

Fiche de synthèse sur les biocénoses : Les bancs de maërl

J. Grall¹



Photo : Maerl de la rade de Brest (Y. Gladu)

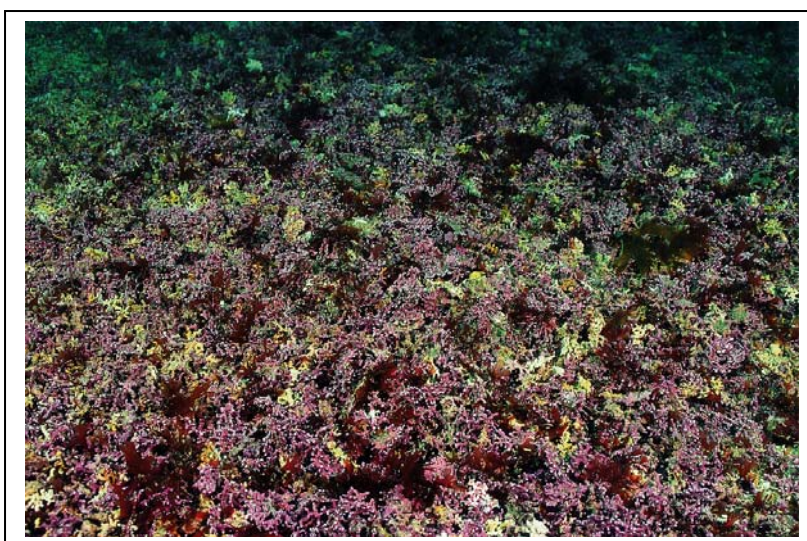
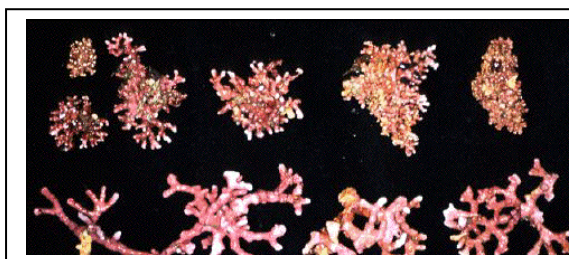


Photo : Maerl des Pourceaux (Y. Gladu)



¹ IUEM(UBO)/LEMAR

1. Le maërl : définition, biologie, écologie, distribution

1.1. Qu'est ce que le maërl

Le terme de maërl désigne des accumulations d'algues calcaires corallinacées vivant librement sur les fonds meubles infralittoraux (Photo1). Les thalles de maerl peuvent s'accumuler localement, formant des bancs, dont la surface peut atteindre plusieurs km² et composés soit de fragments de maerl vivants et morts, soit de fragments morts uniquement. Les thalles de maerl ont une croissance très lente, et l'âge de certains bancs est estimé à plus de 8000 ans. Ainsi, les fragments vivant de grande taille font partie des plantes marines les plus âgées d'Europe. La structure tridimensionnelle des thalles forme une matrice relativement stable offrant une large gamme de niches écologiques pour les invertébrés de l'épifaune et de l'endofaune. De plus le caractère solide et la faible profondeur d'occurrence des bancs de maerl permet le développement d'une flore épiphytique riche et diversifiée. Ainsi, ces formations biosédimentaires peuvent abriter une très grande diversité d'organismes, à la fois d'origine végétale et animale. D'autre part, les bancs de maerl constituent localement une importante source de particules sédimentaires carbonatées pour d'autres habitats marins, principalement pour les plages.

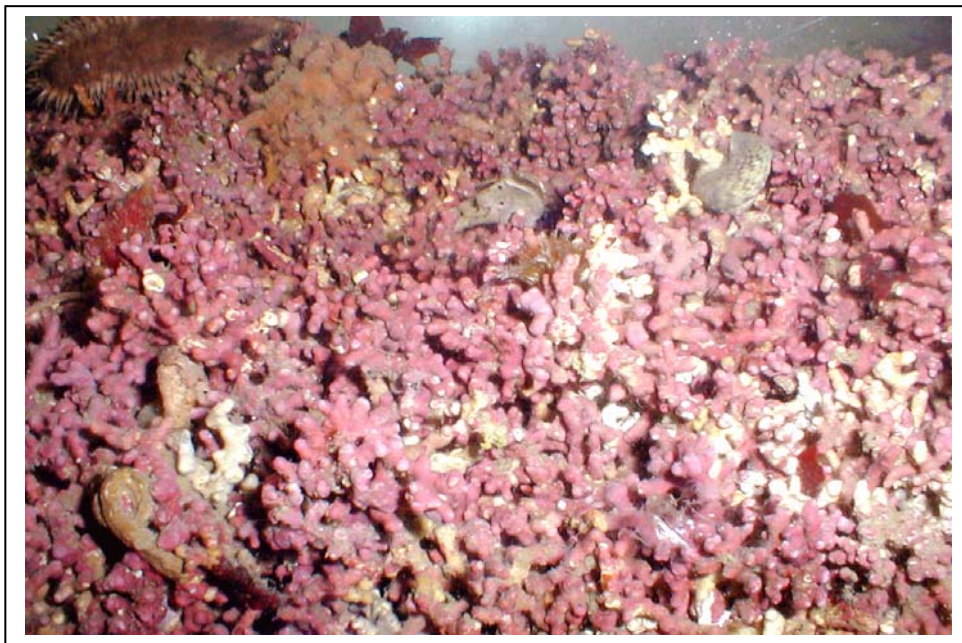


Photo 1 : Les bancs de maerl résultent de l'accumulation de thalles ramifiés et libres d'algues corallinacées

1.2. Historique de la connaissance scientifique

Si le maerl est l'un des écosystèmes marins les plus diversifiés d'Europe, c'est aussi l'un des plus méconnus. D'après la littérature, la Bretagne abrite bon nombre des bancs de maerl les plus étendus d'Europe. C'est d'ailleurs dans cette région qu'ont été effectuées les plus anciennes études concernant ce biotope avec tout d'abord l'espèce *Lithothamnion corallioides* (Crouan & Crouan) décrite de la rade de Brest en 1867. Pruvot donne en 1897 une carte de la répartition des bancs de maerl de la baie de Morlaix. Treize ans plus tard, Lemoine (1910) précise quant à elle les modes de vie du maerl de la région de Concarneau . Malgré cela, la

définition précise du biotope maerl reste floue jusque dans les années 1960. C'est à cette époque que les publications scientifiques concernant la biologie ou les modes de formation des bancs de maerl se font plus nombreuses, avec Berthois et Guilcher (1959) en rade de Brest, Jacquotte (1962) en Méditerranée, Cabioch, J. (1966, 1969) en baie de Morlaix. Par ailleurs, les cartographies sédimentaires (Vanney, 1968, Hinsberger et al, 1968) ainsi que les études biosédimentaires menées par Cabioch, L. (1968), Glémarec (1969) et Retière (1979) ont permis de préciser la localisation des bancs autour de la Bretagne, mais également d'évaluer sommairement leur biodiversité. A cette époque, et en dehors de la Bretagne, les études menées sur les bancs de maerl sont peu nombreuses et localisées principalement en Irlande et en Norvège.

1.3. Importance économique

Le maerl a constitué une source de calcaire pour l'amendement des sols depuis probablement plusieurs centaines d'années. Pruvot (1897) signale qu'il n'est pas utilisé en France comme engrais avant le début du XIXe siècle. D'après Ellis au dix huitième siècle il était déjà récolté traditionnellement à Falmouth Haven pour le chaulage des terres de Cornouailles (Guirry comm pers). Beaucoup plus loin dans le temps, Pline en 79 ap. J.C. note que « en Bretagne et en Gaule, le peuple a inventé un art de fertilisation des sols au moyen d'un certain sol (Marga) ». Augris et Berthou (1990) notent que cette 'Marga' est soit d'origine terrestre (marne), soit d'origine littorale ou marine (marl ou maerl).



Photo 2 : Utilisation traditionnelle du maerl en Irlande comme amendement des sols acides

Aujourd'hui, l'utilisation de ce sédiment calcaire est beaucoup plus étendue que celle de la fertilisation des sols, allant du complément alimentaire pour la nourriture du bétail au retraitement des eaux usées dans les stations d'épuration, voire même comme matière première entrant dans la composition de produits pharmaceutiques ou cosmétiques. Ainsi, l'extraction de maerl s'est rapidement intensifiée au cours de la deuxième moitié du vingtième siècle, pour atteindre 600 000 tonnes par an dans les années soixante dix, avant de se stabiliser, suite à l'instauration de quotas, au dessous de 500 000 T/an dès le début des années 1980. L'extraction du maerl est une des principales activités de l'industrie de l'algue française, à la fois en terme de tonnage et de chiffre d'affaires. Pour comparaison, il faut noter qu'en Angleterre la production est 10 fois moindre (30.000 T/A), elle se pratique sur un site unique, celui de l'estuaire de la Fal (Cornouailles).

1.4. Les espèces constituant le maerl

Parmi les nombreuses algues rouges calcaires accumulant des carbonates de calcium dans leurs tissus, seul un petit nombre est capable de mener une vie libre (non attachée à un support). Celles qui forment des bancs de maerl semblent aptes à se développer sur des substrat légers et mobiles, ou de continuer à vivre par elles mêmes après s'être détachées de leur substrat. Ainsi il y a peu d'espèces susceptibles de former des bancs de maerl. En Bretagne, ce sont les espèces *Lithothamnion corallioides* (P & H Crouan) P & H Crouan et *Phymatholithon calcareum* (Pallas) Adey & McKibbin qui dominent très largement, comme dans la majeure partie de l'Europe. *L. corallioides* s'étend de l'Irlande et du sud de l'Angleterre jusqu'en Méditerranée, tandis que *P. calcareum* présente une distribution plus nordique, du sud de la Norvège à la Méditerranée également, montrant ainsi la plus large distribution en Europe. De l'Ecosse jusqu'au cercle arctique une espèce arctico boréale de *Lithothamnion*, *L. glaciale* est également fort bien représentée. Environ huit autres espèces, appartenant aux genres *Lithothamnion*, *Lithophyllum*, *Phymatholithon* ou *Corallina* peuvent également faire partie du maerl, mais toujours de façon marginale.

En rade de Brest, c'est incontestablement *L. corallioides* qui domine au sein des bancs de maerl, mais *P. calcareum* y est également présente. Une autre espèce *Lithophyllum fasciculatum*, d'affinité apparemment plus estuarienne et dont la forme des thalles est très spéciale avec des branches palmées, s'accumule également sous forme de bancs de maerl dans la baie Daoulas (anse du Roz). Cette dernière espèce ne pourrait en fait constituer qu'une forme particulière de *Lithophyllum incrustans* (Hall-Spencer, comm. pers).

La distinction à l'œil nu entre *L. corallioides* et *P. calcareum* est malaisée, la morphologie et la couleur des thalle pouvant apparaître, selon les conditions environnementales, très proches pour les deux espèces. Malgré tout, la couleur, la texture et le diamètre des branches permettent généralement de déterminer les espèces, avec des thalles de couleur rose-orangée, d'aspect brillant et des branches fines (env. 1mm de diamètre pour *L. corallioides*) et des thalles rose-mauve, d'aspect crayeux et des branches épaisses (>1mm de diamètre pour *P. calcareum*). Une détermination certaine passe toutefois par l'observation sur thalles stériles de la forme des cellules ou sur thalles fertiles de la forme des conceptacles.

1.5. Distribution géographique

En Europe les bancs de maerl sont présents dans toute la Méditerranée, avec des bancs importants à Malte, Alicante, devant Marseille mais également en Corse, en Algérie et en Mer Egée (figure 1).

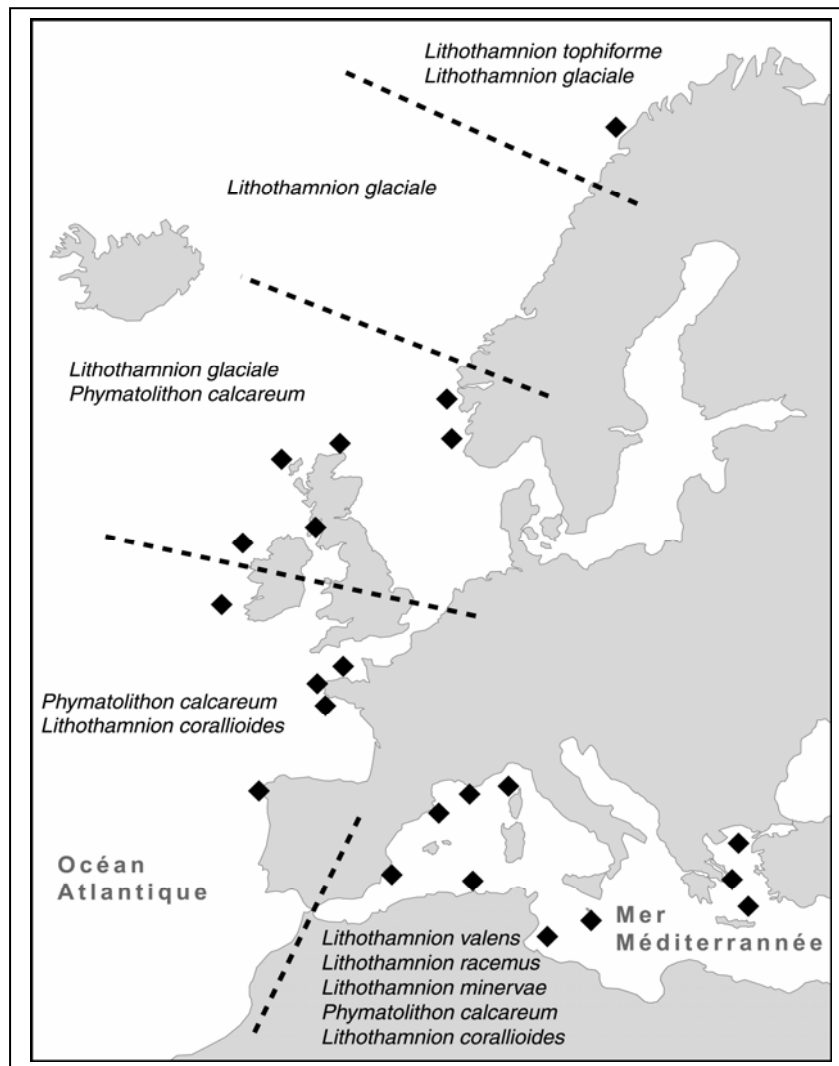


Figure 1 : Principaux gisements de maerl européens et biogéographies des espèces constituant le maerl (d'après BIOMAERL, 1999)

Sur la côte est atlantique, les bancs de maerl s'étendent du Maroc-Mauritanie au sud, jusqu'en Norvège voir même en Russie au nord. Les principaux bancs se situent en Galice (Rias), en Bretagne, Irlande, Ecosse et Norvège. Le maerl est absent de la Mer du Nord, de la partie orientale de la Manche, de la mer d'Irlande ainsi que de la Baltique. Ailleurs dans le monde, les bancs de maerl (connus sous le nom de bancs de rhodolithes) sont particulièrement abondants au Brésil, en Floride, en Californie Mexicaine (Bahia California), mais également en Californie du Nord.

C'est apparemment en Bretagne que les bancs de maerl sont les plus abondants en Europe. La surface des bancs de maerl est extrêmement variable (de quelques m² à plusieurs km²) ce qui implique que la totalité des bancs bretons n'aient pas été recensés à ce jour. Néanmoins, les bancs de taille importante sont cartographiés depuis les années soixante, Gautier (1971) ayant proposé une carte de synthèse à l'échelle du massif armoricain. Ces bancs sont répartis tout autour de la Bretagne et se situent soit adossés aux îles (Tatihou en Normandie), à l'abri des grandes houles d'Ouest (Glenan, Groix, Belle Ile, Houat, Hoedic, Molène), soit à la côte

(Trevignon, Camaret), soit dans les fonds de baies (baie de Bourgneuf, rade de Brest, baies de Morlaix ou de Lannion).

1.6. Le maerl dans les classifications récentes

Le maerl apparaît dans l'adaptation pour les côtes françaises de la Directive Habitats (Glémarec, comm. pers) sous deux formes : 1110-3 pour *P. calcareum* : bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine, sables grossiers et graviers ; 1160-2 pour *L. corallioides* : grandes criques et baies peu profondes, sables hétérogènes envasés littoraux. Depuis les bancs de maerl sont reconnus en tant qu'habitat à part entière dans la classification EUNIS (Davies & Moss 1998). Sous la classification générique "Structures biogéniques recouvrants des sédiments sublittoraux" (code A4.6), deux grands types de bancs de maerl sont reconnus: Maerl sur sédiments grossiers (A4.61) et Maerl sur sédiments vaseux (A4.62), ce qui conforte la directive habitats. Ces deux types étant eux mêmes divisés en 8 sous types, prenant en compte la profondeur des bancs et donc la présence d'algues en épiphytes pour ceux qui sont très peu profonds ou d'hydrozoaires et d'échinodermes dans le cas des bancs plus profonds, voire même prenant également en compte la présence ou l'absence de certaines espèces emblématiques (p.ex. le bivalve *Chlamys varia*) . Cette déclinaison quelque peu excessive apparaît dans la classification anglaise, Marine Biotopes (Connor *et al*, 1997). On peut s'interroger sur la nécessité de décliner à ce point les habitats dans la mesure où dans la réalité ce sont plutôt des continuum entre ces types qui existent et que chaque banc de maerl (et le peuplement qui lui est associé) est unique, reflétant les conditions environnementales particulières du site.

Il faut noter ici qu'en Bretagne les bancs de maerl se développant sur des sédiments propres de type graviers sont principalement constitués par l'espèce *P. calcareum* et que les bancs se développant sur les sédiments envasés le sont par *L. corallioides*. Ce qui est en plein accord avec l'adaptation française de la Directive Habitats et avec la classification EUNIS.

1.7. Conditions environnementales

Le développement et la distribution des bancs de maerl est conditionnée par différents facteurs environnementaux agissant en synergie ou en opposition (comme par exemple la clarté de l'eau et la présence de particules fines). De nombreuses études ont déjà décrit les principaux facteurs déterminant la présence de maerl (Jacquotte, 1962; Cabioch, J., 1968, 1970; Bosence, 1976). Il est difficile à l'heure actuelle de hiérarchiser les facteurs environnementaux déterminants pour le maerl. Néanmoins, il apparaît que les niches écologiques des espèces de lithothamnes sont relativement étroites du fait d'une part de leur besoin de lumière, de la nécessité d'être baignés par des eaux relativement claires, et d'autre part de la présence de courants assez limités pour ne pas déplacer les thalles. Les eaux doivent être assez peu turbides pour permettre la photosynthèse et pour ne pas les enfouir sous les particules sédimentaires. Ces facteurs semblent donc déterminants pour expliquer la distribution relativement limitée de ces espèces dans les eaux européennes. Les autres facteurs physiques (température, salinité...) apparaissent de moindre importance, tout comme le substrat puisque les bancs de maerl peuvent s'installer sur une très large gamme de sédiments.

1.7.1. Hydrodynamisme

Les bancs de maerl se répartissent dans les zones où les courants sont relativement limités, mais néanmoins suffisants, pour assurer une bonne circulation de l'eau et éviter toute sédimentation excessive de particules fines. Cependant, les bancs de maerl peuvent apparaître dans des situations hydrologiques et topographiques très différentes. En effet, Cabioch, L. (1968) fait remarquer qu'en baie de Morlaix les bancs de maerl se disposent " en amont ou en aval des seuils rocheux, sur les flancs et les fonds des vallées ou de cuvettes sous- marines,

peu profondes, en des régions où les courants, forts et turbulents se fraient un passage parmi les hauts fonds et les affleurements d'une topographie tourmentée. Il en résulte une disposition discontinue." En rade de Brest par contre les bancs de maerl se répartissent principalement sur les banquettes vaseuses adossées à la côte et se répartissent de façon continue sur tout le pourtour du bassin sud. C'est également le cas dans les rias galiciennes (Mora, 1980).

En tout état de cause, les mesures de courants effectuées sur les bancs de maerl ont montré que ceux-ci n'étaient jamais inférieurs à 10 cm.s⁻¹ (Biomaerl, 1999), mais qu'également ils ne dépassaient jamais 1m.s⁻¹. Ces courants sont essentiellement d'origine marégraphique en Atlantique.

Suivant les conditions locales, la houle est susceptible de façonner les bancs de maerl en ripple marks dont la longueur d'onde dépend de la profondeur du banc (Ria de Vigo 20cm, baie de Camaret 50 cm, Clyde 70 cm). Il faut noter toutefois l'énergie apportée par la houle est très vite limitante ; lorsqu'elle est trop importante, il n'y a pas de développement possible d'un banc de maerl.

Il faut noter également que les courants et l'action de la houle ont un effet sur la forme des thalles de maerl (Bosence, 1983) ; dans les sites à forte énergie, les brins apparaissent plats, se développant essentiellement en 2 dimensions ou de façon discoïde, tandis que les formes arbusculaires, tridimensionnelles apparaissent dans les sites où les courants sont plus faibles et où la houle est moins forte. Ceci est le cas pour les 2 espèces étudiées ici.

1.7.2. Profondeur

Façade Manche-Atlantique. La limite supérieure de présence d'un banc de maerl est généralement définie par les plus basses marées de vives eaux puisque les thalles de Lithothamniées ne peuvent survivre à la dessiccation prolongée (quelques minutes). Birckett *et al.* (1998) fait également remarquer qu'en certains endroits la conjonction de basse mer en milieu de journée associée à un ensoleillement maximal en été pourraient créer des conditions d'irradiance dépassant les limites de tolérance de certaines espèces de maerl. Cela paraît peu probable dans le cas de *L. corallioides* puisqu'en rade de Brest, ces bancs de maerl sont situés, dans leur limite supérieure, sous la limite des basses mers de vives eaux et que celles-ci ont toujours lieu en milieu de journée. C'est d'ailleurs également le cas en baie de Galway (Irlande).

La profondeur maximale d'occurrence du maerl, principalement conditionnée par la limitation de la lumière incidente et donc la turbidité des eaux, est de 30 mètres en baie de Galway, de 25 mètres en Ecosse (Skye) de 20 à 25 mètres en Bretagne (baie de Camaret). En règle générale, elle est supérieure sur les sites ouverts sur l'océan et inférieure dans les baies ou les rias (15-18m).

En Méditerranée, la clarté des eaux de cette mer oligotrophe permet des profondeurs d'occurrence de maerl beaucoup plus élevées qu'en Atlantique. Les bancs se situent en moyenne entre 40 et 50 m (Marseille, Algérie, Alicante), mais peuvent descendre beaucoup plus profond (100m en mer Egée, 130m à Malte). La profondeur minimale relevée jusqu'à présent est de 10 m à Malte (Schembri, comm. pers), mais nous avons également collecté des brins de maerl vivant dans 2 mètres d'eau en Corse.

1.7.3. Température

Le maerl en Atlantique-Est se rencontre des mers tropicales jusque dans les mers arctiques. Sa présence n'est donc pas conditionnée par la température. Néanmoins celle-ci a une forte influence sur la composition spécifique des bancs. Ainsi *L. corallioides* n'atteint pas l'Ecosse,

où la température des eaux hivernales descend parfois au dessous du seuil de tolérance de cette espèce (2-5°C) et que la température n'augmente pas assez en été pour assurer une croissance minimale (Birckett et al, 1998). On a également fait remarquer plus haut que l'espèce *L. glaciale* ne descend pas au sud de l'Ecosse.

1.7.4. Salinité

On a cru depuis Pruvot (1857) que la présence du maerl était conditionnée par des dessalures au moins temporaires (Joubin, 1910) et qu'il s'agissait d'un faciès d'estuaire. Depuis les années soixante, les auteurs ayant travaillé sur le maerl on fait remarquer que si dans certains cas le maerl se développait dans des eaux pouvant subir des chutes de salinité en surface, il était dans tous les cas baigné, la majorité du temps, par des eaux euhalines. En rade de Brest, les salinités mesurées au-dessus des bancs de maerl que nous avons étudiés vont de 35 en été à 31 en hiver. Certains bancs non échantillonnés, se trouvant en amont dans l'Aulne doivent subir au cours de l'hiver des salinités en dessous de 30.

1.7.5. Sédiment

Comme on l'a évoqué plus haut, le maerl est susceptible de se développer sur une très large gamme de sédiments allant des champs de blocs subtidaux, graviers ou sables grossiers jusqu'aux sables vaseux ou aux vases fines. En rade de Brest il est apparu que l'épaisseur de la couche de maerl vivant diminue quand le taux de vase du sédiment sous-jacent augmente.

La structure sédimentaire tridimensionnelle des bancs de maerl est décrite et discutée plus loin.

1.7.6. Facteurs chimiques limitant

Il n'existe pour le moment aucune étude décrivant la tolérance des bancs de maerl face à de fortes concentrations en contaminants chimiques (métaux lourds, organo-étains, pesticides...), ni sur les effets de l'augmentation de la concentration en sels nutritifs dans le cas de l'eutrophisation. En rade de Brest, celle-ci a toutefois pour effet d'augmenter la biomasse des algues vivant en épiphytes sur les bancs du bassin nord de la rade.

1.8. Reproduction

1.8.1. Reproduction asexuée

D'après Cabioch, J. (1969, 1970), les stades juvéniles des deux principales espèces de maerl croissent tout d'abord sous forme encroûtante sur des blocs rocheux ou des coquilles de mollusques. Ces formes encroûtantes développent des branches qui en se brisant vont former les thalles de maerl à part entière (photo 3). D'après cet auteur, la reproduction végétative à partir de thalles déjà libres est rare, représentant une part mineure dans l'accroissement ou le renouvellement des bancs. Par contre, Huvé (1956) évoque plutôt la fragmentation des thalles libres comme principal moyen de reproduction des bancs de maerl à *Lithothamnion corallioides* de la région de Marseille.



Photo 3 : Forme encroûtante de *Lithothamnion corallioides* sur une pierre et développant des branches (cf. texte)

De même, dans les îles britanniques, les formes encroûtantes de *L. corallioides* et *P. calcareum* sont extrêmement rares ou inconnues (Hall-Spencer, comm pers). Le maintien de bancs d'importance dans ces eaux nécessite donc une reproduction végétative des thalles libres de maerl. En rade de Brest, nous n'avons jusqu'à présent rencontré les formes encroûtantes portant des branches que très épisodiquement, ne pouvant pas en tout état de cause être à l'origine des bancs considérables qui s'y trouvent.

1.8.2. Reproduction sexuée

Les phases reproductrices (apparition de conceptacles chez les tetrasporophytes ou les gamétophytes) ont lieu principalement en hiver (Cabioch, J., 1969, Hall-Spencer, comm. pers). La reproduction sexuée est rare chez les deux espèces et semble s'effectuer selon un cycle très long de l'ordre de six ans au moins (Cabioch, J., 1969). C'est pour cette raison que l'observation de thalles reproductifs est très rare partout en Europe. Nous n'en avons jamais observé en rade de Brest pour notre part, par contre quelques brins de *P. calcareum* (env. 0.1% des thalles) échantillonnés au mois de mars 2000 sur le banc de maerl de Trevignon (baie de Concarneau) portaient des conceptacles fertiles.

1.9. Taux de croissance

Compte tenu des difficultés techniques que la culture du maerl en laboratoire implique, il existe peu d'études expérimentales menées sur la croissance des thalles. Addey et McKibbin (1970) ont cependant mesuré *in situ* dans la ria de Vigo, des croissances de 0.55mm par an pour *P. calcareum* et de 0.1mm par an pour *L. corallioides* (photo 4). Potin *et al* (1990) et Birckett *et al.* (1998) évoquent une croissance annuelle proche du millimètre pour l'espèce *L. corallioides*, mais ces résultats sont difficilement comparables avec ceux de Addey et McKibbin en raison de différences de méthodologie.



Photo 4 : Coupe transversale de brin de maerl (*Lithothamnion corallioides*) montrant les stries de croissances (annuelles ?)

En rade de Brest, le taux de croissance maximal a été enregistré en été (Juillet), tandis qu'il était proche de zéro en hiver (Potin et al, 1990). Des résultats plus récents, mais non publiés, basés sur la coloration des thalles semblent attester d'une croissance comprise entre 0.4 et 0.6 mm par an pour les deux espèces (Hall-Spencer, comm. pers.).

Potin *et al* (1990) font par ailleurs état d'un taux d'accumulation de 876 ± 292 g de carbonate de calcium par mètre carré et par an toujours chez *L. corallioides*. Ce chiffre est légèrement supérieur à celui donné en Irlande par Bosence (1979) qui atteignait, pour un mélange de thalles de *L. corallioides* et *P. calcareum*, $400 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$. Ces chiffres sont comparables à ceux obtenus pour d'autres espèces d'algues rouges encroûtantes, avec par exemple $379 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ pour *Lithophyllum incrustans* (Edyvean & Ford, 1987).

2. Principales menaces pesant sur les bancs de maerl bretons.

2.1. La pêche à la drague

Les résultats présentés ci-dessous font partie d'une étude plus vaste, menée sur 18 mois, concernant l'impact environnemental et écologique d'une drague à Pectinidés sur les fonds de maerl de la rade de Brest. Un site a été dragué expérimentalement, tandis qu'un site voisin, non dragué était suivi en parallèle pour comparaison. Cette étude a permis de montrer les différents types d'impacts de la drague. Les effets immédiats du passage de l'engin sur le fond sont similaires à ceux identifiés dans d'autres études sur des biotopes sublittoraux peu profonds (Caddy, 1973 ; Eleftheriou & Robertson, 1992 ; Hall-Spencer *et al.*, 1999). Les dommages infligés aux espèces sessiles, ou peu mobiles, sont élevés et significatifs, provoquant l'arrivée d'organismes nécrophages en grand nombre, ce qui constitue une réponse caractéristique du benthos au passage des engins de pêche sur le fond (Ramsay *et al.*, 1998). Par contre, nous n'avons pas identifié d'effets à long terme du dragage, tant au niveau de la topographie du fond que de la structure des peuplements, contrairement à ce qui a été observé sur des bancs de maerl Ecosais (Hall-Spencer & Moore, 2000a,b ; Hall-Spencer *et al.* 2001), où des traces de passage de la drague étaient encore visibles 4 ans après l'expérience.

Le peuplement de macrofaune (>1mm) de maerl étudié ici est fortement résilient par rapport à la perturbation, ce qui n'est pas surprenant dans la mesure où la taille des espèces macrofauniques leur permet, pour la plupart, de passer entre les dents de la drague sans dommage. Les grands organismes (>5cm), du fait de leur distribution, ne sont pas ici échantillonnés quantitativement dans les 0,6 m² prélevés à chaque saison. Cependant, si leur taille les rend vulnérables au dragage, le rôle de ces espèces ne semble pas primordial pour le fonctionnement de la communauté, étant donné que leur absence n'engendre pas de déséquilibre détectable. La rade de Brest est un écosystème soumis à la pêche depuis le 19^{ème} siècle. Or, Hall-Spencer et Moore (2000b) montrent que l'impact principal de la pêche sur un banc de maerl intervient lors du tout premier passage de l'engin sur le fond. C'est peut être là que réside l'explication de l'apparente absence d'effet à long terme du dragage que nous avons observée en rade de Brest : en effet, le site FRN a déjà été dragué dans le passé, et son peuplement actuel est peut être différent de ce qu'il était originellement (avant tout passage d'engin de fond). La communauté présente serait ainsi déjà appauvrie par des dragages passés, ce qui la rendrait relativement résistante à de nouveaux passages de drague. Hall-Spencer et Moore signalent à cet égard qu'une communauté de maerl soumise au dragage depuis 70 ans retrouve sa structure initiale beaucoup plus rapidement (2,5 ans) que celle d'un banc de maerl qui n'a jamais été pêché (4 ans). Lindeboom & de Groot (1998) considèrent désormais que la pêche est la principale force de structuration des peuplements benthiques en mer du Nord.

Le fait que les dents pénètrent en profondeur dans le sédiment, et que ce dernier soit exempt de blocs de pierre (ce qui évite à la drague de décoller), permet à l'engin de pêche d'avoir une efficacité maximale de capture de l'espèce cible (Coquille Saint-Jacques) mais également de retirer du fond une part très importante de la faune, puisque celle-ci représente jusqu'à 72% de la biomasse totale en Bretagne, et jusqu'à 85% en Ecosse (Hall-Spencer & Moore, 2000a). Selon Kaiser *et al.* (1996), la biomasse relative de prise accessoire ne représente que 25% du total des prises, sur les fonds de graviers de la mer d'Irlande. La richesse spécifique des prises accessoires (en particulier des espèces d'épifaunes fragiles) est supérieure sur le site non pêché par rapport au site dragué régulièrement, ce qui suggère tout de même un effet à long terme du dragage sur la faune du maerl, comme l'évoquent Hall-Spencer et Moore (2000b). Cela est probablement lié au fait que la majorité des organismes présents dans les prises accessoires sont fortement endommagés et meurent rapidement après leur remise à l'eau (Hill *et al.*, 1996). La diversité spécifique relevée sur le site dragué est inférieure de 30% à celle du site non dragué, ce qui souligne clairement un effet direct à long terme du dragage des coquilles Saint-Jacques sur l'épifaune, et donc la biodiversité des bancs de maerl de la rade de Brest. Il convient donc de s'interroger sur les effets récurrents de dragages répétés.

La plus grande part de la biomasse des bancs de maerl de la rade de Brest est située dans la couche de surface du sédiment (0-10 cm), contrairement à ce qui a été observé sur les bancs de maerl écossais, où plus de 60% de la biomasse se trouve en dessous des 10 cm, avec même 20% de la biomasse comprise dans la couche >30cm (Hall-Spencer *et al.*, 2001). Il n'en demeure pas moins qu'une part significative (20-30%) de la biomasse des bancs bretons se situe hors d'atteinte des dents de la drague, et n'est donc pas affectée par le passage de l'engin. Cependant, ces espèces sont pour la plupart des bivalves à longue durée de vie et au recrutement sporadique (Glémarec, comm. pers.), dont les juvéniles sont présents dans la couche de surface du sédiment, ce qui les rend très vulnérables au dragage. Dès lors, on peut s'interroger quant à l'impact, au niveau des classes recrutées et juvéniles, de passages récurrents de l'engin, ainsi que sur les effets à plus long terme au niveau des populations de ces espèces vivant en profondeur dans le sédiment.

La macrofaune de grande taille (>4mm) présente dans la couche de surface est fortement sensible à l'action physique de l'engin de pêche. Ce sont principalement les espèces d'épifaune et d'endofaune sensibles qui disparaissent après l'impact. Au cours du suivi saisonnier post-dragage, celles-ci ont rapidement recolonisé le site impacté. Cependant, notre étude expérimentale ne porte que sur un épisode de dragage, et ceci sur une surface relativement faible. Dans le cas d'une pêcherie commerciale extensive, ces espèces ont certainement beaucoup de mal à se maintenir, du fait de la perturbation régulière des bancs. Les richesses spécifiques estimées lors de l'analyse des prises accessoires renforcent cette hypothèse. Ces espèces fragiles appartiennent pour la plupart au groupe des suspensivores (Eponges, Ascidies, Bryozoaires). Ceci soulève le problème de l'appauvrissement de certains compartiments fonctionnels de la communauté, tandis que d'autres (cas des déposivores non sélectifs, principalement représenté par de petites espèces de polychètes) ne sont pas affectés par le passage de l'engin de pêche.

En conclusion, si le passage des engins démersaux sur le maerl ne compromet pas l'existence même du banc (comme peut le faire l'extraction), il est clair que le passage d'une drague sur le fond a des effets, à court et à long terme, sur la diversité spécifique et fonctionnelle des communautés qui y vivent. Les bancs de maerl figurent parmi les habitats subtidiaux des mers européennes les plus sensibles à la pêche, en comparaison avec d'autres types de fonds instables (comme par exemple les sables dunaires), sur lesquels l'impact des engins de fond est éphémère (Kaiser *et al.*, 1998 ; Hall-Spencer et Moore, 2000a). Afin de préserver la biodiversité des bancs de maerl bretons, il paraît nécessaire aujourd'hui de réfléchir à la mise en place de moyens de protection d'au moins certains d'entre eux (ou de certaines parties) contre les effets de la pêche.

2.2. Extraction de maerl

La plupart des bancs de maerl de Bretagne, les plus étendus (plusieurs km²) et les plus épais (7-10m), sont actuellement exploités. L'extraction se traduit par la disparition totale de l'habitat maerl en lui-même, ainsi que de la biodiversité qui lui est associée (Augris et Berthou, 1986 ; Grall et Glémarec, 1997a, Biomaerl, 1999).

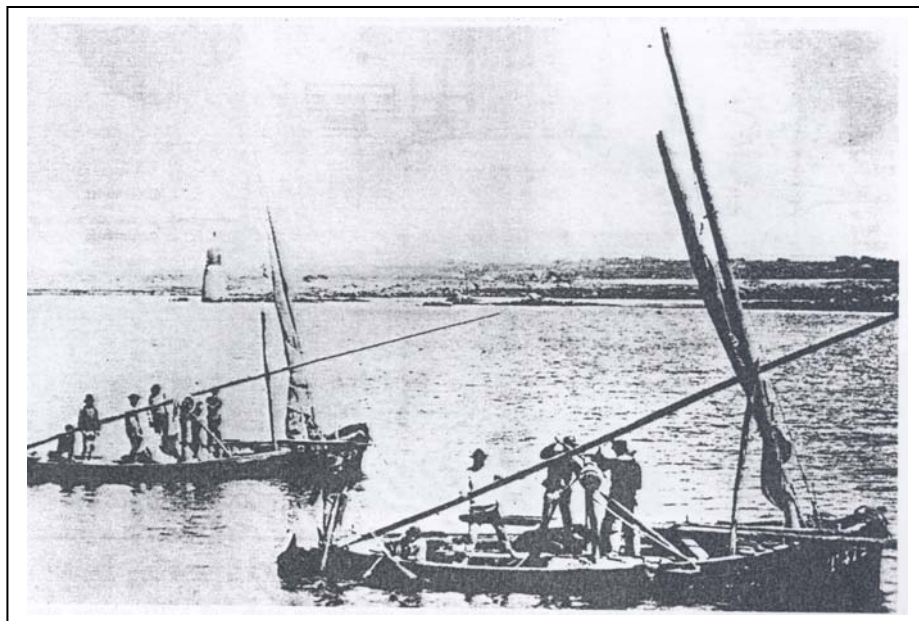


Photo 5 Récolte du maerl en Bretagne au début du XXe siècle.

Le mode d'extraction actuelle est principalement basé sur les dragues aspiratrices, dont la productivité est largement supérieure à celle des Craudaux (bennes traditionnelles des navires sabliers). Les dragues aspiratrices ramènent du fond les granulats calcaires mélangés aux particules fines, qui sont déposés dans la cale du navire. Les brins de maerl tombent au fond de la cale, tandis que les particules fines sont évacuées par la surverse du navire. Il en résulte une surcharge en matières en suspension, dans la colonne d'eau autour du navire, et les particules fines vont se redéposer autour de la zone d'extraction au gré des courants, entraînant de fait l'enfouissement de la couche de surface du maerl. Ce dernier, n'ayant alors plus accès à la lumière, meurt. Tout en compromettant le renouvellement déjà bien limité de la ressource, l'extraction altère profondément les communautés végétales et animales associées au maerl à une échelle bien plus grande que celle de la zone d'extraction elle-même (DeGrave et Whitaker, 1999).



Photo 6 : Drague aspiratrice de maerl sur le banc de St Nicolas des Glenan

Le banc des Glenan est un des dépôts de maerl les plus importants de Bretagne, avec un volume estimé à 12 millions de mètres cubes (Augris et Berthou, 1986). Étudié dès le début du 20^{ème} siècle (Lemoine, 1910) puis à partir des années 1960 (Glémarec, 1969, Pinot, 1974, Blunden et al, 1977, Biomaerl, 1999), ce banc était recouvert de thalles de maerl vivant, avant le début de son exploitation industrielle en 1965 (Pinot, 1997). Au cours du programme Biomaerl, nous avons rééchantillonné tout le banc, et avons ainsi pu montrer d'une part que les zones présentant encore du maerl vivant sont très rares, et d'autre part que la zone d'extraction en elle-même est azoïque du point de vue de la macrofaune benthique (Biomaerl, 1999). Nous avons soumis à la datation au ¹⁴C des thalles de maerl mort, prélevés à la benne en 1996 sur un site proche de la zone d'extraction. L'échantillon (code CAMS-70059) a été analysé au Center for Accelerator Mass Spectrometry, Lawrence Livermore National Laboratory, University of California. Les résultats donnent un âge conventionnel de 1190±40 BP (Before Present, relatif à 1950) et 86,22±0,39 d'enrichissement moderne. Ainsi, le maerl de la surface étant âgé d'environ 1000 ans, le banc dans sa totalité a dû mettre plusieurs milliers d'années pour s'accumuler sur une épaisseur supérieure à 10 m.

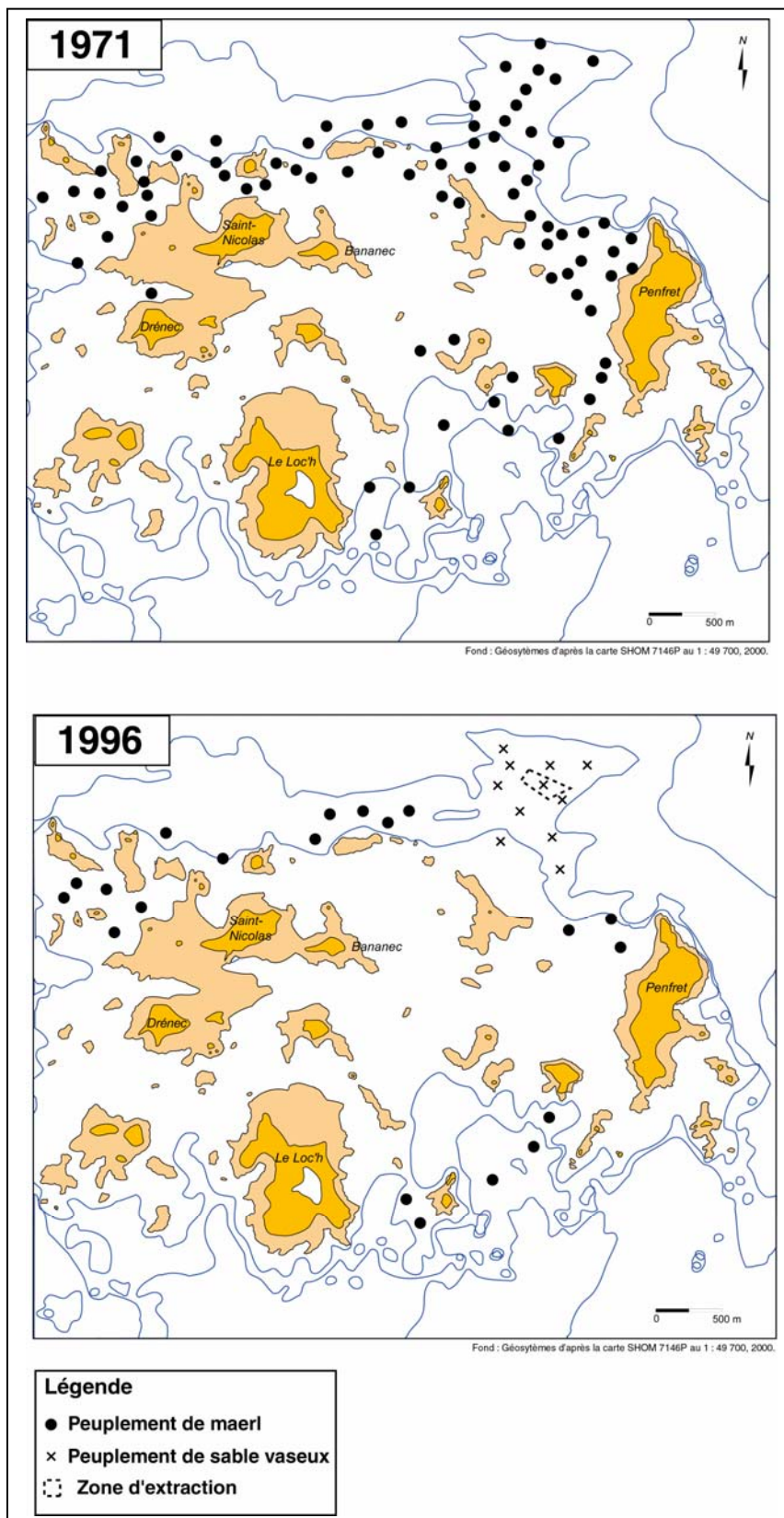


Figure 2 : Distribution des peuplements typiques de maerl aux Glenan en 1971, puis en 1996 (après extraction industrielle)

La comparaison d'une étude de la répartition des peuplements, effectuée par Glémarec au début des années 70, avec celle réalisée en 1996 et 1997 pendant le programme Biomaerl, révèle que sur la majeure partie du banc situé au Nord de Penfret, les peuplements ont complètement changé (figure 2). En 1970, le banc était majoritairement peuplé par une biocénose typique de maerl, dominée par les grands suspensivores typiques des gravelles propres (*Tapes rhomboïdes*), alors qu'aujourd'hui les peuplements sont typiques d'un sable vaseux, dominé par les déposivores et les nécrophages. Les fonds sont aujourd'hui assurément moins riches en espèces qu'il y a 30 ans. De Grave & Whitaker (1999) ont également signalé des dégradations similaires des peuplements sur des sites d'extraction de maerl irlandais. Ainsi, en moins de trente ans, la plus grande partie du banc des Glenan s'est dégradée du point de vue de la biodiversité, et probablement également du point de vue de son intérêt halieutique. Plus de 200 tonnes de bivalves (*Pecten maximus*, *Tapes rhomboïdes*) sont capturées annuellement aux Glenan (Augris et Berthou, 1990), ce qui a conduit à des conflits d'intérêt entre pêcheurs et extracteurs. L'intérêt potentiel d'établir des réserves de maerl "non exploitées" est par ailleurs discuté ci-dessous.

Le taux de renouvellement de la ressource est extrêmement faible. Pinot (1997) a calculé que le taux annuel d'extraction aux Glenan est 5 fois plus élevé que le taux de renouvellement naturel du banc (90 000 tonnes extraites contre 14 000 tonnes de production potentielle). Cependant, son estimation de production annuelle semble surestimée, dans la mesure où Pinot suppose que le banc est totalement recouvert d'une couche de maerl vivant, ce qui n'est pas le cas. En fait, les bancs de maerl constituent essentiellement une ressource non renouvelable (Biomaerl, 1999) et à l'heure actuelle, étant donnée la faible surface du banc des Glenan couverte par des thalles vivants, la production est proche de zéro. Si l'extraction se maintient à son niveau actuel, on peut estimer que le banc aura pratiquement disparu en moins de 100 ans, voire en 50 ans (Pinot in Dauvin, 1997). Hormis les Glenan, le problème se pose sur plusieurs bancs de Bretagne. Augris et Berthou (1990) rapportent que certains bancs identifiés sur d'anciennes cartes géologiques sont à l'heure actuelle beaucoup moins étendus que dans les années 1960, tandis que Pinot (in Dauvin, 1997) signale au moins 4 bancs bretons qui ont été complètement détruits du fait de l'extraction.

L'application de la Directive européenne Habitats, et la mise en place des zones Natura 2000, pose de graves problèmes en ce qui concerne l'extraction du maerl. Du point de vue de la Directive Habitat, le maerl est cité comme habitat nécessitant protection et gestion, tandis que les deux espèces formant le maerl (*L. corallioides* et *P. calcareum*) ne doivent théoriquement pas être exploitées. La directive n'est pas mise en application à ce jour. D'autre part, il existe actuellement 5 bancs soumis à l'extraction qui peuvent figurer dans les zones Natura 2000. Parmi eux, il y a les trois bancs les plus exploités de Bretagne, représentant 80% des 500 000 tonnes de maerl débarquées annuellement (Augris et Berthou, 1990). L'industrie du maerl est source de plusieurs centaines d'emplois en Bretagne (Briand, 1989), et il est donc fort peu probable que l'application des zones Natura 2000 interrompra l'extraction proprement dite. Il paraît nécessaire, aujourd'hui et plus que jamais, de faire des efforts pour trouver un substitut au maerl, tels que les sédiments calcaires marins ou les coquilles de mollusques marins broyés (qu'ils soient exploités, cultivés ou invasifs). Les effets indirects que peuvent entraîner l'extraction de maerl, comme par exemple l'important recul des plages des îles des Glenan (seule station mondiale d'une espèce de Narcisse *Narcissus triandus*), constituent un argument supplémentaire pour l'arrêt de l'exploitation.

2.3. Espèces invasives : cas de la crépidule

La crépidule (*Crepidula fornicata*) a été accidentellement introduite en France dans les années 40, par le biais de l'ostréiculture. Ce gastéropode a depuis étendu son aire de distribution sur toute la longueur des côtes Manche-Atlantique françaises (De Montaudouin *et al.*, 1999). L'espèce est capable, dans les baies peu profondes, d'atteindre des densités supérieures à 3000 individus par mètre carré en recouvrant totalement le sédiment (planche 2). Thouzeau *et al.* (2000) décrivent même les bancs de crépidules comme des entités biosédimentaires à part entière. Bien que la crépidule soit capable d'augmenter localement la biodiversité de la macrofaune (De Montaudouin et Sauriau, 1999), les bancs de maerl sont largement plus riches en espèces que les bancs de crépidules (Grall *et al.*, 1996 ; Chauvaud, 1998 ; Grall et Chauvaud, in prep). Les fortes densités de ce gastéropode sont capables d'accroître la sédimentation de particules fines et produisent également des faeces et des pseudo-faeces en quantité, qui vont s'accumuler entre les chaînes de crépidules, altérant la structure et la composition du benthos (Chauvaud *et al.*, 2000). Les thalles de maerl vivants, une fois recouverts par les crépidules, sont progressivement enfouis sous les particules fines, et les interstices entre les brins sont colmatés. A moyen terme, cela entraîne la mort du maerl et la profonde modification du peuplement associé, engendrant à terme une baisse sensible de la biodiversité.

En baie de Saint Brieuc, Thouzeau (1989) rapporte des densités maximales de crépidules atteignant jusqu'à 400 individus par mètre carré sur les bancs de maerl. Une étude plus récente rapporte qu'un banc de maerl couvrant 4 km² est aujourd'hui quasiment recouvert par les gastéropodes (Hamon et Blanchard, 1994). La pêche à la coquille Saint-Jacques n'est actuellement plus possible sur cette zone, étant donné que les crépidules colmatent les dragues. De plus, les fortes densités de crépidules empêchent le recrutement des Pectinidés, ce qui se traduit alors par une diminution du stock et des surfaces dragables (Thouzeau *et al.*, 2000).

En rade de Brest, la crépidule est désormais le principal suspensivore de l'écosystème en terme de biomasse (Chauvaud *et al.*, 2000), et la surface couverte par l'espèce est passée de 45 km², en 1978, à plus de 90 km² en 1995 (Chauvaud, 1998). Les données à long terme dont nous disposons aujourd'hui montrent cependant que la crépidule ne semble pas trouver un terrain favorable à sa prolifération sur les bancs de maerl de la rade de Brest. Le banc de Rozegat, colonisé dès 1992 avec des densités moyennes de 40 individus par mètre carré, montre des densités non significativement différentes 9 ans plus tard (figure 3). Bien que la surface couverte par la benne Smith-McIntyre ne soit pas en adéquation avec la répartition de la crépidule sur le fond (comme en témoignent les écart-types élevés de la figure), une forte prolifération de l'espèce aurait toutefois été immanquablement détectée au bout de 8 années d'études. En règle générale, la répartition des fortes densités de crépidule en rade de Brest semble distincte de celle des bancs de maerl (Chauvaud, 1998). Toutefois, l'encercllement de certains bancs par les populations les plus denses de crépidules laisse à penser que ceux-ci pourraient à terme être recouverts, ne serait-ce que par l'extension de proche en proche des mattes de crépidules.

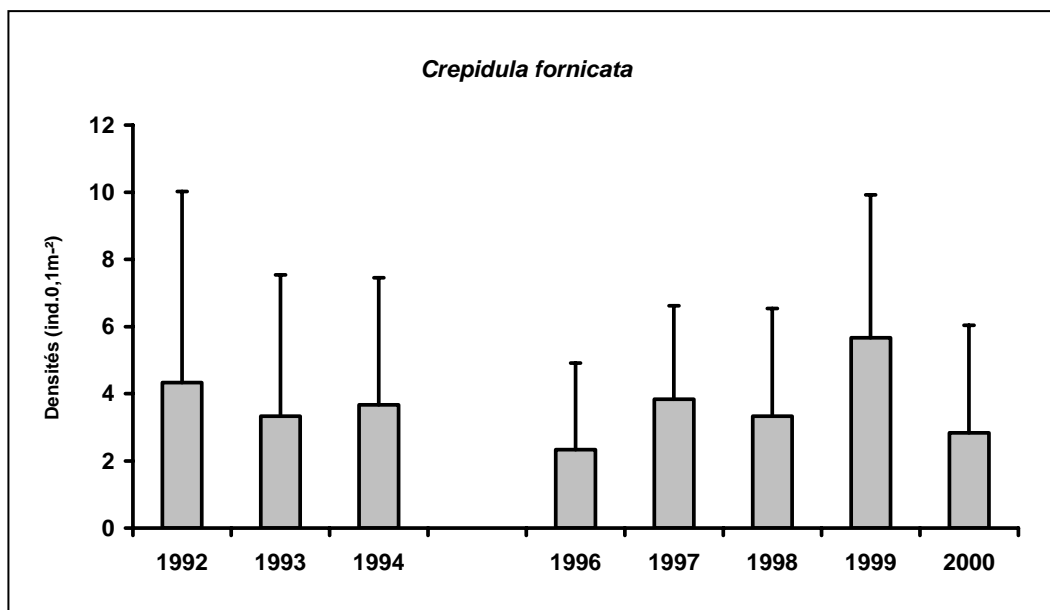


Figure 3 : Densité (individus par 0,1m⁻²) de l'espèce *Crepidula fornicata* sur la station RZ (voir chapitres III et IV), de 1992 à 2000. Echantillonnages réalisés à la benne Smith-McIntyre au cours de l'automne (novembre)

Il existe actuellement des programmes et des projets d'éradication de la crépidule, initiés par IFREMER en collaboration avec les extracteurs de maerl (Site Web Ifremer, 2001), pour la baie de Saint Brieuc et la rade de Brest. Ces programmes impliquent l'enlèvement total des bancs de crépidule au moyen de dragues aspiratrices. Pinot (1997) et Hall-Spencer & Moore (2000b) rappellent qu'une fois le sédiment mis à nu, il y a très peu de chances pour qu'un banc de maerl s'y développe à nouveau, et en tout état de cause cela ne peut pas se produire à court terme. On peut donc s'interroger sur les effets qu'auraient les turbidités induites par l'enlèvement des crépidules en rade de Brest sur les bancs de maerl alentour, qui constituent, en l'état des connaissances actuelles, certains des bancs les plus riches en espèces d'Europe. Par rapport à l'extraction, la prolifération de la crépidule sur les bancs de maerl est un problème insidieux pour lequel il n'existe actuellement pas de solution évidente.

2.4. L'aquaculture

Les problèmes environnementaux engendrés par la mytiliculture au-dessus des bancs de maerl des Rias galiciennes ont été bien documentés par Sanchez-Mata (2001). En Bretagne, il n'y a pas d'installations aquacoles de cette envergure en pleine mer, mais il existe cependant des activités de culture de poissons très localisées susceptibles d'impacter les fonds de maerl. En 1997, des cages à truites de mer ont été installées au-dessus d'un banc de maerl en baie de Camaret. Six mois après cette installation, une étude d'impact a été réalisée dans le but d'évaluer l'état de santé des peuplements benthiques situés sous les cages (Judas, 1998). L'étude révèle une dégradation du macrobenthos, en particulier de celui du maerl, similaire à celui décrit par Drake & Arias (1997), tandis qu'une station de contrôle située à l'écart des cages ne montre aucun signe de dégradation. Les taux de particules fines et de matière organique dans le sédiment sont plus élevés dans le maerl situé sous les cages que dans la station de contrôle ; la biodiversité y est également inférieure et enfin, des populations d'espèces opportunistes y sont bien représentées (*Capitella capitata* complex, *Chaetozone*

setosa). Au sein de la matrice de maerl, une certaine quantité d'os de poissons, de pelotes fécales et de granules alimentaires participent à l'augmentation du taux de matière organique du sédiment. Ainsi, en six mois, les cages à truites ont engendré un déséquilibre du peuplement de maerl. Il serait donc souhaitable que les installations aquacoles soient installées plus prudemment, afin d'épargner des dommages inutiles à des habitats benthiques riches et sensibles.

2.5. Conclusion

La plupart des bancs de maerl bretons sont aujourd'hui affectés par au moins une activité humaine, qui mène même parfois à des conflits d'intérêt entre ceux qui en tirent profit, pêcheurs et extracteurs par exemple. Les seuls bancs encore vierges sont de taille réduite (et donc peu attrayants pour les extracteurs), ne sont pas exploités par la pêche aux bivalves, et se situent dans des zones abritées des pollutions d'origine terrestre. Ces petits bancs ne constituent aujourd'hui que le pâle reflet des bancs de grande taille (plusieurs km²) décrits dans les années 1960 (Cabioch J., 1966, 1969, 1970 ; Cabioch L., 1968 ; Glémarec, 1969). Aujourd'hui, quelques uns de ces bancs d'importance ont disparu du fait de l'extraction (Pinot, 1997), des effluents urbains, ou de l'expansion d'une espèce invasive, *Crepidula fornicata* (Hamon et Blanchard, 1994). Ces atteintes aux bancs de maerl portent à la fois sur la diversité spécifique mais également fonctionnelle des bancs de maerl bretons. Un tel déclin de l'un des habitats les plus riches et diversifiés d'Europe n'a pour le moment jamais été rapporté, et souligne l'importance de la mise en place d'une politique de conservation des bancs de maerl (et du milieu marin en général) en France. La mise en place des sites Natura 2000 permettra probablement d'atteindre en partie ce but, mais il paraît également nécessaire d'informer le grand public de ces états de fait. Sur les côtes de Norvège, d'Ecosse et d'Irlande, qui abritent également des bancs extensifs à forte biodiversité (Birkett *et al.*, 1998 ; Biomaerl, 1999), il est nécessaire de mettre en place des politiques de conservation des bancs de maerl au plus vite si l'on veut éviter que l'expérience bretonne ne se reproduise à plus grande échelle.

Parmi les 28 sites Natura 2000 côtiers proposés en Bretagne, 14 sont susceptibles d'inclure des bancs de maerl (figure 4). Cependant, un seul de ces bancs ne souffre d'aucun des impacts d'origine anthropique décrits ci-dessus (Ile de Sein, code site FR53/49). La présence de bancs de maerl n'est généralement pas prise en compte dans la sélection de ces sites Natura 2000, qui s'est parfois faite sur des critères de biodiversité "terrestre" d'habitats supra-littoraux. Certains des bancs se situant dans des zones Natura 2000 subissent même plusieurs atteintes anthropiques différentes à la fois (Grall et Hall-Spencer, soumis). Ainsi, en rade de Brest, les bancs de maerl sont sous la menace à la fois de l'eutrophisation, de la pêche et de la prolifération de la crépidule. Dans le but de préserver ces habitats, et afin qu'ils puissent même constituer une source de bénéfice dans le futur (comme nurseries ou comme réserve de géniteurs d'espèces commerciales, comme zones de préservation de certaines espèces rares...), il est nécessaire de mettre en place des mesures de protection au plus tôt. A cet égard, il apparaît primordial de recenser non seulement la totalité des bancs de maerl présents en Bretagne, mais également d'en évaluer l'état de conservation ainsi que les menaces potentielles. La DIREN Bretagne a initié un tel travail, mais l'étude en cours ne pourra réaliser qu'une faible part du travail à accomplir.

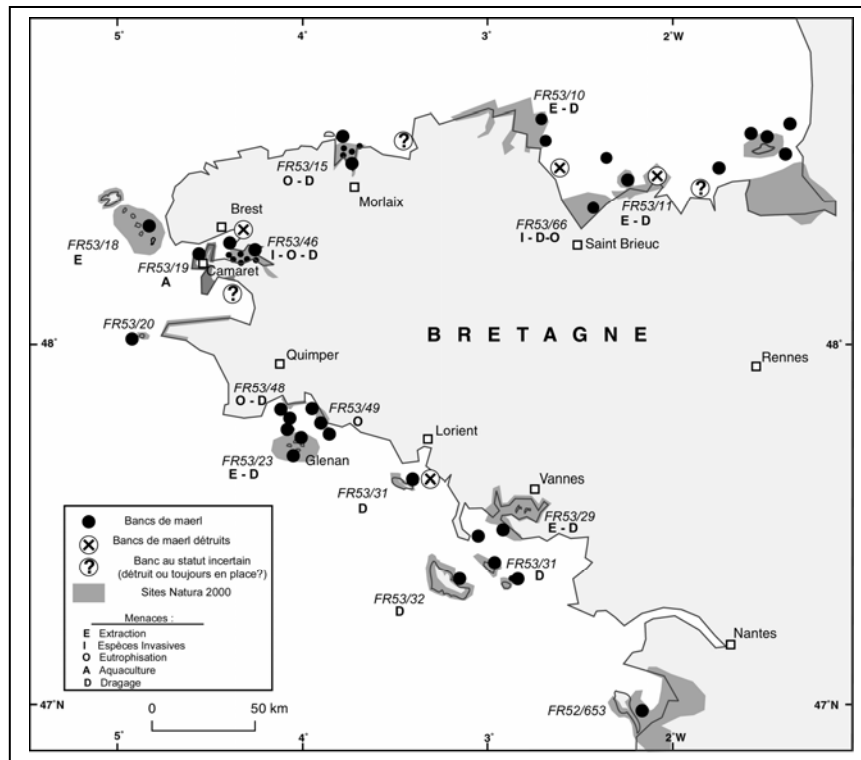


Figure 4 : Localisation des principaux bancs de maerl en Bretagne et des zones Natura 2000 qui les concernent. Pour chacune de ces zones, les principales menaces pesant sur le maerl sont indiquées.

Une forte politique de conservation des bancs de maerl français est nécessaire, restreignant certains types d'utilisation du maerl, réorientant l'industrie de l'extraction vers d'autres sources de carbonate de calcium, et informant les pêcheurs des avantages potentiels pour les pêcheries que constituent des réserves marines avec des bancs de maerl. Il apparaît donc indispensable d'informer toutes les parties prenantes de l'importance biologique et économique que revêt la protection du maerl. Ce but peut être atteint à travers une réelle information de la communauté scientifique, et du grand public en général.

3. Gestion et conservation des bancs de maerl

A l'heure actuelle, bien que les connaissances sur les bancs de maerl soient relativement limitées, il est possible de proposer quelques mesures de gestion. Les présentes recommandations ne constituent qu'une ébauche des mesures nécessaires à la protection des bancs de maerl français.

Dans la mesure où le maerl est l'une des plantes marines au taux de croissance le plus faible au monde, il est clair que connaissances sur les effets à long terme des activités humaines actuelles sur les bancs de maerl apparaissent aujourd'hui largement insuffisantes. Bien que les menaces observées actuellement semblent avoir des conséquences relativement limitées dans le temps (10-100 ans), des atteintes même limitées envers un habitat à telle durée de vie (>5000 ans) pourraient avoir à très long terme des effets dévastateurs (Birckett et al., 1997).

En ce qui concerne l'extraction, le maerl doit être considéré comme une ressource non-renouvelable.

L'extraction ne doit pas être envisagée en dehors de ses présentes limites (pas d'extension à d'autre banc, maintien, voire diminution des présents quotas).

L'interdiction de l'exploitation des mollusques bivalves au moyen d'engins démerseaux (type dragues à coquilles Saint-Jacques) devrait être envisagée sur certains bancs de maerl.

L'installation d'infrastructures d'aquaculture devrait être évitée au dessus des bancs de maerl, afin d'éviter les apports en excès de faeces, de pseudofaeces ou de nourriture non consommée.

Dans la mesure du possible, il est nécessaire de limiter au maximum les pratiques entraînant une turbidité des eaux au dessus des bancs de maerl (dragages de ports, ou de chenaux, aménagements portuaires, remblais...)

L'eutrophisation de baies dont les fonds comprennent des bancs de maerl devrait être combattue, par des limitations d'apports en éléments nutritifs.

Un programme de suivi environnemental des bancs de maerl devrait être initié à l'échelon européen, avec le développement d'indices de santé, efficaces, rapide et de coût raisonnable.

Il paraît également nécessaire de sensibiliser le grand public de l'importance biologique, de la fragilité, de l'intérêt patrimonial et de la rareté des bancs de maerl.

Il est nécessaire d'augmenter nos connaissances, par la recherche, sur les bancs de maerl. A l'heure actuelle la richesse des bancs, leur extension, leur dynamique, à quel point ils sont productifs, comment ils interagissent avec leur environnement, comment ils réagissent et se reconstituent face aux perturbations est mal connue (comparé à d'autres habitats côtiers tels que les champs de laminaire ou les herbiers à zostère).

Afin d'atteindre les objectifs cités ci dessus, il est nécessaire d'élever le statut des espèces formant les bancs de maerl et ce au niveau européen. Cela permettra de donner aux bancs de maerl un statut de protection supérieur à celui qu'ils ont actuellement, dans la directive habitats de la communauté européenne (intégration dans l'annexe I habitats ou dans la future annexe II sur les espèces).

