorer la caractérisation des habitats benthiques. La quantification de l'impact des activités anthropiques et du rôle fonctionnel de certaines espèces vivantes pourrait contribuer à expliquer les 49 % de variations de la répartition spatiale des espèces macrobenthiques qui ne semblent pas être liées aux facteurs environnementaux qui ont été testés.

Chapitre 3 : Structuration des bancs de maërl des côtes bretonnes par les facteurs environnementaux

3.1. Introduction

Le maërl désigne des accumulations d'algues rouges calcaires de la famille des Corallinacées qui se développent en formant des thalles libres de quelques millimètres. En Europe, les deux principales espèces constituant le maërl sont *Lithothamnium corallioides* et *Phymatolithon calcareum*. *L. corallioides* présente plutôt un thalle rose-orangé et brillant avec des ramifications fines d'un diamètre inférieur à 1 mm. En revanche, *P. calcareum* est plutôt caractérisé par un thalle rose-mauve, d'aspect crayeux et pourvu de branches épaisses d'un diamètre supérieur à 1 mm. Ces différences macroscopiques, couramment utilisées par les spécialistes, étant néanmoins difficiles à apprécier, une distinction certaine entre ces deux espèces nécessite l'observation en microscopie optique de la forme des cellules et des organes reproducteurs. Dans certains secteurs, les accumulations progressives de thalles entraînent la formation de « bancs » d'épaisseur et de taille variables, s'étendant sur plusieurs dizaines de km². La structure tridimensionnelle complexe fournit une grande diversité de microhabitats et de supports pour la macrofaune benthique. En plus d'être un réservoir de biodiversité benthique, les bancs de maërl constituent également des zones de nurserie pour des espèces commercialement exploitées telles que les bivalves et les poissons. Les thalles calcaires ont largement été extraits et utilisés comme amendements pour les terrains agricoles ou pour traiter l'eau potable, avant que leur exploitation soit progressivement interdite.

En Europe, les bancs de maërl se situent principalement sur les côtes bretonnes et en Mer Méditerranée. Depuis 2004, des études menées dans le cadre du REBENT ont permis d'actualiser et d'améliorer les connaissances sur les principaux bancs de maërl de Bretagne. Ces travaux ont notamment mis en évidence une grande hétérogénéité structurelle des bancs de maërl qui se traduit par des différences dans la densité, la vitalité et la morphologie des thalles. De même, l'espèce algale dominante peut varier d'un secteur à l'autre. Les facteurs environnementaux responsables de la présence du maërl ont été décrits dans plusieurs études. La pénétration de la lumière dans l'eau, dépendante à la fois de la profondeur et de la turbidité, et l'hydrodynamisme apparaissent comme les facteurs déterminants de la distribution géographique des bancs de maërl. Néanmoins, l'influence de ces facteurs environnementaux n'a pas été quantifiée en milieu naturel. De plus, les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau et le type de sédiment sur lequel ils se développent pourraient également être responsables de l'hétérogénéité des bancs de maërl.

L'objectif de ce volet de notre étude est de hiérarchiser l'influence des facteurs environnementaux responsables de la distribution et de l'hétérogénéité des principaux bancs de maërl à l'échelle de la région Bretagne. Aux vues des résultats obtenus, certains facteurs environnementaux agissant à l'échelle locale sur la structure des bancs de maërl ont également été étudiés.

3.2. Matériels et méthodes

3.2.1. Stratégies d'étude : approches régionale et locales

En 2008 et 2009, une cartographie des principaux bancs de maërl bretons a été réalisée dans le cadre du volet « sectoriel » du REBENT en application de la Directive Cadre sur l'Eau (Hamon *et al.*, 2010 ; Figure 35). Le sonar à balayage latéral EDGETECH DF-1000 est utilisé pour déterminer les principales figures morpho-sédimentaires et pour positionner les stations d'échantillonnages bio-sédimentaires qui sont réalisés à l'aide d'une benne Shipek déployée depuis le N/O THALIA. Les données récoltées sont géolocalisées à partir d'un DGPS Aquarius (Société THALES) ayant une précision de 1 à 2 m. Les données acoustiques sont traitées à l'aide du logiciel Caraibes 3.4 afin de produire des mosaïques de réflectivité en niveaux de gris. Un bâti vidéo, muni d'une caméra couleur haute résolution Kongsberg OE1372A-003, a également été mis en œuvre afin de compléter les données obtenues sur la nature et la morphologie des fonds, ainsi que sur la présence des macro-espèces végétales et animales. Au laboratoire, les prélèvements bio-sédimentaires sont décongelés, rincés à l'eau douce, puis séchés dans une étuve, entre 40 et 60°C, pendant 24 h. Une fraction de l'échantillon est lavée sur un tamis de 50 µm pour déterminer la proportion de pélites (vases fines). Le reste de l'échantillon est ensuite tamisé sur une colonne vibrante constitué de 13 tamis ayant une taille de maille décroissante jusqu'à 50 µm afin d'obtenir sa distribution granulométrique complète. La vitalité des bancs de maërl est obtenue en étalant les thalles vivants, préalablement décongelés et rincés à l'eau douce, sur une plaque en PVC dont la surface, subdivisée en 100 unités, est égale à celle du prélèvement effectué par la benne (Figure 36). La vitalité correspond alors au pourcentage de la plaque qui est occupée par le maërl vivant. L'observation des thalles (vivants et morts) permet également de les classer dans deux grandes catégories morphologiques : thalles arbusculaires ou discoïdaux (Figure 36). La densité des bancs de maërl correspond au pourcentage total (vivants et morts) de recouvrement au sol. Ce pourcentage a été déterminé en appliquant une matrice de 20 × 20 carrés sur les images extraites des enregistrements vidéo et en comptabilisant les carrés remplis de maërl (Figure 36).

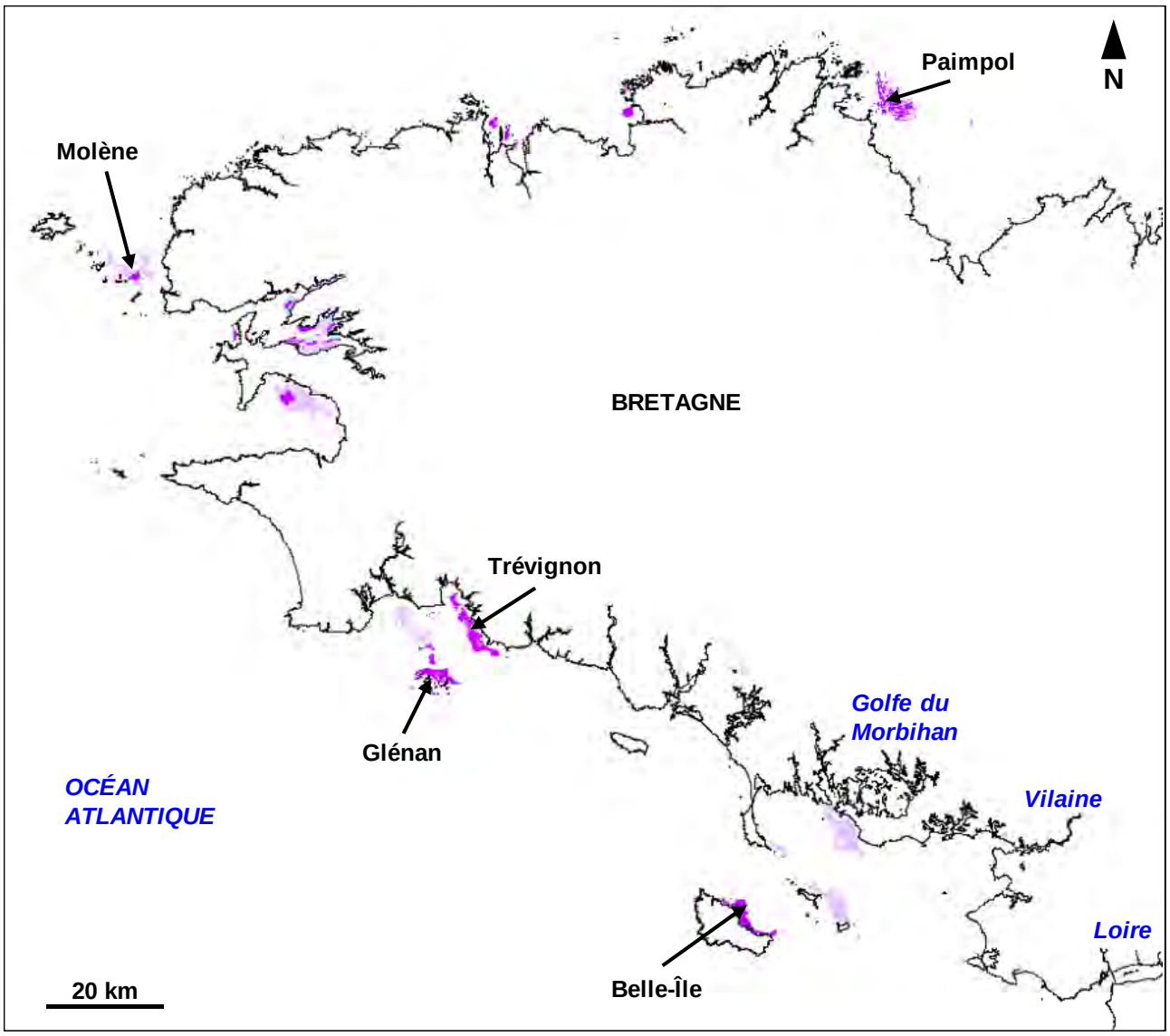


Figure 35. Localisation des principaux bancs de maërl des côtes bretonnes (d'après REBENT Ifremer-Université-CNRS, 2007).

Dans le cadre du volet « stationnel » du REBENT, certains bancs de maërl font l'objet d'un suivi temporel depuis 2004. Une à deux fois par an, trois stations sont échantillonnées, à raison de trois réplicats par station, dans chacun des bancs de maërl en utilisant une benne Smith-McIntyre. Ces prélèvements réalisés par le Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (LEMAR, IUEM) permettent d'inventorier la biodiversité, de déterminer la vitalité et la morphologie des thalles calcaires, et d'identifier l'espèce algale dominante. Les caractéristiques structurelles sont déterminées de la même façon que pour le volet « sectoriel ». De plus, l'espèce algale dominante a été déterminée pour chaque banc de maërl.

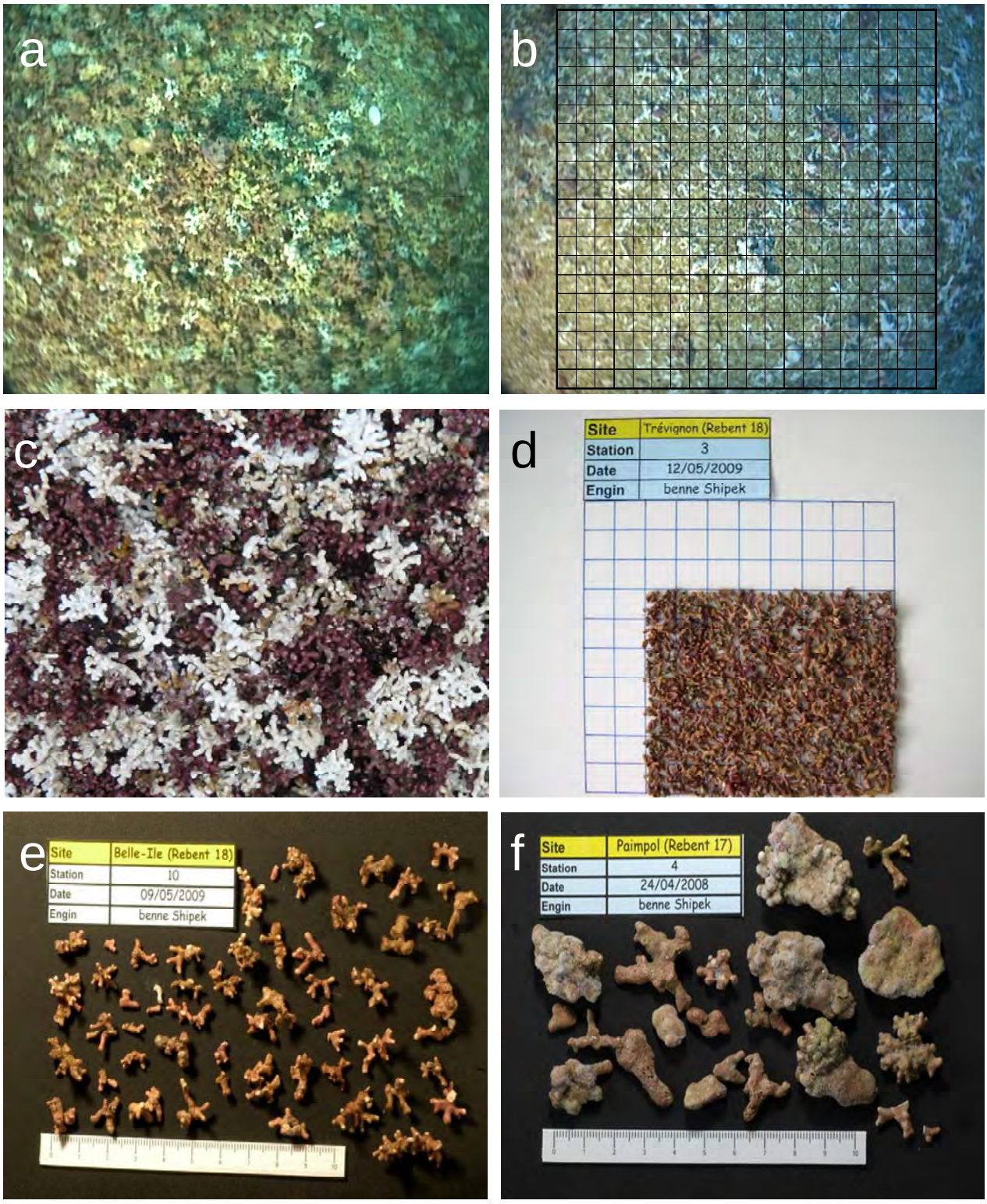


Figure 36. Hétérogénéité des bancs de maërl. a : maërl dense (Belle-Île) ; b : maërl peu dense (Paimpol) ; c : mélange de maërl vivant (rose) et de maërl mort (blanc) ; d : pourcentage de maërl vivant (Trévignon) ; e : maërl arbusculaire (Belle-Île) ; f : maërl discoïdal (Paimpol).

A partir des volets « sectoriel » et « stationnel » du REBENT consacrés à la caractérisation des bancs de maërl de Bretagne, les secteurs de Paimpol, Molène, Glénan, Trévignon et Belle-Île ont été retenus pour réaliser une approche régionale de la structuration des bancs de maërl (Figure 35). Ces secteurs correspondent à des bancs de

maërl suffisamment étendus pour que leurs caractéristiques structurelles puissent être mises en relation avec les données générées par les modèles environnementaux. Chacun des cinq secteurs a ainsi été subdivisé en fonction des mailles des modèles (Figure 37) et les caractéristiques structurelles (densité, vitalité et morphologie dominante des thalles), ainsi que l'espèce dominante, ont été déterminées pour chaque subdivision des bancs de maërl.

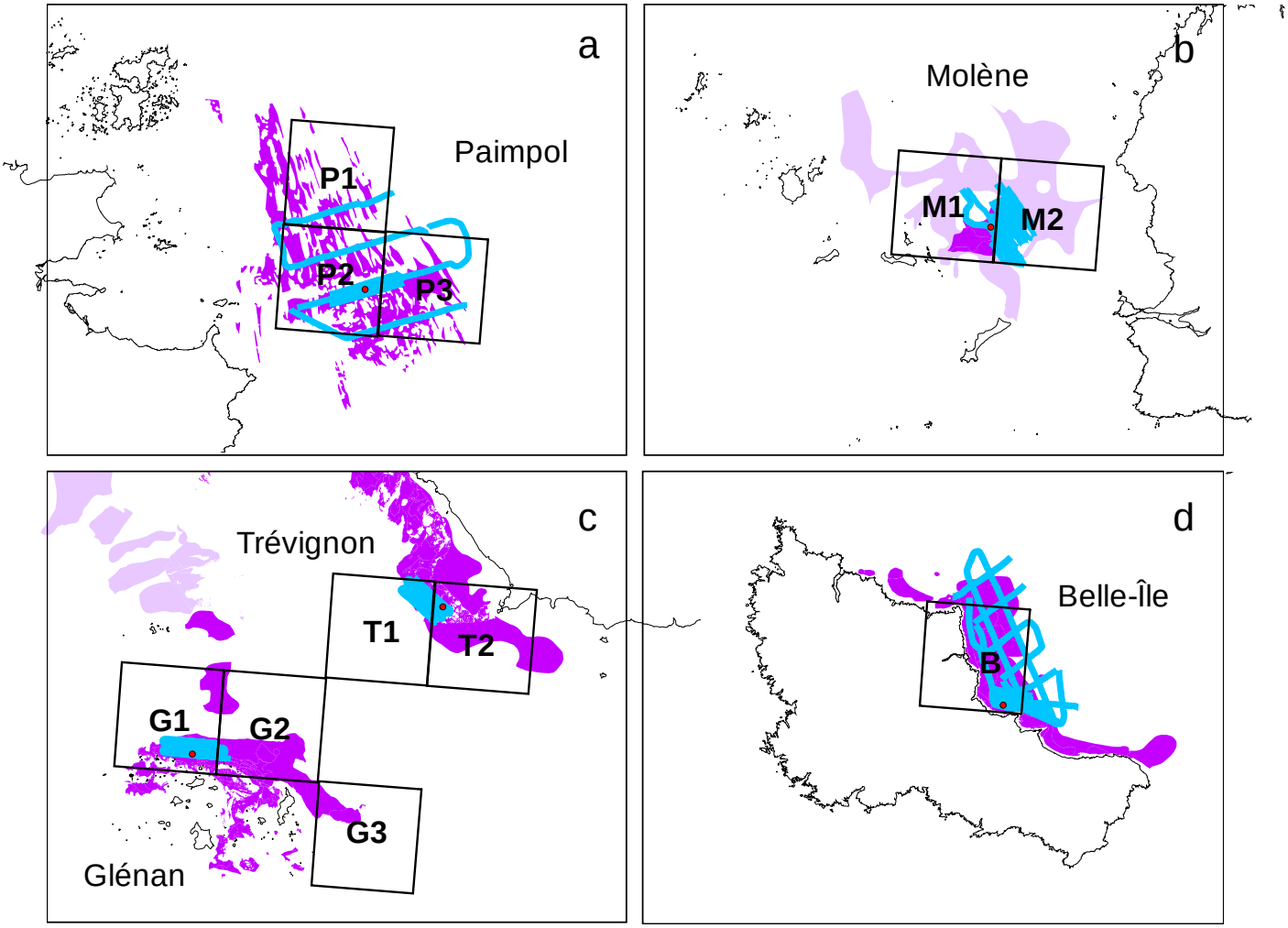


Figure 37. Subdivisions des principaux bancs de maërl des côtes bretonnes en fonction des mailles carrées (3 × 3 km) des modèles numériques utilisés pour générer les variables hydrologiques. Les zones de maërl définies par REBENT Ifremer-Université-CNRS (2007) sont figurées en violet, les zones de maërl explorées dans le cadre du REBENT DCE-Maërl sont figurées en bleu et les stations de suivis temporels du maërl du REBENt stationnel sont figurées par un point rouge.

En complément de l'approche régionale de la structuration des bancs de maërl par les facteurs environnementaux, des approches locales ont été menées dans les secteurs de Belle-Île et de la rade de Brest. Ces approches locales ont été possibles grâce à la disponibilité de modèles environnementaux ayant de très fines résolutions spatiales développés par l'IFREMER. Les données sur la structure des bancs de maërl de la rade de Brest, de la baie de Camaret et de la Mer d'Iroise ont été fournies par le LEMAR (IUEM) à partir de prélèvements réalisés en 2010 (Figure 38).

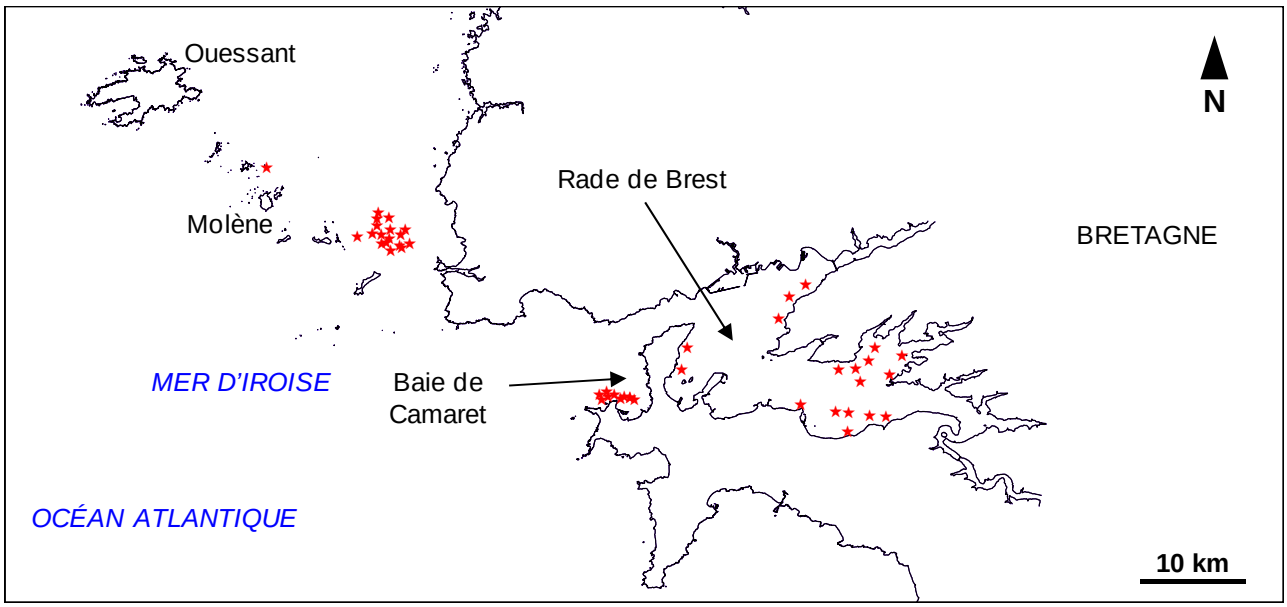


Figure 38. Stations d'études (étoiles rouges) des bancs de maërl de la rade de Brest, la baie de Camaret et la Mer d'Iroise suivis par le LEMAR.

3.2.2. Données hydrologiques

Dans le cadre de l'approche régionale de la structuration des bancs de maërl par les facteurs environnementaux, les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau et la vitesse du courant sont issus du modèle ECOMARS-3D Bretagne, tandis que la vitesse des vagues est issue du modèle WAVEWATCH III (R) NORGAS-UG (Tableau 11). Ces modèles en trois dimensions, accessibles via le système pré-opérationnel PREVIMER (http://www.previmer.org/), permettent de simuler les variations des facteurs hydrologiques au niveau de la couche de fond qui correspond à la zone où se développent les bancs de maërl (Tableau 12). Les données provenant des modèles ont été validées à partir d'observations satellitaires et d'enregistrements *in situ*. Pour chaque facteur hydrologique, des variables (moyenne, écart-type, minimum, maximum et amplitude) ont été déterminées sur une année pour chaque maille des modèles incluant une station d'échantillonnage biologique. L'écart-type annuel est utilisé comme estimateur de la variabilité des facteurs hydrologiques. Les espèces algales constituant le maërl étant des organismes photosynthétiques, la profondeur de pénétration de la lumière dans l'eau (extinction lumineuse) et les concentrations en nutriments (nitrates et phosphates) ont également été utilisées comme variables explicatives de l'hétérogénéité de la structure des bancs de maërl. Étant donné la disponibilité des données et la possibilité de les valider aux moyens d'observations satellitaires et de prélèvements *in situ*, l'année 2009 a été choisie comme année de référence pour générer les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau et la vitesse du courant, alors que l'année 2010 a été choisie comme année de référence pour générer l'agitation significative des vagues.

Tableau 11. Caractéristiques des modèles tridimensionnels du projet PREVIMER utilisés pour générer les variables hydrologiques au niveau des bancs de maërl des côtes bretonnes.

Variable	**Modèle**	**Année**	**Maille**	**Période**
Température (°C)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Salinité	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Saturation en oxygène (%)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Extinction lumineuse (m^{-1})	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Chlorophylle-a ($\mu g.L^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Matières en suspension ($mg.L^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	3 km	12 h
Vitesse du courant ($m.s^{-1}$)	ECOMARS-3D Bretagne	2009	4 km	1 h
Agitation significative des vagues sur le fond* ($m.s^{-1}$)	WAVEWATCH III (R) NORGAS-UG zoom SUDBZH zoom LOIRE zoom IROISE zoom ARMOR	 2010 2010 2010 2010	 200 m 350 m 200 m 350 m	 3 h 3 h 3 h 3 h

* L'agitation significative des vagues sur le fond est une amplitude caractéristique des vitesses oscillantes associées aux vagues, qui correspond approximativement à la moyenne du tiers des amplitudes des vitesses les plus élevées (http://www.previmer.org/).

Dans le cadre des approches locales, des modèles ayant des résolutions spatiales plus fines ont été utilisés. Pour le secteur de Belle-Île, les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau ont été générées à partir d'une version modifiée du modèle ECOMARS-3D Bretagne ayant une résolution spatiale de 800 m. Pour le secteur de la rade de Brest, les propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau ont été générées à partir d'une version modifiée du modèle ECOMARS-3D Bretagne ayant une résolution spatiale de 500 m, tandis que la vitesse du courant a été générée avec une résolution de 150 m.

Tableau 12. Variables environnementales sélectionnées pour établir des relations entre la structure des bancs de maërl et l'environnement à l'échelle régionale.

Variables morpho-sédimentaires	Salinité moyenne
Teneur en vase (%)	Variabilité de la salinité
Bathymétrie (m)	Salinité maximale
	Salinité minimale
	Saturation moyenne en oxygène (%)
Variables hydrodynamiques	Variabilité de la saturation en oxygène (%)
Vitesse moyenne du courant ($m.s^{-1}$)	Saturation minimale en oxygène (%)
Vitesse maximale du courant ($m.s^{-1}$)	Concentration moyenne en MES ($mg.L^{-1}$)
Agitation significative moyenne des vagues ($m.s^{-1}$)	Variabilité de la concentration en MES ($mg.L^{-1}$)
Variabilité de l'agitation significative des vagues ($m.s^{-1}$)	Concentration maximale en MES ($mg.L^{-1}$)
Agitation significative maximale des vagues ($m.s^{-1}$)	Concentration minimale en MES ($mg.L^{-1}$)
	Extinction lumineuse moyenne (m^{-1})
	Variabilité de l'extinction lumineuse (m^{-1})
Variables géographiques	Extinction lumineuse maximale (m^{-1})
Longitude (°)	Extinction lumineuse minimale (m^{-1})
Latitude (°)	Concentration moyenne en nitrates (µM)
	Variabilité de la concentration en nitrates (µM)
	Concentration maximale en nitrates (µM)
Variables physico-chimiques	Concentration minimale en nitrates (µM)
Température moyenne (°C)	Concentration moyenne en phosphates (µM)
Variabilité de la température (°C)	Variabilité de la concentration en phosphates (µM)
Température maximale (°C)	Concentration maximale en phosphates (µM)
Température minimale (°C)	Concentration minimale en phosphates (µM)

3.2.3. Analyse des relations entre la structure des bancs de maërl et les facteurs environnementaux

La procédure BIOENV du logiciel PRIMER a été utilisée pour sélectionner la combinaison de variables environnementales permettant d'expliquer les variations observées au niveau de chacun des paramètres (densité, vitalité, morphotype dominant et espèce algale dominante) définissant la structure des bancs de maërl.

3.3. Résultats

3.3.1. Structure des bancs de maërl des côtes bretonnes

La densité des bancs de maërl des côtes bretonnes varie de 40 à 100 % de recouvrement du fond par les thalles (Figure 39a). Les plus faibles densités ont été observées dans le secteur de Paimpol (mailles P1 et P2) et les plus fortes densités dans les secteurs de Trévignon (maille T2) et de Belle-Île (maille B). La densité des thalles est relativement homogène au sein d'un même secteur. Le pourcentage de thalles vivants dans les bancs de maërl des côtes bretonnes varie de 10 %, dans le secteur des Glénan (mailles G1 et G3), à 90 %, dans le secteur de Trévignon (maille T2) (Figure 39b). Les secteurs de Trévignon (15 - 90 %) et de Molène (30 - 80 %) présentent une grande hétérogénéité du pourcentage de thalles vivants. Le morphotype « discoïdal » est dominant dans le secteur de Paimpol, alors que le morphotype « arbusculaire » est dominant dans les autres secteurs (Tableau 13). *Lithothamnium corallioides* est l'espèce dominante dans le secteur de Trévignon, alors que *Phymatolithon calcareum* est l'espèce dominante dans les autres secteurs (Tableau 13).

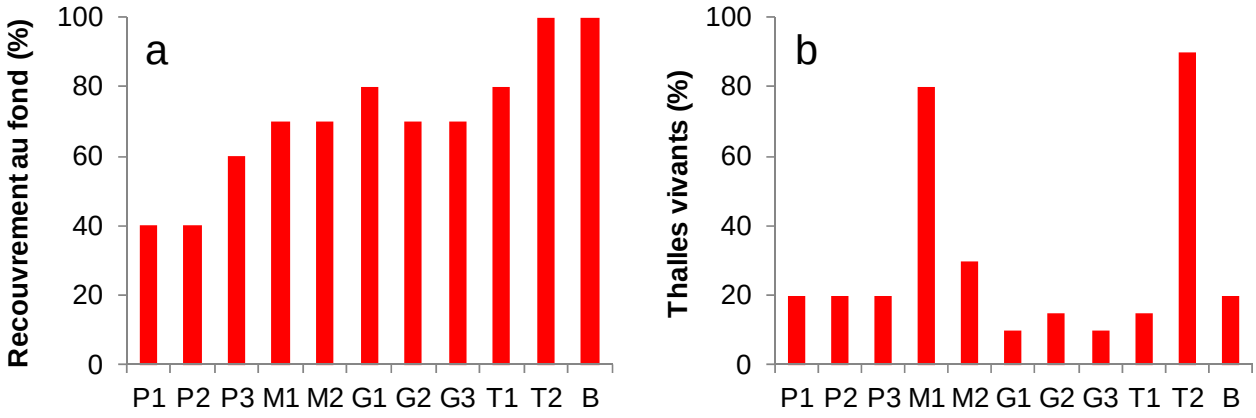


Figure 39. Densité (pourcentage de recouvrement au sol, a) et vitalité (pourcentage de thalles vivants, b) des bancs de maërl des secteurs de Paimpol (P1, P2, P3), de Molène (M1, M2), de Glénan (G1, G2, G3), de Trévignon (T1, T2) et de Belle-Île (B).

Tableau 13. Morphotype et espèce algale dominants des bancs de maërl des secteurs de Paimpol (P1, P2, P3), de Molène (M1, M2), de Glénan (G1, G2, G3), de Trévignon (T1, T2) et de Belle-Île (B).

Secteur	Maille	Morphotype dominant	Espèce dominante
Paimpol	P1	Discoïdal	*Phymatolithon calcareum*
	P2	Discoïdal	*Phymatolithon calcareum*
	P3	Discoïdal	*Phymatolithon calcareum*
Molène	M1	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*
	M2	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*
Glénan	G1	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*
	G2	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*
	G3	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*
Trévignon	T1	Arbusculaire	*Lithothamnium corallioides*
	T2	Arbusculaire	*Lithothamnium corallioides*
Belle-Île	B	Arbusculaire	*Phymatolithon calcareum*

Dans les sites de la rade de Brest, le pourcentage de thalles vivants varie de 16 à 183 % (multicouche) et l'espèce dominante est *Lithothamnium corallioides*. Le morphotype « arbusculaire » est dominant, sauf dans le site POUL dominé par le morphotype « noduleux ». Dans les sites de la baie de Camaret, le pourcentage de thalles vivants varie de 1 à 30 %, l'espèce dominante est *Phymatolithon calcareum* et le morphotype « arbusculaire » est dominant. Dans les sites de la Mer d'Iroise, le pourcentage de thalles vivants varie de 3 à 107 % et l'espèce dominante est *P. calcareum*. Certains sites de la Mer d'Iroise sont dominés par le morphotype « arbusculaire » et d'autres par le morphotype « discoïdal ».

3.3.2. Relations entre la structure des bancs de maërl et les facteurs environnementaux

A l'échelle de la Bretagne, la plus forte corrélation (BIOENV, 0,70) entre la vitalité des bancs de maërl et les variables environnementales est obtenue en combinant la salinité moyenne, la concentration moyenne en nitrates, la vitesse moyenne du courant et l'extinction lumineuse moyenne (Figure 40).

Le recouvrement au sol des thalles décroît de 100 à 40 % lorsque la salinité moyenne augmente de 34,2 à 35,4 (Figure 40a). Bien que le maërl ait pu être considéré comme un faciès d'estuaire dont la présence était conditionnée par des dessalures temporaires (Pruvot, 1897 ; Joubin, 1910), il est maintenant avéré qu'il est fortement présent dans les eaux euhalines (Cabioch, 1969 ; Grall, 2002). Cependant, nos résultats montrent, qu'en Bretagne sud, la densité des bancs de maërl décroît avec la diminution de l'influence du panache de la Vilaine et de la Loire. De plus, les plus faibles densités ont été observées dans le secteur de Paimpol qui montre de très faibles variations de salinité.

La densité des bancs de maërl augmente lorsque la concentration moyenne en nitrates augmente entre 3,4 et 9,6 µM (Figure 40b). Ainsi, contrairement à ce qui est généralement suggéré, la concentration en nitrates peut avoir une influence sur la structure des bancs de maërl. Bien que l'effet des nutriments sur les algues de la famille des Corallinacées ait été peu étudiée, une influence positive de l'augmentation de la concentration en nitrates, variant de 0 à 10 µM, sur le taux de croissance journalier des thalles a néanmoins été expérimentalement démontrée chez l'algue rouge calcaire *Lithophyllum yessoense* (Ichiki *et al.*, 2000).

L'augmentation de la vitesse moyenne du courant entre 0,02 et 0,73 $m.s^{-1}$ correspond à une diminution de la densité des bancs de maërl (Figure 40c). En étudiant la structure d'assemblages d'algues calcaires des Îles Cook, Scoffin *et al.* (1985) ont démontré que les thalles étaient mis en mouvement et dispersés lorsque la vitesse du courant atteignait 0,3 – 0,4 $m.s^{-1}$. Cette relation pourrait expliquer en partie les relativement faibles pourcentages (40 – 60 %) de recouvrement au fond des thalles observés au niveau du secteur de Paimpol (mailles P1, P2 et P3), où la vitesse moyenne du courant est supérieure à 0,5 $m.s^{-1}$. En revanche dans les autres secteurs, où la vitesse moyenne du courant est inférieure à 0,3 $m.s^{-1}$, le pourcentage de recouvrement au fond des thalles est compris entre 70 et 100 %.

La densité des bancs de maërl augmente également lorsque le coefficient d'extinction lumineuse augmente, c'est-à-dire, lorsque la lumière pénètre moins profondément dans l'eau (Figure 40d). Ce coefficient dépend à la fois de l'épaisseur de la colonne d'eau mais également de la clarté de l'eau, elle-même dépendant de la concentration en matières en suspension. Les résultats montrent que le pourcentage de recouvrement au fond est plus important dans les sites où la pénétration de la lumière est moins importante. Ainsi, bien que les algues constituant les bancs de maërl soient des organismes photosynthétiques dont la croissance et la reproduction dépendent de l'intensité de la lumière incidente, l'intensité de la lumière incidente dans les secteurs que nous avons étudiés ne semble pas être limitante. Dans les secteurs de Glénan, Trévignon et Belle-Île, les coefficients d'extinction lumineuse sont élevés en raison d'une turbidité élevée induite par les apports continentaux des fleuves et rivières côtières. Ainsi, comme dans le cas de la salinité moyenne et de la concentration moyenne en nitrates, la relation entre le coefficient d'extinction lumineuse et le pourcentage de recouvrement au fond des thalles semble surtout traduire une influence bénéfique des apports continentaux sur la densité des bancs de maërl.

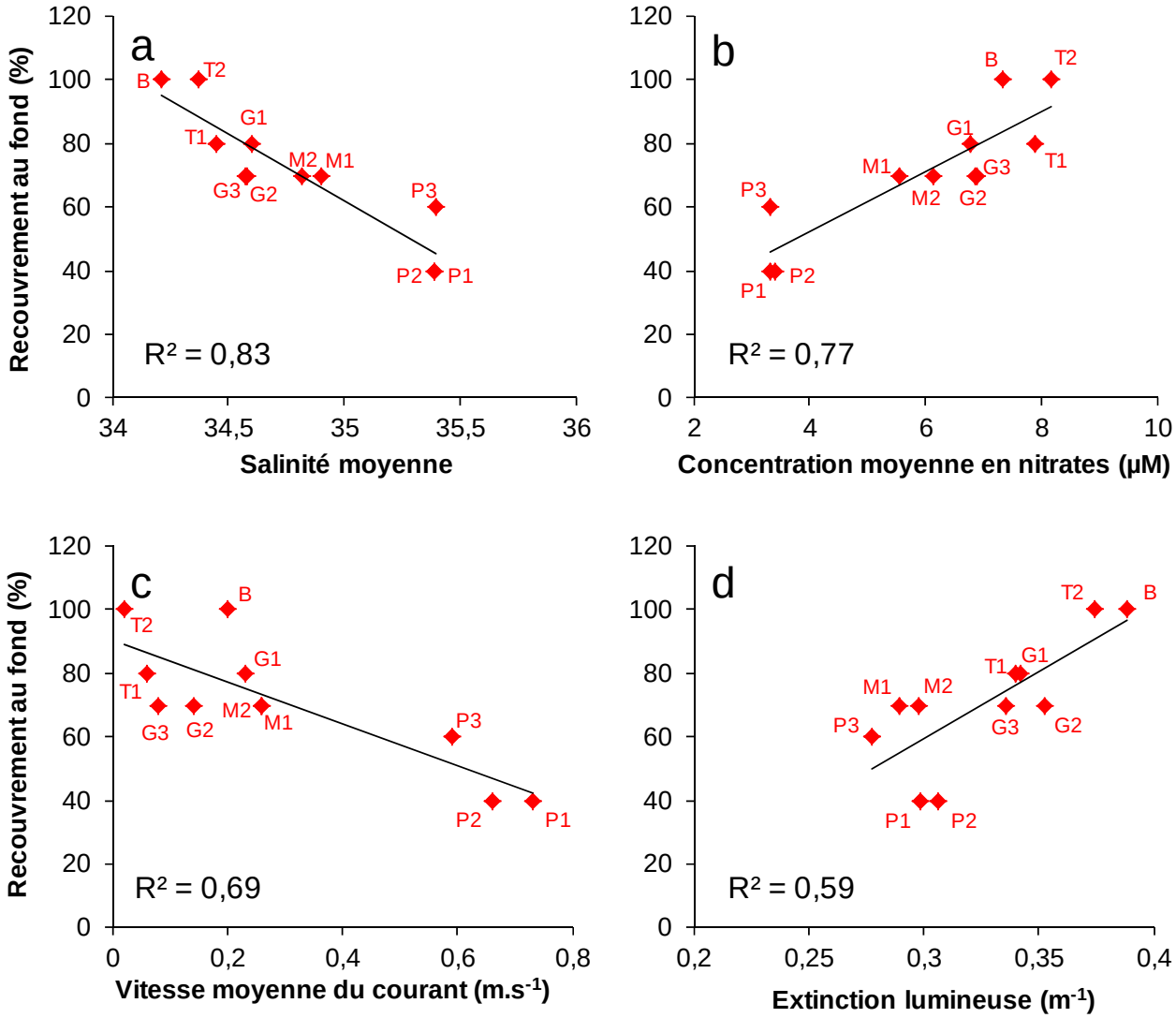


Figure 40. Relations significatives ($p < 0,01$) entre la densité (pourcentage de recouvrement au fond) des bancs de maërl des côtes bretonnes et les variables environnementales dans les secteurs de Paimpol (P1, P2, P3), Molène (M1, M2), Glénan (G1, G2, G3), Trévignon (T1, T2) et Belle-Île (B).

A l'échelle de la Bretagne, la plus forte corrélation (BIOENV, 0,46) entre la vitalité des bancs de maërl et les variables environnementales est obtenue en utlisant uniquement la bathymétrie comme variable explicative (Figure 41a). Ce résultat est notamment dû au fait que dans les zones peu profondes (< 10 m) de Trévignon (T2) et Molène (M1), le pourcentage de thalles vivants est respectivement de 90 et 80 %. En revanche dans les autres zones de maërl, caractérisés par des profondeurs supérieures à 10 m, le pourcentage de maërl vivant ne dépasse pas 30 %. La relativement faible corrélation entre le pourcentage de thalles vivants et la bathymétrie suggère que d'autres facteurs structurants, non détectables dans une approche régionale, agissent sur la vitalité des bancs de maërl.

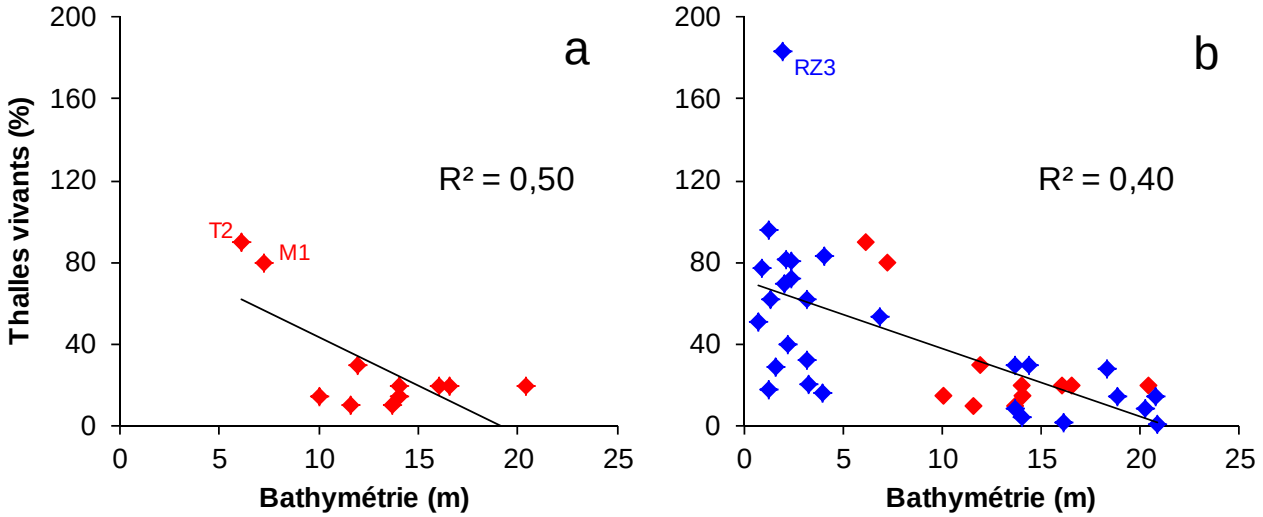


Figure 41. Relations significatives (p < 0,01) entre la vitalité (pourcentage de thalles vivants) des bancs de maërl des côtes bretonnes et la bathymétrie dans les secteurs de Paimpol, Molène, Glénan, Trévignon et Belle-Île explorés lors des études du REBENT (a). Les données du LEMAR (en bleu) concernant la rade de Brest, la baie de Camaret et la Mer d'Iroise ont ensuite été ajoutées à celles du REBENT (b).

L'ajout des données fournies par l'IUEM montre toujours une relation significative entre la vitalité des bancs de maërl et la bathymétrie (R^2 = 0,40 ; p < 0,01) et confirme que les profondeurs supérieures à 10 m sont défavorables à la vitalité des bancs de maërl (Figure 41b). Néanmoins, les zones de maërl situées dans les zones peu profondes de la rade de Brest ne présentent pas toujours un fort pourcentage de thalles vivants. En effet, les variations de la vitalité des bancs de maërl en rade de Brest semblent être également liées aux conditions locales d'envasement (Figure 42). Ainsi, le banc de maërl de Rozegat qui se développe sur un sédiment présentant une teneur en vase inférieure à 5 % est caractérisé par des pourcentages de thalles vivants de l'ordre de 100 %. En revanche, à l'est de la presqu'île de Roscanvel (BV), dans une zone abrité des courants de marée et des houles venant de l'Océan Atlantique, le faible pourcentage de thalles vivants (16 - 21 %) observés dans le banc de maërl peut être mis en relation avec des teneurs en vase supérieures à 40 %. L'influence des conditions environnementales locales sur la vitalité des bancs de maërl est également visible dans le secteur de Belle-Île, où la densité des bancs de maërl et le pourcentage de thalles vivants qu'ils contiennent sont en partie liés à l'agitation significative moyenne des vagues sur le fond (Figure 43). En effet, à l'est de Belle-Île, les mouvements des vagues entraînent la formation de mégarides (Hamon *et al.*, 2010). Les observations effectuées lors des études sectorielles du REBENT DCE-Maërl

indiquent que lorsque ces mégarides sont présentent, la densité totale de thalles et le pourcentage de thalles vivants sont plus importants dans les creux. Ainsi, une agitation importante générée par les vagues favorise la concentration des thalles dans les creux des mégarides.

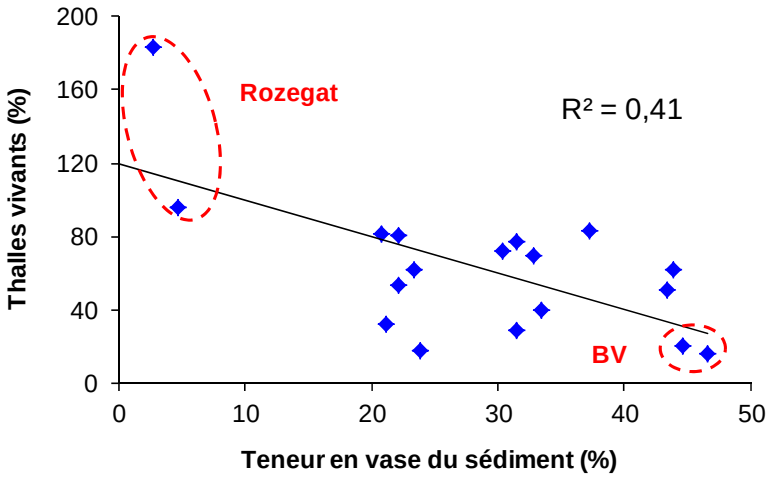


Figure 42. Relation significative ($p < 0,01$) entre la vitalité (pourcentage de thalles vivants) des bancs de maërl de la rade de Brest et la teneur en vase du sédiment (%).

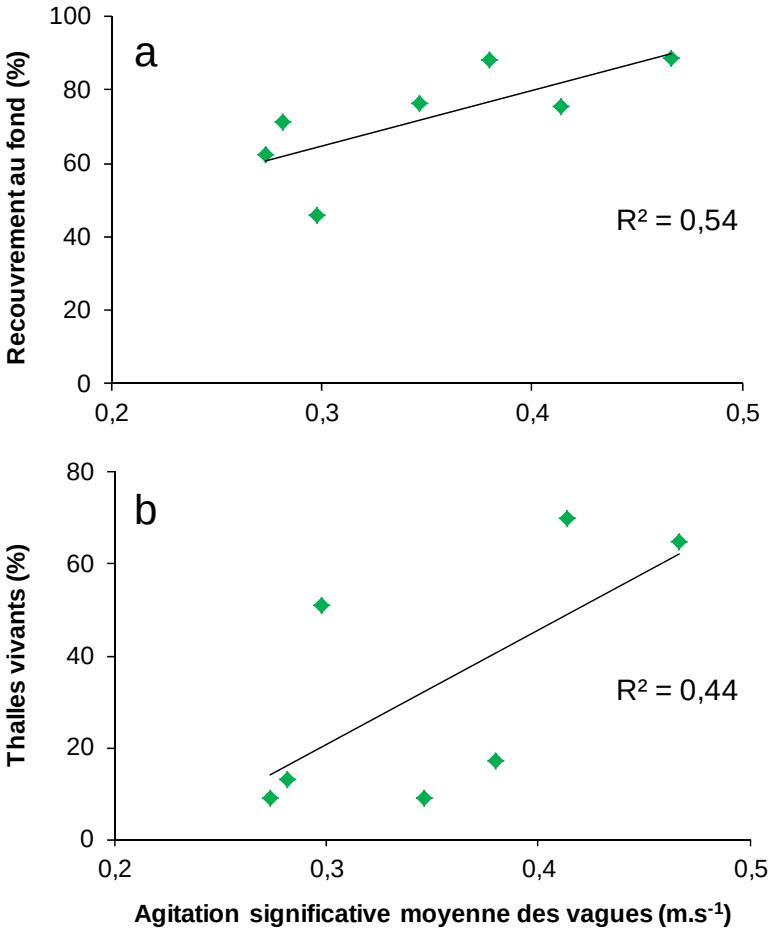


Figure 43. Relations significatives ($p < 0,01$) entre la structure du banc de maërl de Belle-Île et l'agitation significative moyenne des vagues. Densité (pourcentage de recouvrement au fond, a) et vitalité (pourcentage de thalles vivants, b).

A l'échelle de la Bretagne, la plus forte corrélation (BIOENV, 0,73) entre la morphologie des thalles constituant les bancs de maërl et les variables environnementales est obtenue en utlisant uniquement la vitesse moyenne du courant comme variable explicative (Figure 44a). Les zones de maërl situées dans des zones où la vitesse moyenne du courant est inférieure à 0,3 $m.s^{-1}$ sont caractérisées par une dominance de thalles de type « arbusculaire ». En revanche, dans le secteur de Paimpol, la vitesse moyenne du courant est supérieure à 0,6 $m.s^{-1}$ et semble favorisée le développement de thalles de type « discoïdal ». Une dominance du morphotype « noduleux » n'a pas été observée dans les données acquises dans le cadre du REBENT.

L'ajout des données fournies par le LEMAR concernant la rade de Brest et la Mer d'Iroise montre que le passage d'une dominance de thalles arbusculaires à celle de thalles discoïdaux se produit lorsque la vitesse moyenne du courant dépasse 0,3 $m.s^{-1}$ (Figure 44b). Les thalles discoïdaux étant considérés comme des morphotypes induits par l'érosion des thalles lors de leur transport, ces résultats sont à mettre en relation avec le fait que la mise en mouvement des thalles induisant une diminution de la densité des bancs de maërl se produit lorsque la vitesse moyenne du courant atteint 0,3 $m.s^{-1}$. Le morphotype « noduleux » observé par le LEMAR ne semble pas être une phase de transition entre les morphotypes « arbusculaire » et « discoïdal » mais plutôt une forme arbusculaire particulière non liée à l'effet du courant.

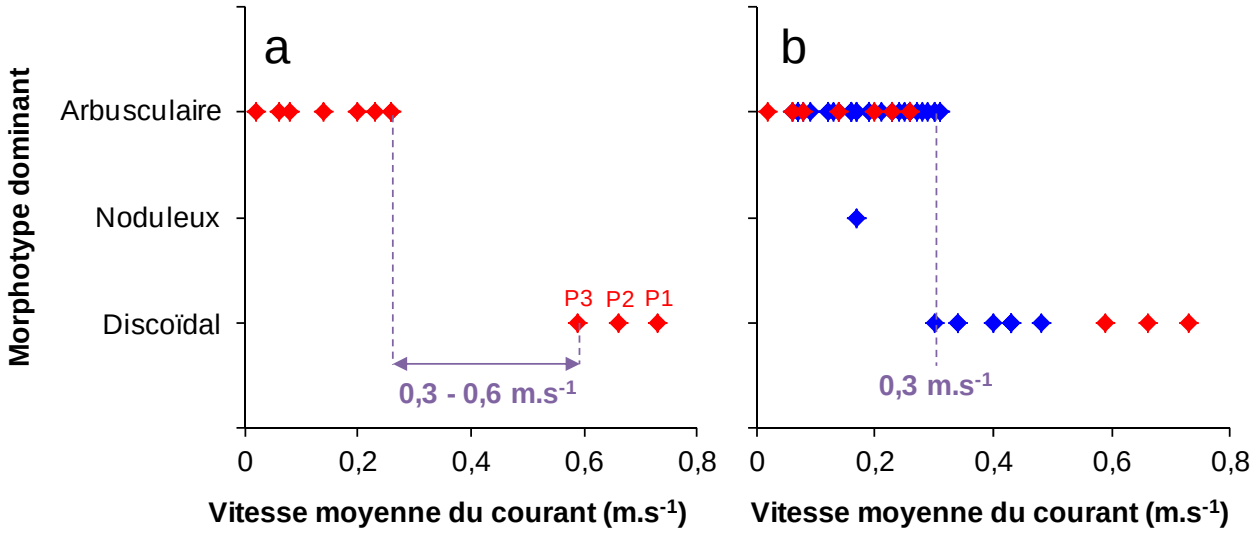


Figure 44. Relations significatives ($p < 0,01$) entre le morphotype (arbusculaire, noduleux ou discoïdal) dominant des thalles des bancs de maërl et la vitesse moyenne du courant dans les secteurs de Paimpol, Molène, Glénan, Trévignon et Belle-Île explorés lors des études du REBENT (a). Les données du LEMAR (en bleu) concernant la rade de Brest, la baie de Camaret et la Mer d'Iroise ont ensuite été ajoutées à celles du REBENT (b).

A l'échelle de la Bretagne, la plus forte corrélation (BIOENV, 0,64) entre l'espèce algale dominante des bancs de maërl et les variables environnementales est obtenue en combinant la bathymétrie et la température moyenne de l'eau (Figure 45a et b). *Lithothamnium corallioides* semble être l'espèce dominante dans les zones peu profondes (< 7 m) où la température moyenne de l'eau est inférieure à 13°C. Ces conditions de température sont liées au fait que *L. corallioides* est dominante dans les zones sous

influences estuariennes telles que la rade de Brest ou la côte de Trévignon. En revanche, *Phymatolithon calcareum* semble être l'espèce dominante dans les zones plus profondes (entre 7 et 20 m) où la température moyenne de l'eau est supérieure à 13 °C. Ces résultats sont confirmés par l'ajout des données concernant la rade de Brest et la Mer d'Iroise (Figure 45c et d).

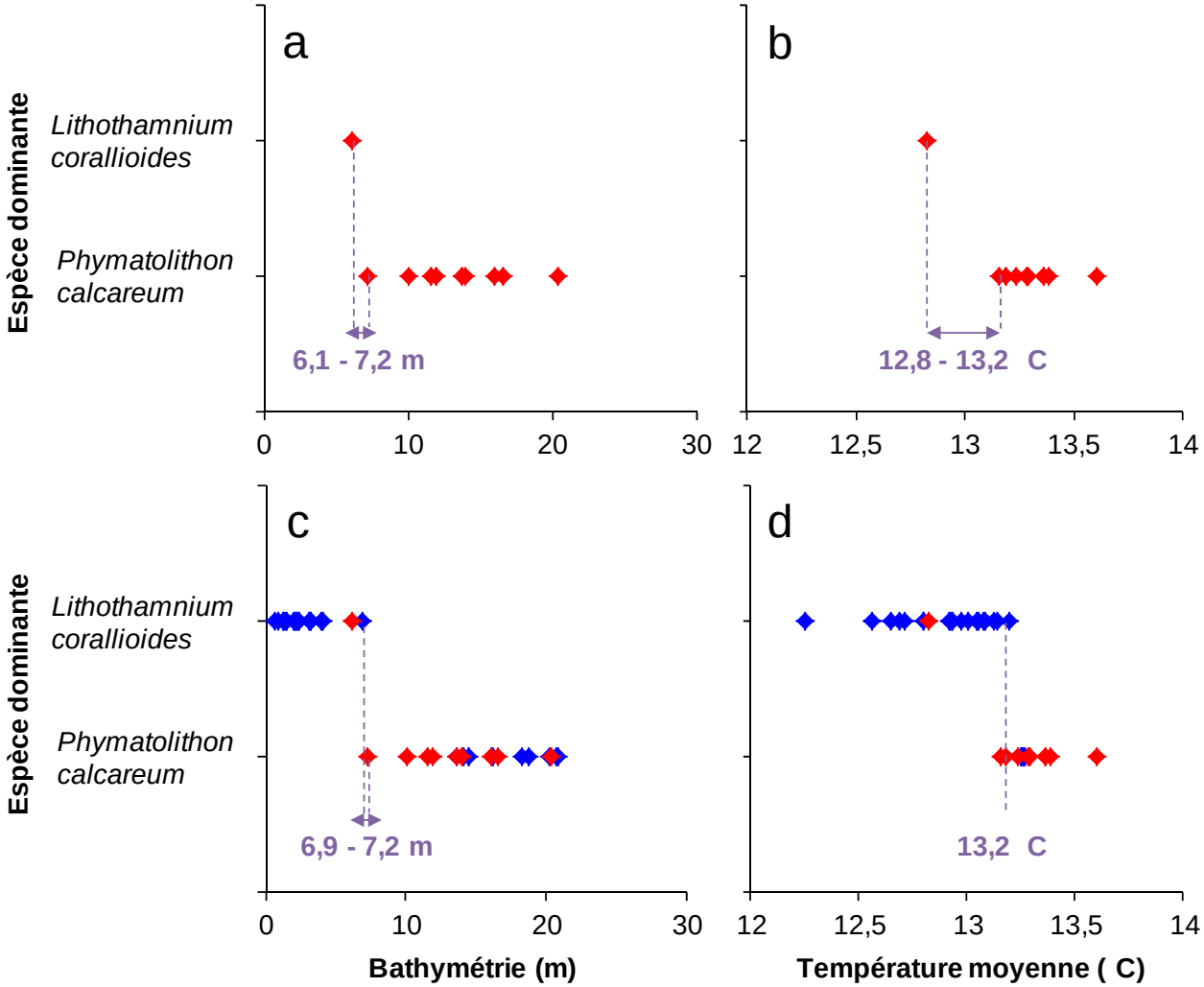


Figure 45. Relations significatives ($p < 0,01$) entre l'espèce dominante (*Lithothamnium corallioides* ou *Phymatolithon calcareum*) des bancs de maërl et les facteurs environnementaux structurants (bathymétrie, à gauche, et température moyenne de l'eau, à droite) dans les secteurs de Paimpol, Molène, Glénan, Trévignon et Belle-Île explorés lors des études du REBENT (a et b). Les données du LEMAR (en bleu) concernant la rade de Brest, la baie de Camaret et la Mer d'Iroise ont ensuite été ajoutées à celles du REBENT (c et d).

Le maërl désigne des accumulations d'algues rouges calcaires de la famille des Corallinacées qui se développent en formant des thalles libres de quelques millimètres. La structure tridimensionnelle complexe de ce type de fonds marins fournit une grande diversité de microhabitats et de supports pour la macrofaune benthique. En plus d'être un réservoir de biodiversité benthique, les bancs de maërl constituent également des zones de nurserie pour des espèces commercialement exploitées telles que les bivalves et les poissons. Les travaux réalisés dans le cadre de l'action REBENT-DCE Maërl ont permis de mettre en évidence les variations de la structure des principaux bancs de maërl des côtes bretonnes. Des données morpho-sédimentaires (teneur en vase et bathymétrie) issues des travaux du REBENT et des données hydrologiques (hydrodynamisme et propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau) générées par des modèles environnementaux tri-dimensionnels utilisés dans le cadre du projet PREVIMER ont été utilisées pour expliquer les variations de la structure de ces bancs de maërl. Ces modèles numériques simulent les variations des variables hydrologiques, incluant notamment la pénétration de la lumière et les concentrations en nutriments, au niveau du fond avec des résolutions temporelles (1 à 12 h) et spatiales (0,2 à 4 km) fines. Des données complémentaires sur la structure des bancs de maërl de la rade de Brest et de la Mer d'Iroise fournies par l'IUEM ont également été utilisées. Les relations entre la structure des bancs de maërl et les facteurs environnementaux ont été mises en évidence aux moyens d'analyses statistiques.

La densité du maërl, correspondant au taux de recouvrement du fond par les thalles (%), semble être influencée par le gradient estuarien généré par la Vilaine et la Loire. En effet, les densités les plus importantes correspondent aux zones où la salinité moyenne est la plus faible et la concentration en nitrates est la plus forte. Lorsque la vitesse moyenne du courant est supérieure à 0,3 $m.s^{-1}$, les thalles sont dispersés et la densité du maërl diminue également. La mise en mouvement des thalles entraîne également une modification de leur morphologie qui passe, par le fait de l'érosion, d'un type « arbusculaire » à un type « discoïdal ». La vitalité du maërl est fortement influencée par la bathymétrie, avec des proportions de thalles vivants beaucoup plus importantes (80 %) dans les zones inférieures à 10 m de profondeur, dans lesquelles une quantité plus importante de lumière peut atteindre le fond. Néanmoins, localement la vitalité du maërl peut être dépendante d'autres facteurs environnementaux. En rade de Brest, l'augmentation de la teneur en vase entraîne une diminution de la vitalité du maërl situé à moins de 10 m de profondeur, tandis, qu'à Belle-Île, le maërl vivant s'accumule dans les creux des mégarides générées par la houle. Les thalles de *Lithothamnium corallioides* sont prédominants dans les zones peu profondes (< 7 m), où la température moyenne de l'eau est inférieure à 13 °C, tandis que les thalles de *Phymatolithon calcareum* sont prédominants dans les autres zones.

Chapitre 4 : Synthèse sur les habitats benthiques des substrats meubles subtidaux du secteur Concarneau-Glénan-Audierne

4.1. Facteurs environnementaux structurant les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne

Le secteur Concarneau-Glénan-Penmarch s'étend entre la pointe de Trévignon, à l'est, et la baie d'Audierne, à l'ouest, et inclus l'archipel des Glénan situé au sud de la baie de Concarneau. Ce secteur couvre une superficie d'environ 61 000 ha, dont le fond est constitué à 45 % de roches et à 55 % de sédiments meubles. Au sud de la zone Penmarch-Guilvinec et au sud de l'archipel des Glénan, les fonds sont majoritairement rocheux et bordent la grande vasière située à plus de 50 m de profondeur. La répartition spatiale des sédiments meubles est fortement influencée par l'hydrodynamisme généré au niveau de l'Océan Atlantique, ainsi que par la profondeur. Dans la partie occidentale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne, directement exposée aux courants de marée (vitesse moyenne = 0,15 $m.s^{-1}$; vitesse maximale = 0,40 $m.s^{-1}$) venant du sud-ouest, les sédiments meubles correspondent à des graviers et à des sables grossiers qui s'intercalent entre les roches. A l'est de ces assemblages sédimentaires, Chassé et Glémarec (1976) indiquaient la présence de zones de maërl abritées derrière les roches et disposées le long d'un axe NO-SE, allant de l'estuaire de l'Odet au nord de l'archipel des Glénan. Des zones de maërl sont également présentes sur un vaste haut-fond (profondeur < 15 m) situé le long de la côte orientale de la baie de Concarneau. La dépression (profondeur > 15 m), située à l'abri des courants de marée (vitesse moyenne = 0,08 $m.s^{-1}$; vitesse maximale = 0,12 $m.s^{-1}$) entre ces deux bandes de maërl, est constituée de sédiments envasés qui s'étendent vers le sud-est, jusqu'à la grande vasière. Des sédiments envasés sont également présents le long de la côte nord de la baie de Benodet.

En janvier 2009, les données hydrologiques montrent une élévation de la concentration en MES au niveau du fond, plus marquée dans la partie orientale (de 1,5 à 6,4 $mg.L^{-1}$) que dans la partie occidentale (de 1,5 à 4,8 $mg.L^{-1}$), consécutive à l'arrivée des panaches turbides de la Loire et de la Vilaine, amplifiés par les crues hivernales. Cet apport de particules fines pourrait contribuer à l'envasement de la partie orientale de ce secteur. Les panaches fluviaux semblent également avoir de légères conséquences sur la salinité et la température de l'eau dans la partie orientale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne. En effet, durant cette période, la salinité descend jusqu'à 32,8, tandis que la température diminue d'environ 2°C. En 2009, au niveau du fond, la salinité moyenne du secteur Concarneau-Glénan-Audierne était de 34,5 (± 0,2), tandis que la température moyenne était de 13,1 °C (± 0,2 °C). La concentration en chlorophylle-a au niveau du fond augmente significativement en avril-mai et entre juillet et septembre. L'intensité de ces augmentations, consécutives à des blooms de phytoplancton, est plus importante dans la baie de Concarneau qui est plus exposée aux apports de nutriments par les rivières et dans laquelle la relativement faible profondeur favorise une pénétration plus importante de la lumière jusqu'au fond. Dans la baie de Concarneau, la saturation moyenne en oxygène

au niveau du fond était de 91 % (± 1 %) en 2009. Les phénomènes d'hypoxies estivales ont été plus marqués dans les zones très envasées de la baie de Concarneau où la saturation en oxygène pouvait chuter jusqu'à 59 %, alors qu'elle restait supérieure à 70 % dans les zones peu ou pas envasées. Dans le reste du secteur Concarneau-Glénan-Audierne, la saturation en oxygène au niveau du fond était en moyenne de 94 % (± 1 %), avec des valeurs estivales supérieures à 70 %.

4.2. Les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne

Dans la partie sud de la baie d'Audierne, au nord de la pointe de Penmarch, deux habitats benthiques ont été identifiés : les sables fins sous houle forte et les vases sableuses à *Amphiura filiformis* (Figure 46). La zone des sables fins sous houle forte correspond aux peuplements de sables fins infralittoraux et circalittoraux à *Venus gallina* décrits par Glémarec (1969) et Toulemont (1972) dans la baie d'Audierne, mais également dans la baie de Concarneau et dans l'archipel des Glénan. Néanmoins, d'après les travaux du REBENT sectoriel, certaines espèces fortement abondantes dans les sables fins sous houle forte de la baie d'Audierne, telles que les polychètes *Scolelepis cantabra* et *Magelona johnstoni*, le crustacé *Iphinoe trispinosa* et le bivalve *Donax vittatus*, sont absentes ou peu présentes dans les autres secteurs. De plus, le bivalve *V. gallina* n'a pas été retrouvé dans les stations de la baie d'Audierne explorées par le REBENT. L'agitation importante des vagues, générée par la houle d'ouest, apparaît comme le facteur déterminant de la présence de l'habitat des sables fins sous houle forte dans la baie d'Audierne. L'agitation des vagues est également à mettre en relation avec la très grande homogénéité des sables fins dans cette zone.

La partie centrale de la baie de Concarneau est occupée en majorité par des sables vaseux à *Amphiura filiformis*, qui s'étendent jusqu'au nord-est de l'archipel des Glénan (Figure 46). A l'intérieur de cette zone, Glémarec (1969) avait identifié un peuplement à *Maldane glebifex* assez étendu. Néanmoins, les stations REBENT correspondant à cette zone ne montrent pas de densités importantes de ce polychète. En revanche, les stations situées au nord de la zone des vases sableuses à *A. filiformis* présentent d'assez fortes densités de *M. glebifex* allant de 60 à 180 individus.m^{-2}, contre 88 à 485 individus.m^{-2} pour *A. filiformis*. Les vases sableuses à *A. filiformis* abritent une richesse spécifique importante (208 espèces) et de fortes densités d'individus (778 individus.m^{-2}).

Les vases sableuses à *Haploops* sp. sont localisées à l'est des sables vaseux à *A. filiformis* (Figure 46). La principale différence environnementale entre ces deux habitats est la teneur en vase du sédiment qui varie de 30 à 80 % (moyenne = 58,1 ± 6,9 %) dans les zones à *Haploops* sp. et de 4 à 51 % (moyenne = 22,5 ± 6,4 %) dans les zones à *A. filiformis*. Ces deux habitats sont fortement dominés par quelques espèces, mais les vases sableuses à *Haploops* sp. apparaissent moins diversifiées que les sables vaseux à *A. filiformis*. De plus, les vases sableuses à *Haploops* sp. sont caractérisées par une prédominance de l'épifaune, alors que l'endofaune est prédominante dans les sables vaseux à *A. filiformis*. En baie de Concarneau, l'habitat à *Haploops* sp., qui était considéré

comme un sous-ensemble des vases sableuses à *Maldane glebifex* localisé dans les zones les plus abritée de la houle (Glémarec, 1969), s'est étendu vers le nord au détriment de celui de *M. glebifex* entre 1964 et 1974 (Glémarec *et al.*, 1986). Les travaux réalisés dans le cadre du projet HAPLOOPS ont montré que les densités d'*Haploops* sp. peuvent atteindre 15 000 individus.m^{-2}. A l'est de la zone à *Haploops* sp., une station située au sud de l'anse de Pouldohan est caractérisée par la présence de vases à *Sternaspis scutata*.

Les sables grossiers non envasés sont caractéristiques des zones directement exposées au courant de marée venant du sud-ouest (Figure 46). Cet habitat correspond aux zones de sables grossiers côtiers à *Echinocyamus pusillus* et *Tellina pygmaea* définis par Glémarec (1969). Néanmoins, ces deux espèces sont absentes ou très peu présentes dans les stations du REBENT correspondant à cet habitat.

Dans la partie orientale de la baie de Concarneau, entre Trévignon et la pointe de Mousterlin, les travaux du REBENT ont montré que le maërl arbusculaire constituait d'épais bancs accrochés sur la face protégée des éperons rocheux ou des nappes parfois étendues (Figure 46). Dans la partie sud de cette zone, vers Trévignon, le taux de recouvrement du fond par le maërl varie entre 80 et 100 %. L'influence de la profondeur sur la vitalité du maërl est clairement visible puisque, dans cette portion du banc, le taux moyen de maërl vivant est d'environ 90 % près de la côte où la profondeur est inférieure à 10 m, mais seulement d'environ 15 % quand la profondeur devient supérieure à 10 m. Au nord de l'archipel des Glénan, le maërl est également de type arbusculaire et présente un taux de recouvrement du fond de 80 % vers l'ouest et de 70 % vers l'est. Dans l'ensemble de cette zone, le taux de maërl vivant est de 10-15 %. Alors que Chassé et Glémarec (1976) faisaient état d'un grand banc de maërl au nord de l'archipel des Glénan, les travaux du REBENT n'ont mis en évidence qu'une petite zone de maërl localisée au nord de l'îlot Saint-Nicolas (Ehrhold *et al.*, 2006). La portion orientale du banc de maërl décrit par Chassé et Glémarec (1976) correspond ainsi actuellement à une zone de graviers et de sables envasés. Les zones de maërl de la baie de Bénodet décrites par Chassé et Glémarec (1976) n'ont, quant à elles, pas fait l'objet d'études récentes. Les zones de maërl non envasé du secteur Concarneau-Glénan-Penmarch explorées par le REBENT sont caractérisées par une de très fortes biodiversité et densité d'individus. En raison des différences de profondeur et de température, l'espèce dominante des zones de maërl située entre Trévignon et la pointe de Mousterlin est *Lithothamnium corallioides* alors que *Phymatholithon calcareum* domine celles de l'archipel des Glénan.

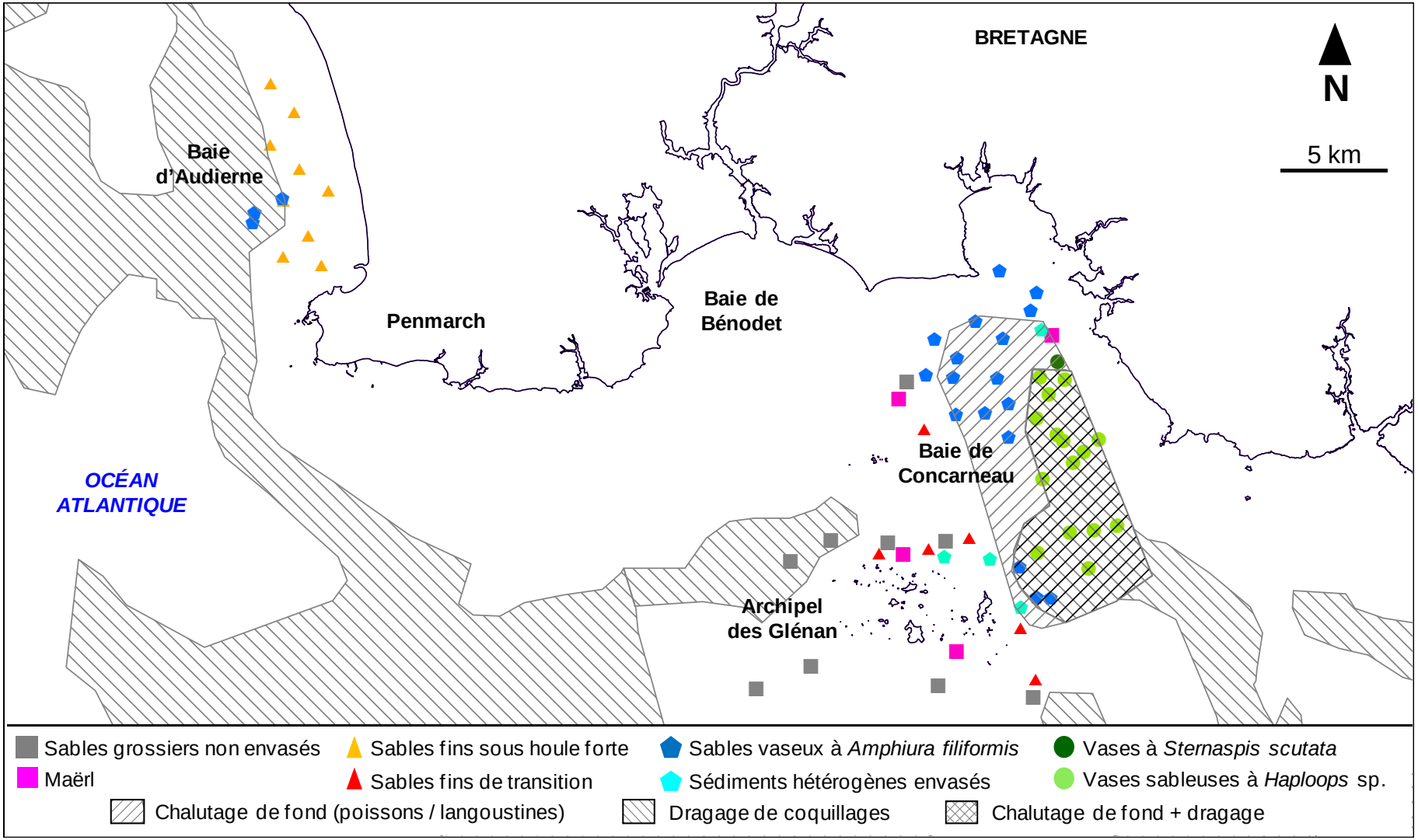


Figure 46. Localisation des habitats benthiques identifiés d'après les travaux du REBENT et des zones théoriques de pêche aux engins traînants (Talidec *et al.*, 2000) dans la partie occidentale de la frange côtière de Bretagne sud correspondant au secteur Concarneau-Glénan-Audierne.

4.3. Influence des activités anthropiques sur les habitats benthiques des substrats meubles du secteur Concarneau-Glénan-Audierne

4.3.1. Influence de la pêche aux engins traînants

Une cartographie des zones de pêche théoriques de Bretagne sud a été réalisée par Talidec *et al.* (2000). Cette dernière indique que les zones envasées situées dans la partie orientale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne sont majoritairement exploitées pour le dragage de coquillages et pour le chalutage de la langoustine *Nephrops norvegicus* (Figure 46). Au sud-ouest de ce secteur, du sud de l'archipel des Glénan à la pointe de Penmarch, une vaste zone est dédiée au chalutage de la langoustine et des poissons de fond. La présence d'activités de pêche dans ces zones semble confirmée par l'analyse des données VMS (Vessel Monitoring System) acquises, en 2009, par le Muséum National d'Histoire Naturelle dans le cadre du développement d'une méthode opérationnelle visant à évaluer les risques de dégradation des habitats marins d'intérêt communautaire par les activités de pêche (Casabonnet, comm. pers.).

Dans la partie orientale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne, les habitats benthiques susceptibles d'être affectés par ces activités sont les vases sableuses à *Haploops* sp. et les sables vaseux à *Amphiura filiformis* (Figure 46). Des traces laissées par des engins traînants sont, par ailleurs, clairement visibles sur les relevés acoustiques effectués dans ces zones lors des travaux du REBENT sectoriel en baie de Concarneau, en 2003 (Ehrhold *et al.*, 2007 ; Figure 47). Les données statistiques du SIH indiquent, qu'entre 2000 et 2008, le nombre de chalutiers en activité dans cette zone était peu élevé (entre 1 et 6), alors que le nombre de dragueurs a progressivement diminué de 46 à 23. Durant cette période, l'effort de pêche, correspondant au nombre total de navires en activité durant l'année multiplié par le nombre total de mois d'activité, a ainsi été divisé par deux (Figure 48). Le calcul des indices biotiques (AMBI et M-AMBI) révèle des signes de perturbations au sein de l'habitat à *A. filiformis* de la baie de Concarneau. De plus, la structure fonctionnelle de cet habitat montre également de fortes densités d'endofaune et de fouisseurs qui pourraient être le résultat d'une perturbation physique comme cela est observé dans les habitats caractérisés par un hydrodynamisme fort tels que ceux des sables moyens mobiles ou des sables fins sous houle forte. En effet, de telles perturbations ont tendance à éliminer l'épifaune et à favoriser les espèces qui s'enfouissent rapidement après avoir été mises en suspension. Néanmoins, la faible intensité de l'hydrodynamisme au niveau des sables vaseux à *A. filiformis* suggère, qu'au niveau de cet habitat, les perturbations physiques sont plutôt d'origine anthropique et liées notamment à l'action des engins traînants sur le fond. Dans la baie d'Audierne, l'habitat à *A. filiformis* se situe également dans une zone de chalutage de fond (Talidec *et al.*, 2000). Les travaux réalisés sur les habitats à *A. filiformis* n'ont pas mis en évidence de réponses claires concernant l'impact des engins traînants. Néanmoins, Duineveld *et al.* (1987) suggèrent que la pêche aux engins traînants pourrait entraîner une diminution des stocks de poissons plats prédateurs d'*A. filiformis* et favoriser sa domination au sein des peuplements benthiques. De plus, contrairement aux chaluts de fond, certaines dragues à coquillages pénètrent moins profondément dans le sédiment et ne font qu'endommager les bras dressés hors du sédiment d'*A. filiformis* en laissant intact le corps enfoui à plus de

5 cm. Les capacités de régénération de cette ophiure pourrait ainsi lui permettre d'être moins sensible à l'impact des engins traînants que certaines espèces concurrentes, enfouies moins profondément (Duineveld *et al.*, 1987 ; Bradshaw *et al.*, 2002). La mise en suspension du sédiment par le passage des engins traînants pourrait également favoriser les phénomènes d'eutrophisation et, par conséquent, l'apport de nourriture pour *A. filiformis* (Duineveld *et al.*, 1987).

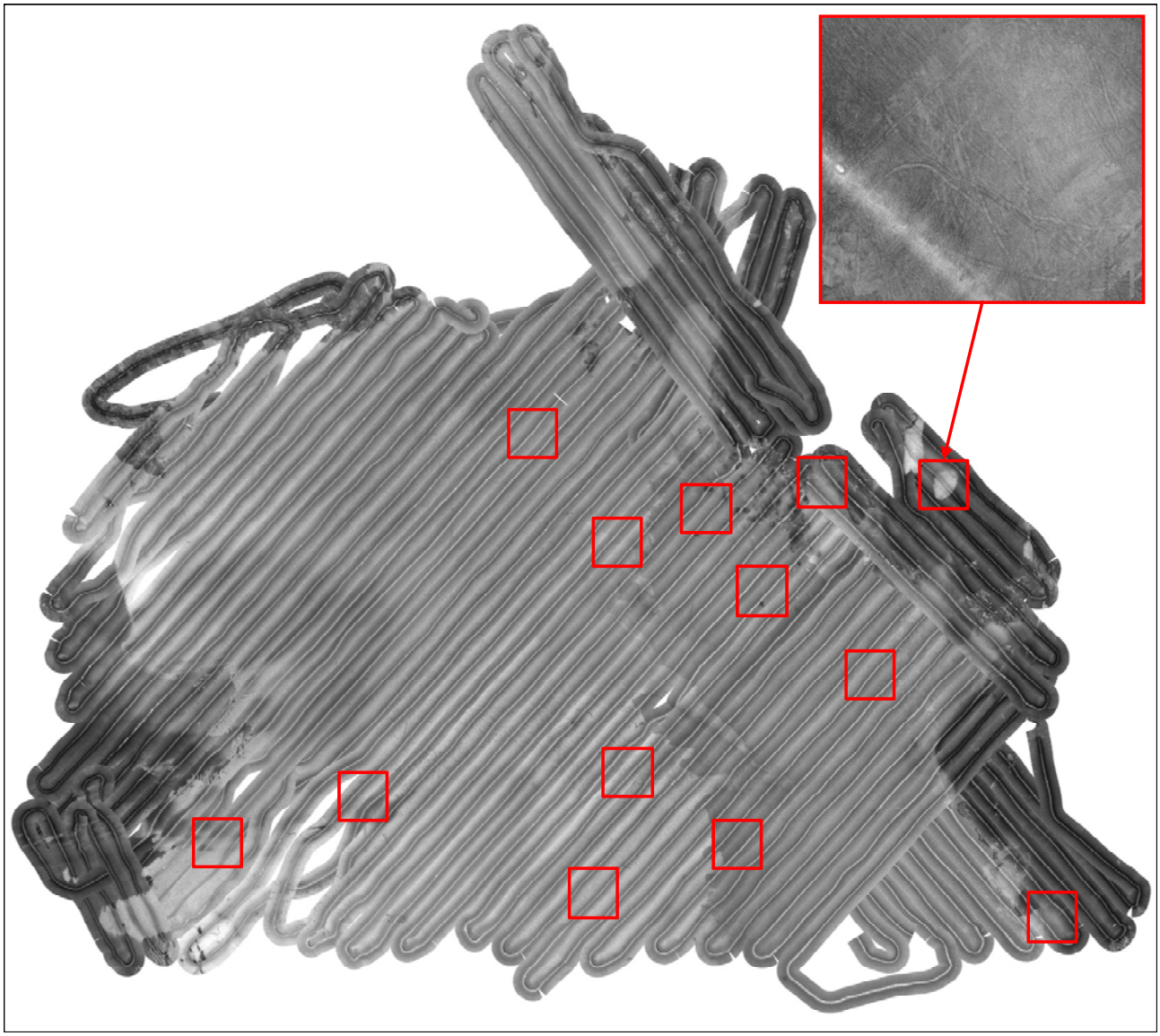


Figure 47. Mosaïque acoustique réalisée dans le cadre des travaux sectoriels du REBENT en Bretagne sud. Les zones présentant des traces nettes laissées par des engins de pêche sont indiquées en rouge.

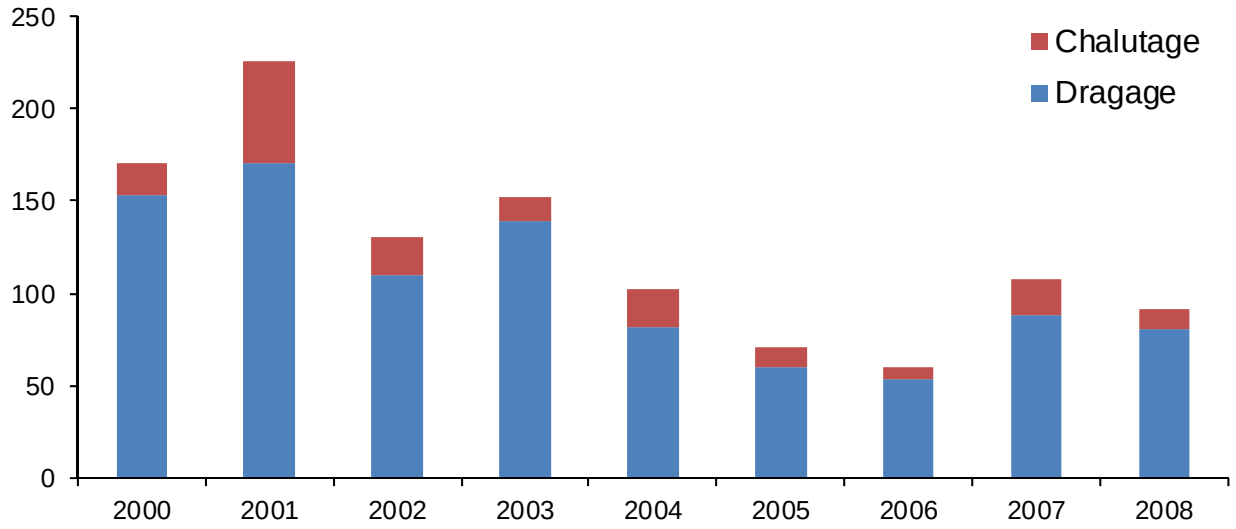


Figure 48. Effort de pêche annuel (nombre total de navires en activité × nombre total de mois d'activité) dans la baie de Concarneau (SIH, 2012).

Bien qu'elles soient localisées dans des zones de pêche aux engins traînants, les vases sableuses à *Haploops* sp. ne montrent pas de signes clairs de perturbations. Le colmatage des engins de pêche, notamment les chaluts, par les tubes d'*Haploops* sp. peut limiter l'effort de pêche dans les zones présentant de trop fortes densités de cette espèce (Désaunay *et al.*, 2006). Des observations réalisées dans la baie du Massachusetts suggèrent également que le passage des engins traînants extrait les tubes de *Maldane sarsi*, une espèce voisine de *M. glebifex*, et rend ainsi cette espèce plus vulnérable à la prédation (NOAA, 2003). L'impact des engins traînants pourrait ainsi avoir contribué à la régression des peuplements à *M. glebifex* dans la baie de Concarneau.

Au nord-ouest de l'archipel des Glénan, les sables grossiers non envasés sont également localisés dans une zone de chalutage de poissons de fond. Néanmoins, cet habitat étant soumis à des perturbations physiques induites par l'intensité des courants de marée, un impact physique supplémentaire dû au passage des engins traînants est difficile à déceler.

4.3.2. Influence de l'extraction de granulats marins

Le banc de maërl de l'archipel des Glénan est une ressource non renouvelable constituée par une accumulation, estimée à 12 millions de m^3 (Augris et Berthou, 1986), de thalles fossiles et d'une faible quantité de thalles vivants dont la production annuelle est très faible (Grall et Hall-Spencer, 2003). L'extraction de maërl dans l'archipel des Glénan, qui a commencé dans les années 1960, était de 600 000 de tonnes dans les années 1970 (Briand, 1991), 430 000 de tonnes en 2006, 325 000 de tonnes en 2007 et quelques dizaines de tonnes en 2008-2009. Cette exploitation intensive explique vraisemblablement la régression du banc de maël décrit par Chassé et Glémarec (1976) au nord de l'archipel des Glénan (Figure 49). L'arrêt de l'exploitation de ce gisement de maërl est prévu en 2013.

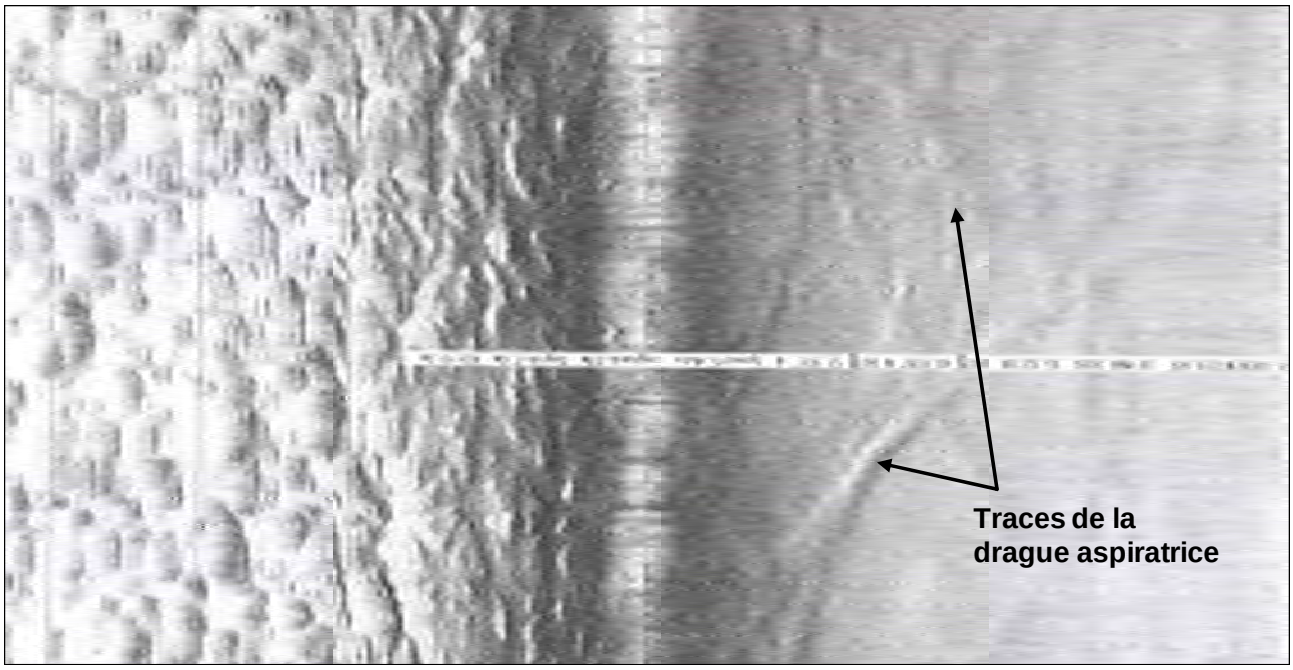


Figure 49. Image acoustique montrant les traces laissées par une drague aspiratrice sur un fond de maërl au nord-est de l'archipel des Glénan.

La distribution spatiale des habitats benthiques du secteur Concarneau-Glénan-Audierne est fortement influencée par l'hydrodynamisme généré au niveau de l'Océan Atlantique. Les fonds marins subtidaux de la partie occidentale de ce secteur (Penmarch et la baie de Bénodet), qui sont directement exposés aux houles d'ouest et surtout aux courants de marée, sont constitués de roches et de sédiments grossiers non envasés. Au nord-est de cette zone, les fonds marins de la baie de Concarneau sont abrités de l'influence de l'hydrodynamisme par des pointements rocheux et constitués de sédiments envasés correspondant aux sables vaseux à *Amphiura filiformis* et aux vases sableuses à *Haploops* sp.. Ces deux habitats s'étendent au sud, jusqu'au nord-est de l'archipel des Glénan. La limite entre les sédiments grossiers non envasé, incluant notamment les bancs de maërl, et les sédiments envasés est marquée par deux types d'habitats : les sables moyens de transition et les sédiments hétérogènes envasés. L'envasement de la partie occidentale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne peut être lié aux apports de particules fines par les panaches turbides de la Vilaine et de la Loire qui s'étendent jusque dans cette zone. Le banc de maërl situé le long de la côte orientale de la baie de Concarneau est épais et caractérisé par une proportion importante de thalles arbusculaires vivants. Au nord de l'archipel des Glénan, le banc de maërl semble s'être réduit par rapport aux années 1960. Cette régression pourrait être liée à l'exploitation intensive de ce banc de maërl qui a commencé à partir de cette période et dont l'arrêt est prévu en 2013.

Les zones envasées de la partie occidentale du secteur Concarneau-Glénan-Audierne, correspondant aux sables vaseux à *A. filiformis* et aux vases sableuses à *Haploops* sp., se situent dans des zones de pêche aux engins traînants. L'effort de pêche lié à ces activités a progressivement décru entre 2000 et 2008, et est représenté à 90 % par du dragage de coquillages et à 10 % par du chalutage de fond. Au sein de l'habitat à *A. filiformis*, le calcul de l'indice biotique AMBI et les caractéristiques fonctionnelles, notamment les fortes proportions d'endofaune et de fouisseurs, suggèrent la présence de perturbations qui pourraient être d'origine anthropique. En revanche, l'habitat à *Haploops* sp., qui semble s'étendre spatialement, ne présente pas de signes clairs de perturbations.

Chapitre 5 : Synthèse sur les habitats benthiques des substrats meubles subtidaux du Mor-Braz

5.1. Facteurs environnementaux structurant les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz

Le Mor-Braz (mot breton pour « Grande Mer ») est une zone maritime localisée à l'est de la frange côtière de Bretagne sud et qui s'étend sur une superficie d'environ 88 700 ha entre les presqu'îles de Quiberon et de Guérande. Cette zone, dont la profondeur est généralement inférieure à 30 m, est limitée au sud par les îles d'Houat et Hoëdic, ainsi que par le plateau du Four. Les fonds marins subtidaux du Mor-Braz sont recouverts à 72 % par des sédiments meubles et à 28 % par des roches. Les zones de roches sont principalement localisées en bordure de côtes et autour des îles. Les sédiments meubles sont très diversifiés et présentent, pour la plupart, un degré d'envasement plus ou moins important. Les plus fortes teneurs en vase (> 90 %) du sédiment ont été observées en baie de Vilaine, dans le prolongement de l'estuaire de la Vilaine. Cette zone de vases est bordée par deux étendues de vases sableuses au sud-est, jusqu'à la presqu'île de Guérande, et à l'ouest, jusqu'à la baie de Quiberon.

Dans le Mor-Braz, l'hydrodynamisme est relativement faible à cause des îles qui offrent une protection contre la houle et les courants de marée venant de l'Océan Atlantique. Au niveau du fond, la vitesse des courants de marée ne dépassait pas 0,5 $m.s^{-1}$ en 2009, excepté au niveau des caps rocheux des îles et des presqu'îles où ils peuvent s'intensifier jusqu'à 1,5 $m.s^{-1}$. En 2009, l'agitation significative moyenne générée par les vagues était de 0,18 ± 0,04 $m.s^{-1}$, avec des pics atteignant 2 $m.s^{-1}$ lors des tempêtes automnales et hivernales. Malgré les débits importants de la Vilaine et de la Loire, l'influence des forts courants fluviaux se fait peut ressentir au niveau des fonds marins subtidaux du Mor-Braz.

Au niveau du Mor-Braz, les propriétés physico-chimiques de la couche inférieure de la colonne d'eau sont sous l'influence directe des apports continentaux provenant des estuaires de la Vilaine et de la Loire qui créent un fort gradient est-ouest de conditions environnementales. Ainsi, la baie de Vilaine, située dans le prolongement de l'estuaire de la Vilaine, montre les plus fortes dessalures et concentrations en matières en suspension des fonds marins subtidaux de la frange côtière de Bretagne sud. En 2009, la salinité moyenne de la baie de Vilaine était de 32,5 ± 0,4 avec des valeurs pouvant chuter jusqu'à 24,4 lors des crues hivernales des fleuves. En baie de Vilaine, la concentration moyenne en matières en suspension était de 6,0 ± 0,7 $mg.L^{-1}$ en 2009, avec des pics hivernaux compris entre 13,2 et 23,6 $mg.L^{-1}$. La remise en suspension des vases de la baie de Vilaine par les fortes houles hivernales contribue également à augmenter la turbidité au niveau du fond. Les apports réguliers de nutriments par les panaches fluviaux et la faible profondeur de la baie de Vilaine (8,9 ± 2,5 m) résultent en une production primaire importante au printemps et en automne, qui s'est traduite, en 2009, par une concentration moyenne en chlorophylle-a de 3,0 ± 0,5 µg.L-1, avec des pics compris entre 4,2 et 16,8 $\mu g.L^{-1}$ entre avril et mai 2009. Dans la partie occidentale du Mor-Braz, la baie de Quiberon

est également fortement soumise à l'influence des panaches fluviaux issus des estuaires de la Vilaine et de la Loire. Néanmoins, leurs effets sont moindres qu'en baie de Vilaine, avec, en 2009, des chutes hivernales de salinité jusqu'à 27,6 et une concentration moyenne en MES de 3,5 ± 0,2 $mg.L^{-1}$. En raison de la faible profondeur et de la faible intensité de l'hydrodynamisme, la forte production primaire des baies de Vilaine et de Quiberon est à l'origine de phénomènes d'eutrophisation associés à des hypoxies saisonnières importantes pouvant entraîner des mortalités massives chez les poissons et les invertébérs benthiques. En juin 2009, les modèles numériques ont simulé une chute de la saturation en oxygène au niveau du fond, jusqu'à 65 % en baie de Vilaine et jusqu'à 44 % en baie de Quiberon. Durant la même période, le REPHY a enregistré des chutes de la teneur en oxygène dissous dans la couche de surface au niveau des baies de Vilaine (de 9,0 à 4,9 $mg.L^{-1}$) et de Quiberon (de 8,9 à 6,4 $mg.L^{-1}$).

5.2. Les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz

La baie de Vilaine est occupée en majorité par les vases à *Sternaspis scutata* (Ehrhold *et al.*, 2008 ; Figure 50), qui semblent s'étendre jusqu'à l'est du plateau du Four (Glémarec, 1969). Cet annélide polychète qui tolère la dessalure, les fortes turbidités et l'hypoxie est fréquent dans les zones estuariennes où il se nourrit de débris de matière organique par ingestion du sédiment (Salen-Picard *et al.*, 2003). Dans les zones les plus profondes (> 10 m), les ophiures fouisseuses *Amphiura filiformis* et *Acrocnida brachiata*, ainsi que le bivalve commensale *Kurtiella bidentata* qui vit dans les terriers des ophiures et se nourrit des particules qu'elles capturent, sont également très présents dans cet habitat. Dans la partie occidentale de la baie de Vilaine, entre 10 et 15 m, *S. scutata* est associé à des patchs localisés de *Virgularia mirabilis*, un cnidaire pennatulide très sensible à l'hydrodynamisme et à la modification du substrat. Contrairement à ce qui avait été observé par Glémarec (1969), les travaux du REBENT montrent que *V. mirabilis* n'est pas très fréquente dans les vases à *S. scutata* (Ehrhold *et al.*, 2008). La présence de cette espèce dressée pourrait notamment être affectée par l'intensité des lâchers d'eau douce dûs au barrage d'Arzal, situé à 6 km de l'embouchure de la Vilaine et mis en service en 1970. Au sud-est de la baie de Vilaine, la transition entre les vases à *S. scutata* et les sédiments hétérogènes envasés est marquée par l'apparition du polychète *Owenia fusiformis* qui tolère peu les fortes teneurs en vase du sédiment. La diversification des sédiments entraîne également une augmentation de la richesse spécifique et de la densité d'individus, qui doublent par rapport à celles des vases à *S. scutata*. Dans le sud-est de la baie de Vilaine, la présence de sédiments plus grossiers et moins envasés correspond à une zone située en marge de l'influence du panache fluviale de la Vilaine et non protégée de l'influence de la houle et des courants de marée. Dans cette zone, on trouve des sables grossiers non envasés abritant notamment le céphalochordé *Branchiostoma lanceolatum*. La fonction de nourricerie de l'ichtyofaune bentho-démersale, notamment concernant la sole *Solea solea*, qui est assurée par l'estuaire et la baie de Vilaine contribue à l'alimentation des stocks d'adultes pêchés sur l'ensemble du plateau continental Nord-Gascogne.

Les vases sableuses à *Haploops* sp. font suite aux vases à *S. scutata* à l'ouest de la baie de Vilaine et sont également présentes au niveau du plateau du Four dans le sud-est du Mor-Braz (Figure 50). Ces secteurs, abrités derrière des ensembles rocheux et caractérisés par des profondeurs supérieures à 15 m, se situent de part et d'autre de la zone située dans le prolongement de l'estuaire de la Vilaine. Glémarec (1969) décrivait les vases à *Haploops tubicola* comme étant des sous-ensembles des vases sableuses à *Maldane glebifex* situés dans les zones les plus protégées de l'action des houles du large. Bien qu'il n'y ait pas de cartographies récentes des zones du Mor-Braz considérées par Glémarec (1969) comme étant des vases sableuses à *M. glebifex*, des densités relativement importantes de cette espèce (87 individus.m^{-2}) ont été observées à l'ouest du plateau du Four. Comme en baie de Concarneau, l'habitat à *Haploops* sp. du centre du Mor-Braz est associé à la présence de pockmarks et semble être en extension, notamment vers le nord-est, entre le plateau de la Recherche et l'île Dumet (Désaunay *et al.*, 2006*).* Le développement de fortes densités d'*Haploops* sp. entraîne d'importants changements au niveau des écosystèmes benthiques, non seulement parce que cet habitat abrite une faune plus diversifiée que les habitats avoisinants, avec une augmentation des crustacés décapodes et une diminution des mollusques gastéropodes, mais également parce qu'il a une incidence sur la répartition des ressources halieutiques (Désaunay *et al.*, 2006). En effet, les poissons plats (sole, plie, céteau), dont le comportement fouisseur est perturbé par la présence des tubes d'*Haploops* sp., sont absents des zones colonisées par ces crustacés amphipodes. En revanche, les zones à *Haploops* sp. servent de refuge et de nourriceries pour certaines espèces commerciales telles que les roussettes, tacaud, dorade grise, étrille et coquille Saint-Jacques. Ainsi, la fonction de nourricerie de poissons jouée par les zones à *Haploops* sp. du centre du Mor-Braz n'apparaît pas comme la continuité de celle jouée par la baie de Vilaine. Dans le Mor-Braz, la présence d'espèces de bivalves affines des fonds grossiers, telles que la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) et la palourde rose (*Paphia rhomboides*), au sein des vases sableuses à *Haploops* sp. pourrait résulter d'un état antérieur du sédiment qui s'est progressivement envasé (Désaunay *et al.*, 2006). En agissant comme un piège à particules, les fortes densités de tubes d'*Haploops* sp. pourraient contribuer à l'augmentation de l'envasement. La biodiversité et le rôle fonctionnel associés aux vases sableuses à *Haploops* sp. du centre du Mor-Braz sont actuellement étudiés dans le cadre du projet HAPLOOPS mené par le Laboratoire Écologie Benthique de l'IFREMER.

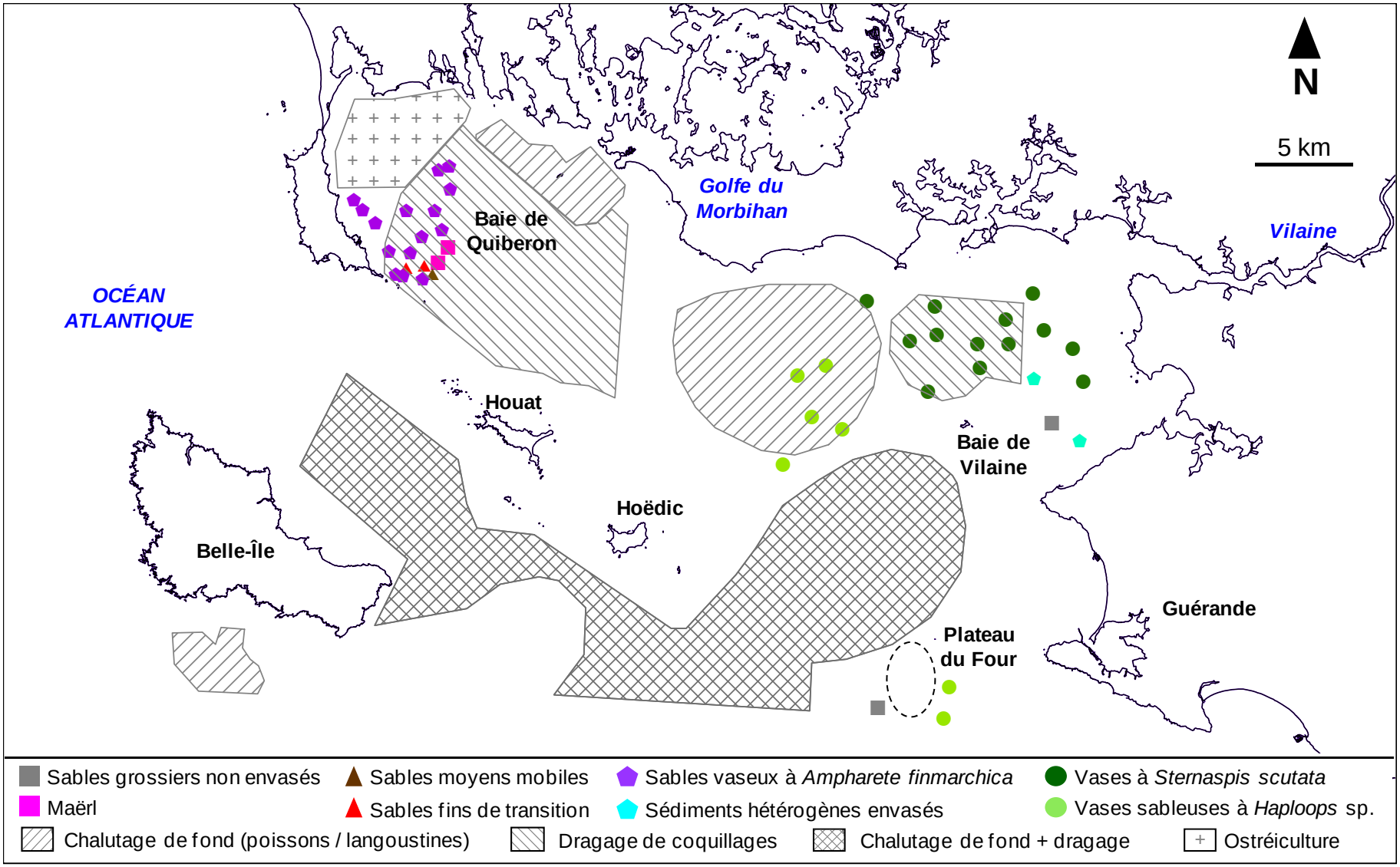


Figure 50. Localisation des habitats benthiques identifiés d'après les travaux du REBENT et des zones théoriques de pêche aux engins traînants (Talidec *et al.*, 2000) dans la partie orientale de la frange côtière de Bretagne sud correspondant au Mor-Braz.

La partie sud de la baie de Quiberon est majoritairement occupée par des sables vaseux à *Ampharete finmarchica* (Figure 50). Bien que très abondant dans les travaux du REBENT, cet annélide polychète n'avait pas été signalé par Glémarec (1969) en baie de Quiberon. Les travaux du REBENT montrent que cet habitat, caractérisé par une grande diversité de microhabitats, est celui qui abrite la plus grande richesse spécifique de Bretagne sud (300 espèces dont 65 électives) et une très grande densité d'organismes macrobenthiques (1340 individus.m^{-2}). Les deux espèces caractéristiques de cet habitat, *A. finmarchica* et *Dipolydora flava*, sont considérées comme des indicateurs d'enrichissement en matière organique. Bien que les données historiques fassent mention d'une régression de la teneur en vase de la baie de Quiberon avant 1990 (Vanney, 1969 ; Lemoine, 1989), les données récoltées dans le cadre du REBENT en 2003 et du projet RISCO en 2008 font état d'une augmentation de l'envasement du centre de cette baie (Ehrhold *et al.*, 2010). Les sables vaseux à *A. finmarchica* correspondent également au seul habitat de Bretagne sud où a été identifié le gastéropode invasif *Crepidula fornicata*, présent en grande quantité dans la baie de Quiberon. La zone située à l'extrême sud de la baie de Quiberon, qui est exposée à l'accélération des courants de marée générée au niveau du passage de la Teignouse, présente des sédiments plus grossiers et moins envasés. Cette zone comporte notamment un banc de sables moyens mobiles paucispécifique caractérisé par la présence du polychète *Travisia forbesii*. Bien qu'elle soit caractéristique des bancs de sables peu profonds soumis à de forts courants, cette espèce est très sensible à l'altération des sédiments et à l'hypoxie engendrés par les activités anthropiques (extraction de sable, pêche aux engins traînants). En raison de ses faibles capacités de dispersion, elle ne recolonise pas facilement le milieu (Krause *et al.*, 2010).

Les données disponibles montrent que les zones de maërl du Mor-Braz se situent dans la partie occidentale, en bordure des côtes, à des profondeurs inférieures à 15 m. En revanche, les zones de maërl sont absentes dans la partie orientale du Mor-Braz, notamment en raison des conditions de turbidité qui limitent fortement la pénétration de la lumière nécessaire à la photosynthèse des algues rouges. Chassé et Glémarec (1976) identifiaient ainsi quatre grandes zones de maërl au niveau du Mor-Braz : à la sortie du golfe de Gascogne, au sud de la baie de Quiberon, au nord des îles d'Houat et Hoëdic, et au nord-est de Belle-Île. Les caractéristiques physiques du banc de maërl de Belle-Île ont été étudiées dans le cadre des travaux REBENT concernant la Directive Cadre sur l'Eau. Au nord-est de Belle-Île, les thalles d'algues rouges, appartenant principalement à l'espèce *Phymatolithon calcareum*, s'empilent sur plusieurs couches résultant en une densité moyenne de maërl très importante (taux de recouvrement = 100 %, voire > 100 %). En revanche, dans cette zone relativement turbide (concentration en MES = 2,3 ± 1,6 mg.L^{-1}, en 2009), le taux de maërl vivant est en moyenne de 20-30 %. De plus, une observation plus fine de la distribution spatiale du maërl montre que cette dernière est fortement influencée par la présence de mégarides formées par l'agitation des vagues (agitation moyenne = 0,62 m.s^{-1} : agitation maximale = 3,56 m.s^{-1}) En effet, les thalles d'algues rouges, et notamment ceux qui sont vivants, s'accumulent principalement dans les creux des mégarides. Les thalles du maërl de Belle-Île ont une morphologie de type arbusculaire en raison des relativement faibles courants de marée (vitesse moyenne = 0,20 m.s^{-1} ; vitesse maximale = 0,34 m.s^{-1}). Bien que le peuplement benthique identifié au

sud-est de la baie de Quiberon soit caractéristique de l'habitat de maërl non envasé (Figure 50), les explorations récentes de cette zone n'ont pas permis de confirmer la présence de maërl dans cette zone, dont le sédiment est constitué d'un mélange de sables, de graviers et de débris coquilliers. En partant de l'hypothèse que l'habitat de maërl a disparu, un peuplement résiduel aurait pu ainsi se maintenir dans des sédiments très hétérogènes ayant une structure proche de celle des accumulations de thalles d'algues rouges. Les données disponibles sur la zone de maërl située à la sortie du Golfe du Morbihan indiquent que le taux de recouvrement du fond par les thalles est de 100 %, avec 80 à 100 % de thalles vivants, et que ces thalles appartiennent en majorité à l'espèce *Lithothamnium corallioides* (Hamon *et al.*, 2010).

5.3. Influence des activités anthropiques sur les habitats benthiques des substrats meubles du Mor-Braz

5.3.1. Influence de la pêche aux engins traînants

Une cartographie des zones de pêches théoriques de Bretagne sud a été réalisée par Talidec *et al.* (2000). Cette dernière montre qu'au nord du Mor-Braz, la pêche au chalut des poissons démersaux est principalement localisée dans la baie de Vilaine et dans une zone s'étendant du sud de la baie de Quiberon au nord de l'île d'Houat, alors que le dragage des coquillages est plutôt localisé au centre du Mor-Braz et à la sortie du golfe du Morbihan (Figure 50). Au sud du Mor-Braz, une vaste zone s'étendant du nord du plateau du Four jusqu'à Belle-Île semble quant à elle être exploitée par ces deux types d'activités.

Les données statistiques du SIH indiquent, qu'entre 2000 et 2002, le nombre de chalutiers en activité en baie de Vilaine est passé de 11 à 37, puis qu'il a progressivement diminué jusqu'à 18 en 2008. En revanche, entre 2000 et 2008, le nombre de dragueurs a progressé de 7 à 20. Dans cette zone, l'effort annuel de pêche aux engins traînants, correspondant au produit du nombre de navires par le nombre de mois d'activité, a ainsi fortement augmenté entre 2000 et 2002, puis diminué entre 2003 et 2008 (Figure 51). En baie de Vilaine, la pêche aux engins traînants est localisée au niveau des vases à *Sternaspis scutata* et pourrait expliquer les signes de perturbations mis en évidence par le calcul des indices biotiques AMBI et M-AMBI. De plus, en éliminant préférentiellement les organismes vivant en surface, particulièrement ceux qui sont dressés tels que le pennatulide *Virgularia mirabilis*, et en favorisant ceux qui s'enfouissent rapidement après avoir été mis en suspension, ces activités pourraient être en partie responsable des fortes proportions d'endofaune et de fouisseurs mises en évidence au sein de cet habitat. L'impact des engins traînants semble avoir peu d'effets sur les densités de *S. scutata* et pourrait même favoriser cette espèce en éliminant les poissons prédateurs (Thomas *et al.*, 2006).

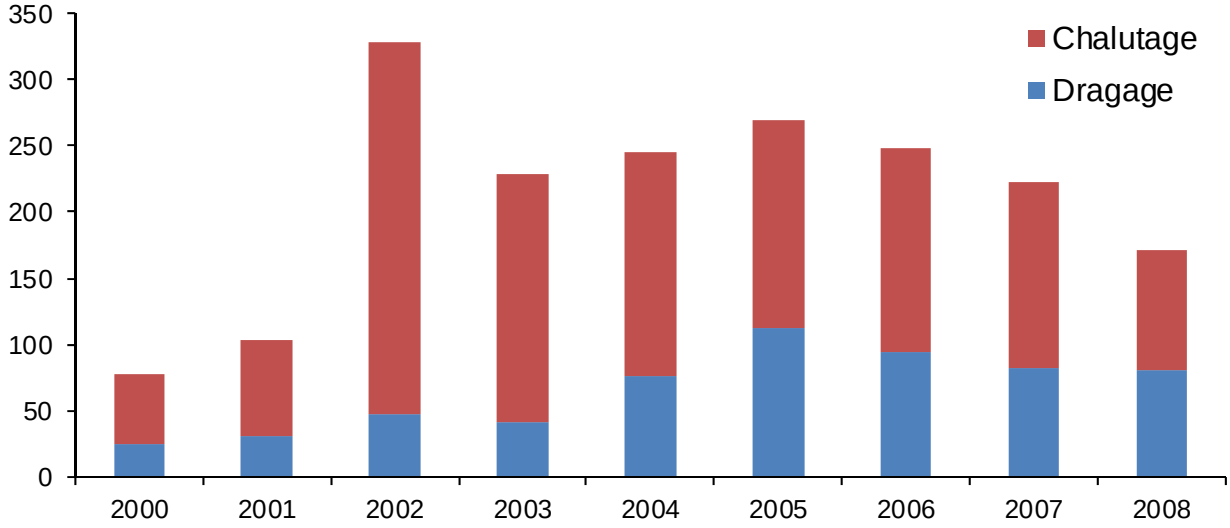


Figure 51. Effort de pêche annuel (nombre total de navires en activité × nombre total de mois d'activité) dans la baie de Vilaine (SIH, 2012).

Au centre du Mor-Braz, les données statistiques du SIH indiquent que le nombre de chalutiers en activité a augmenté de 2 à 10 entre 2000 et 2002, puis a diminué jusqu'à 4 en 2008. Entre 2002 et 2008, le nombre de dragueurs est quant à lui passé de 7 à 3. Dans cette zone, l'effort de pêche aux engins traînants a ainsi progressivement diminué entre 2000 et 2008 (Figure 52). Les vases sableuses à *Haploops* sp. du centre du Mor-Braz sont susceptibles d'être impactées par la pêche aux engins traînants. Néanmoins, cet habitat ne montre pas de signes clairs de perturbations anthropiques. Bien que les vases sableuses à *Haploops* sp. soient localisées dans des zones de pêche, la présence des tubes dans lesquels vivent ces animaux a tendance à colmater les chaluts et, dans une moindre mesure, les dragues. Ainsi, il est possible que les pêcheurs évitent les zones où les densités d'*Haploops* sp. sont trop importantes. En ce sens, l'extension des habitats à *Haploops* sp. pourrait contribuer à la diminution des activités de pêche dans cette zone. En revanche, la pêche aux engins traînants pourrait jouer un rôle dans l'extension des zones à *Haploops* sp. au détriment des habitats à *Maldane glebifex*. En effet, des observations réalisées dans la baie du Massachusetts suggèrent que le passage des engins traînants extrait les tubes de *M. sarsi*, une espèce voisine de *M. glebifex*, et rend ainsi cette espèce plus vulnérable à la prédation par les prédateurs (NOAA, 2003).

Figure 52. Effort de pêche annuel (nombre total de navires en activité × nombre total de mois d'activité) dans le centre du Mor-Braz (SIH, 2012).

Dans la baie de Quiberon, le nombre de chalutiers de fond en activité a légèrement progressé entre 2000 et 2008, passant de 2 à 5, alors, qu'après une augmentation de 16 à 23 entre 2000 et 2002, le nombre de dragueurs a chuté jusqu'à 7 en 2008. Bien que l'effort de pêche aux engins traînants soit resté relativement constant entre 2000 et 2008, l'effort de pêche à la drague a significativement chuté entre 2004 et 2006 (Figure 53). La majorité des sables vaseux à *Ampharete finmarchica* se situent dans la zone théorique de pêche de la baie de Quiberon et cet habitat présente des signes de perturbations. Cependant, aucun autre marqueur ne suggère une influence de la pêche aux engins traînants sur les peuplements benthiques de la baie de Quiberon. Néanmoins, les stations situées à l'ouest de la zone explorée par le REBENT sont en dehors de la zone de pêche aux engins traînants et ont pour particularité de présenter de fortes densités du polychète *Maldane glebifex* (entre 112 et 274 individus.m^{-2}). L'impact physique et la turbidité générés par ces activités de pêche pourraient également être à l'origine de la disparition de la zone de maërl décrite par Glémarec (1969) au sud de la baie de Quiberon.

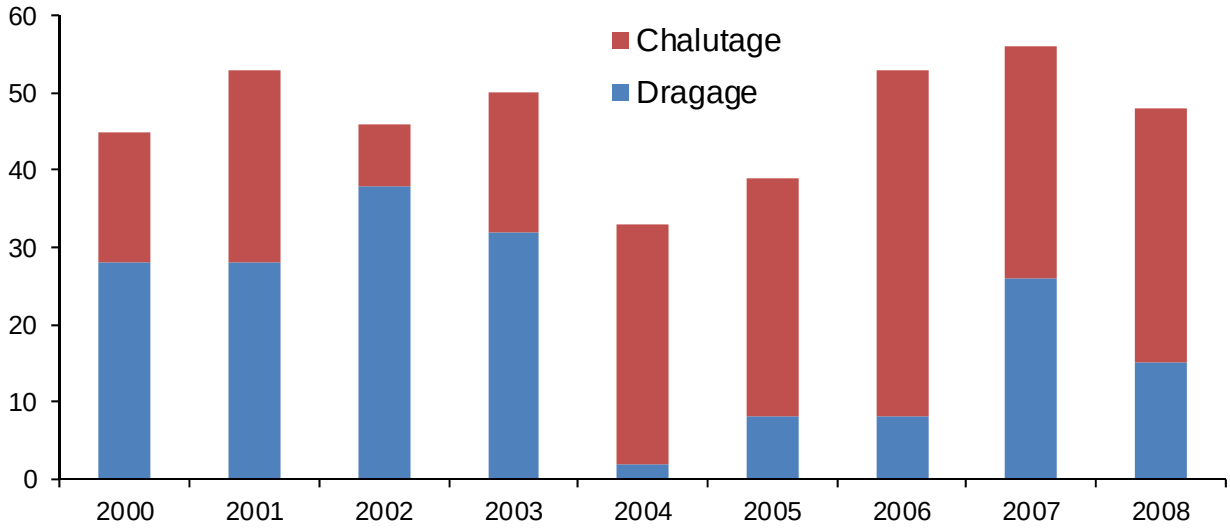


Figure 53. Effort de pêche annuel (nombre total de navires en activité × nombre total de mois d'activité) dans la baie de Quiberon (SIH, 2012).

5.3.2. Influence de l'aquaculture

La partie nord de la baie de Quiberon est dédiée à l'ostréiculture, avec 2 800 ha de concessions ostréicoles et une production annuelle d'environ 15 000 tonnes d'huîtres (IFREMER, 2005). A la fin des années 1970, l'introduction de l'huître creuse du Pacifique *Crassostrea gigas*, suite aux maladies qui avaient décimées l'huître plate *Ostrea edulis*, a entraîné une intensification des activités ostréicoles qui pourrait expliquer l'envasement de cette zone. De plus, l'enrichissement du sédiment en matière organique résultant de l'ostréiculture pourrait être à l'origine de l'apparition du peuplement à *Ampharete finmarchica*, non signalé dans le stravaux de Glémarec (1969). En effet, les deux espèces caractéristiques de ce peuplement, les polychètes *A. finmarchica* et *Dipolydora caeca*, sont considérés comme des indicateurs de pollution organique (Henriksson, 1969; Gray et Pearson, 1982 ; Bustos-Baez et Frid, 2003). En ce sens, les plus fortes densités d'*A. finmarchica* ont été observées à proximité des sites ostréicoles. L'influence de l'ostréiculture sur ce peuplement se traduit aussi par la présence de prédateurs de bivalves cultivés tels que le gastéropode *Ocenebra erinacea* et l'étoile de mer *Asterias rubens*, et du gastéropode invasif *Crepidula fornicata* généralement associé à l'ostréiculture. Cependant, l'envasement et l'enrichissement en matière organique de la baie de Quiberon pourraient également être la conséquence de modifications dans les apports continentaux issus du golfe de Gascogne, de la Vilaine et de la Loire. Il est probable que les activités ostréicoles aient également une influence sur l'évolution du banc de maërl du sud de la baie de Quiberon.

Les eaux côtières du Mor-Braz sont fortement influencées par les apports estuariens qui génèrent un fort gradient de conditions environnementales entre la baie de Vilaine et la baie de Quiberon. La baie de Vilaine située dans le prolongement de l'estuaire de la Vilaine est une zone peu profonde (< 15 m) caractérisée par de très fortes concentrations en matières en suspension (6,0 ± 0,7 $mg.L^{-1}$ en 2009) et des dessalures régulières qui, lors des crues hivernales, font chuter la salinité jusqu'à 24,4. Dans cette zone, l'habitat benthique dominant correspond aux vases à *Sternaspis scutata*, un polychète caractéristique des environnements sous influence estuarienne. Des sables grossiers non envasés, abritant notamment le céphalochordé *Branchiostoma lanceolatum*, sont présents au sud-est de la baie de Vilaine, dans une zone relativement abritée du panache estuarien mais directement exposée aux courants de marée. A l'ouest de la baie de Vilaine, les zones profondes (entre 15 et 20 m) du centre du Mor-Braz présentent un habitat à *Haploops* sp., qui, comme en baie de Concarneau, semble s'étendre spatialement vers le nord-est. Les vases à *S. scutata* et les vases sableuses à *Haploops* sp. jouent le rôle de nourriceries pour des espèces de poissons, de crustacés et de bivalves commercialement exploitées. La partie sud de la baie de Quiberon, qui est également sous l'influence des conditions estuariennes avec de fortes concentrations en matières en suspension (3,5 ± 0,2 $mg.L^{-1}$) et des chutes de salinité jusqu'à 27,6 en hiver, est majoritairement occupée par des sables vaseux à *Ampharete finmarchica*. La présence de cet habitat, non signalé dans les années 1960 et caractérisé par des espèces indicatrices d'un enrichissement en matière organique telles que *A. finmarchica* et *Dipolydora caeca*, pourrait résulter des effets liés à l'intensification des activités ostréicoles au nord de la baie de Quiberon depuis la fin des années 1970. L'influence de l'ostréiculture sur cet habitat se traduit également par la présence de prédateurs de bivalves cultivés et du gastéropode invasif *Crepidula fornicata*. Au sud-est de la baie de Quiberon, les courants de marée sont plus forts et les sédiments sont plus grossiers. Bien qu'un peuplement de maërl non envasé ait été identifié dans cette zone, les prélèvements sédimentaires n'ont pas mis en évidence la présence de maërl. Des bancs de maërl sont également présents à la sortie du golfe de Gascogne et au nord-est des îles Houat et Hoëdic, mais absents de la baie de Vilaine.

Le Mor-Braz est une zone fortement exploitée par la pêche aux engins traînants, notamment au niveau de la baie de Vilaine, où ces activités pourraient être responsables de perturbations suggérées par le calcul des indices biotiques (AMBI et M-AMBI), par certaines caractéristiques fonctionnelles de l'habitat à *Sternaspis scutata*, telles que les fortes proportions d'endofaune et de fouisseurs, et par la régression du pennatulide dressé *Virgularia mirabilis*. Comme en baie de Concarneau, bien que l'habitat à *Haploops* sp. se situe dans une zone de dragage, il ne présente pas de signes clairs de perturbations. Il est probable qu'en baie de Quiberon, les activités ostréicoles et le chalutage soient à l'origine de la disparition du banc de maërl dont il ne reste que le peuplement résiduel.

Conclusion générale

Cette étude a permis d'identifier et de hiérarchiser les variables environnementales responsables de 51 % de la distribution de la macrofaune benthique des substrats meubles subtidaux à l'échelle de la frange côtière de Bretagne sud. Ceci a été possible en harmonisant et en intégrant des données bio-sédimentaires obtenues à des échelles locales dans une approche régionale, et en utilisant des variables hydrologiques (hydrodynamisme et propriétés physico-chimiques de la colonne d'eau) pour expliquer la répartition spatiale de la biodiversité benthique. Ces variables, qui ont permis d'ajouter 29 % d'explication de la distribution spatiale des espèces macrobenthiques aux 22 % fournis par les variables morpho-sédimentaires généralement utilisées pour réaliser les cartes d'habitats benthiques, ont été générées à partir de modèles numériques permettant de prendre en compte leur forte variabilité temporelle. Ainsi, il a notamment été possible de mettre en évidence l'influence du gradient est-ouest de conditions environnementales induit par les estuaires de la Loire et de la Vilaine sur la structuration des habitats benthiques. Les résultats de cette étude ont permis de préciser les caractéristiques biologiques et environnementales des dix principaux habitats benthiques de substrats meubles identifiés à partir des travaux réalisés dans le cadre du REBENT en Bretagne sud. Ces caractéristiques suggèrent également que les activités anthropiques (pêche aux engins traînants, aquaculture, …) ont une influence sur la composition faunistique de certains habitats benthiques. Les variables hydrologiques générées à partir des modèles numériques ont également été utilisées pour expliquer les variations de la structure des bancs de maërl des côtes bretonnes, lesquels sont des habitats patrimoniaux caractérisés par une richesse spécifique et une densité d'individus très importantes.

Ce travail constitue une première étape visant à intégrer des données acquises à des échelles locales dans une approche régionale de la structuration des habitats benthiques subtidaux en relation avec les facteurs environnementaux. La démarche ainsi entreprise montre l'intérêt de prendre en compte différents niveaux d'échelles spatiales afin de mieux appréhender les caractéristiques biologiques et environnementales structurant les habitats benthiques marins, et d'avoir une vision globale et simplifiée du fonctionnement des écosystèmes compatible avec la mise en place de mesures pérennes de gestion des aires marines. En ce sens, cette démarche peut être étendue à d'autres secteurs géographiques ayant été explorés avec des méthodologies similaires (REBENT, CARTHAM, …), voire à des façades maritimes entières. L'amélioration des modèles environnementaux numériques développés pour l'Océanographie Côtière Opérationnelle, notamment en termes de résolution spatiale, pourrait également contribuer à une meilleure connaissance de la structuration des habitats benthiques marins. Étant donné leur impact probable et non négligeable sur la structure des habitats benthiques, les efforts de pêche aux engins traînants devraient être quantifiés et spatialisés afin d'être utilisés comme variables explicatives de la ditribution de la biodiversité benthique.

Références bibliographiques

Allen, P.L., Moore, J.J., 1987. Invertebrate macrofauna as potential indicators of sandy beach instability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science 24, 109-125.*

Augris, C., Berthou, P., 1986. Étude d'un site d'exploitation de maërl au nord des îles de Glénan. *Rapport IFREMER, 29 pp.*

Blanchet-Aurigny, A., 2008. Analyse comparée de la structuration des communautés benthiques des fonds meubles subtidaux de trois baies de Bretagne sud : Audierne, Concarneau, Vilaine. *Mémoire de l'École Pratique des Hautes Études, 85 pp.*

Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin 46, 835-845.*

Bourget, E., Ardisson, P.L., Lapointe, L., Daigle, G., 2003. Environmental factors as predictors of epibenthic assemblage biomass in the St Lawrence system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science 57, 641-652.*

Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2006. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal of Marine Systems 60, 302-316.*

Briand, X., 1991. Seaweed harvesting in Europe. *In Guiry, M.D. et Blunden, G. (Eds), Seaweed Resources in Europe: Uses and Potential, John Wiley, Chichester, 259-308.*

Bustos-Baez, S.N.R., Frid, C.L.J., 2003. Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. *Hydrobiologia 496, 299-309.*

Cabioch, J., 1969. Les fonds de maërl de la baie de Morlaix et leur peuplement végétal. *Cahiers de Biologie Marine 10, 139-161.*

Cabioch, L., 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cahiers de Biologie Marine 9, 493-720.*

Chassé, C., Glémarec, M., 1976. Atlas des fonds meubles du plateau continental du Golfe de Gascogne. Cartes biosédimentaires. *Documents I.C.A., Université de Brest, T.1, 8 pp.*

CRC Bretagne sud, 2012. Comité régional de la conchyliculture de Bretagne sud. http://www.huitres-de-bretagne.com/.

Dauvin, J.C., 1992. Cinétique du recrutement et croissance des juveniles d'*Owenia fusiformis* Delle Chiaje en Baie de Seine (Manche Orientale). *Oceanologica Acta 15, 187-196.*

Dauvin, J.C., Gillet, P., 1991. Spatio-temporal variability of the demographic structure of *Owenia fusiformis* Delle Chiaje (Annelida Polychaeta) from the Bay of Seine (Eastern English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 152, 105-122.*

Désaunay, Y., Martin, J., Lobry, J., Laffargue, P., 2006. Restriction des habitats de nourriceries par les espèces invasives et/ou proliférantes : vasières à Haploops et fonds à crépidules. *IFREMER-Nantes-Département EMH/Région Pays de la Loire, 42 pp.*

Desroy, N., Warembourg, C., Dewarumez, J.-M., Dauvin, J.-C., 2002. Macrobenthic resources of the shallow soft-bottom sediments in the eastern English Channel and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science 60, 120-131.*

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs 67, 345-366.*

Duineveld, G.C.A., Künitzer, A., Heyman, R.P., 1987. *Amphiura filiformis* (Ophiuroidea: Echinodermata) in the North Sea. Distribution, present and former abundance and size composition. *Netherlands Journal of Sea Research 21, 317-329.*

Ehrhold, A., Blanchet, A., Hamon, D., Chevalier, C., Gaffet, J.D., 2006. Réseau de surveillance benthique (REBENT) – Région Bretagne. Approche sectorielle subtidale : Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Glénan. *RST/IFREMER/DYNECO/Écologie benthique/06-03/REBENT, 62 pp.*

Ehrhold, A., Blanchet, A., Hamon, D., Gaffet, J.D., Augris, C., Duval, F., 2008. Réseau de surveillance benthique (REBENT) – Région Bretagne. Approche sectorielle subtidale : Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Vilaine. *RST/IFREMER/DYNECO/Écologie benthique/08-03/REBENT, 45 pp.*

Ehrhold, A., Blanchet, A., Hamon, D., Chevalier, C., Gaffet, J.D., Alix, A.S., 2007. Réseau de surveillance benthique (REBENT) – Région Bretagne. Approche sectorielle subtidale : Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Concarneau. *RST/IFREMER/DYNECO/Écologie benthique/07-01/REBENT, 78 pp.*

Ehrhold, A., Hamon, D., Chevalier, C., Autret, E., Houlgatte, E., Gaffet, J.D., Caisey, X., Cordier, C., Dutertre, M., Alix, A.S., Navon, M., Kerdoncuff, J., Gentif, F., Thiébaut, E., 2011. Réseau de surveillance benthique (REBENT) – Région Bretagne. Approche sectorielle subtidale : Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Morlaix. *RST/IFREMER/ODE/DYNECO/Ecologie benthique/11-03/REBENT, 129 pp.*

Ehrhold, A., Hamon, D., Chevalier, C., Gaffet, J.D., Caisey, X., Blanchet, A., Alix, A.S., 2010. Réseau de surveillance benthique (REBENT) – Région Bretagne. Approche sectorielle subtidale : Identification et caractérisation des habitats benthiques du secteur Quiberon. *RST/IFREMER/DYNECO/Écologie benthique/10-03/REBENT, 81 pp.*

Folk, R.L., Ward, W.C., 1957. Brazos river bar: a study of significante of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology 27, 3-26.*

Glémarec, M., 1969. Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne. *Thèse de Doctorat, Université de Paris, 154 pp.*

Glémarec, M., Le Bris, H., Le Guellec, C., 1986. Modifications des écosystèmes des vasières côtières du sud-Bretagne. *Hydrobiologia 142, 159-170.*

Grall, J., 2002. Biodiversité spécifique et fonctionnelle du maërl : réponses à la variabilité de l'environnement côtier. *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 302 pp.*

Grall, J., Hall-Spencer, J.M., 2003. Problems facing maërl conservation in Brittany. *Aquatic Conservation: Marine and Frehwater Ecosystems 13, S55-S64.*

Gray, J.S., Pearson, T.H., 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series 9, 111-119.*

Hall-Spencer, J.M., Moore, P.G., 2000. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES Journal of Marine Science 57, 1407-1415.*

Hamon, D., Ehrhold, A., Houlgatte, E., 2010. Directive Cadre Eau – Région Bretagne. Reconnaissance cartographique de bancs de maërl distribués dans les masses d'eaux côtières de référence. *RST/IFREMER/DYNECO/EB/10-01, 89 pp.*

Henrikson, R., 1969. Influence of pollution on the bottom fauna of the Sound (Öresund). *Oikos 20, 507-523.*

Ichiki, S., Mizuta, H., Yamamoto, H., 2000. Effects of irradiance, water temperature and nutrients on the growth of sporelings of the crustose coralline alga *Lithophyllum yessoense* Foslie (Corallinales, Rhodophyceae). *Phycological research 48, 115-120.*

Joubin, L., 1910. Recherches sur la distribution océanographique des végétaux marins dans la région de Roscoff. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco 1, 1-17.*

Krause, J.C., Diesing, M., Arlt, G., 2010. The physical and biological impact of sand extraction: a case study of the Western Baltic Sea. Journal of Coastal Research 51, 215-226.

Le Bris, H., 1988. Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaires : la rade de Lorient et la baie de Vilaine. *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 311 pp.*

Lecornu F., De Roeck, Y.-H., 2009. PREVIMER - Observations & Prévisions Côtières. *Houille blanche-revue internationale de l'eau 1, 60-63.*

Lemoine, G., 1989. Etude sédimentaire de la baie de Quiberon. La zone ostréicole en eau profonde, et ses abords. *Rapport IFREMER, 102 pp.*

Loyer S., 2001. Modélisation de la production phytoplanctonique dans la zone côtière atlantique enrichie par les apports fluviaux. *Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, 232 pp.*

McDermott, J.J., 1993. Nemertea inhabiting the *Haploops* (Amphipoda) community of the northern Øresund with special reference to the biology of *Nipponnemertes pulcher* (Hoplonemertea). *Hydrobiologia 266, 15-28.*

Méléder, V., Populus, J., Guillaumont, B., Perrot, T., Mouquet, P., 2010. Predictive modelling of seabed habitats: case study of subtidal kelp forests on the coast of Brittany, France. *Marine Biology 157, 1525-1541.*

Ménesguen, A., 1980. La macrofaune benthique de la baie de Concarneau : peuplements,

dynamiques de populations, prédation exercée par les poissons. *Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 80 pp.*

Muxika, I., Borja, A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin 55, 16-29.*

NOAA, 2003. Near term observations of the effects of smooth bottom net trawl fishing gear on the seabed. *http://www.crenvironmental.com/NOAA_TRAWL_STUDY/CR-BKAM_2001_Trawl_Study.htm.*

Ockelmann, K.W., Muus, K., 1978. The biology, ecology and behaviour of the bivalve *Mysella bidentata* (Montagu). *Ophelia 17, 1-93.*

Pinedo, S., Sardá, R., Rey, C., Bhaud, M., 2000. Effect of sediment particle size on recruitment of *Owenia fusiformis* in the Bay of Blanes (NW Mediterranean Sea): an experimental approach to explain field distribution. *Marine Ecology Progress Series 203, 205-213.*

Pruvot, G., 1897. Essai sur les fonds et la faune de la Manche Occidentale (côtes de Bretagne) comparées à ceux du Golfe de Lion. *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale 5, 511-660.*

REBENT Ifremer-Université-CNRS, 2007. Les bancs de maërl en Bretagne - Actualisation de l'inventaire (1968 - 2007). http://www.rebent.org/cartographie/index.php.

Salen-Picard, C., Arlhac, D., Alliot, E., 2003. Responses of a Mediterranean soft bottom community to short–term (1993–1996) hydrological changes in the Rhone river. *Marine Environmental Research 55, 409-427.*

Scoffin, T.P., Stoddart, D.R., Tudhope, A.W., Woodroffe, C., 1985. Rhodoliths and coralliths of Muri Lagoon, Rarotonga, Cook Islands. *Coral Reffs 4, 71-80.*

SIH, 2012. Système d'Information Halieutique. sih.ifremer.fr/.

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., MacManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *Bioscience 57, 573-583.*

Talidec, C., Berthou, P., Rivoalen, J.-J., Bermell, S., Guillaumont, B., 2000. Identification des pêcheries côtières bretonnes et des problèmes d'aménagement. *Rapport IFREMER, 20 pp.*

TBM, 2011. Inventaire cartographique des habitats marins du site Natura 2000 Plateau du Four - FR5202010. *Rapport provisoire, 83 pp.*

Tessier, C., 2006. Caractérisation des turbidités en zone côtière : l'exemple de la région marine Bretagne Sud. *Thèse de doctorat, Université Bordeaux I, 273 pp.*

Thomas, J.V., Sreedevi, C., Madhusoodana, K., 2006. Variations on the infaunal polychaetes due to bottom trawling along the inshore waters of Kerala (south-west coast of India). *Indian Journal of Marine Sciences 35, 249-256.*

Toulemont, A., 1972. Influence de la nature granulométrique des sédiments sur les structures benthiques. Baies de Douarnenez et d'Audierne (Ouest-Finistère). *Cahiers de Biologie Marine, 13, 91-136.*

Vanney, J.R., 1969. Le précontinent du centre du Golfe de Gascogne. Recherches géomorphologiques. *Thèse d'état, 365 pp.*

Vopel, K., Thistle, D., Rosenberg, R., 2003. Effect of the brittle star *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodemata) on oxygen flux into the sediment. *Limnology and Oceanography 48, 2034-2045.*

ANNEXES

ANNEXE I : Cartographie bio-sédimentaire des fonds meubles du plateau continental du golfe de Gascogne.

ANNEXE II : Cartographie des habitats benthiques des secteurs de Bretagne sud explorés par le REBENT.

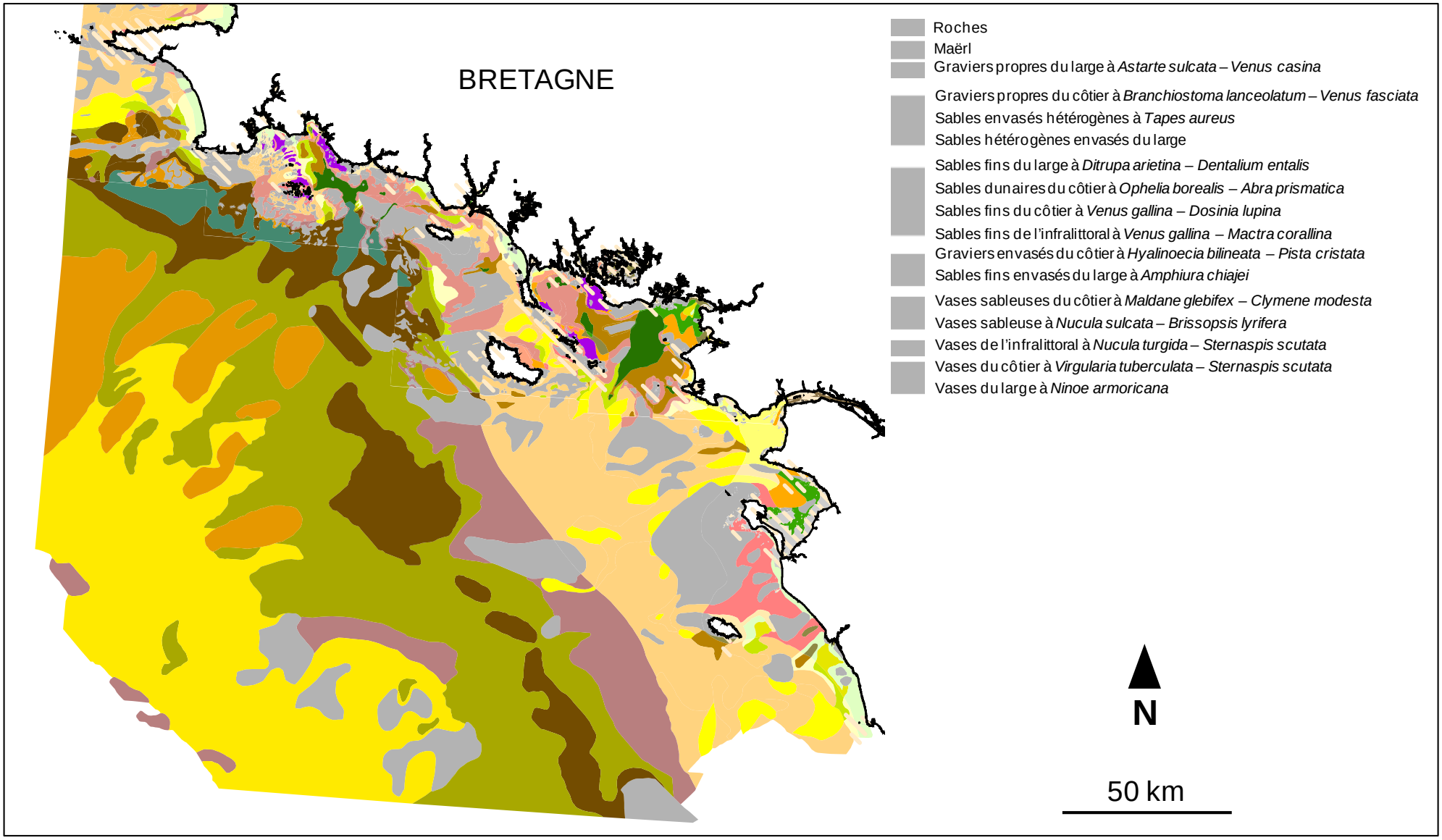
ANNEXE III : Comparaison des données environnementales mesurées à partir de prélèvements d'eau de mer de surface dans le cadre du REPHY et de celles générées au niveau de la couche de fond à partir des modèles numériques utilisés dans le cadre du projet PREVIMER.

ANNEXE IV : Listes des espèces de la macrofaune benthique inventoriées dans chacun des 10 habitats benthiques identifiés à partir des études sectorielles du REBENT en Bretagne sud.

ANNEXE V : Variables morpho-sédimentaires et hydrologiques caractérisant les stations d'échantillonnages quantitatifs de la macrofaune benthique au niveau de la frange côtière de Bretagne sud.

ANNEXE I

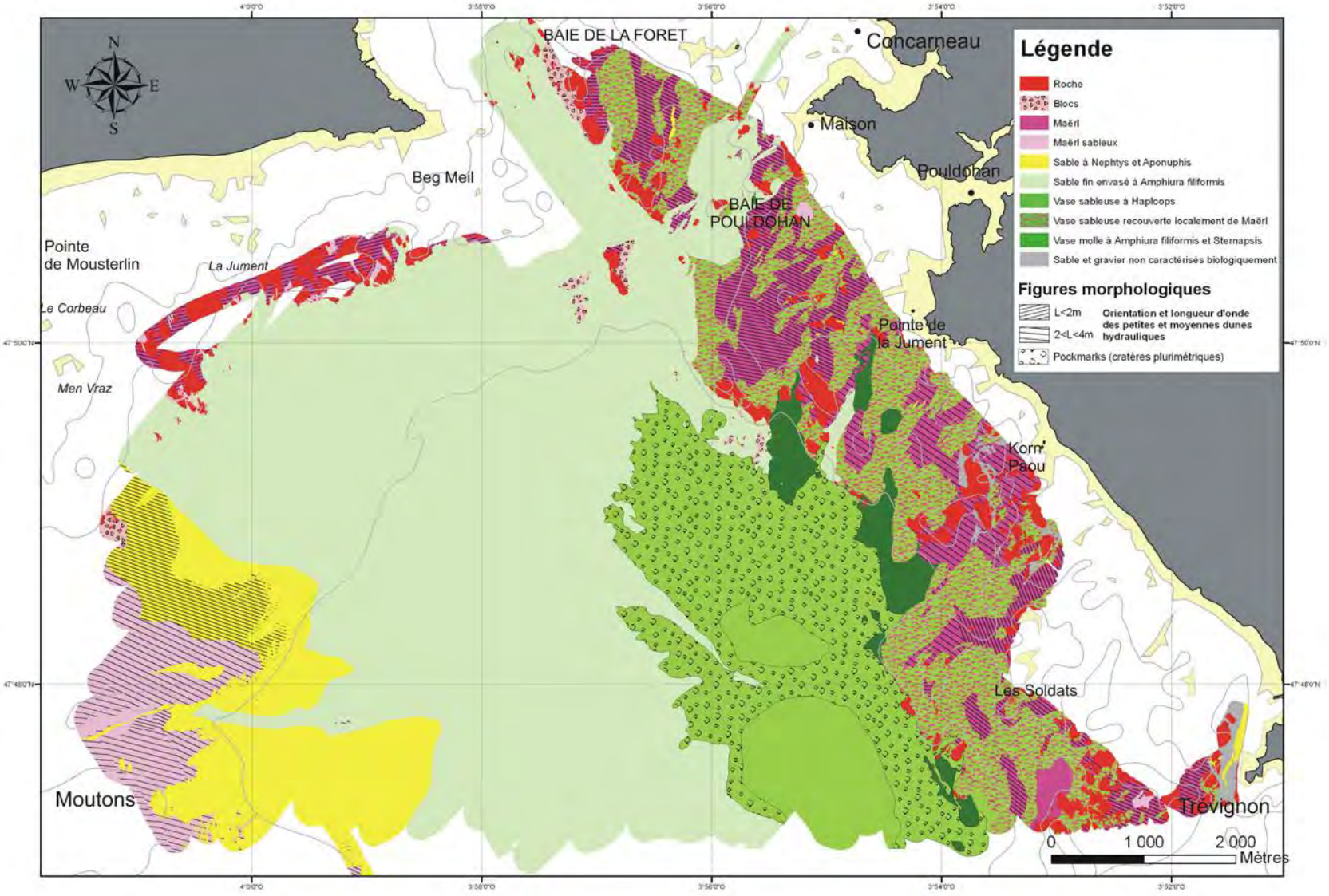
Cartographie bio-sédimentaire des fonds meubles
du plateau continental du golfe de Gascogne



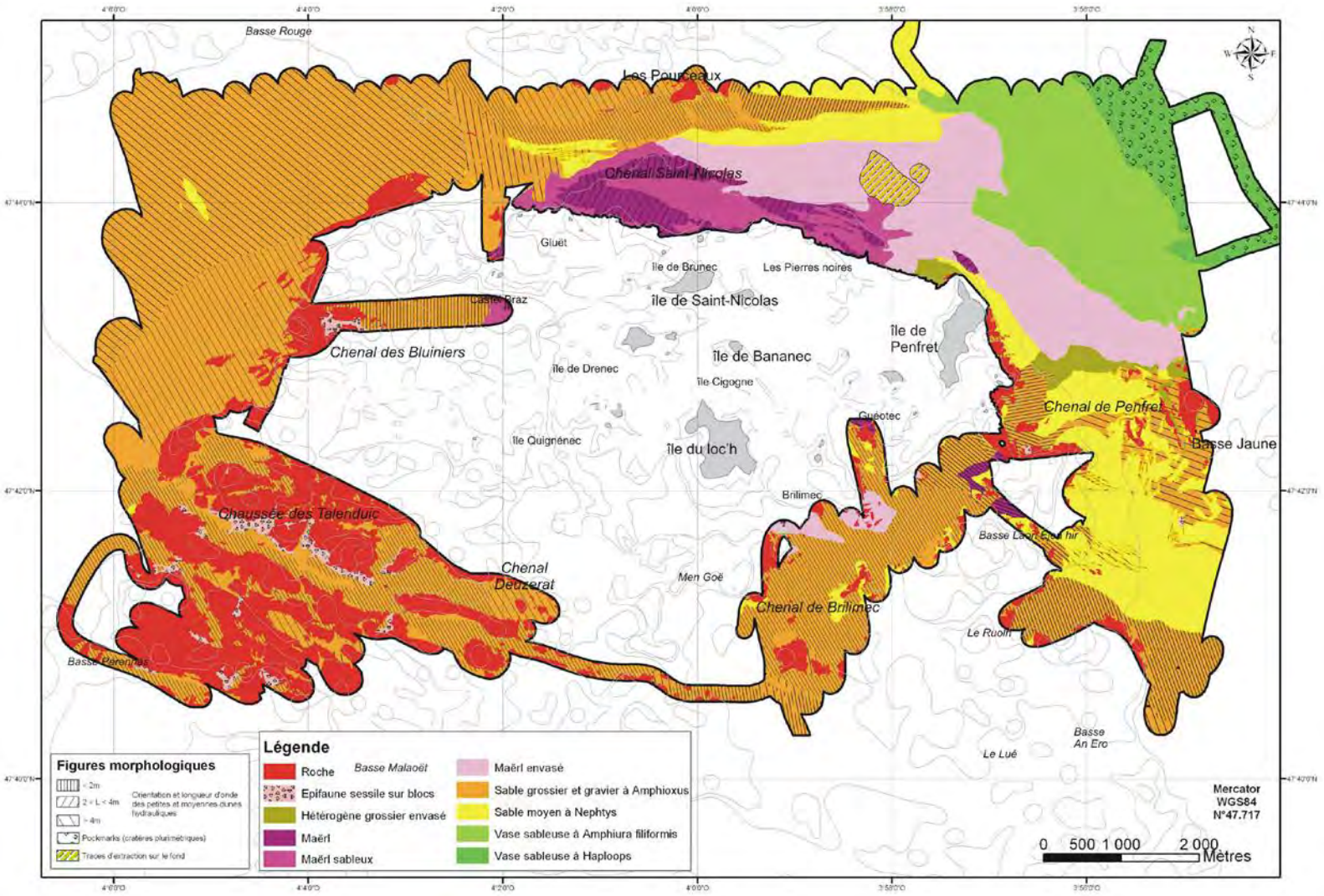
Cartographie bio-sédimentaire des fonds meubles du plateau continental du golfe de Gascogne (d'après Chassé et Glémarec, 1976)

ANNEXE II

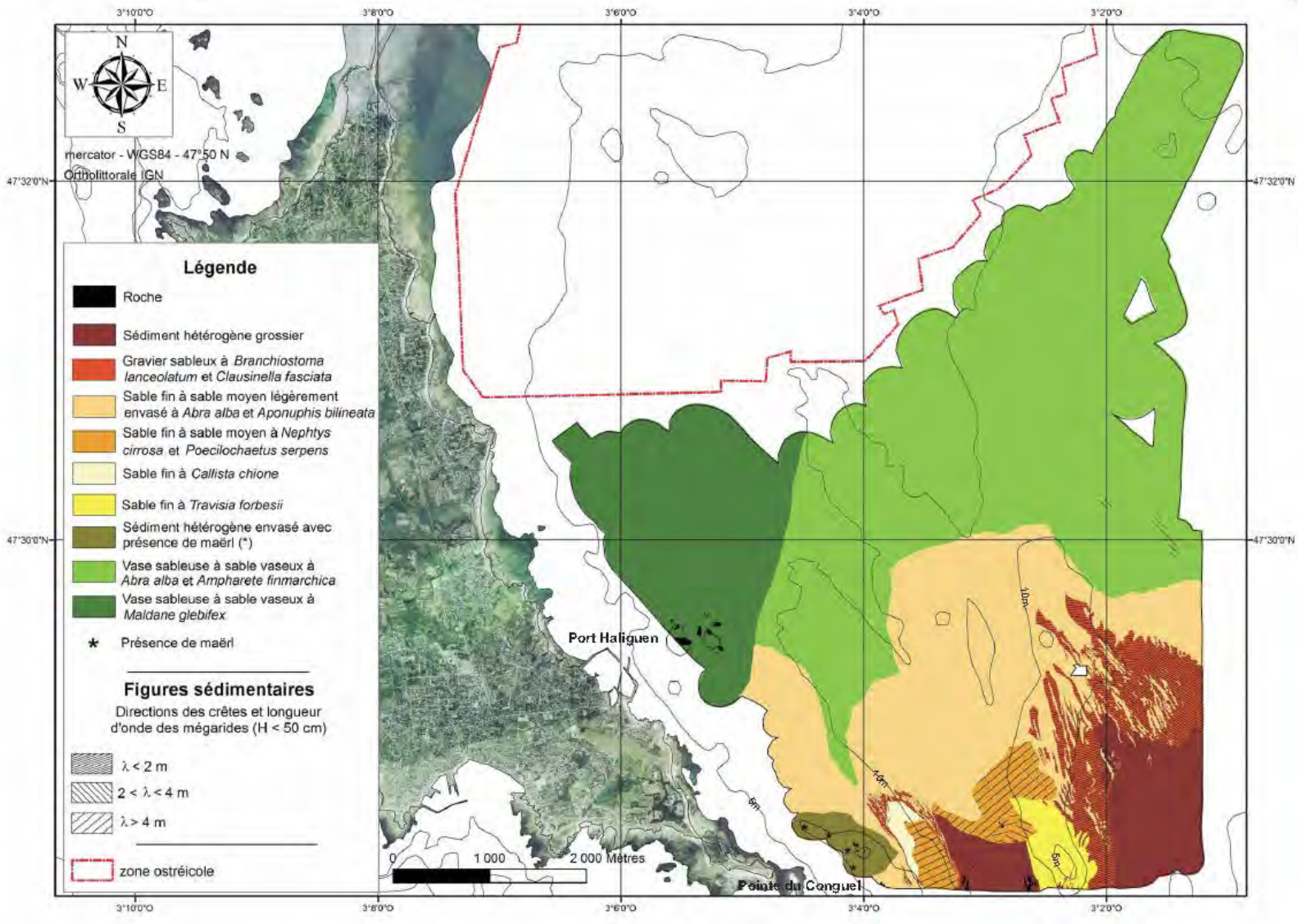
Cartographie des habitats benthiques des secteurs de Bretagne sud explorés par le REBENT



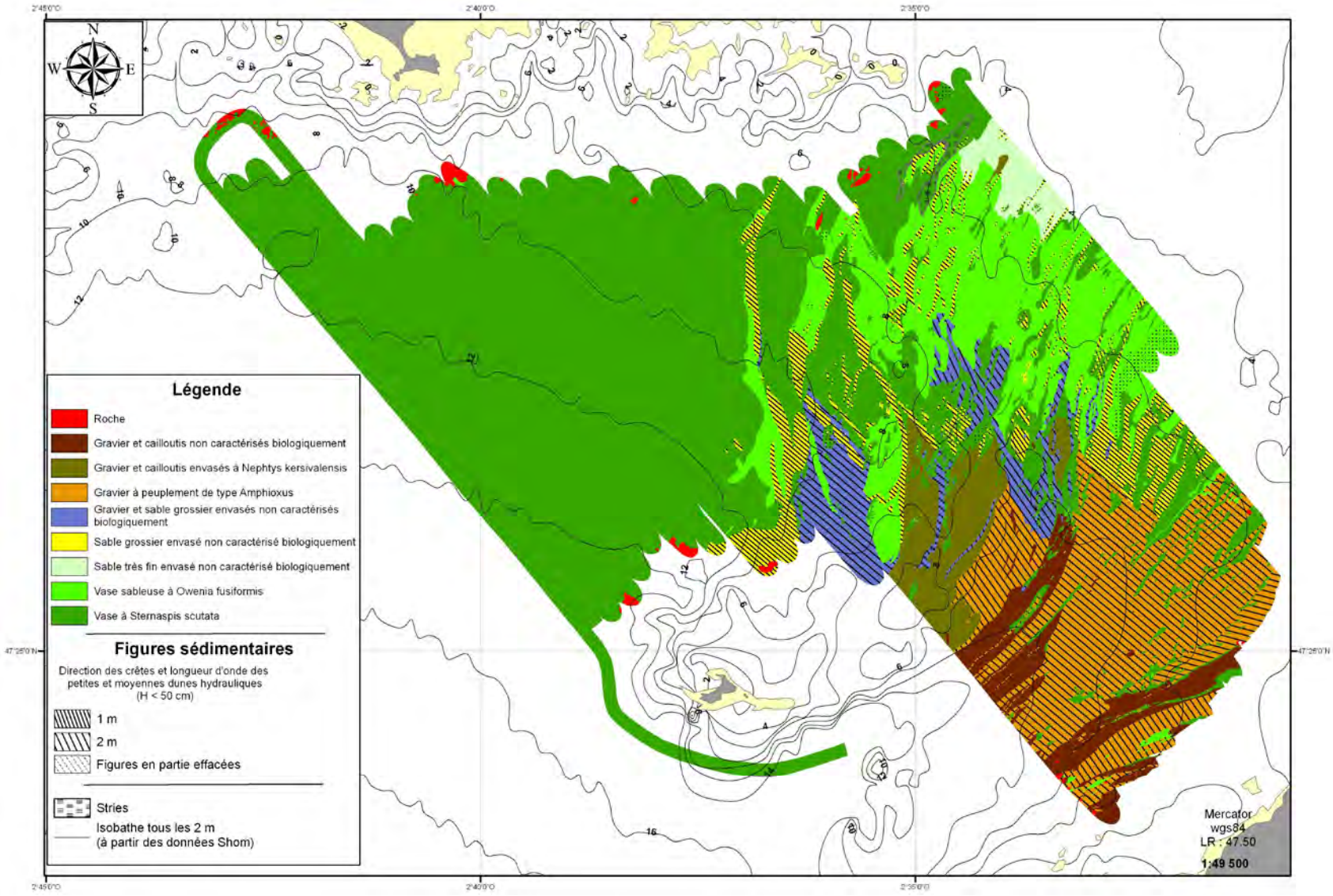
Cartographie des habitats benthiques de la baie de Concarneau réalisée à partir des travaux sectoriels du REBENT (Ehrhold *et al.*, 2007)



Cartographie des habitats benthiques de l'archipel des Glénan réalisée à partir des travaux sectoriels du REBENT (Ehrhold *et al.*, 2006)



Cartographie des habitats benthiques de la baie de Quiberon réalisée à partir des travaux sectoriels du REBENT (Ehrhold *et al.*, 2010)

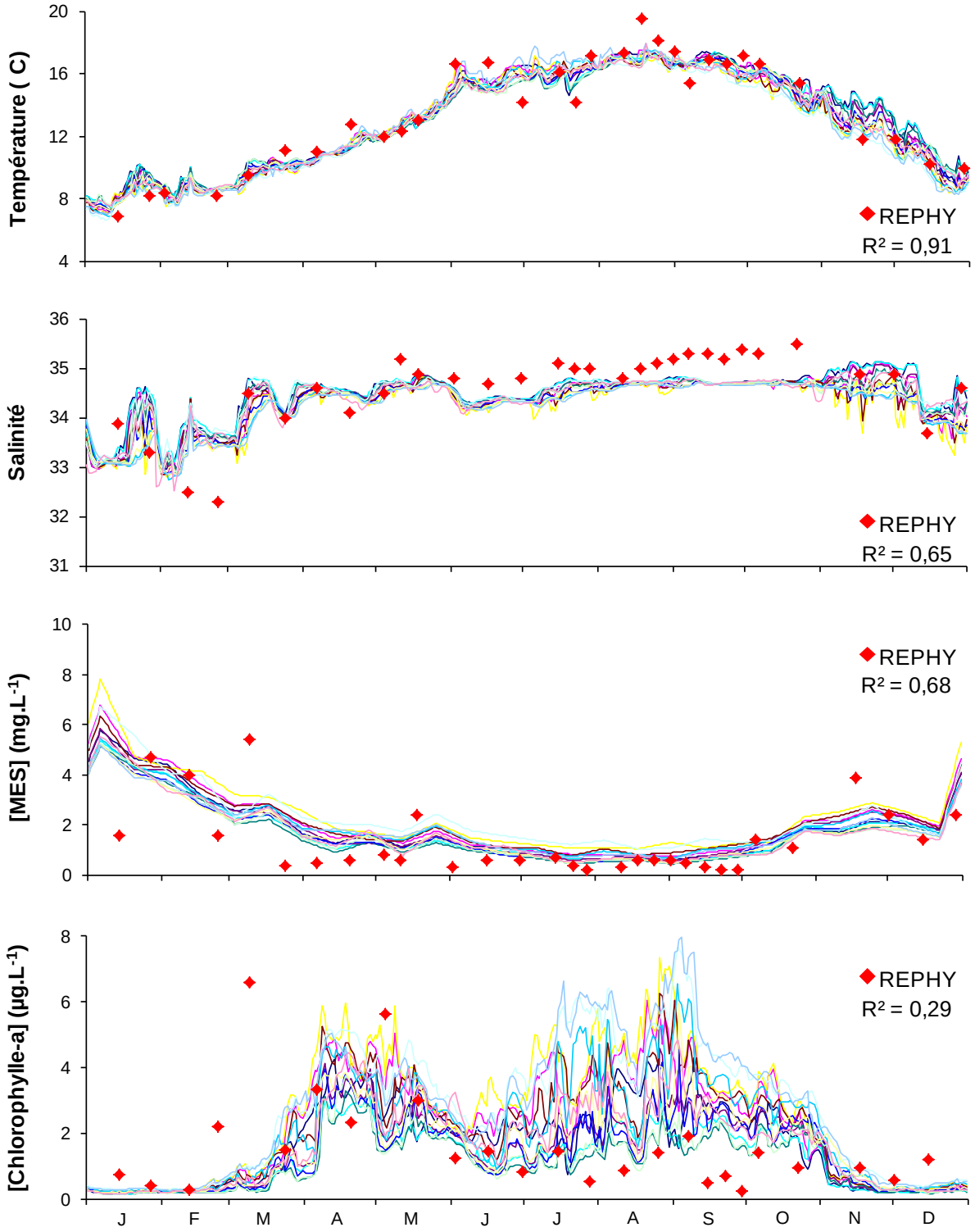


Cartographie des habitats benthiques de la baie de Vilaine réalisée à partir des travaux sectoriels du REBENT (Ehrhold *et al.*, 2008)

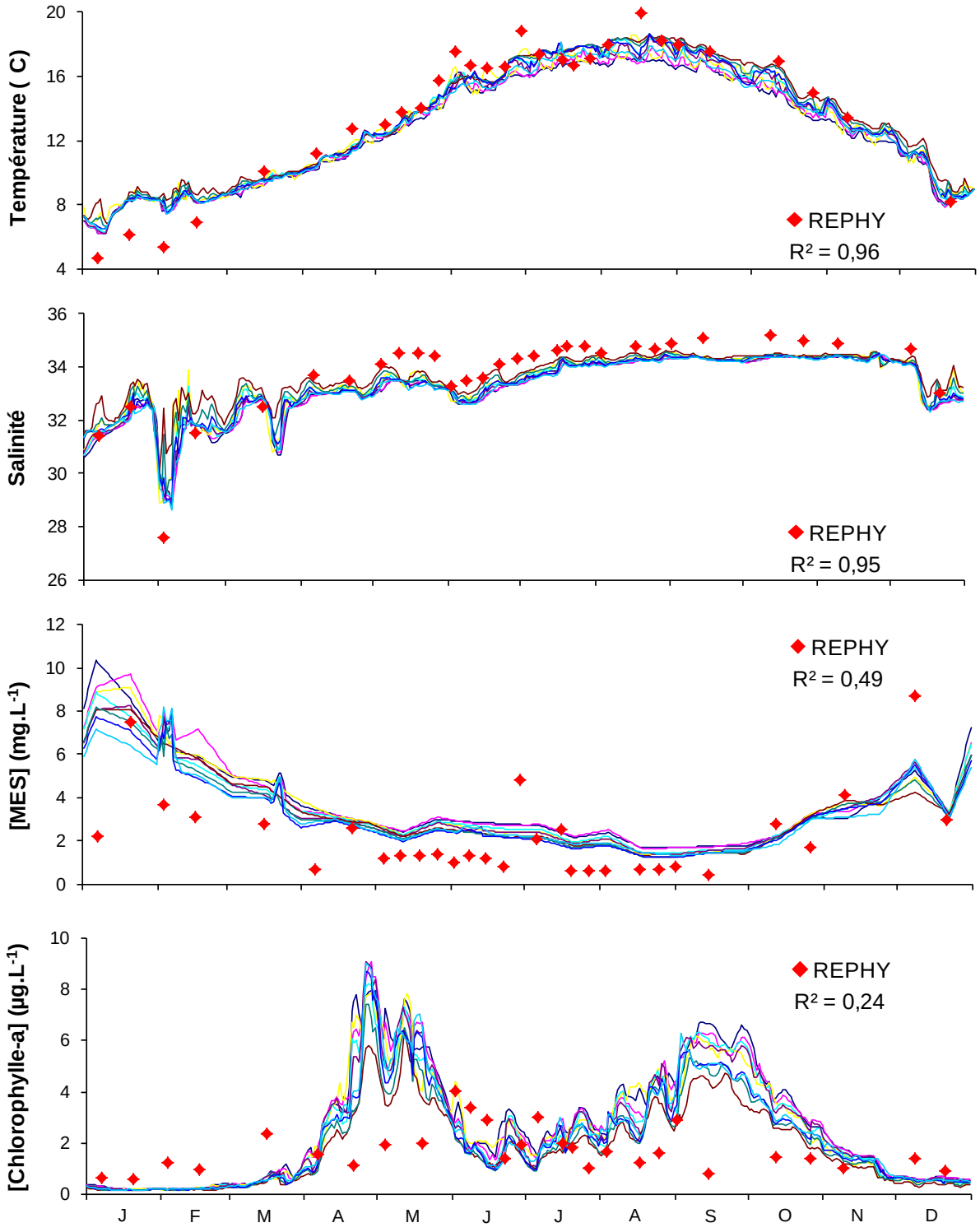
ANNEXE III

Comparaison des données environnementales mesurées à partir de prélèvements d’eau de mer de surface dans le cadre du REPHY et de celles générées au niveau de la couche de fond à partir des modèles numériques utilisés dans le cadre du projet PREVIMER

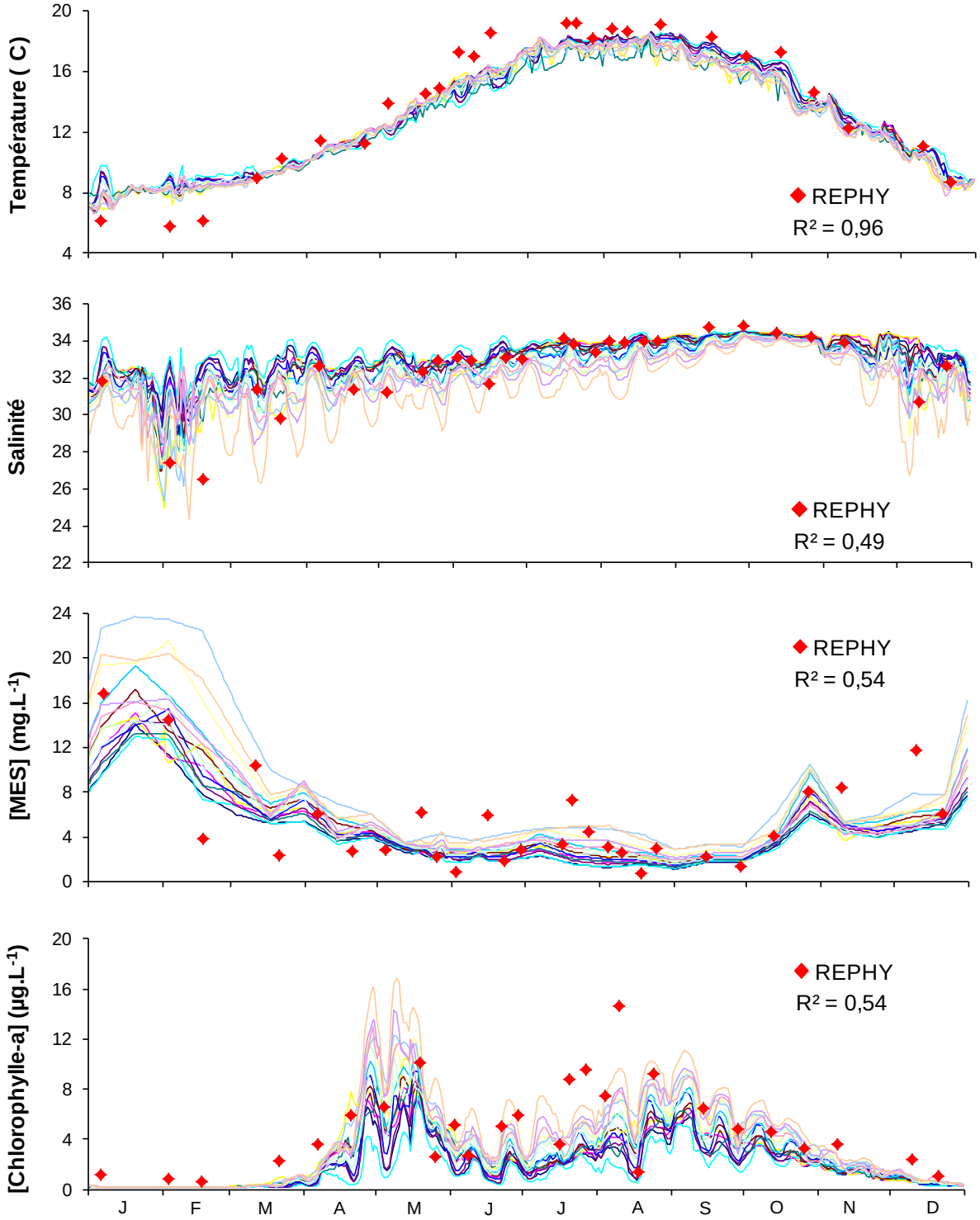
Comparaisons PREVIMER/REPHY – Baie de Concarneau - 2009



Comparaisons PREVIMER/REPHY – Baie de Quiberon - 2009



Comparaisons PREVIMER/REPHY – Baie de Vilaine - 2009



ANNEXE IV

Listes des espèces de la macrofaune benthique inventoriées dans chacun des 10 habitats benthiques identifiés à partir des études sectorielles du REBENT en Bretagne sud

Le référentiel taxonomique WORMS (www.marinespecies.org/index.php, dernière consultation en août 2011) a été utilisé pour harmoniser les noms des espèces. L'occurrence, la densité et la valeur indicatrice (IndVal) sont données pour chaque espèce. Les espèces électives de chaque habitat sont indiquées en rouge.

Habitat des sables grossiers non envasés (A)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Pisione remota	90	10,7	75,9
Protodorvillea kefersteini	80	36,3	70,6
Lumbrinerides amoureuxi	80	11,7	54,2
Polygordius appendiculatus	50	36,8	50,0
Capitellidae indéterminé	80	12,7	48,6
Eulalia mustela	90	9,8	48,4
Branchiostoma lanceolatum	70	12,6	48,1
Lysianassa insperata	60	4,4	45,0
Spionidae indéterminé	40	6,0	40,0
Syllis hyalina	50	9,6	39,9
Monoculodes carinatus	40	2,7	35,7
Syllis cornuta	100	7,7	35,0
Goniadella gracilis	90	10,4	33,2
Sphaerosyllis bulbosa	60	8,4	31,5
Glycera lapidum	100	13,9	31,5
Aglaophamus agilis	70	6,1	31,0
Mediomastus fragilis	80	22,0	29,9
Pionosyllis sp.	40	5,3	28,2
Aponuphis bilineata	100	37,3	27,9
Syllis spp.	80	7,0	27,1
Urothoe marina	40	9,3	26,6
Hesionidae indéterminé	30	10,7	26,3
Eteone longa	40	2,7	26,0
Chaetozone corona	30	27,6	25,5
Pseudomystides limbata	40	3,3	22,7
Aonides paucibranchiata	70	10,3	22,1
Kefersteinia cirrata	40	7,3	21,9
Spatangus purpureus	30	5,3	21,2
Laonice cirrata	50	14,4	20,9
Guernea coalita	20	2,7	20,0
Lumbrinerides sp.A	20	8,0	20,0
Polycirrus caliendrum	20	2,7	20,0
Polygordius sp.	20	4,0	20,0
Spisula elliptica	30	4,4	20,0
Venus casina	20	2,7	20,0
Polycirrus aurantiacus	40	4,7	18,2
Echinocardium cordatum	60	6,7	16,2
Jasmineira caudata	20	2,7	16,0
Schistomeringos neglecta	60	6,7	15,4
Glycymeris glycymeris	30	2,7	14,2
Echinocyamus pusillus	40	6,7	13,6
Scoletoma tetraura	40	3,3	13,0
Spio filicornis	40	4,7	13,0
Notomastus latericeus	90	29,6	12,7
Laevicardium crassum	30	3,6	11,2
Haplostylus normani	20	4,0	10,9

Aporrhais pespelecani	20	2,7	10,2
Acrocirridae indéterminé	10	2,7	10,0
Ammodytes tobianus	10	2,7	10,0
Aora typica	10	2,7	10,0
Astacilla sp.	10	2,7	10,0
Campecopea sp.	10	2,7	10,0
Cheirocratus assimilis	10	5,3	10,0
Dynamene bidentata	10	2,7	10,0
Eulalia bilineata	10	2,7	10,0
Eurydice spinigera	10	2,7	10,0
Eusyllis blomstrandi	10	2,7	10,0
Gammaridae indéterminé	10	2,7	10,0
Harmothoe cf. *fragilis*	10	2,7	10,0
Hesionura elongata	10	2,7	10,0
Nucula hanleyi	10	2,7	10,0
Ophelia celtica	10	5,3	10,0
Orchomenella nana	10	2,7	10,0
Parapionosyllis sp.	10	2,7	10,0
Protomystides bidentata	10	2,7	10,0
Thracia sp.	10	2,7	10,0
Goniada maculata	30	8,0	8,6
Lysianassa plumosa	20	6,7	7,6
Maerella tenuimana	20	2,7	7,5
Polycirrus medusa	40	6,7	7,3
Pista maculata	20	2,7	7,1
Malmgreniella sp.A	40	4,0	7,0
Arcopagia crassa	30	3,6	6,9
Prionospio cirrifera	20	5,3	6,9
Microdeutopus sp.	10	2,7	6,7
Ampelisca typica	30	8,0	6,5
Gastrosaccus lobatus	10	5,3	6,2
Thyone fusus	10	186,7	5,7
Atylus vedlomensis	40	4,0	5,7
Jasmineira elegans	20	2,7	5,5
Goodallia triangularis	10	21,3	5,5
Caulleriella bioculata	30	2,7	5,4
Ampelisca armoricana	40	5,3	5,1
Pista cristata	50	12,3	5,1
Inachus dorsettensis	10	2,7	4,1
Paranaitis kosteriensis	20	2,7	3,8
Leptosynapta inhaerens	20	4,0	3,8
Clymenella sp.	10	2,7	3,8
Megamphopus cornutus	10	2,7	3,8
Psammechinus miliaris	20	5,3	3,7
Némertes indéterminés	50	5,9	3,4
Gastrosaccus sanctus	10	2,7	3,2
Astropecten irregularis	10	2,7	3,1
Leucothoe incisa	20	2,7	3,1
Nephtys cirrosa	50	8,0	3,0

Amaeana trilobata	10	18,7	3,0
Nicolea venustula	10	2,7	2,9
Pseudothyone raphanus	10	2,7	2,9
Phascolion strombus	30	2,7	2,8
Lumbrineris fragilis	20	6,7	2,7
Philocheras bispinosus	10	2,7	2,7
Amphipholis squamata	50	3,2	2,7
Neanthes irrorata	10	2,7	2,7
Leucothoe lilljeborgi	10	2,7	2,7
Malmgreniella ljungmani	30	2,7	2,6
Solecurtus scopula	10	2,7	2,6
Spisula subtruncata	20	5,3	2,5
Cerianthus lloydii	30	3,6	2,4
Sthenelais boa	20	4,0	2,4
Conilera cylindracea	10	2,7	2,3
Lumbrineriopsis paradoxa	10	2,7	2,3
Malmgreniella glabra	10	2,7	2,3
Clausinella fasciata	50	4,3	2,3
Parvicardium pinnulatum	30	2,7	2,2
Tellina donacina	30	4,4	2,2
Euspira pulchella	20	4,0	2,2
Tellimya ferruginosa	10	2,7	2,1
Leptochiton asellus	20	5,3	1,9
Upogebia deltaura	10	10,7	1,9
Ensis magnus	10	2,7	1,8
Dosinia exoleta	30	2,7	1,8
Diplodonta rotundata	20	2,7	1,7
Caulleriella alata	20	6,7	1,5
Phyllodoce lineata	10	2,7	1,5
Arabella iricolor	20	5,3	1,3
Chaetopterus variopedatus	10	2,7	1,3
Galathea strigosa	10	2,7	1,2
Nephtys assimilis	10	8,0	1,1
Gari tellinella	20	2,7	1,1
Eunereis longissima	10	5,3	1,1
Autonoe denticarpus	10	2,7	1,1
Dosinia lupinus	20	5,3	1,0
Natatolana neglecta	10	2,7	1,0
Lumbrineris gracilis	50	5,9	1,0
Glycinde nordmanni	10	2,7	0,9
Malmgreniella lunulata	20	2,7	0,9
Nematonereis hebes	50	2,7	0,8
Poecilochaetus serpens	20	4,0	0,8
Glycera gigantea	10	2,7	0,7
Glycera alba	10	2,7	0,7
Marphysa bellii	10	2,7	0,6
Flabelligera affinis	10	2,7	0,6
Parvicardium scabrum	20	2,7	0,6
Aonides oxycephala	20	2,7	0,5

Galathea intermedia	10	2,7	0,5
Othomaera othonis	20	2,7	0,5
Eunice vittata	20	4,0	0,5
Harmothoe impar	20	2,7	0,5
Aspidosiphon muelleri	10	5,3	0,4
Photis longicaudata	10	2,7	0,3
Ampelisca spinipes	20	4,0	0,3
Ophiura albida	20	2,7	0,3
Pholoe inornata	20	4,0	0,3
Magelona alleni	10	2,7	0,2
Edwardsia sp.	20	2,7	0,2
Labioleanira yhleni	10	2,7	0,2
Nephtys kersivalensis	10	2,7	0,1
Animoceradocus semiserratus	10	2,7	0,1
Thracia phaseolina	10	2,7	0,1
Ampharete finmarchica	20	2,7	0,1
Polygordius lacteus	10	5,3	0,1
Macroclymene santandarensis	10	2,7	0,1
Nucula nitidosa	10	2,7	0,1
Owenia fusiformis	20	4,0	0,1
Platynereis dumerili	10	2,7	0,0
Spirobranchus triqueter	10	2,7	0,0
Amphiura filiformis	10	2,7	0,0

Habitat de maërl non envasé (B)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Aonides oxycephala	100	18,2	85,1
Animoceradocus semiserratus	83	22,9	82,2
Clausinella fasciata	83	52,3	76,6
Gari tellinella	83	9,6	69,6
Trypanosyllis coeliaca	67	9,3	66,7
Polygordius lacteus	67	95,3	65,8
Pisidia longicornis	67	762,0	63,1
Athanas nitescens	67	48,7	62,5
Harmothoe impar	83	20,8	62,2
Aonides paucibranchiata	83	18,7	57,0
Abludomelita gladiosa	67	10,7	56,0
Lumbrineris gracilis	100	83,1	54,7
Schistomeringos neglecta	83	11,7	52,3
Paphia rhomboides	100	21,8	52,1
Othomaera othonis	67	26,0	51,4
Arcopagia crassa	67	5,3	51,3
Platynereis dumerili	67	70,7	50,4
Glycera lapidum	83	31,5	49,6
Xantho pilipes	50	24,9	48,5
Syllis spp.	100	8,0	48,4
Tectura virginea	50	14,2	45,9
Malmgreniella ljungmani	50	16,0	44,0
Thracia phaseolina	67	20,0	41,0
Laonice cirrata	83	10,1	40,8
Arabella iricolor	67	14,7	40,8
Goniadella gracilis	67	22,7	39,8
Amphipholis squamata	83	16,5	39,2
Spirobranchus triqueter	67	230,7	38,4
Atylus vedlomensis	50	16,9	37,7
Notomastus latericeus	100	71,1	37,5
Eulalia mustela	83	8,5	36,2
Dosinia exoleta	50	19,6	35,9
Anapagurus hyndmanni	67	28,7	34,9
Pareurythoe borealis	33	9,3	33,3
Hesiospina similis	33	4,0	33,3
Leptocheirus hirsutimanus	33	16,0	33,3
Leptocheirus pectinatus	33	5,3	33,3
Socarnes erythrophthalmus	33	2,7	33,3
Eualus cranchii	50	24,0	33,2
Leptocheirus tricristatus	33	349,3	33,2
Psammechinus miliaris	83	2,7	32,0
Pterocirrus macroceros	33	9,3	32,0
Nereiphylla rubiginosa	33	5,3	31,1
Emarginula fissura	33	5,3	31,1
Janira maculosa	33	4,0	30,4
Caulleriella bioculata	50	5,3	30,2

Galathea intermedia	33	14,7	29,7
Hesione pantherina	33	13,3	29,2
Callochiton septemvalvis	33	2,7	29,2
Mediomastus fragilis	83	18,7	27,6
Eunereis longissima	50	5,3	27,2
Syllis parapari	33	28,0	27,1
Plathelminthes	33	6,7	27,1
Parvicardium pinnulatum	33	25,3	26,1
Branchiostoma lanceolatum	83	4,8	26,0
Conilera cylindracea	33	2,7	25,6
Syllis cornuta	50	22,2	25,2
Flabelligera affinis	33	9,3	24,9
Alentia gelatinosa	33	12,0	24,7
Sphaerosyllis bulbosa	50	8,9	23,1
Ophiothrix fragilis	50	6,2	22,0
Leptochiton asellus	50	9,8	21,4
Eunice vittata	67	16,0	21,1
Maerella tenuimana	33	2,7	20,8
Kefersteinia cirrata	50	4,4	20,8
Paradoneis lyra	67	3,3	20,6
Liocarcinus pusillus	33	10,7	20,5
Polycirrus medusa	50	11,6	19,8
Némertes indéterminés	83	10,7	17,3
Leptochiton cancellatus	33	9,3	17,2
Pholoe inornata	100	9,8	17,1
Gyptis propinqua	17	2,7	16,7
Gyptis sp.	17	5,3	16,7
Notophyllum foliosum	17	5,3	16,7
Pterocirrus limbatus	17	16,0	16,7
Ephesiella peripatus	17	5,3	16,7
Eurysyllis tuberculata	17	16,0	16,7
Eusyllis lamelligera	17	2,7	16,7
Myrianida sp.	17	5,3	16,7
Sphaerosyllis hystrix	17	2,7	16,7
Syllis amica	17	2,7	16,7
Syllis armillaris	17	5,3	16,7
Capitella sp.	17	2,7	16,7
Cirriformia tentaculata	17	2,7	16,7
Malacoceros fuliginosus	17	2,7	16,7
Scolelepis tridentata	17	2,7	16,7
Grania sp.	17	2,7	16,7
Acanthochitona crinita	17	5,3	16,7
Haliotis tuberculata	17	2,7	16,7
Alvania sp.	17	2,7	16,7
Limaria hians	17	2,7	16,7
Limatula subauriculata	17	2,7	16,7
Anthuridae indéterminé	17	10,7	16,7
Janiridae indéterminé	17	16,0	16,7
Apherusa bispinosa	17	2,7	16,7

Caprellidae indéterminé	17	5,3	16,7
Iphimedia spatula	17	2,7	16,7
Orchomene humilis	17	2,7	16,7
Orchomene similis	17	13,3	16,7
Gammarella fucicola	17	2,7	16,7
Macropodia rostrata	17	2,7	16,7
Ciliata mustela	17	2,7	16,7
Tonicella marmorea	17	10,7	15,6
Laevicardium crassum	33	4,0	15,5
Myrtea spinifera	17	10,7	15,5
Pista cristata	50	36,4	15,3
Glycera gigantea	33	5,3	15,2
Emarginula rosea	17	8,0	15,2
Goodallia triangularis	33	5,3	15,2
Apseudopsis latreillii	33	12,0	14,9
Orbinia cuvieri	33	5,3	14,9
Autonoe denticarpus	17	13,3	14,9
Ebalia tuberosa	33	4,0	14,7
Tellina pygmaea	17	58,7	14,7
Scoletoma tetraura	33	5,3	14,5
Lumbrineris latreilli	17	21,3	13,9
Ophiura albida	67	10,7	13,4
Parvicardium scabrum	50	9,8	13,2
Modiolula phaseolina	17	2,7	13,0
Dexamine spinosa	17	2,7	13,0
Malmgreniella sp.A	17	42,7	12,9
Lumbrineriopsis paradoxa	17	5,3	12,8
Atelecyclus rotundatus	33	6,7	12,8
Pseudomystides limbata	33	2,7	12,6
Echinocyamus pusillus	50	3,6	11,4
Aponuphis bilineata	67	34,0	11,3
Malmgreniella lunulata	33	12,0	10,6
Euspira catena	17	2,7	10,6
Gouldia minima	17	5,3	10,6
Megamphopus cornutus	17	2,7	10,4
Amphiura chiajei	17	5,3	10,3
Perrierella audouiniana	17	2,7	10,0
Nephtys kersivalensis	33	16,0	9,8
Clymenura tricirrata	33	10,7	9,6
Prionospio cirrifera	33	2,7	9,6
Modiolus sp.	17	2,7	9,5
Abludomelita obtusata	17	2,7	9,5
Urothoe brevicornis	17	2,7	9,5
Modiolarca subpicta	17	24,0	9,0
Euphrosine foliosa	17	2,7	9,0
Apomatus similis	17	2,7	9,0
Pododesmus squama	17	13,3	9,0
Lutraria angustior	17	2,7	9,0
Pyura sp.	17	2,7	8,9

Tellina donacina	33	14,7	8,9
Gastrosaccus sanctus	17	2,7	8,8
Monocorophium sextonae	33	5,3	8,8
Glycymeris glycymeris	17	5,3	8,8
Lumbrinerides amoureuxi	33	9,3	7,5
Pyura microcosmus	17	5,3	7,3
Diplodonta rotundata	33	4,0	7,3
Nucula nucleus	17	5,3	7,2
Macropodia linaresi	17	2,7	7,2
Philine aperta	17	5,3	6,9
Protodorvillea kefersteini	67	4,7	6,3
Heteranomia squamula	17	5,3	5,8
Scalibregma celticum	33	12,0	5,6
Timoclea ovata	17	5,3	5,5
Lepidonotus squamatus	17	5,3	5,3
Glycinde nordmanni	17	5,3	5,2
Terebellides stroemi	50	7,1	5,1
Processa edulis	17	2,7	5,1
Ensis magnus	17	2,7	5,0
Pionosyllis sp.	17	5,3	4,9
Lumbrineris fragilis	33	4,0	4,6
Eteone longa	17	2,7	4,5
Syllidia armata	17	2,7	4,3
Anthura gracilis	17	2,7	4,3
Mimachlamys varia	17	2,7	4,1
Anomia ephippium	17	2,7	4,1
Aphelochaeta marioni	17	5,3	3,9
Dosinia lupinus	33	6,7	3,6
Polycirrus aurantiacus	17	5,3	3,6
Marphysa bellii	17	5,3	3,6
Chaetopterus variopedatus	17	2,7	3,5
Caulleriella alata	33	5,3	3,4
Hiatella arctica	17	18,7	3,4
Lutraria sp.	17	2,7	3,4
Galathea strigosa	17	2,7	3,3
Nassarius incrassatus	17	2,7	2,9
Nephtys cirrosa	33	17,3	2,9
Calyptraea chinensis	17	5,3	2,7
Urothoe marina	17	5,3	2,6
Pisione remota	17	10,7	2,6
Spio filicornis	17	5,3	2,6
Eumida sanguinea	17	2,7	2,6
Syllis hyalina	17	5,3	2,5
Amaeana trilobata	17	5,3	2,4
Leucothoe incisa	17	2,7	2,1
Abra alba	33	14,7	2,0
Hesionidae indéterminé	17	2,7	2,0
Hydroides norvegicus	17	8,0	2,0
Echinocardium cordatum	33	2,7	2,0

Thracia papyracea	17	2,7	1,7
Nematonereis hebes	50	5,3	1,6
Sipunculus nudus	17	2,7	1,5
Praxillura longissima	17	2,7	1,4
Chamelea striatula	17	2,7	1,3
Upogebia deltaura	17	2,7	1,3
Crepidula fornicata	17	8,0	1,3
Scalibregma inflatum	17	2,7	1,2
Dipolydora coeca	17	8,0	1,0
Acrocnida brachiata	17	10,7	0,9
Nassarius reticulatus	17	2,7	0,8
Pectinaria koreni	17	2,7	0,8
Magelona alleni	17	2,7	0,7
Nucula nitidosa	17	10,7	0,7
Verruca stroemia	17	2,7	0,5
Aspidosiphon muelleri	17	2,7	0,5
Ampelisca armoricana	17	2,7	0,4
Ampelisca tenuicornis	17	2,7	0,3
Ampharete finmarchica	33	2,7	0,3
Edwardsia sp.	17	5,3	0,3
Macroclymene santandarensis	17	2,7	0,2
Euclymene oerstedi	17	2,7	0,1
Sabellaria spinulosa	17	2,7	0,1
Owenia fusiformis	17	2,7	0,0
Amphiura filiformis	17	2,7	0,0

Habitat des sables moyens mobiles (C)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Travisia forbesii	100	18,7	100,0
Bathyporeia elegans	100	2,7	90,0
Glycera oxycephala	100	8,0	88,9
Urothoe poseidonis	100	5,3	54,3
Atelecyclus rotundatus	100	2,7	46,0
Paradoneis lyra	100	2,7	37,0
Nephtys cirrosa	100	24,0	36,4
Euspira pulchella	100	2,7	36,3
Lucinella divaricata	100	2,7	33,4
Tellina donacina	100	5,3	29,1
Aglaophamus agilis	100	2,7	27,6
Dosinia lupinus	100	5,3	26,1
Sthenelais limicola	100	2,7	25,5
Echinocardium cordatum	100	2,7	18,0
Thracia phaseolina	100	2,7	12,3
Ampelisca brevicornis	100	2,7	8,4
Némertes indéterminés	100	2,7	6,2

Habitat des sables fins sous influence de forte houle (D)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Scolelepis cantabra	100	15,4	97,5
Magelona johnstoni	100	45,6	91,3
Iphinoe trispinosa	89	7,0	88,9
Galathowenia oculata	78	6,5	68,7
Donax vittatus	67	24,0	66,7
Sigalion mathildae	89	6,3	60,0
Spiophanes bombyx	100	18,7	57,6
Chaetozone christiei	67	18,2	56,7
Bathyporeia guilliamsoniana	56	8,0	55,6
Owenia fusiformis	100	147,0	53,7
Urothoe pulchella	67	10,7	48,2
Pharus legumen	44	4,0	44,4
Magelona filiformis	67	11,1	41,9
Glycera convoluta	44	3,3	40,9
Edwardsia sp.	67	44,4	38,7
Ophiura ophiura	44	6,7	35,9
Tellina fabula	44	3,3	35,2
Goniada maculata	67	5,3	28,3
Clymenura clypeata	44	10,0	27,2
Nephtys cirrosa	100	16,3	24,7
Nephtys assimilis	56	5,3	23,2
Aricidea minuta	22	4,0	22,2
Bathyporeia nana	22	8,0	22,2
Diastylis bradyi	22	4,0	22,2
Prionospio sp.	22	2,7	22,2
Mactra glauca	22	5,3	20,0
Leucothoe incisa	33	6,2	19,8
Idunella longirostris	22	5,3	18,1
Aphelochaeta sp.	33	7,1	18,1
Malmgreniella glabra	22	4,0	17,1
Euspira pulchella	56	3,7	15,7
Echinocardium cordatum	67	4,0	12,0
Acidostoma obesum	11	2,7	11,1
Hippomedon denticulatus	11	2,7	11,1
Onuphis eremita	11	2,7	11,1
Perioculodes longimanus	11	2,7	11,1
Pontocrates arenarius	11	2,7	11,1
Scopelocheirus hopei	11	2,7	11,1
Urothoe poseidonis	44	5,3	10,7
Tellimya ferruginosa	22	2,7	10,5
Nassarius reticulatus	56	2,7	9,4
Eumida sanguinea	22	5,3	9,1
Astropecten irregularis	11	5,3	7,7
Bathyporeia tenuipes	11	2,7	7,7
Spisula subtruncata	33	5,3	7,0
Leucothoe lilljeborgi	11	5,3	6,6

Lucinella divaricata	33	4,4	6,2
Corystes cassivelaunus	11	2,7	5,8
Paradoneis armata	11	5,3	5,2
Sthenelais limicola	44	2,7	5,0
Ampelisca tenuicornis	44	5,3	5,0
Thyasira flexuosa	44	10,7	4,6
Perrierella audouiniana	11	2,7	4,4
Cylichna cylindracea	11	5,3	3,6
Aponuphis bilineata	67	10,7	3,5
Scoletoma tetraura	22	2,7	3,2
Ensis sp.	11	2,7	2,8
Processa modica	11	2,7	2,7
Scoloplos armiger	22	2,7	2,7
Amphiura chiajei	11	2,7	2,3
Ensis magnus	11	2,7	2,2
Ampelisca brevicornis	44	3,3	2,1
Nephtys hombergii	22	5,3	1,8
Jasmineira elegans	11	2,7	1,7
Montacuta phascolionis	11	2,7	1,5
Thracia phaseolina	33	2,7	1,4
Ampelisca typica	22	2,7	1,2
Bathyporeia elegans	11	2,7	1,1
Dosinia exoleta	22	2,7	1,0
Lumbrineris gracilis	67	3,1	0,9
Leptosynapta inhaerens	11	2,7	0,8
Lanice conchilega	11	2,7	0,7
Sipunculus nudus	11	2,7	0,7
Phoronis spp.	22	2,7	0,7
Chamelea striatula	11	2,7	0,6
Spio filicornis	11	2,7	0,6
Malmgreniella ljungmani	11	2,7	0,4
Némertes indéterminés	22	2,7	0,3
Magelona alleni	11	2,7	0,3
Abra alba	22	4,0	0,2
Phaxas pellucidus	11	2,7	0,2
Kurtiella bidentata	11	2,7	0,1
Amphipholis squamata	11	2,7	0,1
Ampelisca spinipes	11	2,7	0,1
Notomastus latericeus	22	2,7	0,1
Euclymene oerstedi	11	2,7	0,0
Ampharete finmarchica	11	2,7	0,0
Amphiura filiformis	11	5,3	0,0

Habitat des sables moyens de transition entre les sédiments grossiers non envasés et les sédiments envasés (E)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Scoloplos armiger	63	6,9	55,0
Gari fervensis	63	5,9	47,5
Poecilochaetus serpens	75	16,0	42,2
Thracia papyracea	38	10,7	33,8
Dosinia lupinus	63	17,6	33,7
Aponuphis bilineata	88	57,9	33,1
Tellina donacina	88	7,6	31,8
Ampelisca brevicornis	75	17,8	31,5
Tryphosites longipes	25	4,0	25,0
Chamelea striatula	50	5,3	24,1
Echinocyamus pusillus	63	4,8	24,0
Sthenelais limicola	50	10,0	23,9
Ampelisca typica	63	6,4	22,7
Ampelisca armoricana	63	9,1	21,4
Nephtys cirrosa	100	14,0	21,3
Lucinella divaricata	63	4,3	20,8
Nassarius reticulatus	63	4,3	19,1
Glycera gigantea	50	2,7	17,1
Hydroides norvegicus	50	7,3	16,5
Caulleriella alata	50	11,3	16,4
Diplodonta rotundata	25	16,0	16,3
Lumbrineris gracilis	100	22,7	14,9
Chaetozone gibber	50	5,3	14,8
Euspira pulchella	63	2,7	14,2
Spiophanes bombyx	63	11,2	13,5
Streblosoma bairdi	25	8,0	13,4
Phaxas pellucidus	50	8,7	13,3
Paradoneis armata	25	2,7	13,2
Edwardsia sp.	63	17,1	13,1
Aphelochaeta filiformis	38	7,1	12,9
Urothoe poseidonis	63	3,2	12,7
Acteon tornatilis	13	2,7	12,5
Adamsia palliata	13	2,7	12,5
Apletodon dentatus	13	2,7	12,5
Armandia polyophthalma	13	5,3	12,5
Autonoe longipes	13	2,7	12,5
Callista chione	13	10,7	12,5
Cochlodesma praetenue	13	5,3	12,5
Eteone foliosa	13	2,7	12,5
Exogone hebes	13	2,7	12,5
Goniada emerita	13	2,7	12,5
Leucothoe procera	13	2,7	12,5
Liocarcinus holsatus	13	2,7	12,5
Malmgreniella castanea	13	2,7	12,5

Myrianida edwardsi	13	5,3	12,5
Nebalia bipes	13	2,7	12,5
Necora puber	13	2,7	12,5
Pagurus prideaux	13	2,7	12,5
Phylo foetida atlantica	13	2,7	12,5
Scolelepis bonnieri	13	2,7	12,5
Scolelepis foliosa	13	10,7	12,5
Thelepus setosus	13	2,7	12,5
Nematonereis hebes	88	13,3	12,4
Prionospio cirrifera	38	2,7	12,1
Ampelisca tenuicornis	63	6,4	11,8
Corbula gibba	50	3,3	11,0
Abra nitida	25	5,3	10,9
Pododesmus patelliformis	13	82,7	10,6
Magelona alleni	50	4,7	10,5
Phyllodoce lineata	25	2,7	9,1
Aora gracilis	13	2,7	9,1
Ericthonius punctatus	13	2,7	9,1
Eurynome aspera	13	2,7	9,1
Subadyte pellucida	13	2,7	9,1
Spisula subtruncata	38	5,3	8,9
Mediomastus fragilis	63	10,7	8,9
Némertes indéterminés	75	6,7	8,7
Eumida sanguinea	25	4,0	8,7
Euclymene lumbricoides	38	3,6	8,5
Abra prismatica	25	2,7	8,3
Spisula elliptica	25	2,7	8,3
Capitellidae indéterminé	25	21,3	8,0
Labidoplax digitata	38	2,7	7,8
Echinocardium cordatum	38	8,0	7,6
Spatangus purpureus	25	2,7	7,4
Golfingia elongata	13	10,7	7,1
Megalomma vesiculosum	13	2,7	7,1
Philocheras trispinosus	13	2,7	7,1
Serpula vermicularis	13	2,7	7,1
Cerianthus lloydii	25	14,7	6,9
Aphelochaeta marioni	25	4,0	6,6
Magelona filiformis	38	5,3	6,4
Aglaophamus agilis	25	9,3	6,0
Polycirrus medusa	38	6,2	6,0
Harmothoe antilopes	25	2,7	6,0
Ophiura albida	38	15,1	6,0
Phoronis spp.	50	4,7	5,9
Pecten maximus	13	2,7	5,8
Liocarcinus pusillus	25	5,3	5,8
Haplostylus normani	13	5,3	5,7
Phyllochaetopterus socialis	13	2,7	5,7
Ebalia tuberosa	25	2,7	5,5
Abludomelita obtusata	13	2,7	5,4

Modiolus sp.	13	2,7	5,4
Urothoe brevicornis	13	2,7	5,4
Crepidula fornicata	25	14,7	5,3
Owenia fusiformis	100	14,0	5,1
Platynereis dumerili	50	12,7	5,1
Gastrosaccus lobatus	13	2,7	4,8
Spirobranchus triqueter	38	87,1	4,6
Neanthes irrorata	13	2,7	4,2
Urothoe pulchella	25	6,7	4,2
Marphysa bellii	25	2,7	4,1
Macropodia linaresi	13	2,7	4,0
Flabelligera affinis	25	2,7	4,0
Solen marginatus	13	2,7	3,8
Galathea strigosa	13	5,3	3,7
Lumbrinerides amoureuxi	38	3,6	3,6
Lutraria lutraria	13	2,7	3,5
Sipunculus nudus	25	2,7	3,5
Amphipholis squamata	38	7,1	3,4
Glycera lapidum	50	6,0	3,4
Glycera alba	13	8,0	3,1
Dosinia exoleta	25	6,7	3,1
Tellina pygmaea	25	5,3	3,0
Ensis magnus	13	2,7	2,8
Apseudopsis latreillii	25	4,0	2,8
Pista cristata	50	6,7	2,8
Notomastus latericeus	88	6,9	2,8
Harmothoe spinifera	13	2,7	2,7
Thracia phaseolina	25	9,3	2,7
Paphia rhomboides	25	17,3	2,6
Pagurus bernhardus	13	2,7	2,5
Mimachlamys varia	13	2,7	2,3
Anomia ephippium	13	2,7	2,3
Othomaera othonis	25	8,0	2,2
Urothoe marina	13	8,0	2,2
Pagurus cuanensis	13	2,7	2,2
Leptochiton asellus	25	4,0	2,2
Nucula nucleus	13	2,7	2,0
Pectinaria auricoma	13	2,7	2,0
Lutraria sp.	13	2,7	1,9
Lanice conchilega	13	5,3	1,8
Pectinaria koreni	25	2,7	1,8
Nephtys hombergii	25	4,0	1,7
Glycinde nordmanni	13	2,7	1,5
Laevicardium crassum	13	2,7	1,5
Spio filicornis	13	5,3	1,4
Ampharete finmarchica	50	5,3	1,4
Glycera oxycephala	13	8,0	1,4
Chaetopteridae indéterminé	13	2,7	1,3
Neoamphitrite edwardsi	13	2,7	1,3

Nephtys assimilis	13	5,3	1,2
Aonides oxycephala	25	4,0	1,2
Schistomeringos neglecta	25	2,7	1,1
Polycirrus aurantiacus	13	2,7	1,0
Lumbrineris latreilli	13	2,7	1,0
Schistomeringos rudolphii	13	2,7	1,0
Anapagurus hyndmanni	25	5,3	0,9
Gari tellinella	13	5,3	0,9
Eunereis longissima	13	2,7	0,8
Galathea intermedia	13	2,7	0,8
Syllis cornuta	25	2,7	0,8
Dipolydora coeca	25	2,7	0,7
Antalis novemcostata	13	2,7	0,7
Upogebia deltaura	13	2,7	0,7
Psammechinus miliaris	13	2,7	0,7
Syllis hyalina	13	2,7	0,7
Paradoneis lyra	13	2,7	0,6
Clymenura clypeata	13	2,7	0,6
Modiolarca subpicta	13	2,7	0,6
Thyone fusus	25	2,7	0,5
Sigalion mathildae	13	2,7	0,5
Abludomelita gladiosa	13	2,7	0,5
Malmgreniella sp.A	13	2,7	0,5
Epizoanthus sp.	13	2,7	0,4
Lumbrineris fragilis	13	2,7	0,4
Acrocnida brachiata	13	8,0	0,4
Clausinella fasciata	25	2,7	0,4
Malmgreniella lunulata	13	2,7	0,3
Verruca stroemia	13	2,7	0,3
Eulalia mustela	13	2,7	0,3
Eunice vittata	13	5,3	0,2
Eualus cranchii	13	2,7	0,2
Parvicardium scabrum	13	2,7	0,2
Abra alba	13	10,7	0,2
Macroclymene	13	5,3	0,2
Goniadella gracilis	13	2,7	0,2
Prionospio malmgreni	13	2,7	0,1
Euclymene oerstedi	13	5,3	0,1
Nucula nitidosa	13	2,7	0,1
Ampelisca spinipes	13	2,7	0,1
Magelona johnstoni	13	2,7	0,1
Pholoe inornata	13	2,7	0,1
Polygordius lacteus	13	2,7	0,1
Pisidia longicornis	25	4,0	0,0

Habitat des vases à *Sternaspis scutata* (F)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Sternaspis scutata	100	71,2	100,0
Nephtys hystricis	86	7,3	68,4
Kurtiella bidentata	79	25,9	60,2
Acrocnida brachiata	64	41,5	52,5
Pectinaria koreni	71	6,1	33,9
Alitta succinea	36	3,7	30,0
Virgularia mirabilis	29	61,3	28,4
Labioleanira yhleni	79	7,5	27,2
Asthenognathus atlanticus	36	6,9	24,8
Turritella communis	50	16,0	24,0
Abra prismatica	36	3,7	23,8
Euclymene oerstedi	57	46,0	20,9
Magelona alleni	50	8,4	18,8
Nucula nitidosa	86	10,4	16,9
Diopatra neapolitana	21	4,4	16,9
Glycera unicornis	57	3,7	15,1
Pherusa monilifera	14	5,3	14,3
Diastylis laevis	14	5,3	14,3
Amphiura filiformis	86	64,7	13,7
Cerianthus lloydii	64	4,1	12,9
Owenia fusiformis	43	160,9	10,8
Melinna palmata	43	6,2	10,7
Philine aperta	21	3,6	7,6
Nassarius pygmaeus	14	10,7	7,5
Acanthocardia echinata	7	2,7	7,1
Modiolus barbatus	7	2,7	7,1
Diastylis rathkei	7	5,3	7,1
Corophium volutator	7	2,7	7,1
Atelecyclus undecimdentatus	7	2,7	7,1
Phascolion strombus strombus	21	13,3	7,1
Heteromastus filiformis	43	4,0	5,7
Labidoplax digitata	21	4,4	4,2
Mysta picta	7	2,7	4,2
Maldane glebifex	50	13,0	3,9
Chaetopteridae indet	21	2,7	3,9
Aphrodita aculeata	14	2,7	3,7
Pholoe inornata	43	11,1	3,6
Neoamphitrite edwardsi	14	5,3	3,3
Némertes	57	4,0	3,0
Solen marginatus	7	5,3	2,5
Spisula subtruncata	21	4,4	2,4
Eunereis longissima	14	4,0	1,7
Podarkeopsis capensis	7	2,7	1,6
Monticellina dorsobranchialis	7	2,7	1,3
Chaetozone corona	21	2,7	1,3
Lanice conchilega	14	2,7	1,2

Lutraria lutraria	7	2,7	1,1
Ophiura ophiura	7	8,0	1,1
Ampharete finmarchica	29	12,7	1,1
Photis longicaudata	14	4,0	1,1
Nassarius reticulatus	14	4,0	0,9
Sipunculus (Sipunculus) nudus	7	8,0	0,9
Cylichna cylindracea	7	2,7	0,7
Ampelisca armoricana	21	2,7	0,7
Antalis novemcostata	7	8,0	0,7
Ampelisca brevicornis	14	10,7	0,7
Pherusa plumosa	7	2,7	0,7
Leptopentacta elongata	7	2,7	0,6
Harmothoe antilopes	7	2,7	0,5
Glycinde nordmanni	7	2,7	0,5
Abra nitida	7	2,7	0,4
Phoronis spp.	7	16,0	0,4
Ophiura albida	14	6,7	0,4
Abra alba	29	3,3	0,3
Phaxas pellucidus	14	2,7	0,3
Notomastus latericeus	21	13,3	0,3
Dipolydora coeca	7	13,3	0,3
Aglaophamus agilis	7	5,3	0,3
Aspidosiphon muelleri muelleri	7	8,0	0,3
Kefersteinia cirrata	7	2,7	0,3
Scalibregma inflatum	7	2,7	0,2
Malmgreniella lunulata	7	5,3	0,2
Spiochaetopterus costarum	7	2,7	0,2
Paradoneis lyra	7	2,7	0,2
Amphipholis squamata	14	2,7	0,2
Pista cristata	14	5,3	0,2
Aonides oxycephala	7	5,3	0,1
Caulleriella alata	7	2,7	0,1
Nephtys kersivalensis	7	2,7	0,1
Syllis cornuta	7	2,7	0,1
Anapagurus hyndmanni	7	2,7	0,0
Glycera lapidum	7	2,7	0,0
Thyasira flexuosa	7	2,7	0,0
Lumbrineris gracilis	7	8,0	0,0
Haploops sp.	14	2,7	0,0
Pisidia longicornis	7	5,3	0,0

Habitat des vases sableuses à *Haploops* sp. (G)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Haploops sp.	100	320,9	99,6
Pista elongata	67	12,7	60,0
Terebellides stroemi	83	29,9	59,9
Ampelisca spinipes	83	33,1	49,0
Euchone rubrocincta	50	3,6	43,8
Pherusa eruca	50	6,2	35,4
Terebellidae indéterminé	33	5,3	33,3
Diplecogaster bimaculata	33	2,7	33,3
Trichobranchus glacialis	50	5,3	32,8
Lysippe labiata	33	5,3	31,1
Aricidea sp.	33	4,0	30,3
Gnathia oxyuraea	33	2,7	29,0
Lumbrineris fragilis	83	3,7	26,7
Photis longicaudata	67	4,7	26,7
Eunice vittata	100	8,9	26,4
Maldane glebifex	100	21,3	25,9
Heteromastus filiformis	83	4,8	25,8
Paramphitrite tetrabranchia	33	2,7	25,8
Upogebia deltaura	67	3,3	25,7
Macroclymene santandarensis	83	14,4	23,5
Schistomeringos rudolphii	33	8,0	20,8
Nematonereis hebes	100	15,6	18,8
Amaeana trilobata	50	4,4	17,7
Unciola crenatipalma	50	3,6	17,1
Ninoe armoricana	17	2,7	16,7
Phyllodoce macropapillosa	17	2,7	16,7
Metasychis gotoi	17	2,7	16,7
Comarmondia gracilis	17	2,7	16,7
Jaxea nocturna	17	2,7	16,7
Liocarcinus sp.	17	2,7	16,7
Aspidosiphon muelleri muelleri	50	9,8	16,4
Paranaitis kosteriensis	33	4,0	16,0
Ampelisca diadema	33	12,0	13,9
Cerianthus lloydii	67	4,0	13,3
Amphicteis gunneri	17	2,7	13,0
Nephtys kersivalensis	50	8,9	12,3
Clymenella sp.	17	2,7	10,4
Chaetopteridae indéterminé	33	2,7	9,5
Neoamphitrite edwardsi	33	2,7	9,1
Sthenelais boa	33	5,3	8,9
Labioleanira yhleni	67	3,3	8,7
Arabella iricolor	50	5,3	8,3
Philocheras bispinosus	17	2,7	7,6
Ophiura albida	67	6,0	7,5
Monticellina dorsobranchialis	17	2,7	7,2
Golfingia vulgaris vulgaris	17	2,7	6,7

Notomastus latericeus	100	12,4	6,6
Pista cristata	50	15,1	6,3
Streblosoma bairdi	17	8,0	6,0
Harmothoe antilopes	17	5,3	5,3
Aphrodita aculeata	17	2,7	5,0
Pista maculata	17	2,7	5,0
Harmothoe spinifera	17	2,7	4,8
Maxmuelleria lankesteri	17	5,3	4,3
Lysianassa insperata	17	5,3	4,2
Jasmineira elegans	17	2,7	3,8
Pherusa plumosa	17	2,7	3,6
Nucula nucleus	17	2,7	3,6
Eualus cranchii	33	5,3	3,3
Labidoplax digitata	17	5,3	3,1
Natatolana neglecta	17	2,7	2,9
Nephtys hystricis	17	8,0	2,8
Paphia rhomboides	50	4,4	2,7
Laonice cirrata	33	4,0	2,6
Euclymene lumbricoides	17	5,3	2,5
Scalibregma inflatum	17	5,3	2,5
Malmgreniella lunulata	33	2,7	2,4
Leucothoe incisa	17	2,7	2,1
Ophiothrix fragilis	17	5,3	2,1
Asthenognathus atlanticus	17	2,7	2,1
Némertes	50	3,6	2,1
Clymenura clypeata	17	5,3	2,0
Aphelochaeta marioni	17	2,7	2,0
Thyasira flexuosa	33	8,0	1,9
Turritella communis	33	2,7	1,8
Leptosynapta inhaerens	17	2,7	1,8
Caulleriella bioculata	17	2,7	1,7
Euclymene oerstedi	50	4,4	1,5
Amphipholis squamata	33	4,0	1,5
Praxillura longissima	17	2,7	1,4
Melinna palmata	17	5,3	1,4
Ampelisca typica	17	5,3	1,3
Antalis novemcostata	17	2,7	1,3
Harmothoe impar	33	2,7	1,3
Scalibregma celticum	33	2,7	1,2
Pisidia longicornis	83	8,5	1,1
Ampelisca tenuicornis	17	8,0	1,0
Corbula gibba	17	2,7	1,0
Glycera unicornis	17	2,7	0,9
Goniada maculata	17	2,7	0,9
Lumbrineris gracilis	50	5,3	0,9
Phascolion strombus strombus	17	2,7	0,9
Anapagurus hyndmanni	17	10,7	0,8
Pholoe inornata	33	4,0	0,8
Owenia fusiformis	67	4,0	0,6

Edwardsia sp.	33	2,7	0,6
Polycirrus medusa	17	2,7	0,5
Ampharete finmarchica	33	4,0	0,5
Mediomastus fragilis	17	8,0	0,5
Ampelisca armoricana	17	2,7	0,4
Othomaera othonis	17	2,7	0,3
Spiophanes bombyx	17	2,7	0,2
Thyone fusus	17	2,7	0,2
Platynereis dumerili	17	2,7	0,1
Leptocheirus tricristatus	17	2,7	0,1

Habitat des sables vaseux à *Amphiura filiformis* (H)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Amphiura filiformis	100	281,5	81,1
Thyasira flexuosa	75	36,8	45,0
Pholoe inornata	85	29,5	37,3
Abra alba	70	58,7	35,9
Nephtys hombergii	70	10,3	34,5
Nucula nitidosa	75	22,8	28,3
Leptosynapta inhaerens	45	5,6	27,1
Aspidosiphon muelleri muelleri	50	16,0	26,8
Tellina serrata	25	3,7	25,0
Thyone fusus	65	17,6	22,9
Natatolana neglecta	30	6,2	21,7
Labioleanira yhleni	65	8,6	21,4
Ampelisca brevicornis	70	13,1	20,3
Leptopentacta elongata	25	6,9	18,8
Malmgreniella lunulata	65	5,5	18,7
Melinna palmata	60	5,3	18,0
Corbula gibba	40	8,3	17,5
Maldane glebifex	65	33,8	17,4
Euclymene oerstedi	90	15,1	17,0
Phaxas pellucidus	55	8,7	16,2
Nephtys assimilis	45	5,6	16,1
Glycera alba	40	4,0	16,0
Lumbrineris fragilis	45	7,4	15,5
Euclymene lumbricoides	40	5,7	15,4
Polycirrus plumosus	15	2,7	15,0
Chaetopteridae indéterminé	35	3,8	14,9
Prionospio malmgreni	15	217,8	14,5
Ampelisca armoricana	55	7,8	14,2
Unciola crenatipalma	25	10,7	12,8
Chamelea striatula	35	5,7	12,6
Notomastus latericeus	100	22,1	11,7
Turritella communis	50	7,7	11,6
Urothoe elegans	10	2,7	10,0
Ampelisca spinipes	65	11,1	10,0
Macroclymene santandarensis	50	16,3	9,5
Natatolana borealis	10	13,3	9,1
Photis longicaudata	25	11,2	9,0
Clymenura clypeata	40	4,0	8,8
Lanice conchilega	30	4,4	8,7
Cylichna cylindracea	20	4,0	8,7
Pseudothyone raphanus	15	3,6	8,6
Jasmineira elegans	25	2,7	8,6
Phoronis spp.	35	13,7	8,4
Lumbrineris gracilis	75	22,2	8,2
Glycera unicornis	40	4,0	8,1
Kurtiella bidentata	45	10,1	7,7

Phascolion strombus strombus	35	5,3	7,6
Labidoplax digitata	30	4,0	7,5
Némertes	70	6,3	7,2
Praxillura longissima	25	5,9	6,9
Aphelochaeta sp.	15	13,3	6,9
Ampelisca tenuicornis	50	5,6	6,6
Spiophanes bombyx	50	8,5	6,6
Orbinia cuvieri	30	2,7	6,0
Monticellina dorsobranchialis	15	2,7	5,8
Scalibregma inflatum	25	5,3	5,5
Phyllochaetopterus socialis	10	4,0	5,5
Sthenelais limicola	35	4,6	5,4
Goniada maculata	30	4,9	5,3
Diplocirrus glaucus	15	2,7	5,2
Edwardsia sp.	45	12,7	5,1
Eumida sp.	5	2,7	5,0
Pilargidae indéterminé	5	2,7	5,0
Malmgreniella marphysae	5	2,7	5,0
Malmgreniella sp.	5	2,7	5,0
Myriochele heeri	5	5,3	5,0
Pectinaria belgica	5	2,7	5,0
Eulima glabra	5	5,3	5,0
Harpinia antennaria	5	2,7	5,0
Harpinia serrata	5	2,7	5,0
Ebalia sp.	5	2,7	5,0
Processa modica	15	2,7	5,0
Aphelochaeta marioni	20	4,7	4,9
Scalibregma celticum	35	9,5	4,9
Corystes cassivelaunus	10	2,7	4,7
Ampelisca typica	25	8,0	4,5
Owenia fusiformis	75	22,0	4,5
Lutraria lutraria	10	5,3	4,5
Epizoanthus sp.	25	6,4	4,1
Ophiodromus flexuosus	10	2,7	4,1
Pseudopolydora pulchra	10	2,7	4,1
Pectinaria koreni	35	3,0	4,0
Heteromastus filiformis	30	5,8	4,0
Pectinaria auricoma	15	3,6	3,7
Nassarius incrassatus	10	9,3	3,7
Ampharete finmarchica	50	13,3	3,5
Spisula subtruncata	20	7,3	3,5
Upogebia deltaura	25	3,2	3,5
Echinocardium cordatum	35	4,2	3,5
Sigalion mathildae	15	12,4	3,4
Anapagurus hyndmanni	35	9,9	3,3
Eunereis longissima	20	4,0	3,3
Pagurus cuanensis	15	2,7	3,2
Tellimya ferruginosa	10	4,0	3,2
Syllis cornuta	35	5,7	3,2

Asterias rubens	10	2,7	3,0
Nicolea venustula	10	2,7	2,9
Nematonereis hebes	35	19,4	2,9
Dipolydora coeca	35	5,0	2,7
Sabellariidae indéterminé	5	2,7	2,6
Neoamphitrite affinis	5	2,7	2,6
Melanella alba	5	2,7	2,6
Lepton squamosum	5	2,7	2,6
Siphonoecetes striatus	5	5,3	2,6
Aponuphis bilineata	40	20,3	2,4
Cerianthus lloydii	20	8,0	2,4
Antalis novemcostata	20	3,3	2,3
Chaetozone christiei	15	14,2	2,2
Polycirrus medusa	30	3,6	2,2
Eunice vittata	25	11,7	2,2
Paranaitis kosteriensis	15	2,7	2,2
Mysta picta	5	2,7	2,1
Pagurus bernhardus	5	13,3	2,0
Sthenelais boa	20	3,3	2,0
Magelona alleni	20	5,3	1,9
Idunella longirostris	10	2,7	1,8
Lutraria sp.	10	4,0	1,8
Golfingia vulgaris vulgaris	5	8,0	1,8
Aphrodita aculeata	10	2,7	1,8
Acrocnida brachiata	20	14,0	1,7
Microdeutopus sp	5	2,7	1,7
Urothoe pulchella	15	7,1	1,6
Streblosoma bairdi	15	2,7	1,6
Bathyporeia tenuipes	5	2,7	1,6
Lucinella divaricata	15	5,3	1,5
Pista elongata	15	6,2	1,5
Magelona filiformis	10	17,3	1,5
Harmothoe antilopes	10	4,0	1,4
Atelecyclus rotundatus	15	3,6	1,4
Arabella iricolor	20	5,3	1,3
Nassarius reticulatus	20	2,7	1,2
Montacuta phascolionis	10	2,7	1,2
Magelona johnstoni	15	25,8	1,2
Maxmuelleria lankesteri	10	4,0	1,2
Ophiothrix fragilis	15	3,6	1,1
Calyptraea chinensis	15	2,7	1,1
Ophiura albida	25	5,9	1,0
Jasmineira caudata	5	2,7	1,0
Pecten maximus	5	2,7	0,9
Acanthocardia paucicostata	5	2,7	0,9
Pista cristata	25	8,0	0,8
Ampelisca diadema	15	3,6	0,8
Gari fervensis	10	4,0	0,8
Neoamphitrite edwardsi	10	2,7	0,8

Podarkeopsis capensis	5	2,7	0,8
Pyura sp.	5	2,7	0,8
Terebellides stroemi	20	6,7	0,8
Dosinia exoleta	15	4,4	0,7
Capitellidae indéterminé	10	12,0	0,7
Philocheras bispinosus	5	2,7	0,7
Leucothoe lilljeborgi	5	2,7	0,7
Gnathia oxyuraea	5	2,7	0,7
Galathowenia oculata	5	13,3	0,6
Paramphitrite tetrabranchia	5	2,7	0,6
Sipunculus nudus	10	2,7	0,6
Mactra glauca	5	2,7	0,5
Dosinia lupinus	15	4,4	0,5
Lepidonotus squamatus	5	5,3	0,5
Aricidea sp.	5	2,7	0,5
Mediomastus fragilis	20	5,3	0,5
Pista maculata	5	2,7	0,4
Chaetozone gibber	10	4,0	0,4
Nephtys kersivalensis	15	3,6	0,4
Anomia ephippium	5	2,7	0,4
Paradoneis lyra	10	2,7	0,4
Phyllodoce lineata	5	2,7	0,4
Atylus vedlomensis	10	4,0	0,4
Tellina fabula	5	2,7	0,4
Myrtea spinifera	5	2,7	0,3
Pherusa plumosa	5	2,7	0,3
Scoletoma tetraura	5	5,3	0,3
Amaeana trilobata	5	8,0	0,3
Drilonereis filum	5	2,7	0,3
Pherusa eruca	5	5,3	0,3
Spirobranchus triqueter	20	18,0	0,3
Scolelepis cantabra	10	4,0	0,3
Timoclea ovata	5	2,7	0,2
Plathelminthes	5	2,7	0,2
Spio filicornis	5	5,3	0,2
Abra nitida	5	2,7	0,2
Prionospio cirrifera	5	2,7	0,2
Asthenognathus atlanticus	5	2,7	0,2
Ophiura ophiura	5	2,7	0,2
Aphelochaeta filiformis	5	5,3	0,2
Glycera gigantea	5	2,7	0,2
Trichobranchus glacialis	5	2,7	0,2
Polycirrus aurantiacus	5	2,7	0,2
Marphysa bellii	5	2,7	0,2
Schistomeringos rudolphii	5	2,7	0,2
Caulleriella alata	10	2,7	0,2
Ampelisca spinifer	5	2,7	0,1
Sabellaria spinulosa	10	10,7	0,1
Hydroides norvegicus	5	5,3	0,1

Othomaera othonis	10	2,7	0,1
Harmothoe impar	10	2,7	0,1
Diplodonta rotundata	5	2,7	0,1
Euspira pulchella	5	2,7	0,1
Malmgreniella sp.	5	2,7	0,1
Chaetozone corona	5	2,7	0,1
Haploops sp.	25	3,2	0,1
Laonice cirrata	5	2,7	0,0
Poecilochaetus serpens	5	2,7	0,0
Aonides oxycephala	5	2,7	0,0
Thracia phaseolina	5	2,7	0,0
Pisidia longicornis	15	7,1	0,0
Clausinella fasciata	5	5,3	0,0
Platynereis dumerili	5	2,7	0,0
Nephtys cirrosa	5	2,7	0,0

Habitat des sédiments hétérogènes envasés (I)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Pista cristata	100	54,7	54,0
Sthenelais boa	83	10,1	53,7
Leptochiton asellus	83	13,9	47,9
Paphia rhomboides	83	41,1	42,1
Scalibregma celticum	83	25,6	41,5
Pectinaria auricoma	50	7,1	37,2
Eunice vittata	83	27,2	36,9
Scalibregma inflatum	50	16,9	34,1
Mangelia sp.	33	2,7	33,3
Pomatoceros lamarcki	33	348,0	31,7
Parvicardium pinnulatum	83	6,4	30,5
Ophiura albida	100	14,7	29,0
Timoclea ovata	33	17,3	28,3
Orbinia cuvieri	50	7,1	26,7
Asterias rubens	33	5,3	26,7
Ampelisca diadema	33	53,3	26,6
Nephtys kersivalensis	50	30,2	25,1
Harmothoe impar	83	10,7	24,5
Leptochiton cancellatus	33	26,7	23,6
Amphipholis squamata	83	13,3	23,3
Galathea strigosa	33	9,3	23,1
Neanthes irrorata	33	4,0	23,0
Anapagurus hyndmanni	100	10,7	22,6
Abra nitida	50	4,4	22,5
Ophiodromus flexuosus	33	2,7	22,2
Nematonereis hebes	83	37,9	22,0
Malmgreniella lunulata	83	4,8	20,8
Golfingia elongata	33	8,0	20,4
Psammechinus miliaris	50	6,2	18,3
Aphelochaeta marioni	50	3,6	17,6
Platynereis dumerili	67	29,3	16,9
Loimia medusa	17	2,7	16,7
Aplysia punctata	17	2,7	16,7
Philine scabra	17	5,3	16,7
Antalis vulgaris	17	2,7	16,7
Buccinum undatum	17	2,7	16,7
Lysianassa costae	17	13,3	16,7
Axius stirynchus	17	2,7	16,7
Processa edulis	33	4,0	16,7
Polycirrus aurantiacus	33	9,3	16,4
Lumbrineris gracilis	100	28,4	16,0
Pholoe inornata	100	11,1	15,9
Pectinaria koreni	50	8,0	15,8
Ebalia tuberosa	33	6,7	15,6
Pherusa eruca	33	9,3	15,6
Terebellides stroemi	67	14,7	15,4

Phyllodoce lineata	33	4,0	15,2
Philine aperta	33	4,0	14,1
Neanthes fucata	17	5,3	13,9
Glycinde nordmanni	33	5,3	13,6
Pherusa plumosa	33	4,0	13,3
Sabellariidae indet	17	2,7	12,8
Nephtys hombergii	50	9,8	12,5
Harmothoe spinifera	33	2,7	12,5
Notomastus latericeus	100	27,6	12,2
Gastrochaena dubia	17	2,7	11,9
Lyonsia norwegica	17	2,7	11,9
Anomia ephippium	17	16,0	11,8
Nassarius incrassatus	33	4,0	11,8
Némertes	83	8,5	11,2
Pecten maximus	17	5,3	10,9
Unciola crenatipalma	33	6,7	10,8
Othomaera othonis	83	3,7	10,3
Trichobranchus glacialis	17	26,7	10,2
Glycera unicornis	33	10,7	10,2
Atelecyclus rotundatus	50	2,7	9,9
Eualus cranchii	67	4,7	9,7
Caulleriella alata	50	8,9	9,6
Ampelisca typica	33	12,0	9,6
Apseudopsis latreillii	17	53,3	9,4
Pista maculata	17	8,0	9,1
Pisidia longicornis	100	51,1	8,9
Ampelisca spinipes	83	6,9	8,8
Alentia gelatinosa	33	5,3	8,4
Ampharete finmarchica	83	16,0	8,3
Amphicteis gunneri	17	2,7	8,3
Dexamine spinosa	17	2,7	8,3
Macroclymene santandarensis	50	18,7	8,2
Liocarcinus pusillus	33	5,3	8,2
Diopatra neapolitana	17	5,3	8,0
Schistomeringos rudolphii	33	4,0	8,0
Heteromastus filiformis	50	5,3	8,0
Lepidonotus squamatus	33	2,7	7,4
Goniada maculata	50	2,7	7,1
Ampelisca armoricana	50	5,3	6,9
Chaetozone corona	33	6,7	6,5
Glycera gigantea	33	2,7	6,5
Pagurus bernhardus	17	5,3	6,1
Cerianthus lloydii	50	3,6	5,9
Caulleriella bioculata	33	2,7	5,7
Hesione pantherina	17	13,3	5,6
Euchone rubrocincta	17	5,3	5,6
Nicolea venustula	17	2,7	5,6
Callochiton septemvalvis	17	2,7	5,6
Paramphitrite tetrabranchia	17	2,7	5,1

Golfingia vulgaris vulgaris	17	2,7	5,1
Ophiothrix fragilis	33	4,0	5,0
Photis longicaudata	33	4,0	5,0
Asthenognathus atlanticus	17	8,0	4,9
Epizoanthus sp.	17	26,7	4,8
Magelona alleni	33	5,3	4,5
Paranaitis kosteriensis	17	5,3	4,2
Emarginula rosea	17	2,7	4,2
Amaeana trilobata	33	2,7	4,1
Upogebia deltaura	17	10,7	4,1
Glycera convoluta	17	2,7	3,8
Alitta succinea	17	2,7	3,8
Eteone longa	17	2,7	3,8
Aspidosiphon muelleri muelleri	33	5,3	3,7
Lysippe labiata	17	2,7	3,3
Tonicella marmorea	17	2,7	3,3
Nucula nucleus	17	2,7	3,0
Lumbrineris latreilli	17	5,3	3,0
Aonides oxycephala	50	2,7	2,9
Syllis cornuta	50	2,7	2,9
Aponuphis bilineata	100	4,0	2,9
Pagurus cuanensis	17	2,7	2,8
Pseudomystides limbata	17	2,7	2,8
Polycirrus medusa	33	4,0	2,7
Leptopentacta elongata	17	2,7	2,7
Pyura microcosmus	17	2,7	2,7
Nephtys cirrosa	50	7,1	2,6
Plathelminthes	17	2,7	2,3
Crepidula fornicata	33	4,0	1,9
Neoamphitrite edwardsi	17	2,7	1,9
Poecilochaetus serpens	33	4,0	1,7
Nephtys hystricis	17	5,3	1,7
Echinocyamus pusillus	17	5,3	1,7
Tectura virginea	17	5,3	1,7
Scoletoma tetraura	17	2,7	1,7
Corbula gibba	17	5,3	1,6
Leptosynapta inhaerens	17	2,7	1,6
Monocorophium sextonae	17	5,3	1,6
Lysianassa plumosa	17	2,7	1,6
Glycera alba	17	2,7	1,6
Abra alba	33	13,3	1,6
Mediomastus fragilis	33	6,7	1,5
Phascolion strombus strombus	17	5,3	1,4
Marphysa bellii	17	2,7	1,4
Euclymene oerstedi	33	10,7	1,4
Arabella iricolor	17	8,0	1,3
Chamelea striatula	17	2,7	1,3
Athanas nitescens	33	4,0	1,2
Sipunculus nudus	17	2,7	1,2

Spirobranchus triqueter	50	14,2	1,2
Melinna palmata	17	5,3	1,2
Thyasira flexuosa	33	5,3	1,2
Ampelisca tenuicornis	33	2,7	1,1
Goniadella gracilis	17	10,7	1,1
Euclymene lumbricoides	17	2,7	1,1
Antalis novemcostata	17	2,7	1,0
Glycera lapidum	33	4,0	1,0
Paradoneis lyra	17	2,7	0,9
Clausinella fasciata	33	4,0	0,9
Schistomeringos neglecta	17	5,3	0,9
Thyone fusus	33	2,7	0,9
Lucinella divaricata	17	2,7	0,9
Nucula nitidosa	33	4,0	0,8
Kurtiella bidentata	17	8,0	0,8
Urothoe poseidonis	17	2,7	0,7
Nassarius reticulatus	17	2,7	0,7
Chaetozone gibber	17	2,7	0,6
Xantho pilipes	17	2,7	0,6
Hydroides norvegicus	17	2,7	0,5
Owenia fusiformis	67	3,3	0,5
Dipolydora coeca	17	5,3	0,5
Laonice cirrata	17	2,7	0,4
Turritella communis	17	2,7	0,4
Tellina donacina	17	2,7	0,4
Parvicardium scabrum	17	2,7	0,3
Phoronis spp.	17	2,7	0,3
Ampelisca brevicornis	17	2,7	0,2
Protodorvillea kefersteini	17	2,7	0,2
Edwardsia sp.	17	2,7	0,1

Habitat des sables vaseux à *Ampharete finmarchica* (J)

Espèce	Occurrence (%)	Densité (ind./m²)	IndVal (%)
Ampharete finmarchica	100	103,8	81,4
Dipolydora coeca	100	24,4	78,0
Drilonereis filum	73	3,9	70,0
Spiochaetopterus costarum	67	13,6	65,3
Praxillella affinis	60	19,0	60,0
Dipolydora flava	60	19,6	60,0
Sabellaria spinulosa	60	175,4	59,2
Crepidula fornicata	80	20,9	58,0
Phoronis spp.	93	16,4	58,0
Calyptraea chinensis	67	8,8	54,7
Pilargis verrucosa	53	4,0	53,3
Scoletoma impatiens	47	6,5	46,7
Praxillura longissima	73	5,6	46,5
Clymenura tricirrata	60	20,4	46,5
Ampelisca spinifer	47	13,3	45,7
Macroclymene santandarensis	100	25,8	45,5
Verruca stroemia	47	41,1	44,8
Euclymene oerstedi	100	38,2	44,8
Nucula nitidosa	100	23,1	43,7
Nematonereis hebes	100	49,8	41,7
Ampelisca tenuicornis	73	19,2	39,8
Abra alba	87	48,0	37,9
Maxmuelleria lankesteri	53	5,7	37,4
Sipunculus nudus	67	5,1	37,1
Serpula concharum	33	2,7	33,3
Chaetozone gibber	47	17,5	32,6
Némertes	100	17,2	32,6
Aphelochaeta filiformis	47	14,5	32,5
Montacuta phascolionis	40	5,8	32,2
Antalis novemcostata	47	10,7	31,2
Parvicardium scabrum	40	44,0	29,6
Melinna palmata	73	7,0	29,5
Chaetopterus variopedatus	40	4,9	29,3
Acanthocardia paucicostata	33	2,7	29,0
Marphysa bellii	53	5,3	28,9
Heteromastus filiformis	73	9,0	28,9
Phaxas pellucidus	60	15,1	28,8
Monocorophium sextonae	40	16,4	28,5
Hiatella arctica	33	50,7	28,1
Spirobranchus triqueter	80	130,7	27,7
Syllis gracilis	27	11,3	26,7
Lanice conchilega	53	5,0	26,6
Ophiura albida	80	20,2	25,6
Notomastus latericeus	100	55,8	24,8
Nassarius reticulatus	60	6,8	24,0
Poecilochaetus serpens	53	21,0	23,5

Hydroides norvegicus	40	20,0	23,3
Glycera unicornis	67	5,9	22,5
Thyasira flexuosa	80	18,0	22,4
Maldane glebifex	47	97,5	22,3
Pholoe inornata	93	17,7	22,1
Pagurus cuanensis	40	3,6	21,9
Caulleriella alata	53	17,7	21,8
Ensis sp.	27	4,7	21,5
Solecurtus scopula	27	4,0	21,3
Pyura microcosmus	40	3,6	20,6
Ampelisca spinipes	87	14,6	20,0
Eulalia viridis	20	12,4	20,0
Harmothoe extenuata	20	3,6	20,0
Malmgreniella lilianae	20	2,7	20,0
Myrianida prolifera	20	4,4	20,0
Ocenebra erinaceus	20	3,6	20,0
Lucinoma borealis	20	3,6	20,0
Venerupis senegalensis	20	8,9	20,0
Liocarcinus navigator	20	3,6	20,0
Diplocirrus glaucus	27	4,0	19,4
Corbula gibba	60	4,4	17,8
Turritella communis	60	8,9	17,3
Scalibregma celticum	53	25,0	16,6
Anapagurus hyndmanni	73	14,5	16,6
Lysianassa plumosa	27	10,7	16,4
Lepidonotus squamatus	33	5,9	16,3
Syllidia armata	20	8,9	16,0
Phascolion strombus strombus	47	7,2	15,4
Labioleanira yhleni	60	7,1	14,0
Podarkeopsis capensis	20	3,6	13,7
Processa modica	27	2,7	13,5
Phyllodoce mucosa	13	4,0	13,3
Pseudopolydora pulchra	20	2,7	13,3
Nephasoma minutum	13	16,0	13,3
Thalassema thalassemum	13	8,0	13,3
Gibbula magus	13	2,7	13,3
Kellia suborbicularis	13	9,3	13,3
Aequipecten opercularis	13	2,7	13,3
Mysia undata	13	4,0	13,3
Apseudes talpa	13	8,0	13,3
Ampelisca sarsi	13	8,0	13,3
Inachus dorsettensis	20	2,7	13,3
Ascidiella scabra	13	12,0	13,3
Molgula sp.	13	14,7	13,3
Pyura squamulosa	13	4,0	13,3
Modiolarca subpicta	27	16,0	13,2
Syllis parapari	53	5,7	13,0
Spio filicornis	33	7,5	12,8
Pherusa plumosa	33	3,7	12,4

Euclymene lumbricoides	47	3,8	12,4
Epizoanthus sp.	20	45,3	11,7
Aporrhais pespelecani	20	3,6	11,4
Nassarius pygmaeus	20	9,8	11,2
Lutraria sp.	20	7,1	10,9
Pododesmus squama	20	13,3	10,9
Lutraria angustior	20	2,7	10,9
Anthura gracilis	13	13,3	10,7
Eualus cranchii	53	8,0	10,6
Neoamphitrite edwardsi	33	3,7	10,5
Glycera alba	33	4,3	10,0
Polycirrus medusa	60	4,4	9,8
Nephtys hombergii	33	16,0	9,1
Ophiothrix fragilis	27	11,3	9,1
Mimachlamys varia	13	10,7	8,6
Lumbrineris gracilis	80	23,1	8,3
Paradoneis lyra	33	5,9	8,1
Pectinaria koreni	47	4,6	7,8
Harmothoe antilopes	27	3,3	7,8
Malmgreniella lunulata	53	4,3	7,7
Ampelisca brevicornis	53	9,0	7,7
Siphonoecetes striatus	13	2,7	7,6
Nephtys kersivalensis	53	8,0	7,5
Owenia fusiformis	67	47,7	7,5
Euphrosine foliosa	13	4,0	7,3
Amphipholis squamata	33	25,6	7,2
Alentia gelatinosa	40	3,1	7,1
Labidoplax digitata	33	3,2	7,0
Gari fervensis	33	3,2	6,9
Megalomma vesiculosum	13	2,7	6,9
Philocheras trispinosus	13	2,7	6,9
Glycinde nordmanni	33	2,7	6,8
Marphysa sanguinea	7	5,3	6,7
Platynereis coccinea	7	2,7	6,7
Eteone barbata	7	2,7	6,7
Phyllodoce longipes	7	5,3	6,7
Odontosyllis ctenostoma	7	2,7	6,7
Caulleriella zetlandica	7	2,7	6,7
Tharyx sp.	7	2,7	6,7
Clymenura leiopygos	7	2,7	6,7
Perkinsiana rubra	7	18,7	6,7
Pseudopotamilla reniformis	7	10,7	6,7
Pseudopolydora antennata	7	5,3	6,7
Scolelepis squamata	7	2,7	6,7
Spio multioculata	7	10,7	6,7
Polycirrus haematodes	7	5,3	6,7
Lepidochitona cinerea	7	2,7	6,7
Calliostoma granulatum	7	2,7	6,7
Bela nebula	7	2,7	6,7

Mangelia attenuata	7	2,7	6,7
Mangelia costata	7	2,7	6,7
Diodora graeca	7	2,7	6,7
Odostomia sp.	7	2,7	6,7
Trivia arctica	7	2,7	6,7
Gibbula cineraria	7	5,3	6,7
Acanthocardia aculeata	7	2,7	6,7
Parvicardium exiguum	7	2,7	6,7
Loripes lucinalis	7	8,0	6,7
Sphenia binghami	7	10,7	6,7
Ensis siliqua	7	2,7	6,7
Balanus crenatus	7	2,7	6,7
Leptochelia savignyi	7	2,7	6,7
Heteromysis norvegica	7	2,7	6,7
Cheirocratus sundevalli	7	2,7	6,7
Siphonoecetes kroyeranus	7	2,7	6,7
Gammaropsis maculata	7	2,7	6,7
Metaphoxus pectinatus	7	2,7	6,7
Galathea squamifera	7	5,3	6,7
Hippolyte sp.	7	2,7	6,7
Pilumnus hirtellus	7	2,7	6,7
Pisinae indéterminé	7	2,7	6,7
Liocarcinus depurator	7	2,7	6,7
Processa edulis	20	4,4	6,7
Leptosynapta galliennii	7	2,7	6,7
Ascidiella aspersa	7	8,0	6,7
Pyura tessellata	7	40,0	6,7
Polycarpa gracilis	7	2,7	6,7
Mediomastus fragilis	53	11,0	6,2
Spisula subtruncata	33	4,8	6,0
Harmothoe spinifera	20	3,6	6,0
Euspira catena	13	2,7	5,9
Magelona alleni	27	10,7	5,7
Solen marginatus	13	4,0	5,7
Psammechinus miliaris	27	6,7	5,6
Ampelisca armoricana	33	9,6	5,5
Eunice vittata	60	7,7	5,4
Heteranomia squamula	7	34,7	4,8
Syllis spp.	20	20,4	4,6
Pagurus bernhardus	20	2,7	4,4
Aphrodita aculeata	13	4,0	4,4
Sthenelais boa	40	3,6	4,3
Abra nitida	20	5,3	4,3
Cerianthus lloydii	40	4,0	4,3
Thracia phaseolina	33	8,5	4,2
Macropodia linaresi	13	2,7	4,2
Pododesmus patelliformis	20	13,3	4,1
Schistomeringos rudolphii	20	5,3	3,9
Neoamphitrite affinis	7	2,7	3,8

Melanella alba	7	2,7	3,8
Lepton squamosum	7	2,7	3,8
Nassarius incrassatus	13	8,0	3,8
Apomatus similis	7	8,0	3,6
Edwardsia sp.	53	6,7	3,6
Serpula vermicularis	7	5,3	3,4
Amaeana trilobata	27	3,3	3,3
Apseudopsis latreillii	27	7,3	3,3
Arabella iricolor	40	3,6	3,3
Athanas nitescens	47	5,3	3,2
Amphiura chiajei	13	2,7	3,1
Gouldia minima	7	10,7	3,0
Pyura sp.	7	5,3	2,5
Cylichna cylindracea	13	2,7	2,4
Phyllodoce lineata	13	4,0	2,4
Subadyte pellucida	7	2,7	2,3
Aora gracilis	7	2,7	2,3
Ericthonius punctatus	7	2,7	2,3
Eurynome aspera	7	2,7	2,3
Scalibregma inflatum	27	4,0	2,3
Spiophanes bombyx	27	10,7	2,3
Pista cristata	27	32,0	2,2
Terebellides stroemi	33	8,5	2,2
Abludomelita gladiosa	13	10,7	2,1
Leptochiton asellus	27	6,0	2,1
Harmothoe impar	27	8,7	2,0
Paphia rhomboides	27	19,3	2,0
Photis longicaudata	20	4,4	2,0
Gastrochaena dubia	7	2,7	1,9
Lyonsia norwegica	7	2,7	1,9
Modiolula phaseolina	7	2,7	1,9
Atylus vedlomensis	20	5,3	1,9
Aponuphis bilineata	27	36,0	1,8
Nicolea venustula	7	5,3	1,8
Platynereis dumerili	40	8,4	1,7
Kurtiella bidentata	33	4,3	1,7
Orbinia cuvieri	20	2,7	1,6
Othomaera othonis	27	5,3	1,5
Plathelminthes	13	2,7	1,5
Ebalia tuberosa	13	4,0	1,5
Upogebia deltaura	20	2,7	1,5
Magelona filiformis	20	4,4	1,5
Amphiura filiformis	40	31,1	1,4
Paranaitis kosteriensis	13	2,7	1,4
Gastrosaccus sanctus	7	2,7	1,3
Aonides oxycephala	27	4,0	1,3
Pseudothyone raphanus	7	2,7	1,2
Tellina fabula	7	5,3	1,2
Philocheras bispinosus	7	2,7	1,2

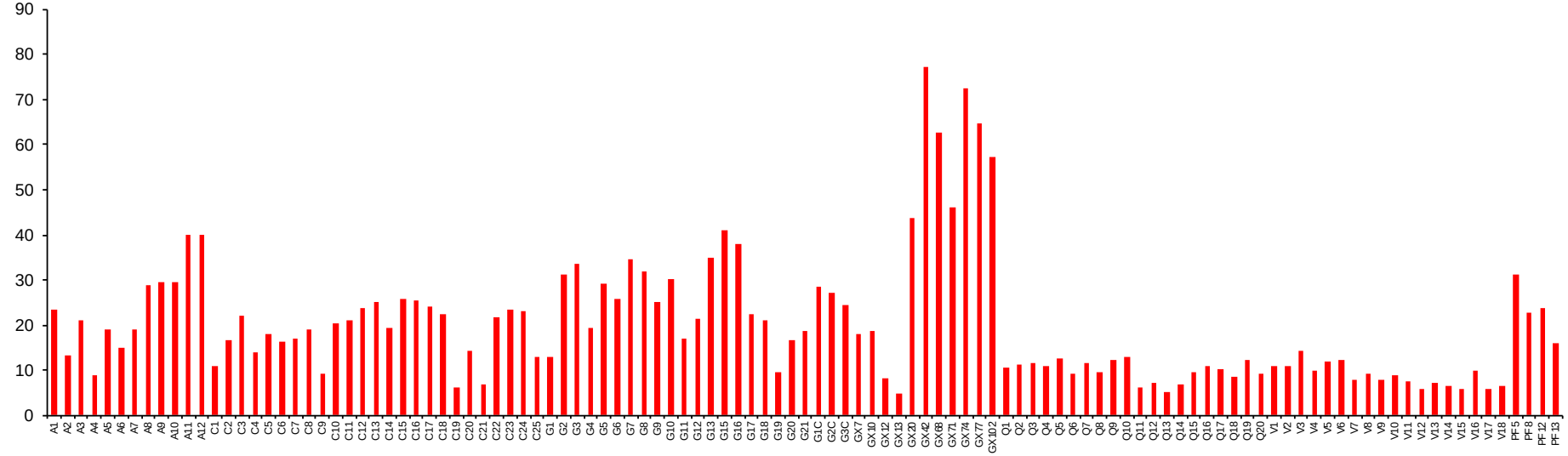
Thyone fusus	27	5,3	1,1
Neanthes fucata	7	2,7	1,1
Sigalion mathildae	13	5,3	1,1
Golfingia elongata	13	2,7	1,1
Schistomeringos neglecta	13	9,3	1,0
Pectinaria auricoma	13	2,7	1,0
Liocarcinus pusillus	13	4,0	1,0
Nucula nucleus	7	5,3	1,0
Lutraria lutraria	7	2,7	1,0
Monoculodes carinatus	7	2,7	1,0
Ophiodromus flexuosus	7	2,7	0,9
Leptopentacta elongata	7	5,3	0,9
Tectura virginea	13	4,0	0,8
Golfingia vulgaris vulgaris	7	2,7	0,8
Eumida sanguinea	7	5,3	0,8
Natatolana borealis	7	2,7	0,8
Janira maculosa	7	2,7	0,8
Ensis magnus	7	2,7	0,8
Gari tellinella	13	4,0	0,7
Prionospio malmgreni	20	6,2	0,7
Pisidia longicornis	60	10,4	0,6
Pomatoceros lamarcki	13	44,0	0,6
Alitta succinea	7	2,7	0,6
Nereiphylla rubiginosa	7	2,7	0,6
Emarginula fissura	7	2,7	0,6
Leptochiton cancellatus	13	4,0	0,6
Lucinella divaricata	13	2,7	0,6
Asterias rubens	7	2,7	0,5
Caulleriella bioculata	7	5,3	0,5
Laevicardium crassum	7	2,7	0,4
Philine aperta	7	2,7	0,4
Pterocirrus macroceros	7	2,7	0,4
Xantho pilipes	13	2,7	0,4
Anomia ephippium	7	2,7	0,3
Flabelligera affinis	7	2,7	0,3
Asthenognathus atlanticus	7	2,7	0,3
Glycera gigantea	7	2,7	0,3
Lumbrineris fragilis	7	5,3	0,2
Lumbrineris latreilli	7	2,7	0,2
Glycera lapidum	20	2,7	0,2
Acrocnida brachiata	13	4,0	0,2
Diplodonta rotundata	7	2,7	0,2
Pherusa eruca	7	2,7	0,2
Protodorvillea kefersteini	7	13,3	0,2
Unciola crenatipalma	7	2,7	0,2
Nephtys cirrosa	13	6,7	0,2
Nephtys assimilis	7	2,7	0,2
Clausinella fasciata	13	4,0	0,1
Echinocyamus pusillus	7	2,7	0,1

Goniada maculata	7	2,7	0,1
Sphaerosyllis bulbosa	7	2,7	0,1
Chaetozone corona	7	2,7	0,1
Dosinia exoleta	7	2,7	0,1
Echinocardium cordatum	7	2,7	0,1
Eulalia mustela	7	2,7	0,1
Virgularia mirabilis	7	2,7	0,1
Dosinia lupinus	7	2,7	0,1
Magelona johnstoni	7	2,7	0,0

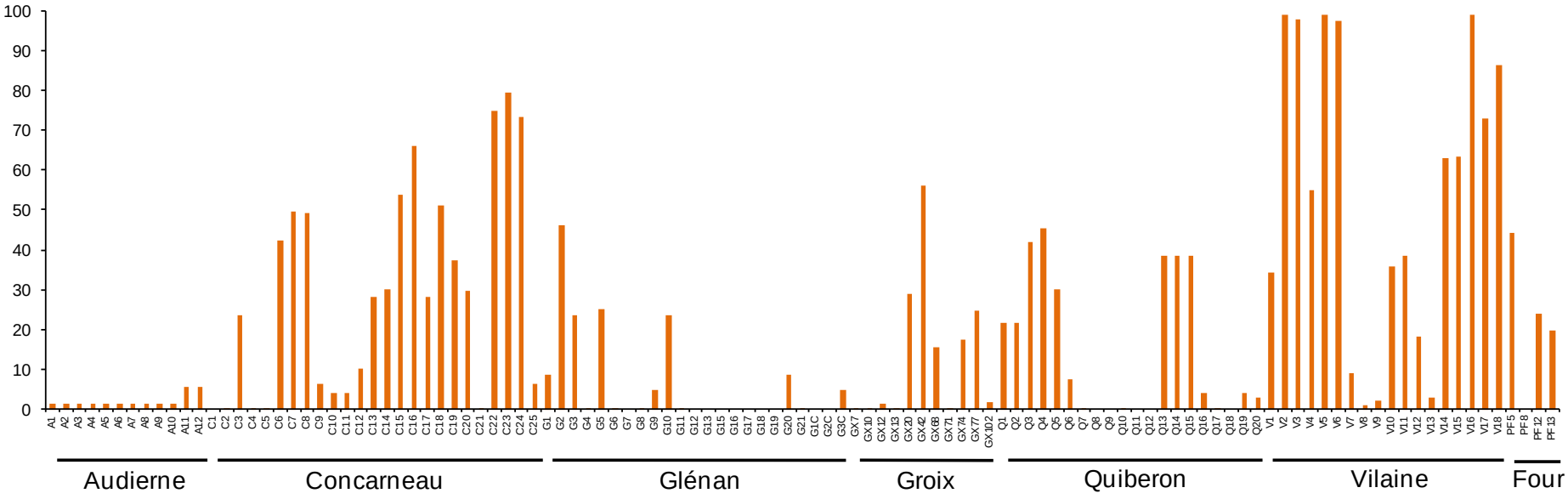
ANNEXE V

Variables morpho-sédimentaires et hydrologiques caractérisant les stations d’échantillonnages quantitatifs de la macrofaune benthique au niveau de la frange côtière de Bretagne sud

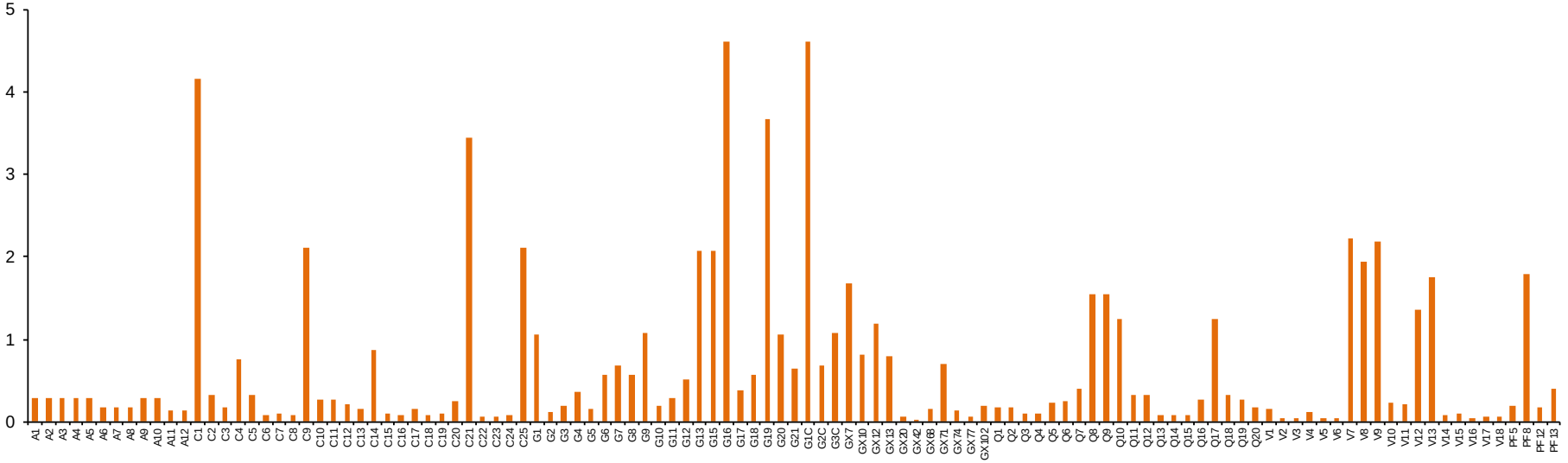
Bathymétrie (m)



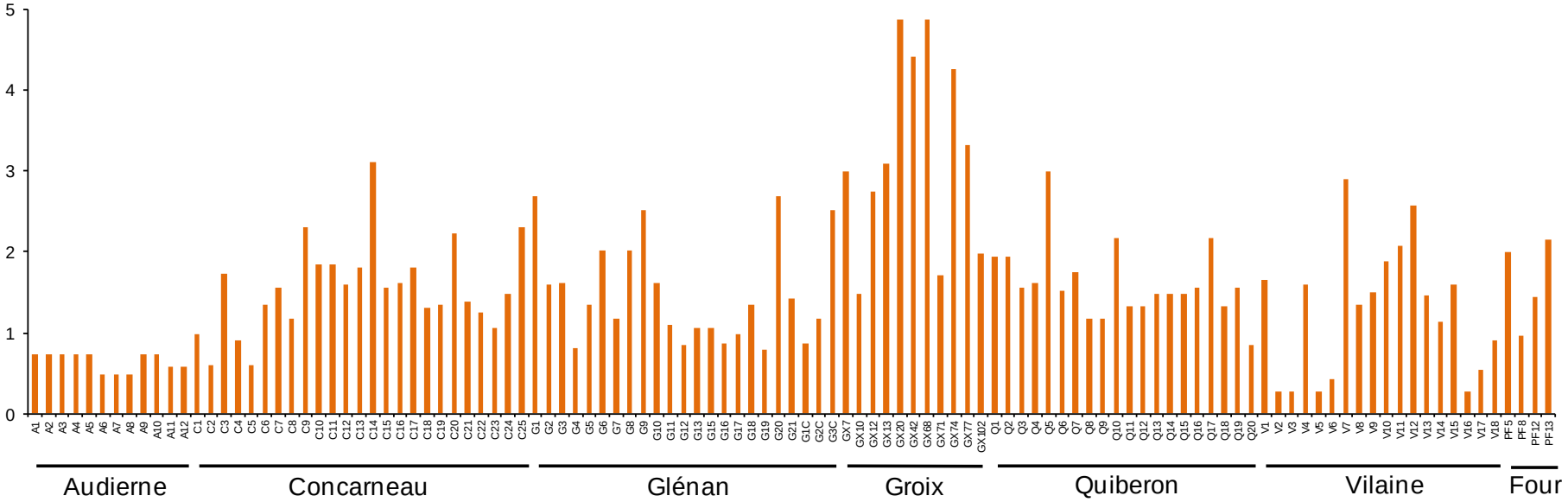
Teneur en vase du sédiment (%)



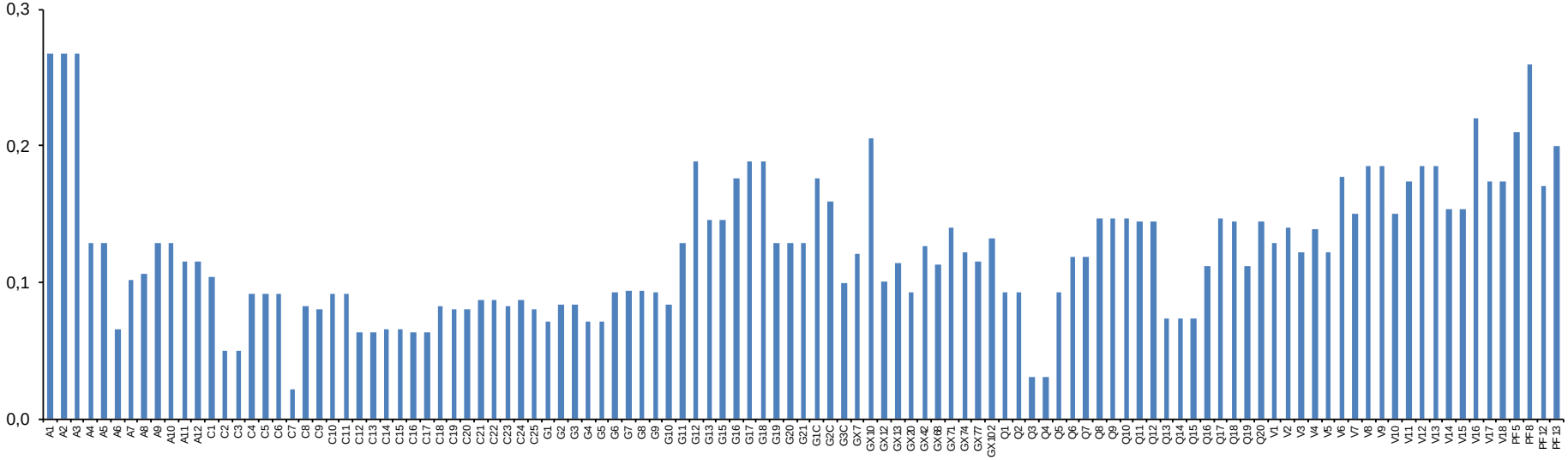
Diamètre moyen des grains du sédiment (mm)



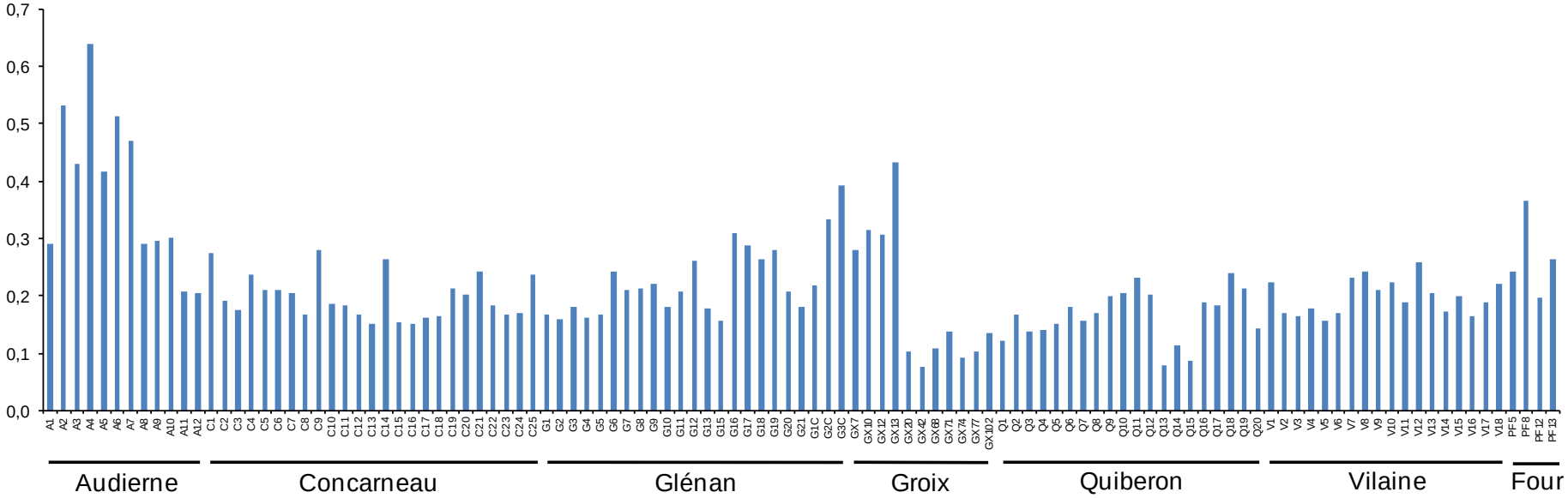
Indice de dispersion du sédiment



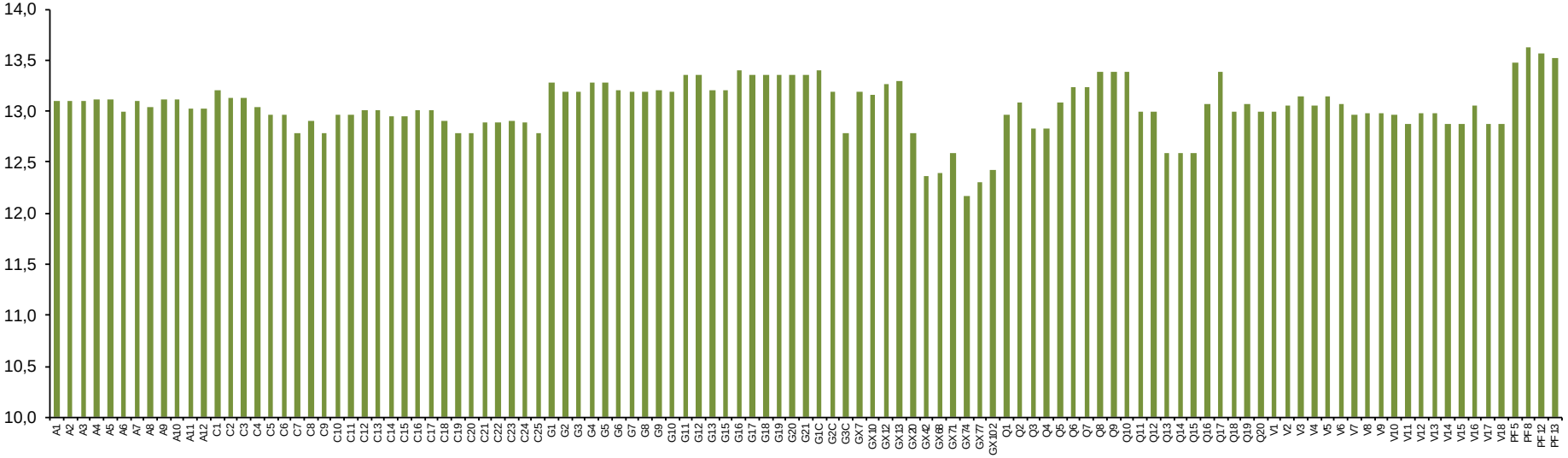
Vitesse moyenne du courant (m.s^{-1}) – PREVIMER - Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009



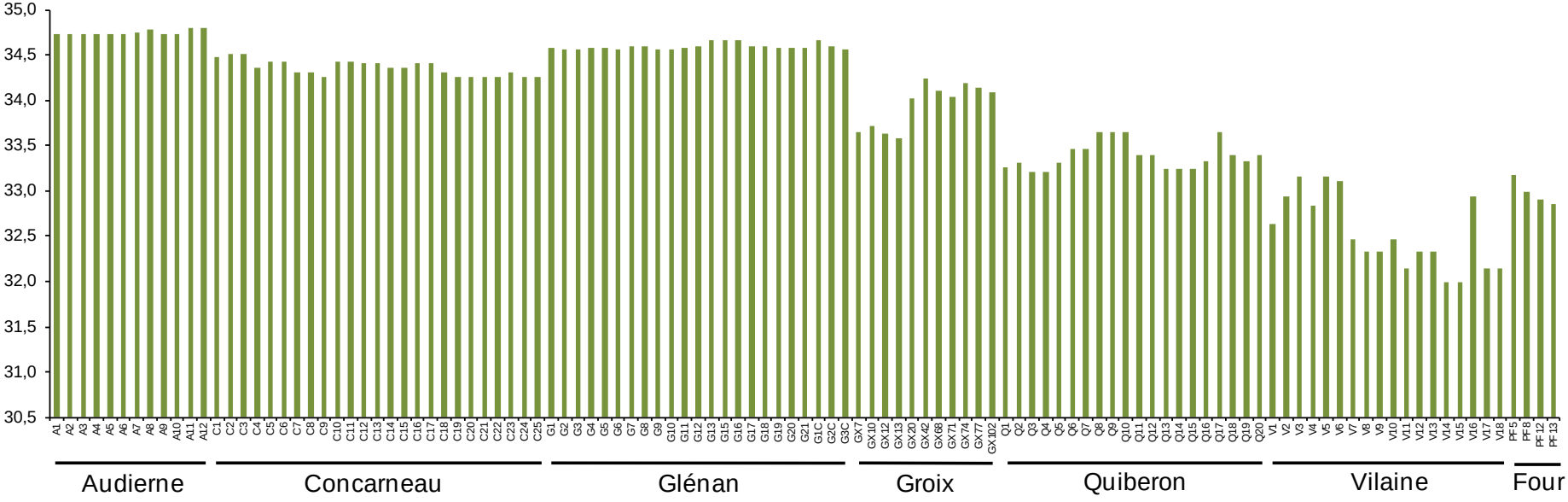
Agitation moyenne des vagues (m.s^{-1}) – PREVIMER – Modèle WAVEWATCH III (R) NORGAS UG



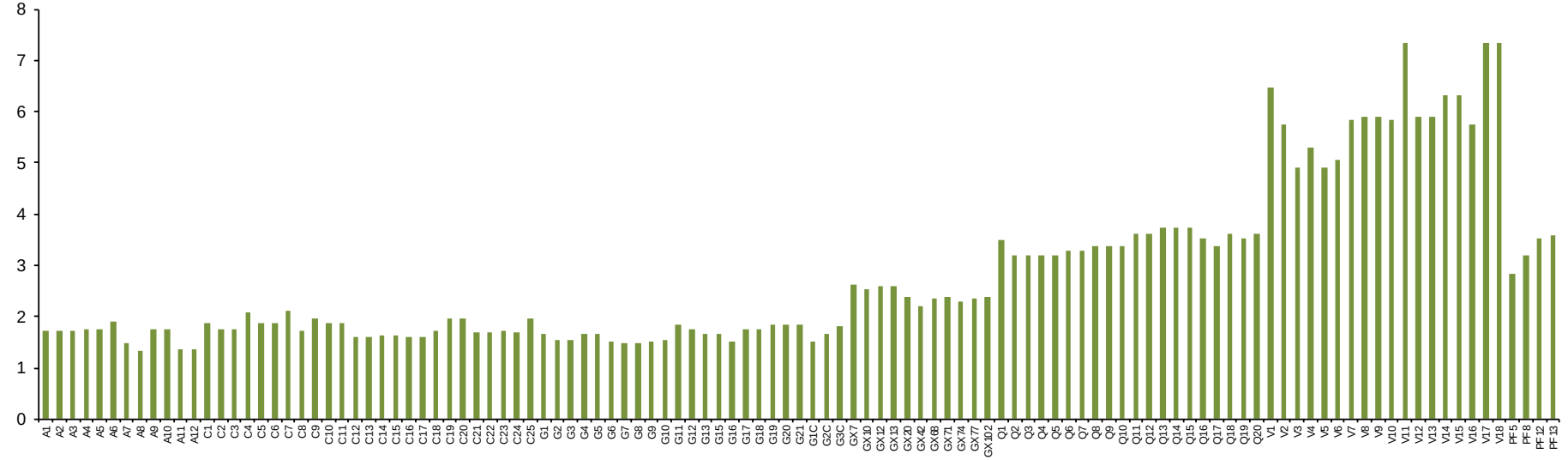
Température moyenne (C) – PREVIMER – Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009



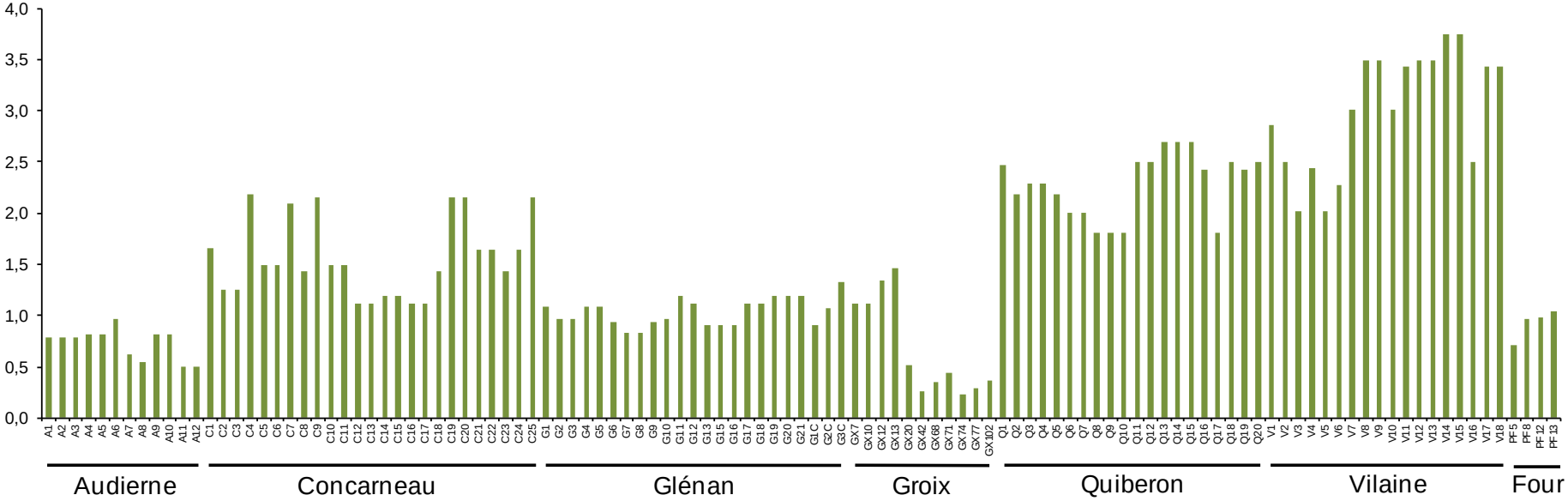
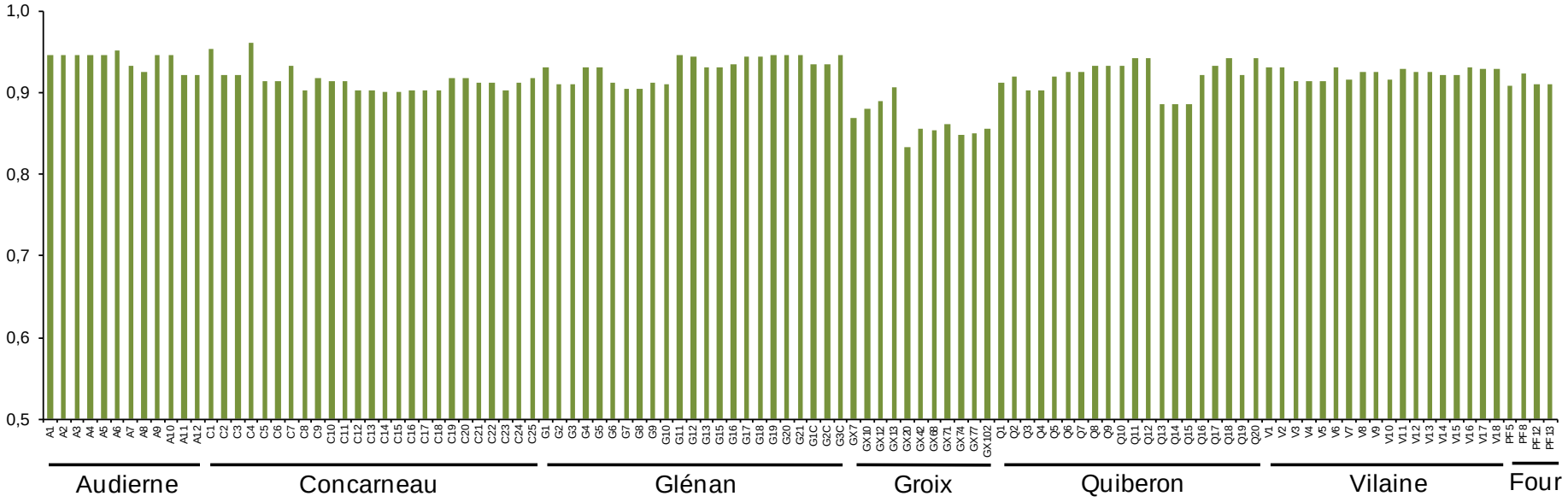
Salinité moyenne – PREVIMER – Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009



Concentration moyenne en MES (mg.L^{-1}) – Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009



Concentration moyenne en chlorophylle-a (µg.L^{-1}) – Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009



Saturation moyenne en oxygène (%) – Modèle MARS 3D BRETAGNE – 2009