

LES FONDS MARINS DE BRETAGNE UN PATRIMOINE REMARQUABLE

CONNAÎTRE POUR MIEUX AGIR



CITATION

Bajjouk T., Duchêne J., Guillaumont B., Bernard M., Blanchard M., Derrien-Courtel S., Dion P., Dubois S., Grall J., Hamon D., Hily C., Le Gal A., Rigolet C., Rossi N., Ledard M., 2015. Les fonds marins de Bretagne, un patrimoine remarquable : connaître pour mieux agir. Édition Ifremer-DREAL Bretagne, 152 p.

<http://dx.doi.org/10.13155/42243>



AVEC LA PARTICIPATION DE LA DIRECTION RÉGIONALE
DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT DE BRETAGNE

DOCUMENT IMPRIMÉ EN BRETAGNE SUR PAPIER 100 % PEFC.





ÉDITO



De par sa situation géographique et la configuration de ses côtes, la Bretagne offre une diversité de fonds marins où s'imbriquent des habitats naturels, parfois avec une complexité toute particulière.

Ces caractéristiques font de la Bretagne un haut lieu de biodiversité marine à l'échelle mondiale. C'est ainsi que certains de ces habitats marins tels les bancs de maërl, peuvent abriter plusieurs centaines d'espèces par mètre carré. Cette richesse contribue à des services écosystémiques divers sur le plan économique, social ou environnemental.

Le développement des politiques publiques relatives aux milieux marins et la nécessité de prise en compte des enjeux environnementaux qui s'y rattachent ont permis de développer la connaissance de ces milieux au cours des dernières années, notamment dans le cadre du réseau benthique (REBENT) mis en place suite au naufrage de l'Erika. L'amélioration de cette connaissance est également une des missions de l'Agence des aires marines protégées créée en 2006.

Parmi la multiplicité des habitats marins, certains sont particulièrement sensibles aux diverses pressions anthropiques et nécessitent donc que l'on y attache une attention particulière dans le cadre de l'élaboration de documents de gestion ou dans la valorisation de certaines activités humaines.

Pour répondre aux besoins des gestionnaires et des décideurs, l'Ifremer, dans le cadre d'une convention avec la DREAL Bretagne, a mobilisé depuis 2008 de nombreux experts scientifiques régionaux et coordonné des travaux concernant des habitats emblématiques présents en Bretagne. 10 habitats benthiques font ainsi l'objet d'une fiche thématique qui permet de faire le point de l'état des connaissances sur ces habitats et qui apporte des recommandations pour agir au mieux pour leur conservation.

Ce recueil porte ainsi une amélioration notable de la connaissance, en actualisant et enrichissant des données anciennes ainsi qu'en rendant cette connaissance accessible pour des acteurs variés.

 **Marc Navez**
Le directeur régional de la DREAL Bretagne





AVANT- PROPOS

Depuis la fin des années 90, les besoins de connaissance et de suivi de la biodiversité marine se sont accrus sensiblement. Les attentes sont motivées par la nécessité de mieux évaluer aussi bien l'impact du changement climatique que celui des activités anthropiques. Fortement convoitées, la faune et la flore benthiques sont en effet soumises à de multiples perturbations générées par les activités humaines, soit physiquement (effets de la pêche aux engins traînants, extractions de granulats, conchyliculture, etc.), soit résultant de pollutions chroniques (rejets urbains, industriels et agricoles) ou d'apports accidentels (pollutions pétrolières, introduction d'espèces exogènes). Il s'agit également de contribuer aux mesures de gestion ou de protection des milieux naturels. Ces besoins se déclinent, des niveaux international et européen (conventions internationales, Directives européennes, etc.) aux échelons national et régional, voire local (zones naturelles d'intérêt écologique, sites Natura 2000, parcs marins, schémas de gestion, etc.). Prenant conscience de l'ensemble de ces enjeux, les acteurs publics ont affiché la volonté de transmettre les connaissances sur l'environnement vers les acteurs locaux pour les aider à mieux s'investir dans la gestion et la sauvegarde de leur patrimoine naturel.

Fruit d'une collaboration entre des scientifiques de la Région Bretagne (Ifremer, UBO/LEMAR, MNHN, CEVA), ce document offre au lecteur une synthèse actualisée des connaissances disponibles sur les habitats d'intérêt patrimonial ou à enjeux majeurs, sur lesquels pourraient être orientées les actions de gestion. L'objectif est de fournir à l'ensemble des acteurs une base d'information solide permettant de dialoguer et mettre en place des actions en accord avec les exigences réglementaires et de gestion de leur site.

Adaptée en fonction des spécificités de chaque habitat, une structure générale a été élaborée. Le contenu est ainsi organisé selon :

- **une description générale** avec des illustrations permettant de faciliter l'identification de l'habitat,
- **le rôle fonctionnel et l'état écologique** en réponse aux perturbations naturelles et aux pressions anthropiques qui s'y exercent,
- **l'extension** de l'habitat et sa répartition le long des côtes ainsi que les tendances actuelles d'évolution spatiotemporelle. Lorsqu'il a été possible, une carte de distribution sur le littoral breton a également été établie,
- **les menaces** qui pèsent sur l'habitat en termes écologique et économique,
- **les mesures de gestion et de protection** dont bénéficie l'habitat à différentes échelles, qu'elles soient propres à la juridiction française ou émanant des instances internationales,
- **des recommandations** formulées en faveur de l'amélioration des mesures de gestion et de préservation de l'état de conservation.

De milieux exposés ou de baies abritées, de substrat meuble ou rocheux, vivant sur l'estran ou en zone subtidale, une dizaine d'habitats parmi les plus représentatifs de la Région Bretagne est abordée. Ce recueil n'est en aucun cas un aboutissement, mais une contribution pour encourager une mise en commun des savoirs au service d'une gestion durable de la zone côtière bretonne, héritière d'une biodiversité marine unique et remarquable.



SOMMAIRE

11	HERBIERS DE ZOSTÈRES
27	RÉCIFS D'HERMELLES
43	RÉCIFS D'HUÎTRES CREUSES
57	BANCS DE CRÉPIDULES
71	FONDS À <i>HAPLOOPS</i>
85	BANCS DE MAËRL
97	SABLES COQUILLIERS
111	FUCALES INTERTIDALES
121	CHAMPS DE BLOCS
135	LAMINAIRES
150	CONTRIBUTIONS



HERBIERS DE ZOSTÉRES

CHRISTIAN HILY

IUEM/LEMAR

TOURIA BAJJOUK

IFREMER

HERBIERS DE ZOSTÈRES, QUI ÊTES-VOUS ?

Les zostères sont des phanérogames marines qui se développent sur les sédiments sableux et sablo-vaseux intertidaux et infralittoraux des côtes de la Manche et de l'Atlantique. Elles forment des herbiers, parfois denses, comparables aux prairies terrestres. Ayant les mêmes organes et tissus que toutes les plantes à fleurs terrestres, elles possèdent un faisceau de feuilles (généralement de 3 à 7) fixé sur un rhizome assez rigide au niveau d'un nœud matérialisant la transition entre la partie aérienne et la partie souterraine de la plante. Le rhizome porte des groupes de racines qui ancrent le pied dans le sédiment. Les pieds reproducteurs sont aisément reconnaissables car ils sont constitués d'une tige de section ronde et non d'une feuille en lame et qu'ils sont nettement plus longs que les feuilles. La dispersion des graines peut se faire sur de grandes distances en particulier lorsque l'ensemble du pied reproducteur se détache et flotte longtemps au gré des courants. Ce processus est essentiel pour expliquer le développement de nouveaux herbiers situés parfois à plusieurs centaines de kilomètres d'un herbier source.

Le long des côtes Manche/Atlantique françaises deux espèces se rencontrent sur les estrans et petits fonds côtiers : la zostère marine (*Zostera marina*) 1 et la zostère naine (*Zostera noltei*) 2. Une autre espèce, *Ruppia maritima*, qui n'est pas spécifiquement marine, se cantonne aux milieux saumâtres, étangs littoraux et lagunes. En Méditerranée, l'essentiel des herbiers est constitué par une autre phanérogame, la posidonie (*Posidonia oceanica*). Enfin, un écotype de *Zostera marina*, parfois encore nommé *Zostera angustifolia* ou *Zostera hornemaniana*, peut se rencontrer localement au niveau du médiolittoral moyen de certaines vasières.

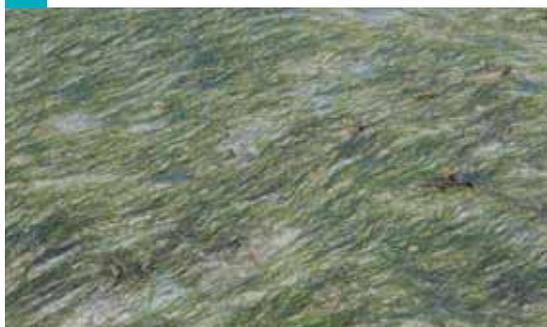
Zostera marina est sensible aux conditions de sédimentation : une perte de sédiments peut déchausser l'herbier, et une augmentation de la sédimentation peut l'ensevelir. Elle peut vivre dans différentes conditions d'hydrodynamisme et de turbidité, mais supporte mal des changements rapides et prolongés de ces paramètres. L'augmentation des sels nutritifs dans la colonne d'eau peut provoquer la prolifération d'épiphytes, charge qui sera plus ou moins bien tolérée selon l'importance du microbrouillage par des organismes présents.

Zostera noltei est de manière générale moins sensible que *Zostera marina*. Cependant, tout comme *Z. marina*, elle supporte mal les changements rapides et prolongés des conditions hydrologiques et sédimentaires et du taux de sels nutritifs dans l'eau. De plus, elle présente une grande variabilité en fonction de l'intensité du brouillage par les oiseaux hivernants.

1 Herbier de *Z. marina*. © TBajjouk/Ifremer



2 Herbier de *Z. noltei*. © FKerninon/IUEM-UBO



RÔLE ÉCOLOGIQUE

Le rôle écologique des herbiers de zostères revêt des aspects très divers et explique l'intérêt tout particulier porté à cet habitat dans le cadre de la gestion et de la conservation de l'environnement côtier.

EFFET DES HERBIERS SUR LA CHARGE PARTICULAIRE EN SUSPENSION DANS LA COLONNE D'EAU

Les herbiers piègent les particules en suspension dans l'eau de deux manières :

- indirectement, en ralentissant la vitesse du courant, augmentant ainsi les taux de sédimentation sur la surface du sédiment et des feuilles, et en diminuant la remise en suspension des particules déposées.
- directement, par leur capacité de filtration de l'eau plus importante comparée à celle des sédiments nus avoisinants, grâce aux fortes biomasses et abondances des animaux filtreurs (bivalves) dans le sédiment et des épibiontes (ascidies, éponges, amphipodes, etc.) présents sur les feuilles et sur le sédiment. Il y a également une action directe mais passive par l'adhérence des particules sur les feuilles.

On peut donc en déduire que les herbiers accélèrent la clarification de la colonne d'eau.

Les épibiontes (algues 3 et microfaune fixées) peuvent recouvrir entièrement les feuilles. Ils participent à la diversité et la productivité de l'herbier mais, en excès, peuvent limiter l'accès de la lumière aux feuilles (effet d'ombrage) et limiter leur croissance.

Ils jouent également un rôle de filtre en retenant les macroalgues en dérive, ainsi que les macrodébris de leurs propres feuilles. Les sédiments des herbiers sont ainsi plus chargés en matière organique particulaire que les sédiments non végétalisés voisins.

L'activité microbienne en est augmentée. La dégradation des feuilles de zostère est lente et les débris peuvent, au gré des courants et des tempêtes, être déplacés hors des herbiers. Ils peuvent s'accumuler dans des zones de sédimentation parfois très éloignées des herbiers sources et assurer une source de carbone pour les eaux et les sédiments. L'herbier a donc dans ce cas un rôle de fertilisation décalée dans l'espace et dans le temps.

Il a également été démontré que les herbiers jouent un rôle de source de carbone organique dissous à la fois pour la colonne d'eau et pour les sédiments. Les zostères peuvent également jouer un rôle direct sur la concentration en oxygène de l'eau interstitielle des sédiments.

3

Algues en épiphyte sur des feuilles de zostère.
© XCaissy/Ifremer



ESPÈCES STRUCTURANTES DES COMMUNAUTÉS

Les phanérogames sont les espèces structurantes de la communauté de macrofaune benthique des herbiers en créant une architecture complexe de l'habitat. Autour de cette ossature particulière, la biocénose de l'herbier peut s'organiser avec de nombreuses variantes induites par les combinaisons multiples des facteurs environnementaux parmi lesquels la lumière, l'hydrodynamisme, la charge en nutriments, la température et le substrat sont déterminants. La plus grande richesse spécifique est atteinte dans les herbiers de *Z. marina* subtidiaux non perturbés en condition d'hydrodynamisme modéré.

Les herbiers s'établissent sur des sédiments meubles, graveleux, sableux ou vaseux. La densité des racines et rhizomes permet une stabilisation du sédiment tandis que la couverture des feuilles est un frein à l'hydrodynamisme favorisant ainsi le piégeage des particules fines. Sur les côtes de la Manche, en particulier dans les Côtes-d'Armor et le Finistère, de nombreux petits herbiers de quelques centaines de m² se développent sur de petits espaces de sédiments grossiers dans des zones hétérogènes où alternent les champs de blocs, la roche en place et le sédiment.

S'agissant de l'atténuation de la force des vagues par les herbiers, les premières études mettent en évidence un effet maximal lorsque la canopée occupe la moitié au moins de la hauteur d'eau. C'est donc au moment des basses mers que les herbiers protègent les sédiments de l'érosion par les vagues déferlantes.

Ces modifications apportées à la circulation de l'eau au-dessus du fond facilitent la fixation des larves pélagiques sur le fond au moment du passage à la phase benthique. Les études fines de dynamique des fluides ont mis en évidence la formation de microvortex qui induisent la création de courants verticaux vers le sédiment. Les larves les utilisent pour se fixer sur le substrat.

« HOT SPOT » DE BIODIVERSITÉ

Les herbiers sont des habitats d'une très grande diversité spécifique et fonctionnelle. En Bretagne, le nombre d'espèces présentes dans un herbier dépasse les 500 pour la faune avec en moyenne 150 à 180 espèces de macrofaune invertébrée. La biodiversité fonctionnelle peut être estimée en calculant le nombre de groupes d'espèces selon leurs affinités écologiques, éthologiques et trophiques. Ce nombre de groupes atteint 60, ce qui est tout à fait remarquable et témoigne d'une utilisation optimale de l'espace et des ressources. Tous les grands embranchements et les grands groupes taxonomiques d'invertébrés marins y sont présents.

Plusieurs espèces et familles comme les syngnatidés 4 et plusieurs invertébrés quasi spécifiques aux herbiers (en particulier des crustacés) renforcent encore cet intérêt patrimonial.

4

Hippocampus ramulosus, une des deux espèces d'hippocampe et une des sept espèces de poisson de la famille des syngnatidés qui confèrent à l'herbier de zostère marine un fort intérêt patrimonial. © ODugonay/Ifremer



HABITAT COMPLEXE

Les herbiers jouent un rôle d'habitat très original pour de nombreuses algues et invertébrés qui n'occupent normalement pas les substrats meubles et qui les utilisent comme des substrats durs dans la mesure où ils peuvent soit se fixer soit trouver refuge et abri. Les algues épiphytes sont nombreuses mais doivent avoir un cycle court pour s'adapter à la durée de vie des feuilles (6 à 8 semaines). De nombreuses espèces mobiles, crustacés et poissons notamment, utilisent l'herbier pour son rôle d'habitat dans lequel ils peuvent se déplacer aisément et trouver leur nourriture sans pour autant quitter le refuge procuré par la densité des feuilles. Les faunes de substrat meuble et de substrat dur se superposent dans le même habitat, expliquant en partie la grande biodiversité du peuplement 5.

5

Quelques espèces fréquentant les herbiers : anémone
© Ifremer, aplysie © JDuchêne/Istrenn, syngnathe
© FKerninon/IUEM-UBO



ZONE DE REPRODUCTION & NURSERIE

Cette diversité de la faune et de la flore épiphyte fournit aux juvéniles de nombreux poissons,

crustacés et mollusques, une nourriture abondante, dans un habitat de qualité en termes de refuge.

De même, l'herbier est un habitat favorable à la reproduction pour de nombreuses espèces d'invertébrés et de poissons. Les herbiers sont ainsi largement occupés par des résidents temporaires, dont de nombreuses espèces d'intérêt économique qui se relaient au cours des saisons (rougets, plies, crevettes roses, araignées de mer, seiches 6, etc.). Les araignées de mer (*Maia dactylabrachyata*) passent leurs deux premières années de vie dans les petits fonds côtiers subtidaux. L'un de leurs habitats privilégiés est l'herbier de *Z. marina* dans lequel elles s'enfouissent et se nourrissent pendant l'hiver. Cette abondance explique que les herbiers sont aussi un terrain de chasse (surtout nocturne) pour des poissons prédateurs (bars, labridés, etc.).

6

Ponte de seiche dans un herbier. © FKerninon/IUEM-UBO



RESSOURCE ALIMENTAIRE

Si les feuilles de zostères sont très peu consommées directement par la faune marine, elles constituent par contre une ressource non négligeable, voire essentielle pour plusieurs oiseaux migrateurs au cours de leur hivernage. *A priori*, les trois espèces pour lesquelles les zostères constituent, dans le Bassin d'Arcachon, une source importante de nourriture sont les bernaches, les canards siffleurs (consommateurs exclusifs de zostères dans le Bassin) et les cygnes. Les bernaches peuvent d'ailleurs épuiser presque complètement la biomasse hivernale des herbiers, notamment dans le Golfe du Morbihan. Lorsque l'essentiel des feuilles est utilisé à la fin de l'hiver, les bernaches consomment aussi la rhizosphère en induisant pour la survie de l'herbier des dégâts bien plus profonds qu'une simple consommation des feuilles.

Il faut également suivre avec attention l'évolution des effectifs de cygnes qui se nourrissent sur des secteurs restreints, plus localisés et qui sont alors susceptibles d'avoir un impact plus marqué sur la densité et la vitalité de l'herbier.

DISTRIBUTION & EXTENSION

Les herbiers s'établissent sur des sédiments meubles, graveleux, sableux ou vaseux. À l'exception des bancs de maërl, ils ne sont pas en compétition spatiale avec les macroalgues qui se cantonnent sur les substrats rocheux. Leur extension n'est donc limitée que par les contraintes physico-chimiques du milieu.

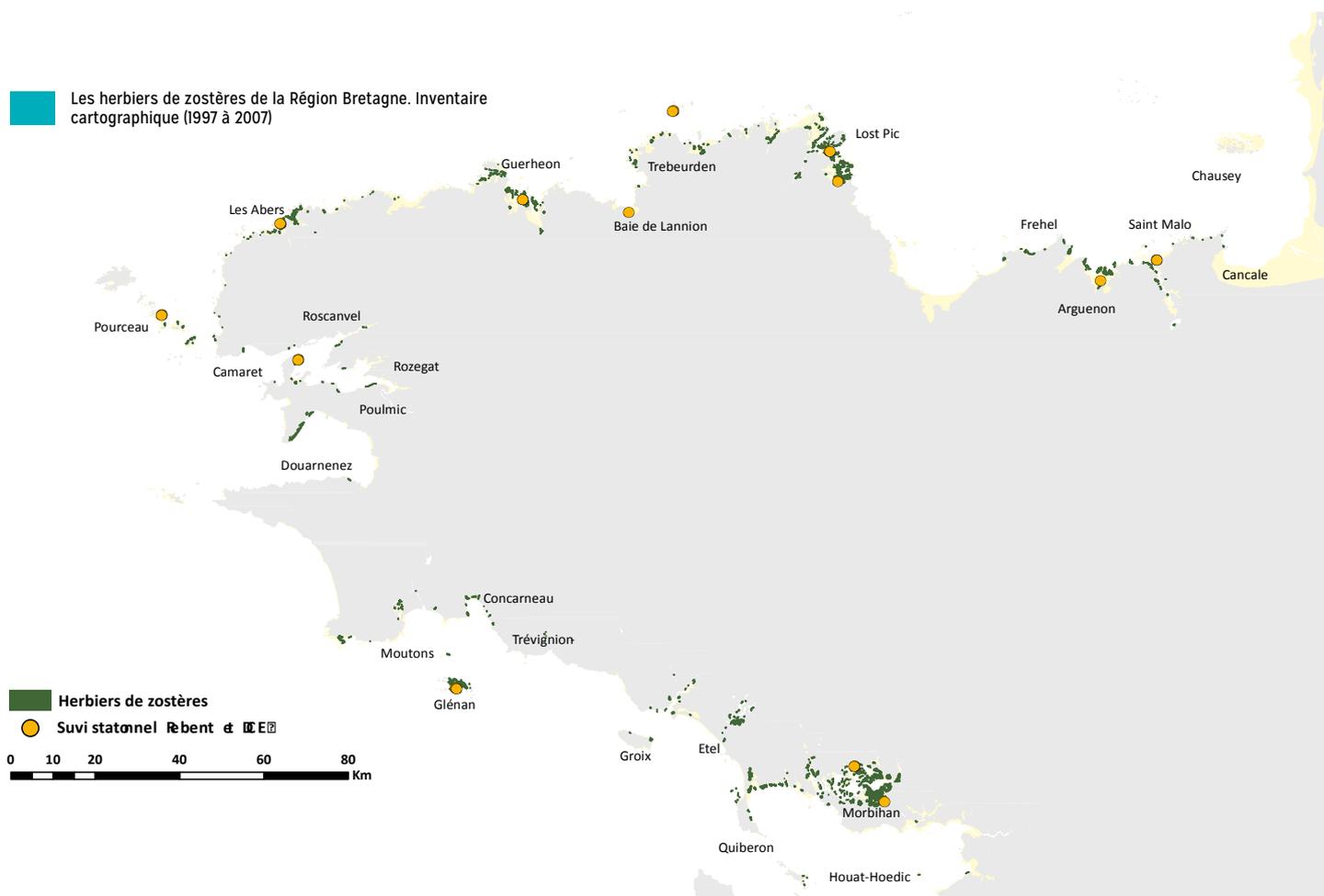
La répartition des deux espèces de zostères sur les sédiments marins est différente: *Z. marina* se développe dans la zone infralittorale, depuis la partie exondable aux basses mers jusqu'aux profondeurs de 3 à 4 m (exceptionnellement 10 m) sous le zéro des cartes, tandis que *Z. noltei* se développe au milieu de la zone médiolittorale à des taux d'émergence de 40 à 70% en moyenne. Ainsi, les deux espèces ne se rencontrent ensemble sur l'estran qu'au niveau des limites basses de la zostère naine et hautes de la zostère marine.

DISTRIBUTION LE LONG DES CÔTES MANCHE / ATLANTIQUE FRANÇAISES

Les connaissances de la localisation des herbiers se sont considérablement améliorées dans les dix dernières années. Avant l'initiative de C. Hily en 1998-1999, soutenue par la DIREN et la Région Bretagne, aucun document de synthèse n'était disponible sur ces espèces et l'habitat qu'elles créent. L'objectif a été de réaliser un premier inventaire faunistique et floristique des herbiers de zostères en Bretagne et de proposer des ZNIEFF pour cet habitat.

Les travaux sur les herbiers se sont ensuite multipliés grâce notamment à la mise en place du réseau REBENT qui a retenu les herbiers comme habitat à suivre et à cartographier dans le cadre du volet sectoriel et zonal de la surveillance des habitats benthiques côtiers.

Les herbiers de zostères de la Région Bretagne. Inventaire cartographique (1997 à 2007)



En 2008, un premier atlas des herbiers de zostères a été produit par le réseau REBENT (carte). Il s'agit d'une synthèse de données multisources et multitudes issues d'études utilisant différentes méthodes de cartographie 7. La grande majorité des surfaces colonisées sont maintenant géolocalisées, même s'il reste encore des précisions à apporter dans certains secteurs notamment subtidaux, pour lesquels des travaux sont en cours ou programmés. Les deux espèces de zostère se rencontrent depuis les côtes ouest Cotentin jusqu'au bassin d'Arcachon, mais également en Méditerranée, notamment dans les lagunes, comme dans l'étang de Thau. Au sud et au nord de ces limites françaises, leur absence n'est explicable que par l'absence de sites à environnement favorable, car l'extension latitudinale des deux espèces est bien plus large. Tout autour des côtes bretonnes, les taches d'herbiers forment un chapelet discontinu (des dizaines de petites taches de quelques dizaines à quelques centaines de mètres carrés), vestige de l'immense herbier qui ceinturait les côtes avant une phase de mortalité généralisée dans les années 30, la «wasting disease⁽¹⁾». Les plus grands herbiers sont situés le long des côtes de Dinard, Paimpol, baie de Morlaix, Plougerneau, en rade de Brest, autour des îles Glénan et dans le golfe du Morbihan. L'optimum écologique semble être atteint dans l'archipel de Molène en mer d'Iroise où les pieds atteignent plus de 2 mètres (la taille maximum couramment admise pour l'espèce étant 1,20 m). La majorité de ces petits herbiers

est strictement subtidale et localisée au niveau du zéro des cartes marines. La physionomie rectiligne des côtes au sud de la Loire confine les herbiers dans des sites très éloignés les uns des autres, à l'abri derrière les îles (Noirmoutier, Ré, Oléron), ou dans les échancrures de la côte comme le Bassin d'Arcachon dans lequel les surfaces colonisées sont maximales (100 ha en 2008 pour *Z. marina* (contre 426 ha en 1991) et 4 570 ha en 2007 pour *Z. noltei*, (contre 7014 ha en 1991), ce qui fait de ce dernier le plus vaste herbier de zostère naine en Europe).

TENDANCES ACTUELLES D'ÉVOLUTION

Deux types de dynamique s'observent dans l'évolution des herbiers de Bretagne depuis le début des années 90 :

- Des régressions locales sous les impacts d'aménagements portuaires, de l'augmentation du nombre des corps morts dans les zones de mouillage, des surfaces concernées par les marées vertes, de la turbidité et des dépôts de particules fines (Cf. Menaces).
- Des extensions dans les zones de milieux plus ouverts, là où ces facteurs anthropiques n'ont pas d'influence et où les herbiers couvrent des surfaces non négligeables. Cette extension tendant à se faire non pas vers des zones plus profondes mais latéralement et/ou plus haut sur l'estran.

7

La limite des herbiers est presque toujours très nette, ce qui facilite leur cartographie (Saint-Jacut-de-la-Mer). © FKerninon

(1) « WASTING DISEASE »

SIGNIFIE « MALADIE DU DÉPÉRISSEMENT ». DES TÂCHES BRUNES APPARAISSENT SUR LES FEUILLES DE ZOSTÈRES. ELLES S'ÉTENDENT JUSQU'À CE QUE LES FEUILLES MEURENT ET SE DÉTACHENT DE LA PLANTE. AU BOUT DE DEUX OU TROIS ANS, LES RHIZOMES PRIVÉS D'APPORTS NUTRITIFS PAR ABSENCE DE PHOTOSYNTHÈSE FINISSENT PAR PÂLIR ET MOURIR.

Cette deuxième tendance, régionale et probablement aussi ouest-européenne, serait d'origine climatique. Sous ce terme entre un grand nombre de facteurs environnementaux, dont les actions synergiques et/ou contradictoires, ne peuvent pas aujourd'hui être approchées de manière analytique. Il reste cependant que le réchauffement des eaux côtières n'est pas pour le moment un facteur négatif pour la dynamique des zostères comme l'hypothèse avait été avancée.

Dans certains sites, la résultante de ces deux tendances (régression locale/extension globale) peut être une stabilité ou une légère extension, masquant les effets très négatifs des impacts anthropiques locaux donnant une fausse impression de résistance naturelle de l'herbier aux pressions anthropiques.

Il faut souligner par ailleurs qu'au cours de ces dix dernières années, l'intérêt pour les herbiers a augmenté du fait de l'effort d'observation, en particulier en Bretagne. Il est donc logique que de nombreux petits herbiers de quelques centaines à milliers de mètres carrés soient découverts peu à peu, ce processus n'impliquant pas forcément leur apparition récente.

Il reste que l'extension de nombreux herbiers ces dernières années est avérée, même si les données quantifiées n'existent pas dans beaucoup de cas.

La zone potentielle de développement des herbiers reste encore très étendue en particulier pour *Z. marina* qui est capable de se développer sur des larges gammes de sédiments et de profondeur, certes limitée (+2 à -8 m), mais qui correspond fréquemment à des platiers de grande étendue. Les quelques descriptions anciennes antérieures aux années trente (avant la «wasting disease») semblent suggérer que l'essentiel de ces fonds étaient occupés par les herbiers. Nous sommes donc encore aujourd'hui très loin de cette situation.

ÉVOLUTION FUTURE

La prudence s'impose pour émettre un avis sur l'évolution future des herbiers. La tendance actuelle associée aux efforts menés dans la reconquête de la qualité de l'eau (en réduisant les flux de sels nutritifs et les pesticides des bassins versants et le traitement des eaux usées urbaines et portuaires) suggère que l'extension devrait logiquement se poursuivre. Par ailleurs, l'espèce étant d'affinité boréale, un phénomène de seuil n'est pas à exclure quant à l'impact du changement climatique. L'espèce peut se développer dans des eaux chaudes comme en Bassin d'Arcachon, mais des adaptations génétiques ont pu générer des populations capables de résister à des températures estivales de plus de 23°C. L'espèce aura-t-elle suffisamment de plasticité pour que des populations des Glénan s'adaptent à un réchauffement climatique encore plus marqué que le 1°C gagné en moyenne sur l'année depuis les années quatre-vingt-dix ? La réponse n'est pas connue aujourd'hui.

MENACES

Malgré leur abondance locale (le nombre de faisceaux de feuilles dans un herbier est en moyenne de 300 par mètre carré), les herbiers de zostères sont très vulnérables en raison :

- De leur sensibilité aux stress et aux perturbations naturelles et anthropiques. Ceci est apparu dramatiquement dans les années 1930 lorsque les herbiers de *Z. marina* furent presque totalement détruits par la maladie appelée « wasting disease » dans tout l'Atlantique nord. Après avoir semblé au bord de l'extinction, l'espèce s'est lentement réinstallée dans de nombreuses localités. L'explication de ce phénomène n'est toujours pas très claire, cependant il est maintenant admis que des flux et reflux des populations sont corrélés aux variations des paramètres de l'environnement. Dans un premier temps, la maladie avait été attribuée à un micro-organisme pathogène *Labyrinthula macrocystis*, mais il semble maintenant clair que cette infestation était la conséquence d'un stress global plutôt que la cause. La cause réelle est très probablement le résultat d'une conjonction de variations climatiques à méga-échelle spatio-temporelle et de perturbations locales de l'environnement.

C'est ainsi que, pour une grande partie de l'Europe de l'ouest, est apparue une corrélation entre la maladie et une forte réduction de l'insolation pendant la période de croissance durant deux années consécutives, phénomène climatique rare. Dans la même période, une élévation de la température moyenne de la mer de 1 à 3°C a été observée. Des aménagements portuaires et d'autres perturbations anthropiques locales ont pu aggraver le stress et favoriser l'infestation. Il reste à remarquer que pendant toute cette période, aucun autre biotope majeur n'a été affecté, ce qui souligne la vulnérabilité des herbiers aux facteurs lumière, température et stabilité du sédiment.

- De nouveaux types d'activités: il s'agit de la pêche à pied des palourdes 8, particulièrement dans le golfe du Morbihan, et le mouillage estival des bateaux de plaisance dans les abris naturels, zones de prédilection des herbiers 9. L'extension de l'ostréiculture et de la mytiliculture induit localement de très fortes régressions des surfaces colonisées par les herbiers.

8 Pêche à pied sur l'herbier de *Z. noltei*. © FKerninon/IUEM-UBO



9 Le mouillage des bateaux de plaisance en saison estivale induit l'érosion saisonnière des herbiers mais la recolonisation peut se faire en basse saison. © FKerninon/IUEM-UBO



En effet, l'herbier peut subir une pression de mouillage très importante. Sur certaines plages, la gestion des corps morts (dispositif coulé ou ancré au fond de l'eau, relié à une bouée ou un coffre servant de mouillage fixe aux navires) étant faite à la pelle mécanique, les chenilles de cet appareil érodent le sol constitué par les rhizomes de l'herbier et les sédiments fins accumulés. Elles provoquent ainsi un décapage jusqu'au substrat sableux et créent des sillons de 2x60 cm de large sur des centaines de mètres de long ¹⁰.

- Des extractions de sédiments, des aménagements portuaires et surtout à plus vaste échelle l'eutrophisation des eaux côtières : ces facteurs stimulent aussi bien le phytoplancton que les algues épiphytes, réduisant ainsi l'accès de la lumière aux feuilles. La prolifération des algues épiphytes réduit également les échanges de nutriments entre les feuilles de zostères et le milieu ambiant. Les régressions et disparitions récentes de nombreux sites dans lesquels les herbiers s'étaient réinstallés sont sans aucun doute des conséquences directes et indirectes de l'eutrophisation (marées vertes d'ulves qui occupent la place potentielle des zostères).

10

La technique de gestion des corps morts représente une destruction importante de l'herbier qui supporte déjà l'impact des chaînes de mouillages. Ici, le passage d'un engin à chenilles dans un herbier de Saint-Malo.
© JDuchêne/Istrenn



GESTION & PROTECTION

Les herbiers sont devenus ces dernières années des espèces « phares ». Habitats à forte valeur écologique et patrimoniale, ils bénéficient de mesures de gestion et de protection à différentes échelles.

AU NIVEAU MONDIAL

La prise de conscience est maintenant globale. C'est dorénavant au niveau mondial que l'ensemble des phanérogames marines est considéré comme un type d'écosystème à haute valeur. Depuis 2010, *Z. marina* et *Z. noltii* sont identifiées dans la liste rouge de l'UICN en tant qu'espèces à « préoccupations mineures » car elles sont en déclin dans certains sites uniquement. Toutefois cette inscription souligne l'intérêt à porter à ces deux espèces pour éviter qu'elles ne soient davantage menacées à l'échelle du globe. Cela induit partout des démarches de conservation et focalisant les recherches scientifiques à un niveau d'intérêt équivalent aux récifs coralliens et aux mangroves. Il reste à concrétiser cette prise de conscience par des mesures efficaces devant s'appuyer sur des connaissances scientifiques robustes dans les différents domaines concernés.

AU NIVEAU EUROPÉEN

Les herbiers sont recensés parmi les habitats menacés dans la « Directive Habitat » (92/43) et reconnus désormais comme des habitats d'intérêt majeur, nécessitant des mesures de gestion et de conservation particulières.

La « Directive Cadre sur l'Eau » (2000/60/CE), qui a pour objectif de prévenir et réduire la pollution des eaux et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques, a également retenu les herbiers comme habitat à considérer pour évaluer la qualité des masses d'eaux.

Les herbiers de zostères sont également répertoriés par la « Convention OSPAR » pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est, parmi la liste des espèces et habitats menacés et/ou en déclin (2004). *Z. marina* est aussi « strictement protégée » par la Convention de Berne depuis 1979, mais uniquement en Méditerranée (entrée en vigueur de la convention en France en 1990).

Il y a donc, à l'échelle de l'Europe, un contexte favorable pour que les connaissances sur les herbiers progressent et que leur dynamique globale soit surveillée dans le moyen terme.

AU NIVEAU LOCAL, RÉGIONAL & NATIONAL

De plus en plus de pays prennent des mesures légales pour la protection des herbiers. Ces dernières appellent à une politique spécifique d'aménagement, de protection et de mise en valeur qui implique une coordination des actions de l'État et des collectivités locales, ou de leurs groupements. Localement, des arrêtés de protection peuvent aussi être pris.

En France, la loi n°86-2 du 3 janvier 1986 relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral a fait bénéficier les herbiers de zostères du statut de protection en tant qu'habitats. L'article R146-116 du code de l'urbanisme fixe un principe de protection des herbiers depuis 1989 au titre de leur intérêt patrimonial, biologique et écologique. Des arrêtés préfectoraux de protection des herbiers peuvent éventuellement être mis en place localement dans le cadre de l'outil de planification spatiale maritime Schéma de Mise en Valeur de la Mer (ex. : Golfe du Morbihan). Il faut cependant souligner que malgré une meilleure connaissance sur le rôle écologique de cet habitat et les menaces qu'il peut encourir, les mesures légales ne trouvent pas obligatoirement écho quant à leur application pour la gestion et la protection des herbiers. Si très localement l'extension de concessions ostréicoles dans des secteurs d'herbiers peut être repoussée ou renégociée (exemple du secteur de Paimpol), les impacts de la pêche à pied à l'aide d'outils non réglementaires (dragues à main « ravageurs »), ou les zones de mouillage organisées restent forts. Même si un bilan de la présence des herbiers commence à se faire ponctuellement, peu d'aménagements de mouillages ont été modifiés sur la base de la présence des herbiers. Les herbiers pèsent encore peu face au développement portuaire comme l'a mis en évidence l'aménagement du port de Saint-Cast-le-Guildo, mais dans certains secteurs du Parc Naturel Marin d'Iroise, la mise en place de mouillages innovants permettant de limiter l'impact sur les herbiers est expérimentée.

RECOMMANDATIONS

La préservation de l'état de santé des herbiers et leur conservation sont des objectifs accessibles si les efforts entrepris se poursuivent et se renforcent aux différents niveaux décisionnels. Dans ce sens, des recommandations peuvent être avancées à différents niveaux.

LA RÉGLEMENTATION

Les mesures les plus urgentes à prendre pour la protection des herbiers seraient donc, outre une protection légale des deux espèces, de réglementer strictement toute activité engendrant une destruction des parties enfouies des plants de zostères : dragages de coquillages, mouillage des bateaux, pêche à pied avec des engins perturbant le sédiment. Les mesures visant à diminuer les effluents urbains, industriels, portuaires et agricoles devraient être particulièrement fortes dans les secteurs comportant des herbiers. Les activités ostréicoles peuvent se gérer localement avec un respect minimum des herbiers, notamment dans certains secteurs où l'hydrodynamisme est suffisant pour évacuer rapidement les pelotes fécales produites par les huîtres. Ainsi, le compromis entre le développement d'activités économiques et le respect de l'environnement est à rechercher. Il s'agit, à titre d'exemple, d'observer un espacement suffisant entre les tables ostréicoles et de limiter au maximum la circulation d'engins roulants entre elles.

IMPORTANCE DES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE

À l'image du REBENT, de l'Observatoire de l'IUEM et de la DCE, les réseaux en place ont un rôle primordial dans la surveillance des herbiers. Ils sont garants d'une acquisition de données permettant :

- d'une part, d'encourager la réflexion et les échanges entre les scientifiques et gestionnaires,
- d'autre part, de répondre à des attentes locales, régionales, nationales et européennes pour la mise en place des directives concernant les herbiers de phanérogames marines, leur protection et leur utilisation comme bio-indicateur.

Ainsi, le suivi des sites de référence des herbiers de zostères marines de 2003 à 2007 dans le cadre du réseau REBENT a permis d'en mesurer la biodiversité. Les données acquises permettent dès aujourd'hui de dresser un bilan comparatif de l'état écologique des herbiers qui font l'objet d'un suivi et de développer une approche de type bio-indicateur pour évaluer l'état de santé écologique de cet habitat dans un site donné.

AMÉLIORATION DES OUTILS & DES BASES DE CONNAISSANCES

L'efficacité des mesures en faveur de la préservation des herbiers dépend fortement de la disponibilité et de la qualité des informations relatives à l'habitat et à sa dynamique. Différentes actions peuvent être envisagées pour améliorer l'accès et la qualité des données :

- La constitution de bases de données, à l'image de la base de donnée MARBEN et de l'observatoire du domaine côtier de l'IUEM.
- Une meilleure caractérisation des états de référence, c'est-à-dire la structure et la biodiversité optimales des herbiers dans différentes situations environnementales (milieu insulaire, côtes ouvertes, estuaires).
- La standardisation des méthodes de suivi de la dynamique des herbiers.

Afin d'assurer l'homogénéité des rendus et permettre l'élaboration des bilans à l'échelle nationale, les efforts doivent converger vers un protocole de suivi standardisé de la dynamique des herbiers.

En effet, les techniques de cartographie utilisées pour le suivi spatio-temporelle peuvent donner des différences très importantes selon l'objet mesuré (surface végétalisée ou enveloppe de l'herbier, degré de fragmentation, etc.), le support cartographique (photographie aérienne ¹¹, imagerie satellitaire, capteurs hyperspectraux, etc.), les méthodes de délimitation (traitement automatique ou photo-interprétation) et les seuils retenus par les opérateurs pour qualifier la présence/absence des herbiers et la délimitation des taches.

L'application d'un protocole standard reste une condition incontournable pour une analyse de la dynamique spatiale à une échelle globale. Par exemple, en 2010, dans le cadre de la DCE, les experts français ont défini les métriques à prendre en compte (évolution du nombre d'espèces de zostères, évolution des densités et évolution des surfaces d'herbiers) qui doivent tenir compte des exigences de l'Europe quand aux règles de calcul de l'élément de qualité (intervalle de confiance). À noter que la limite inférieure d'extension des herbiers en profondeur est un paramètre fortement recommandé. Il est aisé à mesurer et très intéressant pour révéler la tendance de

la clarté de l'eau, révélant par conséquent les tendances de l'eutrophisation. Ils ont également développé les règles de calcul de l'indicateur de l'élément de qualité « angiospermes » et en 2011, un nouveau protocole de suivi stationnel des herbiers de zostères a été élaboré (complété en 2014). Enfin, dans le cadre du projet Life+ Pêche à pied de loisir (2014-2017), des protocoles standardisés sont développés et appliqués au niveau Manche et Atlantique pour suivre l'impact de la pêche à pied dans les herbiers de zostères.

- Le maintien d'un programme pluriannuel dans la continuité du REBENT pour comprendre la variabilité interannuelle des métriques de suivi des herbiers à *Zostera marina* et *Zostera noltei*.

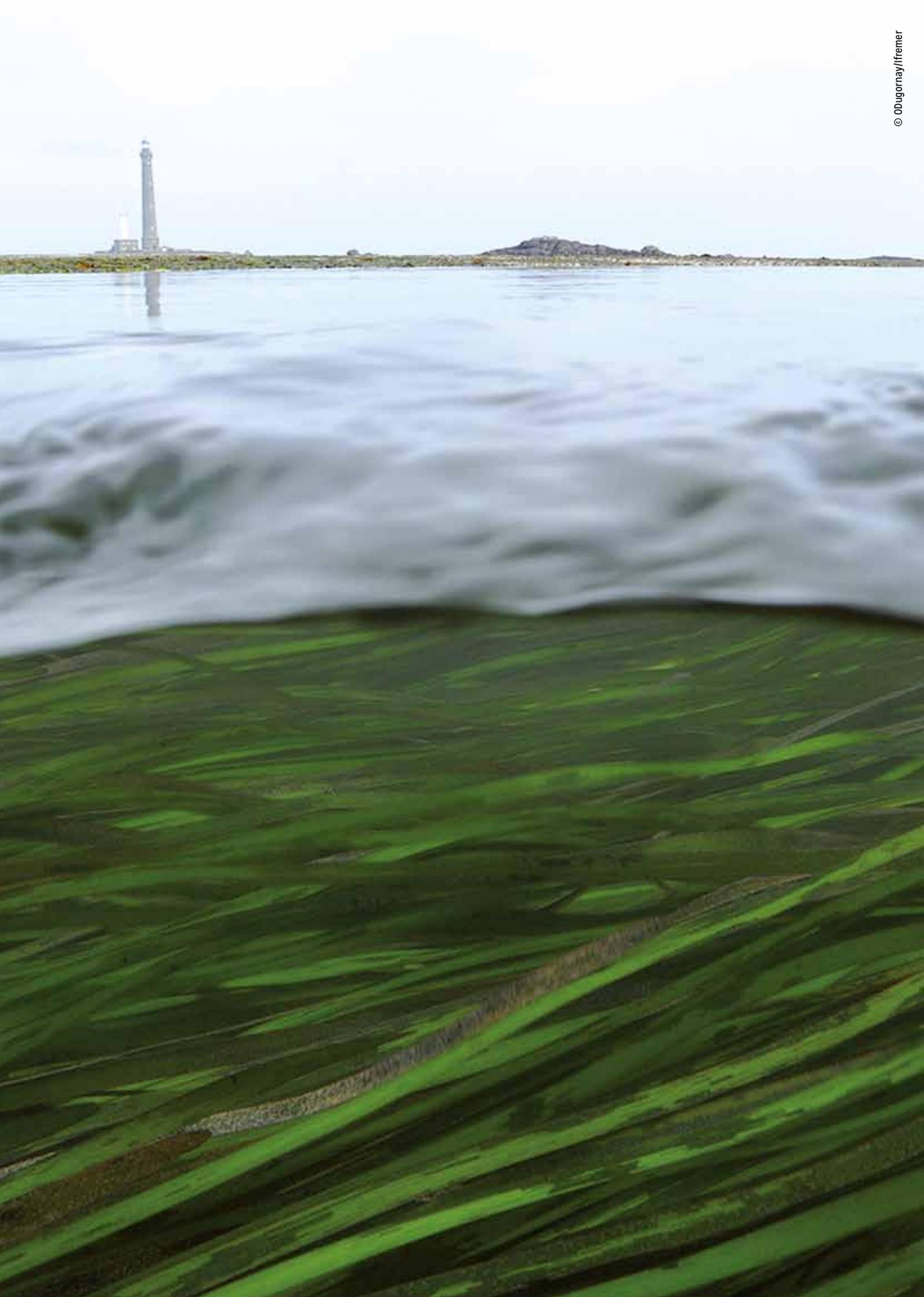
11

Le travail de photo-interprétation des photos aériennes permet d'évaluer les évolutions surfaciques des herbiers : ici deux situations à sept ans d'intervalle (1993 à gauche et 2000 à droite) illustrant une phase d'extension d'un herbier du secteur des Abers en Finistère Nord.



POUR EN SAVOIR +

- Alloncle N., 2005. *Évolution récente des herbiers de Zostera marina en Bretagne: Approche Géomatique*. Rapport de stage LEMAR-Univ. Perpignan, 39 p.
- Auby I., 1991. *Contribution à l'étude des herbiers de Zostera noltei dans le bassin d'Arcachon*. Thèse Doc., Sci. Nat., Univ. Bordeaux I., 162 p.
- Auby I., Trut G., Rigouin L., Ganthy F., Oger-Jeanerret H., Heroin D., Gouriou L., Bujan S., Devaux L., 2015. *Suivi stationnel des herbiers de zostères (Zostera noltei et Zostera marina) et calcul de l'indicateur «angiospermes» de la Masse d'eau côtière FRFC06 - Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne*. 2006-2014, 58 pp.
- Auby I., Sauriau P-G, Oger-Jeanerret H., Hily C., Dalloyau S., Rollet C., Trut G., Fortune M., Plus M., Rigouin L., 2014. *Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) Zostera marina - Zostera noltei*. Version 2. RST/LER/AR/14.01, 50p.
- Bajjouk T., 2003. *Aide à l'élaboration d'une procédure de délimitation automatique des zones de zostère*. Ifremer, DEL/AO, 23 p.
- Barillé L., Robin M., Harin N., Bargain A., Launeau P., 2010. *Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing*. Aquatic Botany, 92, p 185-194.
- Capodicasa V., 2005. *Contribution à la cartographie des herbiers de Zostera noltei sur les vasières intertidales de Bretagne*. Convention CEVA - Université de Corse, 46 p.
- Dalloyau S., 2008. *Réponse fonctionnelle et stratégies d'hivernage chez un anséridé en lien avec la disponibilité de la ressource alimentaire. Cas de la Bernache cravant à ventre sombre (Branta bernicla bernicla) en hivernage sur le littoral atlantique (Île d'Oléron, Charente-Maritime 17)*. Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études, Science de la Vie et de la Terre, Université de Montpellier II.
- Den Hartog C., 1987. "Wasting disease" and other dynamic phenomena in Zostera beds. Aquat. Bot., 27, 3-14.
- Fürhaupter K., Berg T., Meyer T., 2014. *Seagrass indicators - useful for assessing the Good Environmental Status for the Marine Strategy Framework Directive?* Oral presentation. Workshop COST Action 2010-2014: Seagrass productivity - from genes to ecosystem management. Faro, Portugal, mars 2014.
- Hily C., 1997. *Les herbiers de zostère de Bretagne*. Rapport DIREN Bretagne - IUEM, 52 p.
- Hily C., Raffin C., Brun A., Den Hartog C., 2002. *Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France)*. Aquat. Bot., 72, p 37-53.
- Hily C., 2004. *Fiche Technique REBENT n°4 (V2): Suivi des Herbiers de Zostères*.
- Kerninon F., 2014. *Synthèse bibliographique sur la végétation sous-marine: facteurs de distribution et indicateurs spatiaux d'observation et de suivi*. Commande de DYNECO/AG Ifremer Centre de Brest, 16 p.
- OSPAR, 2004. *Liste initiale des espèces et habitats menacés et/ou en déclin*. Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est - Réunion de la Commission OSPAR, Reykjavik, 28 juin - 1^{er} juillet 2004. OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique de Nord-Est.





RÉCIFS D' HERMELLES

STANISLAS DUBOIS
IFREMER

RÉCIFS D'HERMELLES, QUI ÊTES-VOUS ?

Les formations récifales ne se résument pas aux seuls récifs coralliens mais regroupent une plus large variété d'espèces capables de construire ce qu'il convient d'appeler des structures biogéniques (ou bioconstructions) au sens large. Par définition, les formations récifales se définissent comme des structures solides et massives qui sont créées par une accumulation d'organismes, souvent émergeant du substrat - rocheux ou meuble - ou formant un habitat discret et clairement différentiable du substrat avoisinant. La structure récifale peut être composée presque exclusivement de l'organisme et de son tube ou de sa coquille, ou, dans une certaine mesure, être composée de sédiments, graviers et débris coquilliers agglomérés par l'organisme. Il n'est pas toujours évident de faire la distinction entre une structure récifale et un regroupement massif d'individus d'une espèce dont l'association se discrimine nettement du substrat sur lequel elle se développe.

Les annélides polychètes (ou vers marins) grégaires⁽¹⁾ tubicoles⁽²⁾ représentent le principal groupe taxonomique capable de bioconstructions. C'est en particulier le cas des espèces de la famille des Sabellariidae qui comporte une vingtaine de genres dont certains comme *Idanthyrsus*, *Phragmatopoma* ou *Sabellaria* construisent des récifs le long des côtes sur plusieurs dizaines de kilomètres. À l'échelle mondiale, les plus grandes bioconstructions se trouvent sur les côtes d'Amérique du Sud pour l'espèce *Phragmatopoma lapidosa* et sur les côtes européennes pour l'espèce *Sabellaria alveolata*.

Deux espèces de Sabellariidae co-existent sur les côtes européennes :

- *Sabellaria spinulosa* qui est une espèce subtidale qui colonise les fonds à cailloutis et dont les bioconstructions forment de petites boules sur les coquilles et les cailloux colonisés.
- *Sabellaria alveolata* ¹ qui est une espèce intertidale que l'on rencontre au niveau de la zone medio-littorale, et dont les bioconstructions prennent plusieurs formes selon l'environnement local. Classiquement, *S. alveolata* se rencontre sur les estrans rocheux au niveau de la ceinture à Fucales où les associations de tubes se caractérisent par des formes encroûtantes de la roche quand les individus sont en faible densité, jusqu'aux formes en boules et placages épais adossés à la roche quand les densités sont beaucoup plus fortes ¹.

(1) GRÉGAIRES

ESPÈCE VIVANT EN GROUPE.

(2) TUBICOLES

ESPÈCE QUI VIT DANS UN TUBE,
SOIT EN PERMANENCE,
SOIT TEMPORAIREMENT.

Les naturalistes du 19^e siècle les décrivaient ainsi: « Sur ces côtes si violemment battues par les flots, on rencontre tantôt derrière quelque gros rocher, tantôt dans une fente profonde, mais aussi souvent fixées sur quelques pointe entièrement à découvert, des espèces de mottes de sable percées d'une infinité de petites ouvertures à demi-recouvertes par un mince rebord. Chacune de ces mottes, assez semblable à un épais gâteau de ruche de miel est, ou un village ou une populeuse citée. La vivent en recluses des centaines d'Hermelles, annélides tubicoles des plus curieuses que puisse observer le naturaliste. ».

Si les naturalistes appelaient ces annélides des « Hermelles », c'est en raison de leur appartenance à la famille des Hermellidae, aujourd'hui redécrite et scindée en plusieurs familles, dont celle des Sabellariidae à laquelle appartient *Sabellaria alveolata*. Le nom d'Hermelles est resté dans la nomenclature populaire française et la terminologie « récif d'Hermelles » est encore couramment employée. Selon les régions de France, des noms vernaculaires très imagés ont fait leur apparition. Ainsi, en baie du Mont-Saint-Michel, les récifs d'Hermelles sont communément appelés les « crassiers ».

1

Bioconstructions de *Sabellaria alveolata* sur un pointement rocheux sur les plages de Normandie. © SDubois/Ifremer

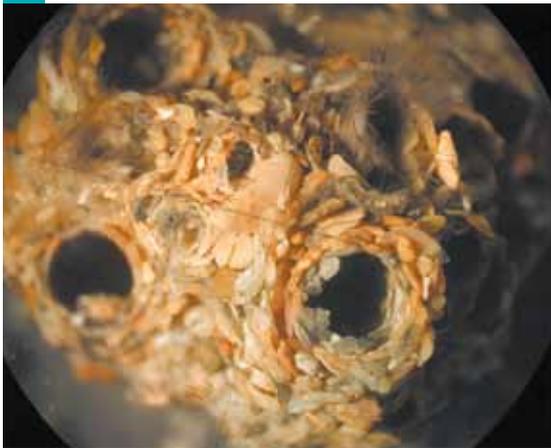


BIOLOGIE DES HERMELLES

Les Hermelles vivent dans des tubes de sable qu'ils construisent pour se protéger des prédateurs et qu'ils ne quittent jamais 2. Un individu peut reconstruire facilement l'extrémité de son tube, mais un tube cassé sur une trop grande hauteur conduit à la mort de l'individu qui se retrouve ainsi sans défense.

2

Vue du dessus à la loupe binoculaire d'une ouverture de tube. Notez l'organisation des grains de sable. Sur la partie supérieure de l'image, un individu déploie ses filaments tentaculaires dans la colonne d'eau. © SDubois/Ifremer



La taille des grains de sable qui compose le tube est assez variable et dépend généralement de ce qui est mis à disposition de l'animal par les courants. Les individus sont également capables de sélectionner les grains selon leur forme et leur nature : les petits morceaux de coquilles sont notamment très appréciés. Les grains sélectionnés sont collés entre eux avec une colle spéciale (un ciment) secrétée par l'animal : il est capable de placer quelques points de colle judicieusement autour des grains pour assurer une solidité maximale à son tube. Ce dernier comporte plusieurs couches

superposées les unes aux autres, à la manière des tuiles d'un toit, montées sur une gaine secrétée par le corps du vers qui sert de support à la couche la plus interne.

L'espèce *Sabellaria alveolata* est une espèce dont les sexes sont séparés. Quand ils sont matures, les mâles (blanchâtres) et les femelles (roses violacées) expulsent leur gamètes dans la colonne d'eau. Deux périodes de ponte annuelle existent sur nos côtes : une première majeure en avril-mai et une seconde, mineure, en septembre-octobre. L'espèce est à cycle benthopélagique, c'est-à-dire que les adultes vivent sur le fond et les larves se développent dans la masse d'eau. Les premières larves mesurent 80 μm 3 dans les premiers stades et grandissent pendant environ 5 semaines jusqu'à atteindre presque 1 mm et devenir compétentes.

3

Premier stade larvaire vu au microscope (grossissement 300 fois). Notez la présence de grandes soies et de cils discrets autour du corps de la larve. © SDubois/Ifremer



Elles sont alors prêtes à se fixer au fond et à construire leur premier tube. Pendant ces 5 semaines de vie pélagique dans la masse d'eau, elles ont été transportées par les courants marins sur des distances parfois grandes mais une fois prêtes à se fixer, les larves - dont la capacité de nage est très limitée - doivent trouver un support favorable à leur installation. Le tube des adultes, grâce au ciment organique, contient une substance que les larves détectent et qui leur indique qu'elles sont sur un support très favorable à leur implantation, à savoir un récif existant.

Les Hermelles sont suspensivores: elles se nourrissent en capturant les particules en suspension dans l'eau. À marée basse, l'animal est au fond de son tube, fermé par un bouchon de vase pour le protéger de la dessiccation mais dès le retour de l'eau, l'animal remonte et étend ses filaments tentaculaires à la sortie du tube. Il possède plusieurs dizaines de filaments qui sont insérés ventralement au niveau de la tête et qui possèdent de nombreux cils microscopiques

permettant la capture et le transport des particules alimentaires vers la bouche. Une fois à la bouche, les particules sont sélectionnées et triées à l'aide de deux palpes buccaux. Les pseudofèces sont rejetées par l'animal sous forme de petites boulettes par l'ouverture du tube, tout comme les fèces expulsées par un appendice caudal qui remonte le long du corps de l'animal 4.

Ces filaments tentaculaires constituent un filtre capable de retenir des particules aussi petites que 5 µm. Le régime alimentaire de cette espèce est composé essentiellement de microalgues planctoniques et de petits débris végétaux remis en suspension par les vagues et capturés par l'animal.

4
Vue dorsale à la loupe binoculaire d'un individu. La tête se situe à gauche. Notez la couronne operculaire en «U» qui protège l'animal dans son tube et les filaments tentaculaires qui dépassent face ventrale. Les extensions rouges et vertes sur le corps sont les branchies. Dans la partie postérieure (à droite), remarquez les extensions blanchâtres qui sont les pieds (ou parapodes) du vers. L'appendice caudal qui remonte le long du corps ventralement est également visible.
© SDubois/Ifremer



DYNAMIQUE ÉCOLOGIQUE

Si la présence de formations récifales à *S. alveolata* sur les estrans rocheux est assez fréquente sur le littoral français, leur croissance est rarement importante et le plus souvent, leur surface ne dépasse pas quelques centimètres. Dans certains cas, ces formations se développent jusqu'à recouvrir entièrement le substrat rocheux et former des récifs de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur 5.

5

Croissance exceptionnelle de récif sus substrat rocheux. Noter les cailloux qui ont servis de support en dessous. © SDubois/Ifremer



L'analyse des conditions environnementales sous lesquelles ces bioconstructions se développent montre que l'hydrodynamisme est toujours important, voire très élevé comme à Duckpool, Cornouaille britannique où le support rocheux est très battu et donc particulièrement exposé à l'action des vagues. L'action des vagues est nécessaire pour remettre en suspension les grains de sable qui servent à la construction du tube. Dans de très rares cas, enfin, les récifs d'Hermelles se développent sur substrat meuble, c'est-à-dire sans réel support rocheux. Un effort

de terminologie doit néanmoins être fait : qu'appelle-t-on un « récif » d'Hermelles ? S'il ne fait aucun doute que quelques tubes ne constituent pas un récif, quelles limites verticales (hauteur/ épaisseur) et horizontales (surface, densité) doit-on considérer pour utiliser la notion de récif ?

La dynamique d'un récif est complexe mais peut être résumée en plusieurs étapes. Les larves se fixent sur un substrat dur qui peut être soit une coquille ou un caillou, soit un tube d'adulte, avant de commencer la construction de leur tube. Lorsque plusieurs tubes initialement horizontaux se rencontrent, la croissance devient verticale, les animaux utilisant respectivement les autres tubes comme support pour croître en hauteur. L'agglomération de nombreux tubes conduits à la formation de placages (sur estran rocheux) ou de structures en boules (sur estran sableux). Ces boules peuvent s'accoler les unes aux autres sous forme de structures coalescentes dont l'extension maximale forme des structures tabulaires ou plats, forme typique d'un état de santé maximal de ces bioconstructions 6.

6

Partie de récif illustrant plusieurs étapes de la dynamique. Notez au premier plan les boules et les structures fusionnées. En arrière-plan, les formes tabulaires. © SDubois/Ifremer



DISTRIBUTION BIOGÉOGRAPHIQUE

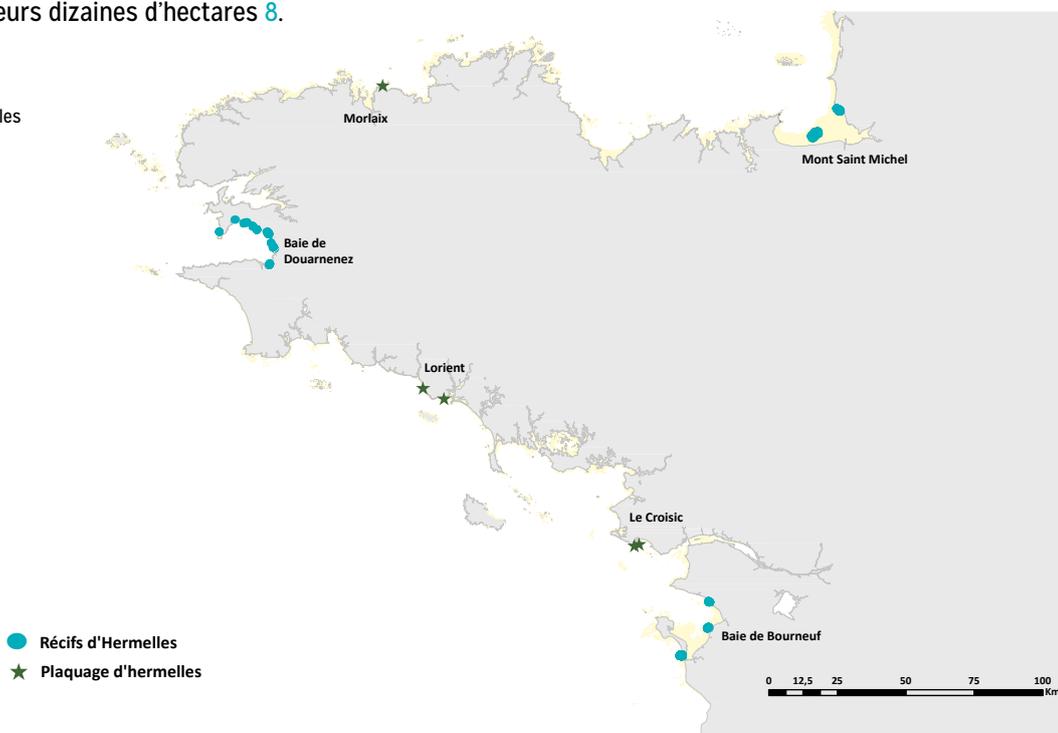
L'espèce *Sabellaria alveolata* est une espèce présente du nord des côtes anglaises au sud des côtes marocaines. Ce sont sur les côtes anglaises et françaises que les plus fortes concentrations d'Hermelles sont rapportées mais des études ont été ou sont actuellement conduites sur les côtes portugaises, espagnoles et italiennes. La présence de cette espèce est souvent discrète sur les platiers rocheux de la façade Atlantique ou de la Manche où quelques tubes peuvent parfois passer inaperçus parmi les ceintures à *Fucus sp.* 7 qui les recouvrent à marée basse. Des placages plus imposants sont parfois rapportés par des observateurs locaux mais il n'existe pas de carte détaillée de cet habitat récifal sur les côtes françaises. Les plus grandes bioconstructions – appelées *de facto* récifs sans ambiguïté – se trouvent entre les côtes du Cotentin (Basse-Normandie) et celles de la baie de Bourgneuf (Loire-Atlantique). La région Bretagne, qui héberge les plus grandes formations récifales à *Sabellaria alveolata*, présente également de nombreux sites ou des placages se développent de façon plus ou moins importante (carte). Seuls deux endroits sont actuellement connus en Europe (et *de facto* au niveau mondial) pour abriter des constructions récifales sur substrat meuble: le site de Barbâtre (île de Noirmoutier, Pays de la Loire) et la baie du Mont-Saint-Michel (Bretagne) où ces récifs s'étendent sur plusieurs dizaines d'hectares 8.

La baie du Mont-Saint-Michel abrite deux récifs d'Hermelles, le récif de Saint-Anne qui s'étend sur une centaine d'hectares au centre de la baie et le récif de Champeaux, plus petit, qui s'étend sur quelques hectares dans la partie Est. Le récif de Saint-Anne est la plus grande bioconstruction européenne et, à ce titre, possède une valeur biologique patrimoniale évidente 9.

7 Présence de placages d'Hermelles au niveau de la ceinture à *Fucus vesiculosus*, en mode battu. © SDubois/Ifremer



Présence des Hermelles en Bretagne.



8 Les récifs de Barbâtre, île de Noirmoutier, se développent sur un estran sableux. © SDubois/Ifremer



9 Vue générale du récif d'Hermelle de Saint-Anne (baie du Mont-Saint-Michel) qui s'étend sur plus de 100 hectares. © SDubois/Ifremer



RÔLE ÉCOLOGIQUE & CONCENTRATEUR DE BIODIVERSITÉ

Dans les milieux où les récifs d'Hermelles se développent, ils jouent des rôles écologiques très variés qui leur confèrent un intérêt qui va bien au-delà de l'intérêt patrimonial paysager.

Les récifs d'Hermelles en général et ceux se développant sur substrat meuble en particulier abritent une biodiversité qui se démarque de celle que l'on trouve dans leur environnement immédiat. Les récifs abritent un plus grand nombre d'espèces (richesse spécifique) en raison des multiples anfractuosités, fissures et autres micro-habitats colonisés par de nombreux invertébrés qui s'y installent et s'y développent, soit directement sur les parois récifales, soit dans les tubes inhabités 10/11.

Dans la baie du Mont-Saint-Michel, des études ont révélé que le nombre d'espèces moyen était plus de 5 fois plus important dans les récifs que dans les sédiments meubles qui les bordent. La composition des assemblages d'espèces rencontrés sont également très différents.

En effet, les récifs ont la particularité de créer un milieu rassemblant des espèces provenant de divers habitats : des substrats meubles aux substrats durs et des zones intertidales (vasières et sables) aux zones subtidales plus au large (sables grossiers, sédiments hétérogènes envasés). Certaines espèces semblent même être uniquement retrouvées sur les récifs comme certains petits gastéropodes (*Noemiamea dolioliformis*) ou certains petits vers ronds (nématodes). Enfin, il a été montré que chaque étape de la dynamique récifale (structure en boule, en barrière, platier) hébergeait une faune qui était différente, cela en fonction des formes d'habitats propres à chaque état. En somme, les structures physiques que *Sabellaria alveolata* élabore offrent un habitat concentrateur de biodiversité et représentent un véritable hotspot de biodiversité.

10

Petite cavité comblée par la vase dans laquelle se développe des anémones fouisseuses (petits trous). © SDubois/Ifremer



11

Grand platier récifal montrant les cuvettes formées au sein du récif et dans lesquelles de nombreuses espèces se développent. © SDubois/Ifremer



PLACE SPÉCIALE DANS LE RÉSEAU TROPHIQUE

La quantité d'eau filtrée par un individu de *Sabellaria alveolata* pour se nourrir est très faible mais les densités rencontrées (parfois plus de 30 000 individus.m²) font des récifs d'Hermelles de véritables filtres biologiques. Il a été calculé qu'un mètre carré de récif pouvait filtrer en moyenne plus de 50 litres d'eau par heure. Dans des zones productives, ces récifs contribuent donc activement au transfert de la matière organique dans les écosystèmes où les récifs se développent sur de grandes surfaces.

De plus, outre leur rôle de consommateur de phytoplancton, ces petits vers représentent une nourriture pour plusieurs vertébrés et invertébrés. De nombreux crabes (*Cancer pagurus*, *Carcinus maenas*) et poissons de roches (*Blennius pholis*) vivent dans les anfractuosités récifales et se nourrissent des vers. Certains poissons plats (*Solea solea*) viennent également tout spécialement se nourrir sur les récifs à marée haute des têtes des vers.

STOCK DE SÉDIMENTS CALCAIRES

Les plus grands récifs d'Hermelles se développent dans des environnements sableux caractérisés par de forts mouvements sédimentaires. Ces sables moyens propres et mobiles contiennent une forte proportion de fragments de coquilles calcaires (appelés sables bioclastiques) qui sont utilisés dans la construction des tubes par les vers. Il a ainsi été montré que les tubes comportent entre 60 et 80% de sédiments bioclastiques.

Les récifs représentent ainsi une véritable réserve de calcaire à l'échelle de la baie et une forme originale d'exemple de récif carbonaté vivant en milieu tempéré.

MENACES

Les récifs d'Hermelles ne sont pas exempts des effets de la pression humaine sur le littoral. L'histoire de la relation entre les hommes et les récifs n'est pas nouvelle et a connu de nombreuses divergences. Dès 1832, Audouin et Milne-Edouards parlaient des Hermelles comme d'un «ennemi dangereux pour les huîtres, etc. qu'il conviendrait peut-être de chercher à arrêter le progrès, etc. et de détruire». Les naturalistes comme De Quatrefages (1854) sauront faire ressortir l'unicité et la curiosité liées aux récifs d'Hermelles (cf citation des «Souvenir d'un naturaliste» en introduction). Mais dès 1921, un rapport de l'Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes rédigé par Dolfus classe les Hermelles comme «maladies et ennemis des huîtres» 12.

12

Reproduction du Larousse illustré de 1923 montrant le récif d'Hermelles de la baie du Mont-Saint-Michel et la présence de gardes du littoral sur ce site jugé néfaste pour la production locale d'huîtres.



Ce n'est véritablement qu'à partir de 1970 avec les travaux d'Yves Gruet que des études scientifiques commenceront à mettre en évidence l'intérêt biologique de ces bioconstructions et l'impact possible des pressions humaines. Deux types de pressions peuvent être recensées et classées en pressions directes et indirectes.

Les pressions directes prennent la forme de dégradations physiques dues principalement à la pêche à pied. L'action mécanique de piétinement des récifs par les pêcheurs et la destruction des blocs de récifs pour déloger crabes, palourdes, huîtres creuses ou moules représente la dégradation la plus visible. La pêche à pied génère une fragmentation de l'habitat récifal qui a des conséquences sur la diversité de la faune associée aux récifs ainsi que sur la survie des récifs, de petits blocs étant plus sensibles à l'action mécanique des vagues 13.

L'arrachage des épibiontes telles que les huîtres creuses provoque également une dégradation de la surface récifale qui est alors plus facilement colonisables par ces dernières. Un cercle sans fin et sans solution viable pour le récif débute alors.

13

Pêcheur à pied détruisant les platiers sur le récif de Champeaux (Normandie). Notez la couleur très sombre des récifs, témoignant d'un envasement marqué du récif suite à une dégradation de son état de santé. © SDubois/Ifremer



Les pressions anthropiques indirectes affectent les récifs de façon plus pernicieuse et sur des échelles de temps plus longues. L'exemple du plus grand récif européen situé en baie du Mont-Saint-Michel illustre l'ensemble de ces pressions. Entre le récif et les eaux plus au large se trouve désormais une barrière continue de structures conchylicoles (tables à huîtres et bouchots à moules) dont les larves trouvent comme support immédiat la structure récifale (engendrant les conséquences mentionnées plus haut) parfois recouverte à 100% 14.

14

Portion récifale presque entièrement colonisée par les huîtres. Les apports en larves se font à partir des concessions ostréicoles situées à proximité. © SDubois/Ifremer



Le récif alors étouffé n'est plus entretenu par les vers et s'érode rapidement sous l'action mécanique des vagues. Les bouchots à moules situés devant le récif modifient également l'hydrodynamisme local et freinent de façon conséquente les courants du large. Juste en arrière de ces bouchots se crée donc une zone de dépôt des particules fines (les vases) qui sédimentent au niveau des récifs. De récentes études montrent un envasement progressif des structures récifales et une augmentation de la turbidité qui gêne considérablement l'alimentation des Hermelles.

En effet, les filaments tentaculaires de *Sabellaria alveolata* se colmatent avec une augmentation des vases et les vers captent donc moins de phytoplancton. Une autre pression anthropique indirecte est causée par les proliférations d'algues vertes (ulves et entéromorphes) issues des apports terrigènes. Le récif offre une structure solide sur laquelle se fixent ces algues, recouvrant à marée basse de larges portions de récif 15.

15

Large portion récifale colonisée par les algues vertes (ici du genre *Ulva*). Les algues apparaissent dès le mois d'avril, et leur développement empêche les larves d'Hermelle de venir recoloniser le récif. © SDubois/Ifremer



Les conséquences se font surtout sentir à marée haute car ces macroalgues oscillent avec les courants de marée et empêchent les larves d'invertébré de se fixer sur les récifs. Il a ainsi été montré que les zones où se développent les ulves souffrent d'un déficit en recrutement de juvéniles d'Hermelles, nécessaire au maintien et à la résilience des récifs.



GESTION, PROTECTION & RECOMMANDATIONS

Peu de mesures existent à l'échelle nationale et européenne pour la gestion et la protection des récifs à *Sabellaria alveolata*. Les «récifs» («reefs», code 1170) sont listés en Annexe I de la Directive Habitat 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que des espèces de la faune et de la flore sauvages. À ce titre, par l'intermédiaire du réseau Natura 2000, ces bioconstructions devraient faire l'objet de Zones Spéciales de Conservation avec pour objectif d'empêcher, par des mesures contractuelles, réglementaires ou administratives appropriées, la détérioration de cet habitat naturel. Dans les faits, malgré le cadre européen existant, il n'existe pas d'application de cette directive et les formations récifales à *S. alveolata* ne font l'objet d'aucune mesure générale à l'échelle des côtes françaises. Au Royaume-Uni, la Directive Habitat a déclenché un plan d'action «Biodiversité» (UK Biodiversity Action Plan) dans lequel ces bioconstructions ont été cartographiées, référencées et sont actuellement suivies afin d'acquérir les connaissances manquantes à leur bonne préservation.

À un niveau régional ou local cependant, certaines mesures ont été prises afin d'informer les usagers et de protéger les récifs. Plusieurs communes ont mis en place des panneaux pédagogiques afin d'expliquer ce que sont les Hermelles, qui souffrent surtout de l'ignorance des pêcheurs à pied. Dans la baie du Mont-Saint-Michel, le plus grand récif d'Hermelles d'Europe est également un haut lieu de la pêche à pied où, lors des grandes marées, des milliers de personnes se rendent, en tracteur ou à pied, pour toutes sortes de pêche à pied 16.

Des arrêtés préfectoraux réglementent le nombre de personnes transportées ou la quantité de coquillages ramassés afin de protéger indirectement le récif. Un arrêté municipal mentionne néanmoins que le banc d'Hermelles en baie du Mont-Saint-Michel bénéficie d'un «classement en gisement coquillier qui réglemente

la pêche à pied et interdit toute forme de dégradation et de destruction des récifs» (Article 7 de l'arrêté n° 247 de la D.R.A.M. de Rennes). Ce récif est pourtant particulièrement menacé et actuellement en mauvais état de santé. Un suivi a été entrepris et un indice de bon état écologique a été proposé par les scientifiques qui constatent une dégradation des récifs de la baie du Mont-Saint-Michel. Les mesures législatives existent mais ne sont pas appliquées. Des mesures pédagogiques pourraient venir renforcer une action nécessaire de gestion de ce patrimoine biologique menacé à moyen terme. Enfin, une campagne cartographique, à l'instar de ce qui a été entrepris sur les côtes anglaises, semble une action indispensable à l'établissement d'un état de santé de référence de cet habitat remarquable des côtes françaises.

En conclusion, les bioconstructions à *S. alveolata* sont assez courantes sous la forme de placages et petites structures adossées à la roche mais des véritables récifs, se développant sur substrat meuble, sont particulièrement rares et devraient faire l'objet de toutes les attentions. Non seulement ils jouent des rôles souvent clés dans le fonctionnement des écosystèmes mais ils représentent un patrimoine paysager et biologique unique sur les côtes françaises.

16

En baie du Mont-Saint-Michel, sur le récif de Saint-Anne (en arrière plan) lors des grandes marées, des dizaines de tracteurs transportent les pêcheurs jusqu'aux Hermelles (4 km) où ils collectent huîtres, moules et palourdes notamment.
© SDubois/Ifremer



POUR EN SAVOIR +

- De Quatrefages A., 1854. *Souvenir d'un naturaliste*. Tome 2, p 180.
- Dubois, S., Retiere, C., Olivier, F., 2002. *Biodiversity associated with Sabellaria alveolata (Polychaeta: Sabellariidae) reefs: effects of human disturbances*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, p 817-826.
- Dubois S., Barillé L., Barillé A.L., Gruet Y., 2004. *Conditions de préservation des formations récifales à Sabellaria alveolata (L.) en baie de Bourgneuf*. Rapport d'étude Natura 2000 DIREN Loire-Atlantique, 65 p.
- Dubois, S., Barille, L., Cognie, B., Beninger, P.G., 2005. *Particle capture and processing mechanisms in Sabellaria alveolata (Polychaeta: Sabellariidae)*. *Marine Ecology-Progress Series* 301, p 159-171.
- Dubois, S., Commito, J.A., Olivier, F., Retiere, C., 2006. *Effects of epibionts on Sabellaria alveolata (L.) biogenic reefs and their associated fauna in the Bay of Mont-Saint-Michel*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68, p 635-646.
- Dubois S., Barille, L., Cognie B., 2009. *Feeding response of the polychaete Sabellaria alveolata (Sabellariidae) to changes in seston concentration*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 376, p 94-101.
- Fournier J., Etienne S., Le Cam J.B., 2010. *Inter- and intraspecific variability in the chemical composition of the mineral phase of cements from several tubebuilding polychaetes*. *Geobios*. 43, p 191-200.
- Gruet, Y., Bodeur, Y., 1994. *Sélection des grains de sable selon leur nature et leur forme par Sabellaria alveolata Linné (Polychète, Sabellariidé) lors de la reconstruction expérimentale de son tube*. In *4th International Polychaete Conference*. p 425-432. *Mem. Mus. Natn. Hist. Nat, France*.
- Hendrick V.J., Foster-Smith R.L., 2006. *Sabellaria spinulosa reef: a scoring system for evaluating 'reefiness' in the context of the Habitats Directive*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, p 665-677.
- Pawlick J.R., 1988. *Larval settlement and metamorphosis of Sabellariid Polychaetes, with special reference to Phragmatopoma lapidosa, a reef-building species, and Sabellaria floridensis, a non-gregarious species*. *Bulletin of Marine Science* 43, p 41-60.
- Wilson, D.P., 1974. *Sabellaria colonies at Duckpool, North Cornwall, 1971-1972*. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom* 54, p 393-436.





RÉCIFS
D'HUÎTRES
CREUSES

JULIE DUCHÊNE
ISTRENN

RÉCIFS D'HUÎTRES CREUSES, QUI ÊTES-VOUS ?

Crassostrea gigas ¹, connue sous les noms «huître creuse du Pacifique» ou «huître japonaise» est une espèce introduite et élevée en France depuis les années 60, pour pallier l'effondrement des autres espèces d'huîtres jusqu'alors cultivées : l'huître plate, *Ostrea edulis*, et l'huître portugaise, *Crassostrea angulata*, victimes de parasitoses.

Cette espèce a rapidement proliféré hors des parcs ostréicoles et constitué des populations sauvages dans deux bassins ostréicoles du sud de la Loire, Marennes-Oléron et Arcachon, où, depuis 40 ans, l'espèce se reproduit annuellement et dont le captage naturel des larves constitue la base de 70% de la conchyliculture française.

Depuis une vingtaine d'années, en lien avec l'élévation de la température des eaux marines favorisant sa reproduction et la survie des larves dans des conditions thermiques et halines favorables, des populations naturelles se sont formées dans de nombreux autres secteurs plus au nord, en particulier en Bretagne, principalement à proximité immédiate des élevages d'où

étaient issues les pontes. Elles sont fixées préférentiellement sur les estrans rocheux, mais parfois aussi sur des supports durs dispersés sur des sédiments meubles, sur d'autres espèces à coquille ou des supports inertes comme des cales, des structures ostréicoles, etc.

Lorsque ce phénomène s'est accéléré dans les années 2000, il a été qualifié d'invasif, n'épargnant que très peu de secteurs en Bretagne, même les îles, et pouvant conduire à un recouvrement total des substrats sous-jacents, voire à la création de véritables «récifs» d'huîtres.

Espèce ingénieur ⁽¹⁾, *Crassostrea gigas* forme donc un habitat particulier pouvant se développer en milieu intertidal sur des substrats durs ² ou meubles ³, pourvu qu'il y ait un support propice à l'installation des larves. Les récifs d'huîtres creuses sont constitués de plus de mille huîtres au mètre carré, les unes sur les autres, sur plusieurs dizaines de centimètres de hauteur. Ils jouent alors un rôle de support, de refuge et de zone d'alimentation pour plusieurs espèces et rendent de nombreux services écosystémiques.

¹ L'huître creuse *Crassostrea gigas*. © JDuchêne/Istrenn



(1) ESPÈCE INGÉNIEUR

SE DIT D'UNE ESPÈCE POUVANT MODIFIER PHYSIQUEMENT SON ENVIRONNEMENT ET CONSTITUER UN HABITAT À PART ENTIÈRE QUI PERDURE MÊME AU-DELÀ DE LA MORT DES INDIVIDUS LE CONSTITUANT.

Néanmoins, les conséquences de la prolifération d'huîtres creuses peuvent parfois être négatives au niveau écologique car elle induit des modifications profondes dans les écosystèmes. Des changements se produisent au niveau de la biodiversité (homogénéisation du milieu et banalisation du paysage, compétition avec d'autres espèces, dépôt de matière organique, etc.) mais aussi au niveau socio-économique (perte financière pour la conchyliculture du fait de l'entretien des structures et de la compétition avec les huîtres d'élevage, accessibilité à certaines zones de pêche menacée, bien-être des usagers perturbé, etc.).

Mais parallèlement, malgré sa forte capacité de colonisation, l'huître creuse est victime depuis 2008 de surmortalités estivales touchant le naissain dans les élevages et, dans une moindre mesure, dans les populations naturelles. Depuis l'été 2012, les individus adultes font face également à des mortalités. Les récifs d'huîtres creuses commencent donc à attirer l'attention des professionnels de l'ostréiculture et de la pêche à pied qui font face à des mortalités dans les gisements d'autres bivalves, au regard des potentialités d'exploitation qu'ils peuvent présenter.



2 Récif d'huîtres creuses sur roche. © JDuchêne/Istrenn

3 Récif d'huîtres creuses sur vase. © JDuchêne/Istrenn



DISTRIBUTION & EXTENSION

COLONISATION DES TERRITOIRES

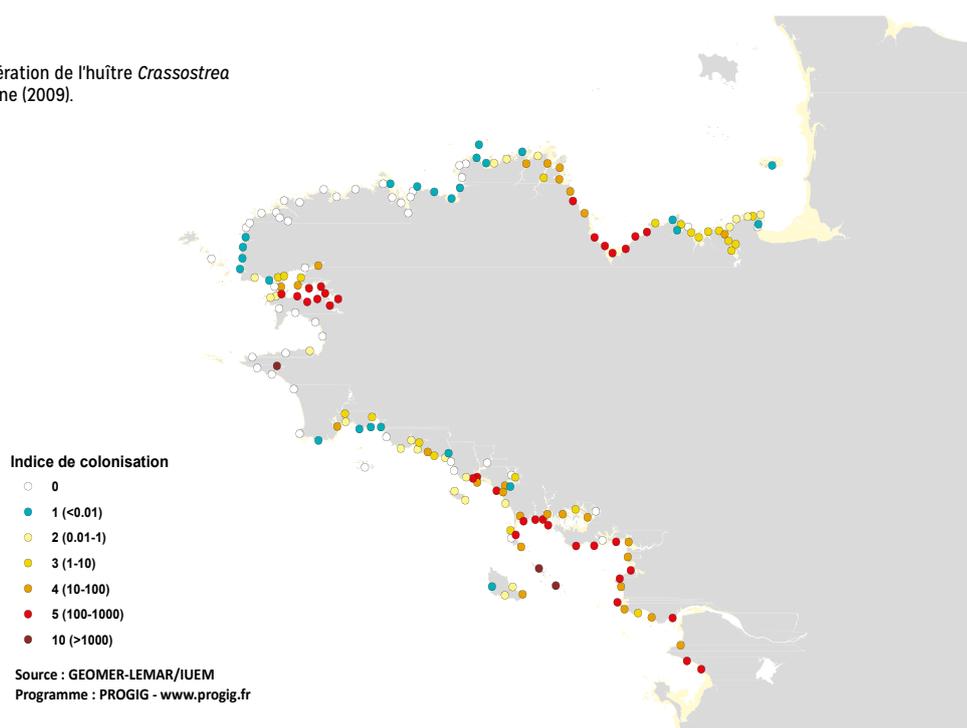
L'huître creuse est originaire du Japon où elle est cultivée depuis des siècles. Du fait de sa grande tolérance à des conditions environnementales variées, elle a été introduite à des fins d'élevage dans de nombreuses régions du monde (Amérique du nord et du sud, Europe, Afrique du nord et du sud, etc.). Elle a ainsi été importée en France volontairement en 1966 pour tester ses potentialités d'élevage après les mortalités ayant décimé les huîtres plates puis les huîtres portugaises, jusqu'en 1970. Les résultats ayant été concluants, plusieurs centaines de tonnes d'huîtres adultes furent importées du Canada dans le bassin de Marennes-Oléron, puis 10 000 tonnes de naissain du Japon pour être cultivés sur toutes les côtes françaises, entre 1971 et 1977.

Très rapidement après son introduction dans le bassin de Marennes-Oléron, *Crassostrea gigas* a montré une forte capacité à se reproduire

naturellement et à survivre. Dès 1975, les premières observations d'individus sauvages ont été faites à proximité des parcs ostréicoles à Marennes-Oléron et Arcachon, puis plus au nord jusqu'au golfe normano-breton, depuis les années 90. Le processus de colonisation s'est ensuite accéléré à partir de 2000 (carte). Devant sa forte adaptation au milieu naturel, à sa croissance rapide, à son grand succès reproducteur, à sa survie élevée et à sa vitesse de colonisation, l'huître creuse a été déclarée comme espèce invasive.

En effet, cette espèce euryhaline et eurytherme supporte de larges gammes de température (entre 2 et 35 °C) et de salinité (entre 15 et 50 psu), ce qui lui permet de coloniser une grande variété de milieux, depuis la zone intertidale préférentiellement, jusque quelques dizaines de mètres de profondeur, à condition que des supports durs indispensables à la fixation des larves soient présents. L'huître creuse a un comportement grégaire qui favorise l'installation des larves sur leurs congénères déjà présents.

État de la prolifération de l'huître *Crassostrea gigas* en Bretagne (2009).



Le développement de récifs proprement dits (constitués de plusieurs niveaux d'individus) a été observé en certains endroits de la rade de Brest et du golfe du Morbihan, de la baie de Bourgneuf, des Pertuis-Charentais, du bassin de Marennes-Oléron et de l'estuaire de la Gironde, ainsi que du bassin d'Arcachon.

Notons que les données disponibles sur la distribution, les densités et les biomasses des populations d'huîtres creuses sauvages en France sont ponctuelles, pas toujours récentes et que les méthodologies employées ne sont pas les mêmes. En effet, elles varient selon les organismes en charge des études et les unités de description des populations ne permettent pas toujours de comparer les données entre les sites. Par exemple, certaines d'entre elles font état du nombre d'individus par unité de surface en distinguant ou non les individus vivants et morts, d'autres utilisent des mesures de poids frais entier, ou uniquement de chair, ou sec, etc.

CONDITIONS DE COLONISATION

L'installation d'une population et le recrutement de nouveaux individus dépendent de deux facteurs qui sont liés aux conditions environnementales :

- le succès reproducteur, en fonction du nombre et du bon état physiologique des géniteurs (en lien avec la qualité de l'eau et les pathogènes), de la présence suffisante de nourriture appropriée dans le milieu, de la température et des marées.

- la survie et la dispersion larvaire dépendantes de la température, d'un apport nutritif suffisant, de la prédation, des maladies et de l'hydrodynamisme.

Ainsi, bien que l'espèce soit distribuée un peu partout sur nos côtes, les récifs d'huîtres creuses se rencontrent davantage dans les zones faiblement brassées telles que les estuaires ou les fonds de baies ⁴, qui favorisent le confinement des larves et donc l'auto-recrutement sur les coquilles des adultes. Des apports extérieurs en larves peuvent cependant avoir lieu, en fonction de l'hydrodynamisme. Toutefois, la durée de vie larvaire, comprise entre 15 et 25 jours, permet une dispersion sur de longues distances, en fonction des courants. Ainsi, des milieux éloignés de la population source, où les conditions pour la reproduction ne sont pas nécessairement réunies, peuvent être colonisés. La dynamique des populations naturelles d'huîtres creuses peut varier annuellement en fonction de nombreux paramètres environnementaux, ainsi qu'à moyen et long terme avec le réchauffement climatique. Ce dernier est favorable à la reproduction des huîtres creuses mais également au développement d'organismes pathogènes, de prédateurs et de compétiteurs. Des observations récentes mettent en évidence de nouvelles colonisations, mais aussi des stagnations, voire des régressions des populations sauvages.

4

Développement d'un récif d'huîtres creuses sur un banc de vase en milieu estuarien (rade de Brest). © ODugornay/Ifremer



RÔLES FONCTIONNEL ET STRUCTUREL

En France, si de rares études font parfois état des densités, de la croissance, de la mortalité et du recrutement des individus dans les populations sauvages d'huîtres creuses, seules deux d'entre elles étudient les récifs d'huîtres creuses en tant qu'habitat. Grâce à leur structure tridimensionnelle, ils recèlent de microhabitats hébergeant une diversité faunistique et floristique importante, plus élevée que sur des substrats nus. Les récifs constituent en effet un support pour la faune et la flore benthique, ainsi qu'une zone de refuge et d'alimentation pour de nombreuses espèces, dont certaines sont commercialement exploitées. La biodiversité locale est ainsi augmentée.

En rade de Brest, il a été montré qu'ils augmentent d'un facteur 4 la surface disponible pour l'épifaune benthique, tant sur substrat meuble que rocheux. Dans les sédiments meubles sous les récifs, la richesse spécifique est de 33 espèces, contre 20 dans les sédiments non colonisés et 58 dans le récif lui-même. Les récifs sur substrat rocheux abritent une cinquantaine d'espèces contre une dizaine sur le substrat nu. L'abondance de la macrofaune est vingt fois plus importante dans le récif et sédiment sous-jacent que dans le sédiment seul, et cinq fois plus sur les récifs sur roche (où elle est trois fois plus forte que dans les récifs sur substrat meuble) que sur la roche nue.

Dans le bassin d'Arcachon, où les récifs d'huîtres sauvages forment un nouvel habitat de substrat dur, alors qu'il n'est constitué que de sédiments meubles à l'origine, 111 espèces ont été recensées dans les récifs d'huîtres sauvages, dont certaines exogènes au bassin, contre environ 70 dans les autres secteurs. L'abondance de l'épifaune est également apparue plus importante dans les récifs. Les espèces majoritairement représentées sont des mollusques, des crustacés et des vers annélides. Des espèces mobiles comme des prédateurs (poissons, décapodes, oiseaux, etc.), qui mériteraient d'être davantage étudiés, peuvent venir se nourrir sur cet habitat.

Les récifs d'huîtres rendent par ailleurs de nombreux services écosystémiques. Par leur structure, ils contribuent à limiter l'hydrodynamisme et à la sédimentation des particules fines, donc préservent de l'érosion. En outre, du fait du régime alimentaire et de la capacité de filtration des huîtres creuses (microphytoplancton principalement, microzooplancton, matière organique, mais aussi bactéries, virus, parasites, métaux lourds, hydrocarbures), ils peuvent participer à la purification des masses d'eau. Parmi les produits de la digestion, des nutriments pourront être exportés, ainsi que de la matière organique, qui, via le processus de reminéralisation en sels nutritifs, favorise la production primaire.

IMPACTS

ÉCOLOGIQUES

En plus de conduire à une homogénéisation et une banalisation du paysage intertidal, les huîtres creuses peuvent modifier profondément l'écosystème. En forte densité, ce sont des compétiteurs spatiaux et trophiques pour d'autres espèces qui peuvent les concurrencer fortement, à l'instar d'autres bivalves et notamment des huîtres d'élevage. Elles peuvent également modifier les interactions benthopélagiques ainsi que la chaîne alimentaire. De même, l'excrétion de fèces formant des biodépôts contribue à un envasement du milieu s'ils ne sont pas mis en suspension et exportés par les courants.

Il faut également souligner la colonisation des huîtres creuses sur des substrats variés, incluant d'autres habitats, au détriment de ces derniers : moulières 5, bancs d'hermelles 5, roches à pouces-pieds ou encore herbiers de zostères. Des études doivent être poursuivies sur leur impact sur les Fucales, qui ne semblent pas défavorisées par la présence d'huîtres creuses. Actuellement, *C. gigas* ne concurrence pas l'huître plate *Ostrea edulis*, que l'on rencontre à des niveaux bathymétriques inférieurs, sachant que ces deux espèces ne partagent pas la même niche écologique. Mais si cette espèce indigène devait reconquérir son biotope originel jusqu'en zone intertidale, une compétition entre les deux pourrait alors se développer.

5

Compétition spatiale et trophique des huîtres creuses avec des moules bleues *Mytilus edulis*. © MLejart/LEMAR-UBO, et avec des hermelles *Sabellaria alveolata*. © JDuchêne/Istrenn



ÉCONOMIQUE

Les conséquences économiques liées au développement de fortes densités d'huîtres sauvages concernent de nombreux usagers, à commencer par les professionnels. En effet, en se fixant sur toute sorte de substrat dur, y compris les installations portuaires et conchylicoles 6, leur présence implique un surcoût d'entretien pour le nettoyage des structures colonisées. La compétition trophique et spatiale que peut constituer l'huître creuse vis-à-vis d'autres espèces exploitées (huîtres creuses d'élevage, bivalves tels que les coques, les moules ou les palourdes, etc.) peut défavoriser les entreprises conchylicoles, par exemple dans le bassin d'Arcachon où le stock d'huîtres sauvages est quatre fois plus important que le stock cultivé, ainsi que la pêche à pied professionnelle.

Les loisirs et le tourisme peuvent être également impactés : les coquilles robustes et coupantes des huîtres creuses sont en effet dangereuses pour les plagistes et les baigneurs, et pour le matériel nautique. D'aucuns estiment que la présence massive des huîtres est inesthétique et constitue une gêne paysagère dans des espaces à forte valeur patrimoniale 7.

6

Colonisation de structures anthropiques par des huîtres creuses : un quai dans le Morbihan et des tables ostréicoles dans les Côtes-d'Armor. © MLejart/LEMAR-UBO



7

Impact de la présence des huîtres creuses sauvages sur le paysage intertidal et les activités en rade de Brest. © JHabasque/IRD



MENACES

Il existe des facteurs naturels ayant un impact négatif sur les récifs d'huîtres creuses sauvages. En effet, bien que cette espèce ubiquiste⁽²⁾ soit tolérante à des variations de conditions environnementales, certains paramètres peuvent altérer sa reproduction, la survie et la dispersion larvaire à la base du recrutement de nouveaux individus dans la population. La prédation des huîtres dans les récifs par les daurades, les étoiles de mer, les bigorneaux perceurs ⁸, les crabes verts et certains oiseaux (huîtres-pies, goélands, etc.) peut être à l'origine de mortalités. De nombreux agents pathogènes appartenant à la famille des virus (ex. : OsHV-1), des champignons (ex. : *Ostracobable implexades*), des bactéries (ex. : *Vibrio splendidus*) ou des parasites (le copépoïde *Mytilicola spp.*, le vers *Polydora spp.*, l'éponge perforante *Cliona spp.*, divers protozoaires (ex. : *Haplosporidium nelsoni*), etc.) provoquent des maladies chez les huîtres creuses ou les fragilisent. Des surmortalités estivales touchent les huîtres creuses au stade de naissain depuis 2008. Il s'agit d'un phénomène international complexe décrit depuis 20 ans, lié à des facteurs environnementaux aggravants combinés à une infection par l'herpès virus OsHV-1 μ var et/ou à la bactérie *Vibrio splendidus*.

Depuis l'été 2012, les individus adultes font face également à des mortalités induites par la bactérie *Vibrio aestuarianus*, en lien avec un printemps froid et pluvieux et des températures estivales élevées. Ces phénomènes ont été

observés dans les élevages, mais peu d'études concernent les populations sauvages. Néanmoins, ces dernières semblent moins impactées par les surmortalités, surtout lorsqu'elles sont dans des zones brassées, éloignées des parcs d'élevage et assez haut sur l'estran, ce qui défavorise le contact avec les pathogènes. D'autres hypothèses pourraient être la sélection précoce, la résistance physiologique, l'exposition à de plus fortes températures et la relation du naissain avec le sédiment. Des études semblent aller dans le sens de l'acquisition d'une résistance génétique des populations d'huîtres creuses sauvages aux mortalités estivales. Enfin, l'action mécanique des vagues lors d'épisodes tempétueux, peut participer à éroder les récifs d'huîtres creuses et celle de l'homme contribue à les fragiliser, que ce soit par le biais de prélèvements par la pêche ou de destruction volontaire pour limiter les conséquences négatives de leur prolifération.

(2) ESPÈCE UBIQUISTE

SE DIT D'UNE ESPÈCE
QUE L'ON RENCONTRE
DANS DES MILIEUX VARIÉS.

8

Un prédateur des huîtres creuses : le bigorneau perceur *Ocenebra erinaceus*. © JDuchêne/Istrenn



GESTION & VALORISATION

L'arrivée tardive du règlement européen relatif à l'utilisation en aquaculture des espèces exotiques et des espèces localement absentes (n° 708/2007 du 11 juin 2007⁽³⁾) n'a pas pu empêcher la propagation de l'huître creuse en Europe, en lien avec son importation à des fins d'élevage et l'augmentation des températures. Ainsi, des individus ont été recensés dès 2005 jusqu'en Norvège, parfois en densités importantes. Cette colonisation de nouveaux milieux doit être évaluée et des suivis organisés dans les régions où la population s'est établie afin d'évaluer les stocks sauvages et la formation de récifs d'huîtres creuses. Leurs conséquences écologiques et économiques à l'échelle de l'écosystème, qui sont à la fois positives et négatives, également. Aussi, les décisions qui pourraient être prises pour limiter la présence des huîtres sur le littoral doivent en tenir compte.

Des programmes d'éradication, qui ne sera jamais totale, ont déjà été entrepris en Europe, avec des actions de pêche puis d'enfouissement en 2008 aux Pays-Bas, par exemple. En France, un Plan Quinquennal de Restructuration du bassin de Marennes-Oléron fut initié dès 1994 pour la réorganisation et l'entretien du Domaine Public Maritime. Ce plan comprend, entre autres actions, un nettoyage des structures ostréicoles et un ramassage du matériel abandonné colonisé par les huîtres creuses sauvages, ainsi que l'éradication de ces dernières, considérées comme des compétitrices trophiques des huîtres d'élevage, à l'aide de bulldozers, de herse ou de cercles métalliques tractés par un bateau pour racler le fond. Encore aujourd'hui, des opérations ponctuelles de destruction des gisements sauvages ont lieu sur le bassin au début du printemps. Des actions locales sont parfois engagées dans d'autres secteurs, telles que des nettoyages de structures (quais, cales, matériel conchylicole, etc.) ou de plages. Se pose alors le problème du ramassage, du transport et du stockage ou de la valorisation des huîtres récoltées.

À Marennes-Oléron par exemple, les déchets générés par les actions d'éradication des huîtres creuses sauvages sont laissés sur place, enfouis dans la vase ou écrasés. Les huîtres traitées ainsi peuvent rester se dégrader sur place, avec le risque de prolifération bactérienne si les quantités sont trop importantes. Les pistes de valorisation économiquement rentables sont peu nombreuses. Elles concernent uniquement les coquilles calcaires des huîtres creuses qui trouvent une application dans les domaines de la cosmétique, de l'amendement calcaire pour les sols, de l'alimentation dans la filière avicole, de la peinture ou encore de la fabrication de ciment.

Avant d'entreprendre des actions d'éradication, il est indispensable d'étudier leur utilité et leurs conséquences sur le milieu et les usages. En effet, cet habitat particulier d'huîtres creuses en récif constitue une ressource importante pour l'ostréiculture, puisqu'il participe à la reproduction et au captage naturel de naissain, tous les ans, dans les bassins d'Arcachon et de Marennes-Oléron, même s'il est variable, et sans doute d'autant plus depuis l'élevage d'huîtres triploïdes stériles. À ce titre, l'importance des populations sauvages doit être prise en compte dans les politiques de gestion de cette espèce.

En outre, face aux surmortalités dans les élevages, les huîtres creuses sauvages représentent une source d'approvisionnement non négligeable. Les récentes mortalités d'adultes et de juvéniles, dans les gisements coquilliers naturels en Bretagne, menaçant la viabilité des entreprises, il a été constaté que l'exploitation des gisements sauvages d'huîtres creuses pouvait représenter une diversification intéressante pour les pêcheurs à pieds professionnels.

(3) POUR EN SAVOIR +

[HTTP://EUROPA.EU/LEGISLATION_SUMMARIES/ENVIRONMENT/NATURE_AND_BIODIVERSITY/L28179_FR.HTM](http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/l28179_fr.htm)

RECOMMANDATIONS

Il apparaît nécessaire d'actualiser les données disponibles et d'accroître les connaissances sur la distribution des populations d'huîtres creuses sauvages, dont certaines participent au captage de naissain pour l'ostréiculture, tout comme de mettre en place des suivis de leur colonisation et de la formation de récifs, à l'aide d'une méthodologie harmonisée entre les sites.

Par ailleurs, la récolte des huîtres sauvages pour la profession ostréicole et la pêche à pied doit se faire de manière raisonnée, pour éviter les prélèvements anarchiques dans les gisements naturels mettant en péril leur capacité de renouvellement. C'est pourquoi, leur cogestion par les comités représentant les ostréiculteurs et les pêcheurs est à envisager, afin d'organiser et d'encadrer les prélèvements. Cette dernière mesure ne pourra être mise en œuvre et être efficace qu'à condition d'avoir les connaissances suffisantes sur les capacités de production des gisements d'huîtres creuses sauvages et que des suivis et des contrôles soient réalisés.

Enfin, les fortes quantités d'huîtres creuses rendent impossible leur éradication totale de nos côtes, d'autant plus qu'elle n'est pas justifiée au regard des différents impacts écologiques et socioéconomiques. Des éradications locales peuvent éventuellement être envisagées, afin d'assurer la pratique et la sécurité de certaines activités ou de préserver d'autres habitats qui pourraient être impactés par leur présence, notamment dans les aires marines protégées. Chaque action de ce type devrait faire l'objet d'une étude préalable, car les impacts écologiques et économiques des récifs d'huîtres creuses peuvent présenter des avantages et des inconvénients variables selon les secteurs et sont à considérer à grande échelle.

POUR EN SAVOIR +

- Bernard I., 2011. *Écologie de la reproduction de l'huître creuse, Crassostrea gigas, sur les côtes atlantiques françaises. Vers une explication de la variabilité du captage*, Thèse de doctorat spécialité: Océanologie biologique et environnement marin, Université de La Rochelle, 198 p.
- Leroux J, Boncoeur J., 2006. *Approche Économique: impact de la prolifération de l'huître creuse sauvage en Bretagne sur les activités conchylicoles et la pêche à pied professionnelle*, in *Prolifération de l'huître creuse du Pacifique Crassostrea gigas sur les côtes Manche-Atlantique françaises: bilan, dynamique, conséquences écologiques, économiques et ethnologiques, expériences et scénarios de gestion*, Rapport scientifique du projet PROGIG, p 31-34.
- Cochenne-Laureau N., Baud J-P., 2011. *Bilan des surmortalités des huîtres creuses Crassostrea gigas depuis 2008*, Ifremer Nantes, Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation n° 42, p 2-5.
- Cognie B., L. Barillé, P. Rosa, 2004. *Estimation des stocks d'huîtres sauvages en baie de Bourgneuf (partie Loire-Atlantique)*, Rapport de contrat Région Pays de Loire, arrêté n° 02-5923-0 du 19 mars 2002, 19 p.
- Duchêne J., Habasque J., Harly E., Berthéléme J., Aradan A., Le Goué G., 2009. *Étude des populations sauvages d'huîtres creuses (Crassostrea gigas) en Bretagne*, Rapport de contrat de M2 EGEL (IUEM) réalisé dans le cadre du projet PROGIG, 81 p.
- Le Berre I., Hily C., Lejart M., Gouill R., 2009. *Analyse spatiale de la prolifération de C. gigas en Bretagne*, Cybergeos n° 418, 14 p.
- Lejart M., 2009. *Étude du processus invasif de Crassostrea gigas en Bretagne: état des lieux, dynamique et conséquences écologiques*, Thèse de doctorat, École Doctorale des Sciences de la Mer, Spécialité: Océanologie Biologique, Institut Universitaire Européen de la Mer, UBO, 255 p.
- Miossec L., Le Deuff RM., Gouillet P., 2009. *Alien species alert: Crassostrea gigas (Pacific oyster)*, ICES Cooperative Research Report n° 299, 46 p.
- Salvo F., 2010. *Approche comparée des populations naturelles et cultivées d'huître japonaise Crassostrea gigas dans une lagune macro-tidale (Bassin d'Arcachon): cycle biologique, relations trophiques et effets sur le benthos*, Thèse de doctorat, École Doctorale Sciences et Environnements, Spécialité: Biogéochimie et Écosystèmes, Université de Bordeaux 1, 510 p.
- Scourzic T., Loyen M., Fabre E., Tessier A., Dalias N., Trut G., Maurer D. et Simonnet B., 2011. *Évaluation du stock d'huîtres sauvages et en élevage dans le Bassin d'Arcachon*, Contrat Agence des Aires Marines Protégées & Océanide, 70 p.





BANCS DE CRÉPIDULES

MICHEL BLANCHARD

DOMINIQUE HAMON

JULIE DUCHÊNE

TOURIA BAJJOUK

IFREMER

BANCS DE CRÉPIDULES, QUI ÊTES-VOUS ?

La crépidule 1, *Crepidula fornicata*⁽¹⁾, est un mollusque gastéropode qui a connu une explosion démographique sur les côtes européennes à la suite d'introductions accidentelles, en lien principalement avec des importations d'huîtres. Le littoral breton est aujourd'hui l'une des régions les plus concernées par le phénomène au plan national, notamment dans les baies de Saint-Brieuc et du Mont-Saint-Michel.

Les raisons d'une telle prolifération de cette espèce originaire du plateau atlantique nord-américain sur nos côtes s'expliquent en particulier par ses faibles exigences écologiques (tolérante aux variations de salinité, température, turbidité, hydrodynamisme, etc.), une stratégie de reproduction efficace, une longévité d'environ 10 ans, l'absence de véritables prédateurs ou encore la dispersion opérée par les activités de pêche aux engins traînants.

1 Chaînes de crépidules. © ODugornay/Ifremer



2 Tapis de crépidules. © XCasey/Ifremer



Certaines particularités de l'espèce méritent d'être soulignées :

- Les individus s'empilent pour former des chaînes de 5 à 6 individus en moyenne, les plus âgés, à la base, étant des femelles et ceux du sommet, les plus jeunes, des mâles. Des chaînes secondaires 1 peuvent se greffer sur une chaîne primaire pour former des agrégats de plusieurs dizaines d'individus qui vont former des tapis, aux stades de colonisation les plus évolués 2.
- L'espèce est hermaphrodite (dotée des caractères des deux sexes) et le changement de sexe (d'abord mâle puis femelle) s'opère en début de vie de l'animal. Les individus d'une même chaîne se reproduisent entre eux par fécondation directe et la femelle produit 10 à 20 000 œufs à chacune des pontes 3, étalées de mars à novembre sous nos latitudes.

- Après environ 1 mois d'incubation, ils éclosent en libérant des larves ciliées pélagiques qui vont se métamorphoser et sédimenter, après environ trois semaines. Les jeunes individus conservent une mobilité durant une année environ puis se fixent définitivement sur des congénères ou sur des supports durs de nature diverse. C'est l'un des rares mollusques gastéropodes filtreurs, les autres espèces étant généralement carnivores ou détritivores. La crépidule ingère des particules de forme et de qualité variables, dans des conditions de turbidité élevée, contrairement à beaucoup d'autres filtreurs. Le taux d'assimilation est relativement faible et l'espèce produit de très nombreux biodépôts (fèces et pseudofèces).

La crépidule occupe aujourd'hui une place importante dans les écosystèmes côtiers, notamment dans les baies et les estuaires à vocation ostréicole, même si on peut la rencontrer jusqu'à 100 m de profondeur.

Elle entre en compétition avec des espèces d'intérêt commercial (coquilles Saint-Jacques, huîtres, pétoncles, praires, etc.), modifie la nature et la composition biologique des fonds qu'elle colonise et génère des nuisances vis-à-vis des activités de pêche aux engins traînants et de l'ostréiculture.

Ainsi, la crépidule, par l'ampleur de sa prolifération, par les modifications qu'elle engendre sur le milieu et par les problèmes socio-économiques qu'elle génère, rassemble les ingrédients d'un réel problème environnemental.

(1) CREPIDULA FORNICATA

NOM DE GENRE CREPIDULA, DONNÉ PAR LINNÉ EN 1758, VIEN DU LATIN CREPIDULA QUI SIGNIFIE « PETITE SANDALE » ET LE NOM D'ESPÈCE FORNICATA, VIEN ÉGALEMENT DU LATIN FORNICATUS QUI SIGNIFIE « VOÛTÉ », EN RAISON DE LA FORME QUE PRENNENT LES CHAÎNES D'INDIVIDUS.



DISTRIBUTION & EXTENSION

ORIGINE DU PHÉNOMÈNE DE PROLIFÉRATION

Crepidula fornicata est originaire de la côte orientale de l'Amérique du Nord. L'histoire de son introduction et de sa dissémination sur les côtes européennes est intimement liée à celle de l'ostréiculture. Associée à l'huître américaine (*Crassostrea virginica*) lors de son introduction en Europe (sud de l'Angleterre) à la fin du 19^e siècle, elle est ensuite associée à la culture de l'huître plate (*Ostrea edulis*), puis à celle de l'huître creuse, ou huître japonaise (*Crassostrea gigas*) à partir des années 1970.

On observe trois étapes majeures dans son introduction en France. Elle apparaît d'abord ponctuellement dans les rias de Bretagne Sud, dans les années 30, lors des premiers essais d'ostréiculture, donnant lieu à des échanges de naissain avec l'Angleterre et la Belgique. La deuxième phase se déroule lors de la seconde guerre mondiale, pendant laquelle de nombreux liberty-ships arrivent à Brest, apportant vraisemblablement des crépidules sur leurs coques et, dès la fin du conflit, des populations apparaissent en fond de rade, dans les parcs ostréicoles. De Brest, qui est un des sites de reproduction et de vente de naissain d'huître plate, la crépidule sera « essaimée » plus largement en Bretagne. La troisième phase, la plus importante, concerne l'introduction de l'huître creuse. Au cours des années 70, l'élevage principal de l'huître plate et l'élevage secondaire de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata*) sont menacés par l'apparition de pathogènes. Il est ainsi décidé d'importer rapidement, du Japon et des États-Unis, l'huître creuse pour la remplacer. L'apport massif de millions d'huîtres (naissain et adultes) va s'accompagner d'autres espèces, dont la crépidule. C'est à partir de cette troisième phase que l'on peut véritablement parler de prolifération sur les côtes françaises.

ÉTAT DE LA PROLIFÉRATION

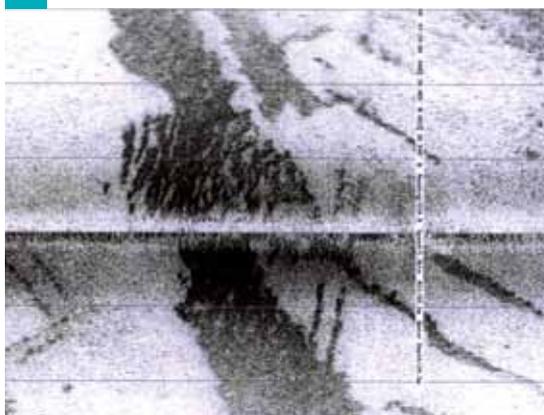
La crépidule se distribue aujourd'hui sur l'ensemble des côtes françaises mais les plus fortes concentrations sont aujourd'hui observées dans la frange 0-20 mètres du littoral de Basse Normandie, de Bretagne ([carte 1](#)) et, dans une moindre mesure, de Vendée.

C'est dans le golfe normand-breton (Manche occidentale) que le problème est le plus exacerbé. Les études réalisées par l'Ifremer en Bretagne Nord, depuis une trentaine d'années, confirment la présence de la crépidule dans les bassins ostréicoles et à leur périphérie. Celle-ci s'opère à la fois par dispersion naturelle des larves et dissémination des adultes par les activités de pêche aux engins traînants que sont les dragues [4](#) et les chaluts.

Les dernières estimations de stocks de crépidules sont d'environ 150 000 tonnes en baie du Mont-Saint-Michel en 2004 (programme PNEC-BMSM) et entre 230 000 et 300 000 tonnes en baie de Saint-Brieuc en 2012 (projet COMANCHE), avec des biomasses atteignant fréquemment 10 kg m².

En rade de Brest, l'estimation du stock évaluée à 128 000 tonnes en 2000, est en cours d'actualisation. Les premières tendances semblent aller vers un recul de l'invasion, mais il reste des zones en cours de colonisation avec, en 2013, plus de 1500 individus/m². La baie de Morlaix est moins colonisée. En baie de Quiberon et dans les secteurs conchylicoles de Bretagne Sud, de fortes densités peuvent être observées localement. Partout ailleurs en Bretagne l'espèce est présente ponctuellement mais paraît absente du littoral ouest finistérien.

4 Image acoustique illustrant le passage de dragues sur une zone colonisée par la crépidule. © Ifremer



CONSÉQUENCES DES ACTIVITÉS HUMAINES SUR LA PROLIFÉRATION

Si la conchyliculture a été l'un des vecteurs majeurs d'introduction de la crépidule dans de nombreux sites du littoral, il est clairement avéré aujourd'hui que les activités de pêche aux engins traînants (dragues et chaluts), dans le voisinage des zones ostréicoles, ont un effet certain dans la dispersion de l'espèce.

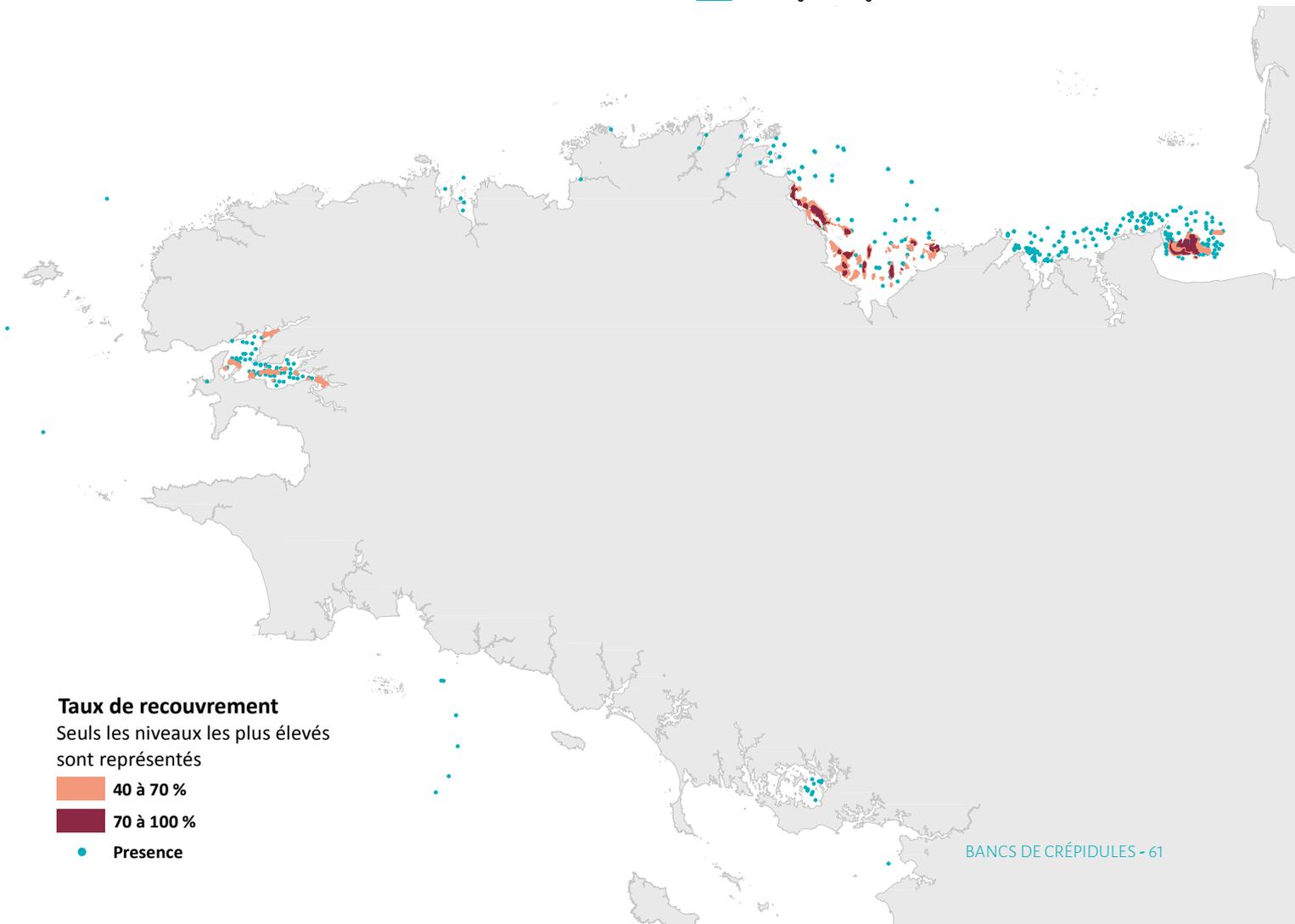
Ces activités y contribuent de diverses manières :

- Par une dispersion des chaînes de crépidules sur le fond, lors des actions de pêche, ou sous la forme de rejets lors des opérations de tri, le plus souvent sur le trajet de retour au port. En l'absence de ces formes de dispersion, la crépidule ne coloniserait pas, ou très peu, les fonds sableux. Le fait de disséminer des chaînes de crépidules ne gêne en rien leur survie et elles constituent alors des supports de fixation à leurs larves.

- Par la « casse » de mollusques sur le fond (y compris de crépidules) qui fournissent des supports pour les recrues,
- Par les sillons provoqués par les engins, qui retiennent les chaînes de crépidules déplacées sur le fond et favorisent la formation de bancs de plus ou moins grande étendue.

Dans le cadre d'une étude du programme national LITEAU (1999-2002), visant à comparer quatre sites colonisés par la crépidule (baie de Saint-Brieuc, rade de Brest, baie de Marennes-Oléron et bassin d'Arcachon), les résultats ont clairement montré le lien entre l'importance de la colonisation des sites et celle des activités de pêche aux engins traînants. La baie de Saint-Brieuc est de très loin la plus colonisée (250 000 tonnes) et la plus exploitée, alors qu'à l'opposé, dans le bassin d'Arcachon, où pourtant la crépidule est signalée de longue date, mais où les activités de pêche aux engins traînants sont interdites, le stock de crépidules n'est que de 150 tonnes.

Carte 1 : Répartition de la crépidule sur le littoral de la Région Bretagne.



ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA PROLIFÉRATION

L'inventaire des principales populations de crépidules et le suivi de leur évolution se font désormais au moyen d'un sonar à balayage latéral. Cette technique, qui permet de définir des niveaux de recouvrement du fond par la crépidule **5**, est complétée par des observations vidéo et des échantillonnages quantitatifs à l'aide d'une benne **6** pour estimer la biomasse des stocks en place. Par comparaison d'observations temporelles, la vitesse de prolifération peut être mise en évidence.

Depuis son introduction massive dans les années 70, la crépidule a atteint de très fortes concentrations dans de nombreux

secteurs du littoral, en particulier en Bretagne. Elle possède une marge de progression importante par dissémination naturelle des larves et de chaînes d'adultes véhiculées par les agents hydrodynamiques, mais aussi, et surtout, par la dissémination opérée par les activités anthropiques. Ainsi, en baie de Saint-Brieuc par exemple, la densité en crépidules des secteurs déjà colonisés en 1986 a fortement augmenté six ans après (**carte 2**). Durant cette période, la superficie des fonds colonisés à plus de 5% a doublé et la crépidule a commencé à coloniser le creux des vagues de sables **7** plus à l'est. En rade de Brest, la biomasse a été multipliée par 6 entre 1995 et 2000 et en baie du Mont-Saint-Michel, elle a augmenté d'environ 50 000 tonnes, entre 1996 et 2004, soit de 50%.

5

Images acoustiques montrant différents niveaux de colonisation du fond par la crépidule. © Ifremer

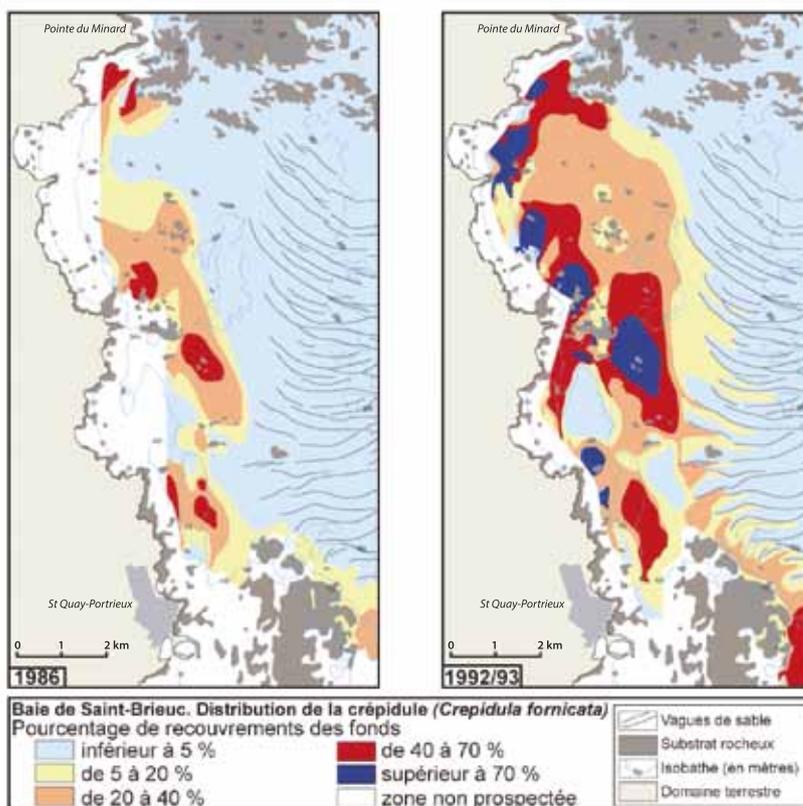


6

Échantillonnage de crépidules par prélèvement à la benne. © MBlanchard/Ifremer



Carte 2 : Évolution de la colonisation des fonds par la crépidule dans le secteur occidental de la baie de Saint-Brieuc entre 1986 et 1992.



Aujourd'hui, les usagers, en particulier les pêcheurs et les plongeurs, observent une progression de la prolifération dans certains secteurs tandis que dans d'autres, les stocks sont en régression. C'est le cas notamment en baie de Saint-Brieuc où une plus forte présence d'animaux morts est décelée à l'ouest (premières zones colonisées il y a une quarantaine d'années où les courants sont plus faibles). Alors que la zone à l'est subit toujours une colonisation. Le même phénomène serait observé en baie du Mont-Saint-Michel, sans que de récentes études ne l'aient encore confirmé. Dans le sud de la rade de Brest, la prolifération est en déclin, mais se poursuivait dans le nord-est dans le chenal de la rivière Élorne en 2013 (projet EC2CO EVOCREP). Plusieurs hypothèses sont émises sur les causes de déclin de la crépidule : apparition de pathogènes, prédation, blooms phytoplanctoniques, déficit du recrutement de jeunes individus, dynamique de population invasive classique pour cette espèce, etc.

7 Tapis de crépidules dans une ride de sable. © XCaissy/Ifremer



MENACES

EFFETS DE LA PROLIFÉRATION SUR LE COMPARTIMENT BENTHIQUE

Les travaux relatifs à l'impact de la prolifération sur le compartiment benthique montrent que la crépidule est une espèce fortement structurante. Elle engendre des modifications sédimentaires et biologiques des fonds qu'elle colonise massivement.

Du fait de sa production de biodépôts, les fonds colonisés s'ensavent, et ceci d'autant plus que le niveau de densité est élevé, la colonisation ancienne et l'hydrodynamisme faible. Dans les cas extrêmes, les sédiments ensavés deviennent cohésifs, du fait de la production de biodépôts enrobés dans un mucus, ce qui limite leur colonisation en profondeur à quelques espèces fouisseuses (cas de vers sipunculides notamment).

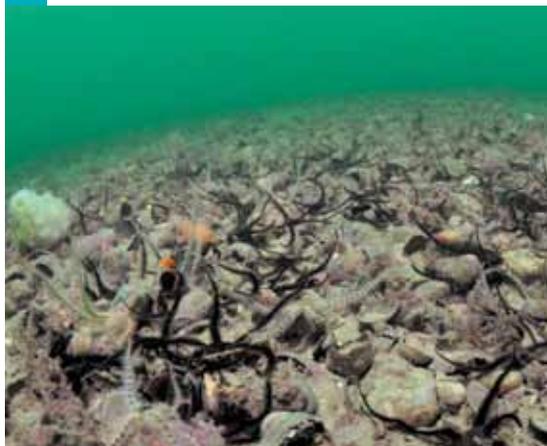
8

Coquilles de crépidules mortes sur du maërl en rade de Brest.
© SPouvreau/Ifremer



9

Biodiversité des fonds à crépidule: on distingue entre autres des ophiures, des ascidies, des éponges et de petits gastéropodes. © XCaissy/Ifremer



Néanmoins, cet apport d'éléments fins couplé à celui d'éléments grossiers constitués par les chaînes et les tests de crépidules, tant vivantes que mortes, participent à diversifier et enrichir localement la macrofaune **8**. En effet, il en résulte une hétérogénéité de la structure sédimentaire qui favorise la diversification des microhabitats. Il en est de même pour la diversité biologique *via* la fixation d'une épifaune fixée et l'installation d'une épifaune mobile composée pour l'essentiel de petits prédateurs **9**.

La contrepartie de cet enrichissement de la diversité et des abondances de la macrofaune benthique des fonds colonisés, avec de multiples nuances selon le niveau de colonisation et les caractéristiques biosédimentaires initiales, se traduit par une banalisation des fonds.

Il faut ajouter les risques de compétition spatiale et trophique vis-à-vis d'autres filtreurs, dont des mollusques bivalves d'intérêt commercial. Des travaux entrepris en baie du Mont-Saint-Michel ont cependant montré que la compétition trophique avec les huîtres d'élevage semble limitée.

IMPACTS DE LA PROLIFÉRATION SUR LES ACTIVITÉS DE PÊCHE & DE CONCHYLICULTURE

C'est essentiellement dans la frange côtière des baies, où la crépidule est particulièrement abondante, que les activités de pêche aux engins traînants (dragages et chalutages) et de conchyliculture en « eau profonde » subissent les effets de la prolifération (colmatage des engins, contraintes de tri et de nettoyage) ¹⁰.



La crépidule est ainsi progressivement devenue une entrave pour le dragage de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc. Aussi, certains secteurs côtiers fortement colonisés, ont dû être délaissés compte tenu de contraintes trop fortes et de la raréfaction de cette espèce ciblée. Le déplacement de l'activité vers des secteurs plus éloignés de la côte augmente les temps de transit et, par conséquent, les coûts d'exploitation.

L'ostréiculture subit également les effets de la prolifération, particulièrement l'élevage en eau profonde des huîtres plates, comme dans la baie de Cancale. Les quantités importantes de crépidules dans ces élevages nécessitent un entretien régulier des concessions avant de semer le naissain, ainsi qu'un nettoyage additionnel des huîtres colonisées par les crépidules, avant leur mise en marché. Ces opérations engendrent un coût d'exploitation supplémentaire et ont un impact économique non négligeable.



¹⁰ Forte présence de crépidules dans les traits de dragues à huîtres plates à Cancale © JDuchêne/LEMAR-UBO, ainsi que dans une drague à coquille Saint-Jacques, CSTJacques © MBlanchard/Ifremer

GESTION & VALORISATION

Dans certains sites conchylicoles, les densités de crépidule sont telles que la survie de l'activité nécessite de lutter contre le compétiteur, et c'est donc dans les sites ostréicoles que se concentre depuis plusieurs décennies l'essentiel des opérations de lutte contre cette espèce envahissante. Un décret du 30 décembre 1932, toujours en vigueur, fait d'ailleurs obligation aux professionnels de la détruire dans leurs établissements, mais dans la pratique ce décret n'est pas suivi d'effet.

De nombreuses techniques de lutte ont été tentées (immersion par grande profondeur en baie du Mont-Saint-Michel, broyage *in situ* en baie de Saint-Brieuc, stockage à terre, ébullition, crémation, enfouissement, etc.) mais ces techniques de « nettoyage », souvent coûteuses, portent sur des quantités limitées et aucune n'est réellement satisfaisante.

Tirer profit et la valoriser semble constituer une voie nouvelle, comme le montre l'organisation du premier forum « Valorisation de la crépidule, l'Émergence d'une filière » qui s'est tenu en décembre 2012 à Cancale. Au cours de ce dernier, les acteurs présents (professionnels de la pêche et de la conchyliculture, industriels, scientifiques) ont montré qu'il y existe un réel enjeu à structurer une filière de valorisation de cette espèce en Bretagne.

Plusieurs essais de valorisation ont été envisagés dont les plus simples utilisent le produit total comme remblais (à Fouras et Pénerf), mais une directive européenne interdit ce type de dépôts depuis le 01/01/2001.

Plus intéressant, la crépidule est utilisée à Cancale comme amendement agricole où, après un broyage grossier, elle est enfouie dans les terrains de production légumière. La coquille seule peut également être valorisée, une fois réduite en poudre, comme amendement calcaire (projet

AREVAL). Des essais d'incorporation de coquilles de crépidules pour la fabrication de béton et de mortier marin ont été réalisés avec succès par l'École Centrale de Nantes. Le projet Vecop (2011-2014) de l'ESITC de Caen a permis de produire des pavés drainants pour des aménagements urbains à faible trafic à base de co-produits coquilliers des régions Bretagne et Basse-Normandie, dont des coquilles de crépidules. Le projet européen RECIF (2013-2015) porté par cette même école d'ingénieurs a pour objectif de traiter et de valoriser là encore ces coproduits marins du littoral breton, bas-normand et vendéen pour le développement de matériaux de construction de récifs artificiels. Le premier a été immergé en avril 2015 dans la rade de Cherbourg.

La chair de la crépidule, comestible, a été également été utilisée avec succès dans l'alimentation animale avant l'arrêt du commerce des farines animales fin 2000 (projet CREPIVAL). En ce qui concerne l'alimentation humaine, elle est depuis peu commercialisée en Bretagne dans des préparations industrielles et testée dans des recettes gastronomiques sous l'appellation « berlingot de la mer ». En effet, la société SLP (Slipper Limpet Processing) créée en 2008 à Cancale a mis au point un procédé de décorticage à froid de la crépidule, permettant d'en valoriser la coquille mais aussi la chair. Depuis 2013, l'usine traite entre 12 et 15 tonnes de crépidules par jour, pêchées à la drague par une barge ostréicole armée par le Comité Régional de Conchyliculture de Bretagne Nord.

RECOMMANDATIONS

Aujourd'hui, il est illusoire de vouloir éradiquer la crépidule de nos côtes, au vu des superficies colonisées et des densités observées.

Elle appartient désormais au contingent des mollusques marins du littoral breton.

Néanmoins, il est impératif d'éviter au maximum de la disperser et de gérer en parallèle son développement dans les zones colonisées. Cela passe par plusieurs mesures : il conviendrait de reconsidérer certaines pratiques de pêche aux engins traînants afin de limiter, voire supprimer la dispersion de la crépidule. Il faut proscrire impérativement le rejet en mer des crépidules récoltées lors des actions de pêche. Une récolte régulière et pérenne, avec une valorisation à terre, permettrait sinon d'éradiquer, du moins contenir la prolifération. L'urgence est de donner la priorité à la récolte des crépidules dans les zones nouvellement colonisées, de manière à limiter, les modifications sédimentaires (envasement) et biologiques induites. Elle peut être opérée par de petites unités pouvant intervenir dans des zones difficilement accessibles ou encore, comme dans le cas du projet AREVAL, avec une drague aspiratrice dans les secteurs fortement colonisés, accessibles à des embarcations de fort tonnage.

Au-delà de ces préconisations pour limiter la prolifération de la crépidule, il serait important de pouvoir améliorer les connaissances concernant cette espèce en vue de : (1) disposer d'une image exhaustive de sa distribution et de son évolution spatio-temporelle et (2) acquérir des données permettant de mieux cerner ses mécanismes de fonctionnement à l'échelle de l'individu et de la population.

POUR EN SAVOIR +

- Blanchard M., 1995. *Origine et état de la population de la crépidule (Crepidula fornicata) sur le littoral français*. Haliotis 24, p 75-86.
- Blanchard M., 1998. *La crépidule en Bretagne*. Penn Ar Bed. N° 170, p. 13-18.
- Blanchard M., 1999. *Répartition et évaluation du stock de la crépidule (Crepidula fornicata) entre le Cap Fréhel et le Mont-Saint-Michel (Manche Ouest)*. Rapport Ifremer-DEL 99.05, 44 p + annexes.
- Blanchard M., Clabaut P., Abernot-Le Gac C., 2006. *Cartographie et évaluation du stock de crépidules en baie du Mont-Saint-Michel, en 2004*. Rapport Ifremer DYNECO/EB/06-01, 34 p + annexes.
- Blanchard M., Hamon D., 2006. *Bilan du suivi de l'exploitation industrielle de la crépidule en Bretagne Nord (baies de Saint-Brieuc et du Mont-Saint-Michel) 2002-2005*. Rapport Ifremer DYNECO/EB/06-01, 42 p + annexes.
- Boudouresque C.F., 2005. *Les espèces introduites et invasives en milieu marin*. 2^e éd. GIS Posidonie publ., Marseille: 152 p.
- Ehrhold A., Blanchard M., Auffret J.P., Garland T., 1998. *Conséquences de la prolifération de la crépidule (Crepidula fornicata) sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel*. Compte Rendu Acad. Sciences, Sciences de la terre, 327, p 583-587.
- Fresard M., 2008. *Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique. Modélisation théorique et application aux pêcheries de coquille Saint-Jacques envahies par la crépidule*. Thèse UBO Brest, 214 p.
- Foucher E., Blanchard M., Cugier P., Desroy N., Dreanno C., Fauchot J., Fifas S., Guyader O., Jean F., Le Gallic B., Riou P., Schapira M., Thiebaut E., 2005. *Le projet ANR-COMANCHE 2010-STRA-010. Interactions écosystémiques et impacts anthropiques dans les populations de Coquilles Saint-Jacques (Pecten maximus) de la Manche*. Rapport scientifique final, 38 p.
- Guerin L., 2004. *La crépidule en rade de Brest: un modèle biologique d'espèce introduite proliférante en réponse aux fluctuations de l'environnement*. Thèse UBO Brest, 323 p.
- Hamon D., Blanchard M., 1994. *État de la prolifération de la crépidule (Crepidula fornicata) en baie de Saint-Brieuc*. Rapport Ifremer-DEL 94.14, 29 p + annexes.
- Programme LITEAU - Projet Crépidule (1999-2002). *La crépidule: identifier les mécanismes de sa prolifération et caractériser ses effets sur le milieu pour envisager sa gestion*. Résultats publiés en 2002 sous la forme de 4 rapports correspondant aux 4 chantiers d'étude: Baie de Saint-Brieuc (Ifremer / Brest-DEL/EC), Rade de Brest (IUEM / Brest-UMR 6539 CNRS), Marennes-Oléron (CREMA / L'Houmeau), Bassin d'Arcachon (Université Bordeaux I / LOB Arcachon).





FONDS À HAPLOOPS

STANISLAS DUBOIS

IFREMER

CARINNE RIGOLET

IFREMER

FONDS À HAPLOOPS, QUI ÊTES-VOUS ?

Les *Haploops* ¹ sont des crustacés amphipodes de la famille des Ampeliscidae, une famille d'amphipode très diversifiée en milieu marin. Cette famille renferme 4 genres différents (i.e. *Ampelisca*, *Byblisoides*, *Byblis* et *Haploops*) qui sont distribués dans tous les océans du globe et se répartissent de la zone intertidale jusqu'aux profondeurs abyssales. Le genre *Haploops* comprend actuellement 20 espèces valides. Contrairement au genre *Ampelisca* (160 espèces) qui est caractéristique des eaux chaudes et tempérées peu profondes, le genre *Haploops* est considéré comme étant associé aux eaux profondes et froides, occupant des profondeurs variant de 10 à 3570 m et se distribuent donc principalement dans les océans Nord Atlantique, Nord Pacifique et Arctique.

¹ Un individu appartenant au genre *Haploops*.
© AGuerin/Lithosphère



²

Vue générale des fonds colonisés par *Haploops nirae* en Bretagne Sud (ici la baie de Concarneau, à 30 mètres de profondeur). Noter la très forte densité de tubes.

© XCaissy/Ifremer



Bien qu'il soit relativement commun de trouver des Ampeliscidae sur les côtes de l'hémisphère nord, il est néanmoins beaucoup plus rare de trouver des peuplements dominés par les Ampeliscidae dont les densités avoisinent ou dépassent le millier d'individus par mètre carré. Les *Haploops* sont par contre susceptibles de former des populations denses dans certaines zones subtidales de l'hémisphère Nord, notamment dans l'Øresund et le Kattegat (Suède) avec des densités allant jusqu'à 4 000 individus par mètre carré. Des peuplements similaires ont été trouvés dans le golfe de Clyde (Écosse), sur les fonds vaseux de la baie de Fundy (Canada) et dans le Northumberland (Angleterre) et jusque dans l'océan Arctique en mer de Sibérie orientale (Russie). Mais c'est dans la partie nord du golfe de Gascogne, en Bretagne Sud que les densités d'*Haploops* sont les plus élevées, atteignant parfois plus de 30 000 individus par mètre carré ².

BIOLOGIE DES *HAPLOOPS*

LE TUBE & L'ALIMENTATION

Les amphipodes Ampeliscidae privilégient les sables fins et les sédiments vaseux, notamment pour leur permettre de construire leur tube. En effet, la plupart des espèces appartenant à la famille des *Ampeliscidae* sont tubicoles et se tiennent en position dorsale près de l'orifice du tube pour se nourrir à l'aide de leurs antennes. Le tube des *Haploops* possède une forme très caractéristique qui rappelle les cosses de haricots blancs, d'où le nom de « haricots » donné vulgairement aux *Haploops* par les pêcheurs. Le tube est aplati et ancré dans le sédiment. L'ouverture se situe 3 ou 4 centimètres au-dessus de la surface du sédiment. Elle possède un côté plus arrondi dans lequel les individus glissent leurs yeux afin de surveiller les éventuels prédateurs ³. Les *Haploops* construisent un petit rebord interne et exercent une pression sur les parois du tube avec leurs pattes pour l'ouvrir de l'intérieur ⁴. Le tube, constitué d'un mélange souple de mucus sécrété par l'animal et de vase prélevée dans le milieu, se referme automatiquement si l'animal s'enfonce dans son tube. Autrement dit, si un individu quitte son tube (par exemple au moment de la reproduction), il doit en reconstruire un.

Le régime alimentaire des Ampeliscidae varie en fonction des genres considérés. Les *Haploops* sont des suspensivores stricts qui se nourrissent en filtrant l'eau grâce à leurs deux paires d'antennes qu'ils utilisent pour collecter le sédiment afin d'en retirer la nourriture associée à l'aide de leurs pièces buccales ou en créant un courant avec la deuxième paire d'antennes et les pléopodes (les pattes insérées au niveau de leur abdomen). Les particules alimentaires s'accumulent sur ce filtre créé par les soies et sont ramenées à la bouche avant d'être raclées par les gnathopodes (les 2 premières paires de pattes).

À l'aide d'expériences en mésocosmes, il a été montré que les *Haploops* sont capables de capturer (sur les soies de leurs antennes) 100 % des particules dont le diamètre est supérieur à 20 µm. Il a également été calculé qu'un individu peut filtrer 14,6 millilitres d'eau par heure. Ramené à un poids standard de 1 g, cela correspond à 25,2 litres d'eau filtrés par heure. Ainsi à taille égale, ils filtreraient plus d'eau que les huîtres ou les moules. Il ne faudrait par exemple qu'une trentaine de jour à la population d'*Haploops* de la baie de Concarneau pour filtrer la totalité du volume de cette baie.

3

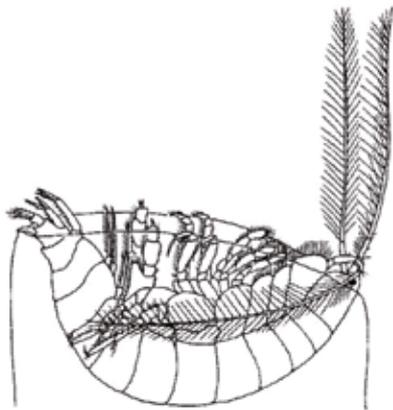
Gros plan sur un individu d'*Haploops* dans son tube, en position de filtration. Noter les yeux (rouge) et les deux paires d'antennes plumeuses. © AGuérin/Lithosphère



Ce résultat s'explique notamment par l'importance du poids relatif de leur organe de filtration, les antennes, par rapport au reste du corps et leur structure complexe. Les photographies en microscopie électronique à balayage ont révélé que la structure plumeuse des antennes était en fait tridimensionnelle avec des micro-aspérités permettant d'augmenter le contact avec l'eau et ainsi optimiser la filtration.

4

Schéma d'un individu d'*Haploops* en position de filtration. L'animal se tient sur le dos et s'accroche aux parois de son tube à l'aide des pattes insérées sur son abdomen, exerçant ainsi une pression d'ouverture. Celui-ci se referme mécaniquement quand l'animal se retire dans son tube. D'après Enequist, 1949.



5

Cliché rapproché des tubes d'*Haploops* dans leur milieu. En raison du positionnement de l'animal, la largeur du tube est proportionnelle à la taille de l'animal. Notez la présence de plusieurs largeurs traduisant l'arrivée de jeunes recrues dans la population. © XCaistry/Ifremer



LA REPRODUCTION & LE DÉVELOPPEMENT

Les différents travaux menés sur la biologie des Ampeliscidae ont mis en évidence des durées de vie très variables chez les Ampeliscidae : de quelques mois jusqu'à 3 ans. La durée du développement varie essentiellement en fonction de la température (et donc aussi de la latitude sous laquelle la population se développe). Les Ampeliscidae présentent également des cycles reproducteurs très divers, à 1 (univoltin), 2 (bivoltin) ou 3 (trivoltin) générations par an. Le cycle de vie biennuel (une génération tous les deux ans) a rarement été mis en évidence pour les genres *Ampelisca* et *Byblis* mais apparaît en revanche caractéristique du genre *Haploops*.

Le développement chez les Ampeliscidae est direct comme chez tous les amphipodes et en résulte une absence de phase larvaire. Un suivi tous les 15 jours en baie de Concarneau a permis de préciser la dynamique de cette population. La reproduction a probablement lieu dans la colonne d'eau. Les mâles, très rarement observés et sans doute pélagiques, meurent après l'accouplement. Les femelles quant à elles doivent reconstruire un tube. Les embryons sont incubés entre novembre et mars et se développent dans le marsupium (ou poche ventrale) des femelles qui est formé par les oostégites (expansions lamellaires portées par l'abdomen de la femelle). Les jeunes *Haploops* (jusqu'à 70 par femelle, en moyenne une quarantaine) sortent des tubes en avril et mai, au moment du pic de phytoplancton printanier. Les femelles meurent après le départ des embryons du marsupium.

Les jeunes construisent immédiatement leur propre tube dans lequel ils grandiront. Au moment de leur sortie, on dénombre plus de 35 000 individus par mètre carré. La durée de vie chez cette espèce a été estimée entre 24 et 28 mois et c'est uniquement lors de leur deuxième année que les femelles vont se reproduire et donner naissance à une nouvelle cohorte 5.

ÉCOLOGIE DES HABITATS ENVASÉS

DYNAMIQUE DES SUCCESSIONS D'HABITATS

Parmi les communautés des sédiments meubles envasés qui avoisinent celles des *Haploops*, les vases sableuses à *Amphiura filiformis* dominant très largement. Ces dernières se déclinent en plusieurs faciès en fonction des gradients sédimentaires, des vases molles à *Sternaspis scutata* aux sables envasés à *Owenia fusiformis*. On retrouve cette mosaïque d'habitat en Bretagne Sud (baie de Concarneau, baie de Vilaine) mais également dans l'Øresund et le Skagerrak (Suède et Danemark).

Afin d'expliquer la colonisation des sédiments par les *Haploops*, il a été suggéré un mécanisme de facilitation des tubes de *Maldane glebifex*, une espèce de polychète abondante dans les vases sableuses à *Amphiura filiformis*, au bénéfice des *Haploops*. Les *Maldane* construisent de larges tubes cylindriques de vase compactée qui consolident le sédiment et envouragerait alors l'implantation des *Haploops*. L'installation des *Haploops* favorise à son tour l'installation d'une épifaune vagile composée d'ophiures *Ophiothrix fragilis*, de crabes, et d'une endofaune caractéristique de graviers hétérogènes telle que la palourde *Polititapes rhomboïdes*. Néanmoins, les *Haploops* peuvent envahir des vases molles en l'absence préalable de *Maldane*, suggérant qu'une telle succession ne constitue pas une étape obligatoire au développement des *Haploops*.

Une particularité structurale de l'habitat à *Haploops* dans le sud Bretagne est son association très étroite avec la présence de pockmarks, dépressions sédimentaires en forme de cratères qui correspondent à des figures d'échappement de fluides en surface, vraisemblablement du méthane biogénique. En baie de Concarneau, le champ de pockmarks semble suivre en surface les paléo-chenaux.

Les densités les plus fortes sont de l'ordre de 2500 pockmarks pour 1 hectare ⁶. Celles-ci sont très supérieures à celles mentionnées dans les travaux de synthèse se rapportant à ce type de figure géologique, ce qui en fait la zone la plus dense de pockmarks au monde. Si la forme sub-circulaire à elliptique est la plus fréquente, les contours peuvent devenir localement plus complexes par coalescence de pockmarks de tailles intermédiaires. Disposés de façon aléatoire et rarement organisés en chapelets, leur diamètre est variable, de moins d'1 à 35 m au maximum. Leurs profondeurs sont modestes, de l'ordre de quelques dizaines de cm et dépassent rarement 2 m.

Les pockmarks sont des figures observées dans de nombreuses mers (ex : mer du Nord, mer de Béring, mer de Barents) et dans différents contextes géomorphologiques (ex : plateau, talus, fjord). Ils sont très variables en taille (de moins de 1 m à plus de 4 km) comme en profondeur (moins de 1 à plus de 200 m). Ces structures instables qui complexifient la topographie du fond créent des conditions environnementales originales susceptibles d'influencer la structure des peuplements benthiques.

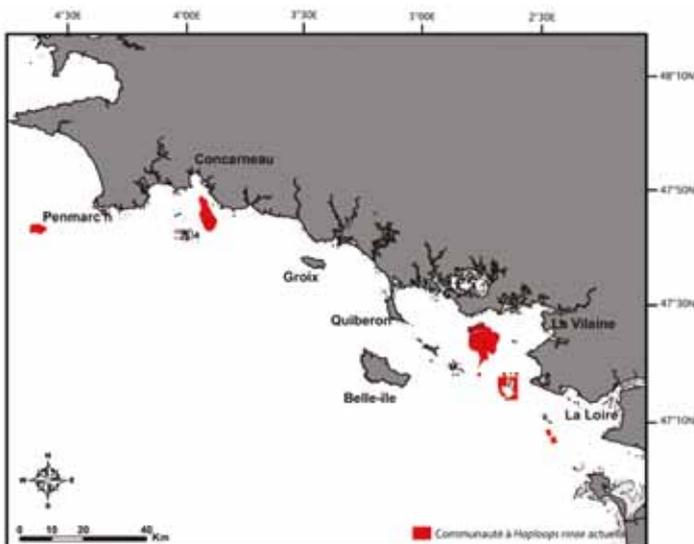
6 Image colorisée de la bathymétrie des fonds marins d'une partie de la baie de Concarneau. Cet exemple illustre la présence de nombreux cratères (pockmarks) qui percent la couche sédimentaire superficielle. Ils mesurent jusqu'à 35 mètres de diamètre et 2 mètres de profondeur. D'après Baltzer.



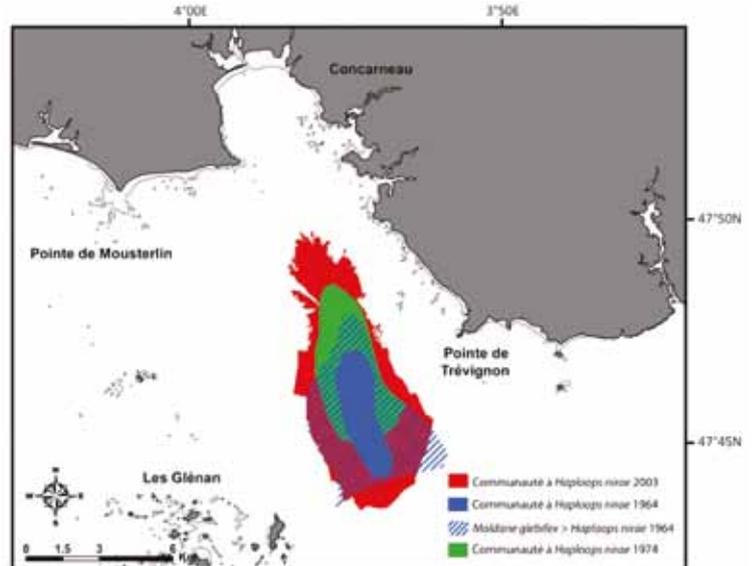
ÉVALUATION SPATIALE DU PEUPEMENT À HAPLOOPS EN BRETAGNE SUD

La première bionomie benthique des baies de Bretagne Sud établie à partir de missions réalisées de 1964 à 1966 a mis en évidence pour la première fois la présence de peuplements à *Haploops* sur les côtes bretonnes, en baie de Concarneau au N-E des Glénan, en baie de Vilaine et dans l'avant fosse du Croisic. L'examen de cartographies plus récentes et un travail de recherche bibliographique ont permis d'inventorier les zones où des peuplements à *Haploops* sont actuellement répertoriés en Bretagne Sud. Bien que des peuplements à *Haploops* aient été essentiellement rapportés en baie de Concarneau et en baie de Vilaine, d'autres sites hébergent également ces amphipodes: une large zone autour du plateau du Four, l'entrée du chenal de la Loire et la zone entre l'île de Groix et la presqu'île de Quiberon. Au regard des données disponibles à ce jour, la distribution des *Haploops* sur la façade Atlantique française s'étendrait actuellement de la pointe de Penmarc'h jusqu'à l'estuaire de la Loire (carte 1).

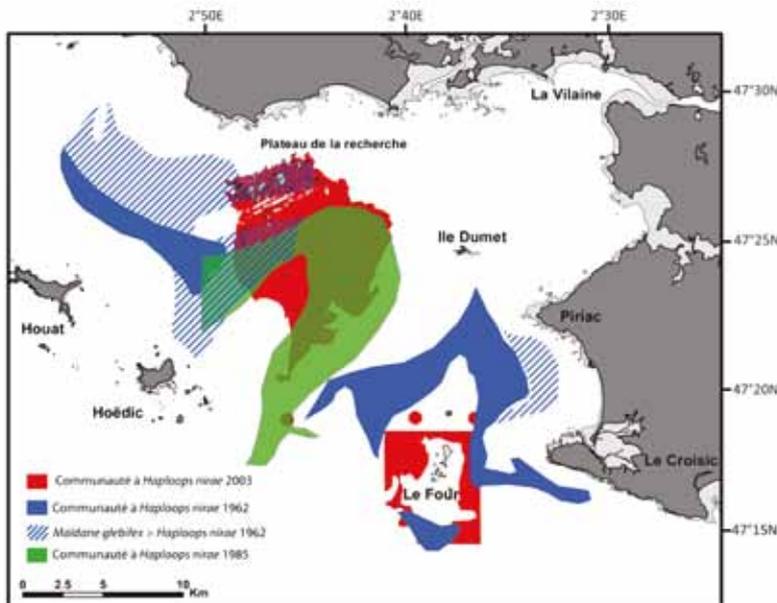
Carte 1: Zones connues de présence d'*Haploops* sp. sur les côtes bretonnes. La distribution est très probablement sous-estimée. D'après la thèse de C. Rigolet.



Carte 2A: Évolution spatio-temporelle de la distribution des habitats à *Haploops* sur les côtes bretonnes. En baie de Concarneau, entre 1974 et 2003, on constate une nette extension de la surface colonisée par les *Haploops* ainsi qu'une progression essentiellement vers le nord de la baie.



Les surfaces couvertes par le peuplement à *Haploops* évoluent rapidement. Une cartographie récente des peuplements benthiques de la baie de Concarneau montre que les surfaces colonisées par les *Haploops* dépassent aujourd'hui 3000 ha. La comparaison avec les cartographies réalisées dans les années 60 et 70 permet de visualiser l'extension des zones à *Haploops* notamment vers le nord de la baie, entre 1980 et 2003 (carte 2A). En baie de Vilaine (carte 2B), la superposition des cartographies actuelles avec les données historiques révèle que les changements entre 1962 et 2003 ont été très importants, et sans doute fortement influencés par les apports en particules fines des fleuves (Loire et Vilaine). Cependant, la comparaison avec la carte établie en 1988 montre que les principaux changements dans la répartition des *Haploops* sont antérieurs à cette date. D'une manière générale, l'aire de répartition des peuplements à *Haploops* en Bretagne Sud est en nette augmentation.



Carte 2B : Évolution spatio-temporelle de la distribution des habitats à *Haploops* sur les côtes bretonnes. (B) En baie de Vilaine, les contours ont beaucoup évolués, sans doute sous l'influence des estuaires proches de la Loire et de la Vilaine, entre 1962 et 2003. Une extension est néanmoins évidente, surtout dans la partie située autour du plateau du Four. D'après la thèse de C. Rigolet.

QUELLE ESPÈCE EN BRETAGNE SUD ?

La séparation des différentes espèces du genre *Haploops* sur des critères morphologiques est extrêmement difficile en raison de fortes similitudes morphologiques entre espèces. Jusqu'à récemment, les individus présents en Bretagne Sud ont été rapportés comme appartenant à l'espèce *Haploops tubicola*. Pourtant, dès 1976, Kaim-Malka avait décrit une nouvelle espèce (*Haploops nirae*) qui se différencie d'*Haploops tubicola* principalement par la présence d'une deuxième paire de cornées assez difficile à observer. Le re-examen de la collection du Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris, a confirmé ces observations et indique que tous les individus d'*H. tubicola* de cette collection appartiennent à l'espèce *H. nirae*.

Plus récemment, en se basant sur le nombre de cornées et leur position, Kaim-Malka (2012) a décrit une nouvelle espèce (*H. antennata*) à partir de 5 individus collectés en décembre 1969 dans la baie de Concarneau. Cette nouvelle description soulève la question de la présence de plusieurs espèces potentielles d'*Haploops* en Bretagne sud.

Face aux problèmes d'identifications rencontrés pour ce genre, un travail d'identification basé sur une approche de type barcode moléculaire a été entrepris. Les premiers résultats révèlent que les individus échantillonnés en Bretagne Sud constituent un groupe homogène qui se distingue nettement d'*H. tubicola* et d'*H. tenuis*. En Bretagne Sud, l'espèce serait donc *H. nirae*, mais seule la comparaison avec des espèces de référence en provenance de Méditerranée permettrait de conclure avec certitude.

RÔLE ÉCOLOGIQUE

DIVERSITÉ DE LA FAUNE ASSOCIÉE AUX HAPLOOPS

De nombreux prélèvements réalisés saisonnièrement sur les habitats à *Haploops* et les communautés avoisinantes ont permis de mieux évaluer et comprendre la biodiversité associée à cet habitat. D'un point de vue du nombre d'espèce (richesse spécifique), il a été montré que les *Haploops* abritent plus d'espèces (183 au total, maille de 1 mm) que les sédiments meubles envasés avoisinants. La densité de tubes (de quelques centaines à plusieurs dizaines de milliers) ne semble curieusement pas avoir d'influence sur le nombre d'espèces. Parmi ces espèces, il est intéressant de noter qu'une nouvelle espèce d'amphipode jusqu'alors inconnue a été trouvée. Elle a été nommée *Photis inornatus*. Elle est rencontrée relativement fréquemment mais uniquement parmi les tubes d'*Haploops*.

D'un point de vue de la composition faunistique, ils abritent un assemblage d'espèce très homogène et relativement unique. Seulement 33% des espèces rencontrées dans les habitats à *Haploops* sont également présentes dans les sédiments avoisinants. Cela reflète le fort contrôle qu'ils exercent indirectement sur la faune qui vit au sein de l'habitat qu'ils génèrent. En effet, les *Haploops* modifient fortement les paramètres environnementaux qui structurent son habitat: la fluidité de la vase est modifiée par la présence des tubes, la quantité de matière organique est augmentée et la pénétration de l'oxygène est facilitée par leur activité biologique tubicole. Cela signifie que les habitats à *Haploops* échangent très peu d'espèces avec les habitats voisins et contribuent donc significativement à la richesse spécifique régionale. Parmi les principales espèces caractéristiques 7 de cet habitat, citons par exemple *Terebellides stroemi*, *Schistomeringos rudolphii*, *Mediomastus fragilis* ou *Polititapes rhomboides*. Les pockmarks qui caractérisent les fonds à *Haploops* ont également été prospectés afin de savoir si la diversité était différente de celle classiquement associée aux *Haploops*. Les pockmarks présentent des dépressions plus ou moins colonisées par les *Haploops*: les pockmarks

récents en sont dépourvus et les plus anciens, comblés par les processus de sédimentation, présentent des densités croissantes d'*Haploops*. La faune n'apparaît pas plus riche en termes de nombre d'espèces mais légèrement différente en termes de composition. Il est intéressant de constater que beaucoup d'espèces rencontrées dans les pockmarks sont trouvées dans les habitats avoisinants. Les pockmarks, très nombreux, contribuent donc à augmenter les échanges d'espèces inter-habitats et offrent des supports de colonisation pour des espèces qui ne peuvent pas s'implanter au sein des tapis de tubes créés par les *Haploops*.

PLACE DANS LE RÉSEAU TROPHIQUE

L'étude du réseau trophique et de la place que jouent les *Haploops* dans le réseau trophique des baies qu'ils colonisent apporte beaucoup d'information sur les fonctionnalités de cet habitat particulier.

Il a été confirmé qu'ils se nourrissent essentiellement de phytoplancton pélagique. Par contre, l'utilisation de marqueurs biochimiques a permis de révéler que cet habitat était la source d'une production primaire benthique beaucoup plus importante qu'au niveau des sédiments avoisinants. En particulier, l'examen de tubes a révélé la présence de diatomées benthiques (du genre *Navicula*) en forte abondance 8. Ces diatomées rentrent dans le régime alimentaire de certains déposivores et/ou suspensivores qui vivent en association avec les *Haploops*, comme les palourdes *Polititapes rhomboidesi*.

L'hypothèse est émise que ces diatomées utilisent le mucus (donc un sucre) constitutif des tubes pour croître et se développer dans ces conditions généralement turbides et avec peu de lumière. La voie hétérotrophe, par opposition à la voie autotrophe qui utilise la lumière, serait donc privilégiée. Cette production primaire est également exportée vers les communautés avoisinantes qui en bénéficient.

7

Quelques espèces caractéristiques de la mégafaune (1 à 5) et de la macrofaune (6 à 9) associée aux habitats à *Haploops*.



1 // *Luidia ciliaris* (Echinoderme) sur un tapis de tubes © XCaisey/Ifremer



2 // La petit pagure *Anapagurus hyndmanni* dans une coquille de tortue © XCaisey/Ifremer



3 // *Diplecogaster bimaculata* (Poisson) en chasse parmi les tubes © XCaisey/Ifremer



4 // Coquille Saint-Jacques *Pecten maximus* © XCaisey/Ifremer



5 // *Macropodia rostrata*, une petite araignée vivant perchée sur les tubes © FDerian/Ifremer



6 // *Photis inornatus*, une nouvelle espèce de crustacé amphipode décrite comme vivant uniquement parmi les tubes © FDerian/Ifremer



7 // *Terebellides stroemi* (annélide polychète) © FDerian/Ifremer



8 // *Heteromastus filiformis* (annélide polychète) © FDerian/Ifremer



9 // *Aphelochaeta marioni* (annélide polychète) © FDerian/Ifremer

Les *Haploops* sont également des proies pour des organismes plus gros. Une analyse de contenus stomacaux de poissons a notamment révélé que les tacauds (*Trisopterus luscus*) sont capables de les consommer. Ce même résultat a été obtenu dans l'Øresund (Suède) avec les jeunes morues (*Gadus morhua*).

La production secondaire a été estimée à 10 grammes de matière sèche par mètre carré et par an sur les habitats à *Haploops*. Cette production, élément fondamental pour le fonctionnement des écosystèmes, est du même ordre de grandeur que la production des habitats voisins.

8

Cliché macroscopique sur une extrémité de tube d'*Haploops* révélant la présence de nombreux bâtonnets de couleur marron-brun, d'environ 20 µm de long. Ces bâtonnets sont des microalgues diatomées benthiques du genre *Navicula* poussant sur les tubes.



HABITATS & ACTIVITÉS HUMAINES

Si les *Haploops* sont peu connus du grand public, l'habitat qu'ils structurent est par contre bien connu des pêcheurs chalutiers côtiers. En effet, les tubes baptisés vulgairement « haricots » colmatent rapidement les chaluts. Ils sont donc souvent évités par les professionnels. L'imagerie acoustique révèle cependant des traces évidentes de chalutage sur les fonds à *Haploops*, y compris en baie de Concarneau (pourtant interdite aux engins trainants). De façon surprenante, des densités localement abondantes en coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) ont été observées sur ces fonds envasés, ce qui incite probablement des tentatives de chalutage.

La piscifaune est également une composante majeure de la faune temporaire associée aux habitats à *Haploops*. Une comparaison avec les habitats voisins révèle que les espèces chalutées qui caractérisent ces fonds ont une valeur commerciale moindre: parmi celles-ci, les tacauds (*Trisopterus luscus*), la petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) ou les gobies (*Pomatoschistus minutus*) ou le callionyme (*Callionymus lyra*). Les pockmarks ont un fort pouvoir attractif pour les communautés de poissons qui y trouvent un abri et accèdent à une nourriture relativement dense et facile d'accès. Des plongées ont également montré que ces cratères concentraient une partie importante de macro-déchets côtiers (bassines et gros débris plastiques, morceaux de chalut et filets 9, etc.).

9

Filet de pêche sur un fond de *Haploops* à Trévignon. © XCaissy/Ifremer



RECOMMANDATIONS & GESTION HABITAT

Les *Haploops* sont des organismes ingénieurs de l'écosystème qui façonnent leur habitat. À ce titre, ils contribuent à créer un paysage sous-marin unique à l'échelle des côtes bretonnes. Cette richesse paysagère est renforcée par la présence des champs de pockmarks qui bénéficient souvent de statut particulier. Pour la communauté européenne, ils sont par exemple classés dans l'annexe I des zones spéciales de conservation (Special Areas of Conservation) sous la catégorie 1180 « structures sous-marines créées par des échappements de gaz ». Il est possible qu'à ce titre, cet habitat bénéficie de mesure de protection spéciale. Néanmoins, aucune structure carbonatée n'a pour l'instant été mise en évidence dans les pockmarks des baies de Concarneau ou de Vilaine, ce qui est un point commun des autres pockmarks classés sous ce code de la Directive européenne Habitat Faune et Flore (HDF).

À l'échelle régionale, il semble évident que les habitats à *Haploops* s'étendent. Aujourd'hui, plus d'un millier d'hectares ont été cartographiés mais il est probable que des zones restent à découvrir. La question des conséquences d'une poursuite

de l'extension de cette espèce, ou au contraire de sa régression comme c'est actuellement le cas dans l'Øresund (Suède), doit être posée. La diversité régionale pourrait être affectée par le fort endémisme de la faune associée et le faible échange - hormis celui induits par les pockmarks - avec les habitats voisins. Enfin, d'un point de vue fonctionnel, des changements sont probablement à prévoir dans le cas d'une extension ou d'une régression massive de cette espèce. Si la production secondaire de cet habitat est similaire à celle des habitats voisins, les voies de transfert trophique restent par ailleurs différentes, en particulier en raison d'une production primaire benthique qui supporte une forte biomasse. Des scénarios pourraient être envisagés à l'aide d'une modélisation hydrodynamique couplée à un modèle de dynamique de population afin de prédire - par exemple - les conséquences d'une extension réaliste de cette espèce sur les écosystèmes bretons.

POUR EN SAVOIR +

- Baltzer A., Ehrhold A., Rigolet C., Souron A., Cordier C., Clouet H., Dubois S.F., 2014. *Geophysical exploration of an active pockmark field in the Bay of Concarneau, southern Brittany, and implications for resident suspension-feeders*. *Geo-Marine Letters* 34, p 215-230.
- Dauvin J.C., Bellan-Santini D., 1996. *Ampeliscidae (Amphipoda) from the Bay of Biscay*. *Journal of Crustacean Biology* 16, p 149-168.
- Glémarec M., 1969. *Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne*. Thèse de doctorat d'État, Faculté des Sciences Paris, 167 p.
- Kaim-Malka R.A. 2012) *Haploops antennata, a new species from the North Atlantic Ocean (Crustacea: Gammaridea: Ampeliscidae)*. *Zootaxa* 3320, p 36-46.
- Myers A.A., Rigolet C., Thiebaut E., Dubois S.F., 2012. *A new species of amphipod, Photis inornatus sp nov (Corophiidea, Photidae) from a 'Haploops community' in Brittany*. *Zootaxa* 3236, p 55-61.
- Rigolet C., 2013. *Diversité structurelle et fonctionnelle des peuplements sablo-vaseux de Bretagne sud: Impact de l'expansion d'Haploops nirae*. PhD Thesis, Université Paris 06, 280 p + annex.
- Rigolet C., Thiébaut E., Dubois S.F., 2014. *Food web structures of subtidal benthic muddy habitats: evidence of microphytobenthos contribution supported by an engineer species*. *Marine Ecology Progress Series* 500, p 25-41.
- Rigolet C., Dubois S.F., Thiébaut E., 2014. *Benthic control freaks: Effects of the tubicolous amphipod Haploops nirae on the specific diversity and functional structure of benthic communities*. *Journal of Sea Research* (85), p 413-427.





BANCS

DE MAËRL

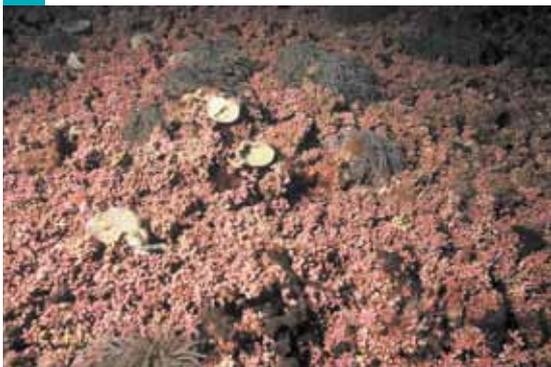
JACQUES GRALL
IUEM/LEMAR

BANCS DE MAËRL QUI ÊTES-VOUS ?

Le terme de maërl désigne des accumulations d'algues calcaires rouges corallinacées **1** vivant librement sur les fonds meubles infralittoraux. En Europe les deux espèces principales sont *Lithothamnium corallioides* et *Phymatholithon calcareum*. Les bancs se forment par accumulation de ces algues sur une épaisseur variant de quelques centimètres à plusieurs mètres. L'entassement des thalles provoque la mort et le blanchissement des couches inférieures. Seule la couche supérieure restant vivante et colorée. Les bancs de maërl sont présents dans les eaux peu turbides (en accord avec l'activité photosynthétique), dans des conditions de courants propices au maintien des thalles sur le fond (<1 m.s⁻¹) et à la circulation de l'eau pour éviter une trop forte sédimentation (>10 cm.s⁻¹). La profondeur d'occurrence des bancs de maërl varie ainsi entre 0 et 30 m sur les côtes atlantiques françaises.

1

Les bancs de maërl résultent de l'accumulation de thalles ramifiés et libres d'algues corallinacées.
© ODugornay/Ifremer



Les bancs de maërl font partie des substrats meubles et sont cités dans la classification européenne des habitats EUNIS sous le code A.5.51 (Sublittoral sediments / Sublittoral macrophyte-dominated sediments / Maërl beds).

2

Biodiversité associée au maërl. Huîtres plates et pétoncles, deux espèces d'intérêt commercial sur un banc de maërl de la rade de Brest. © SPouvreau/Ifremer



La structure physique tridimensionnelle des bancs de maërl, fournit une très large gamme de microhabitats (microniches) qui se traduit par la présence d'une diversité en faune et en flore très élevée. Les bancs de maërl constituent ainsi un réservoir de biodiversité. En outre, ils constituent une zone de nurserie pour des espèces commercialement exploitées **2** telles que les bivalves (coquille Saint-Jacques, pétoncle, palourde, praire) et les jeunes stades de poissons (bar, dorade, lieu, rouget, etc.). Localement, ils peuvent constituer une source non négligeable de matériaux de formation des plages. Ainsi, ce sont plus de 900 espèces d'invertébrés et 150 espèces d'algues qui ont été recensées vivant sur le maërl des côtes de Bretagne.

Si le maërl 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 maërl les plus étendus d'Europe. C'est d'ailleurs dans cette région qu'ont été effectuées les plus anciennes études concernant ce biotope.

DISTRIBUTION & EXTENSION

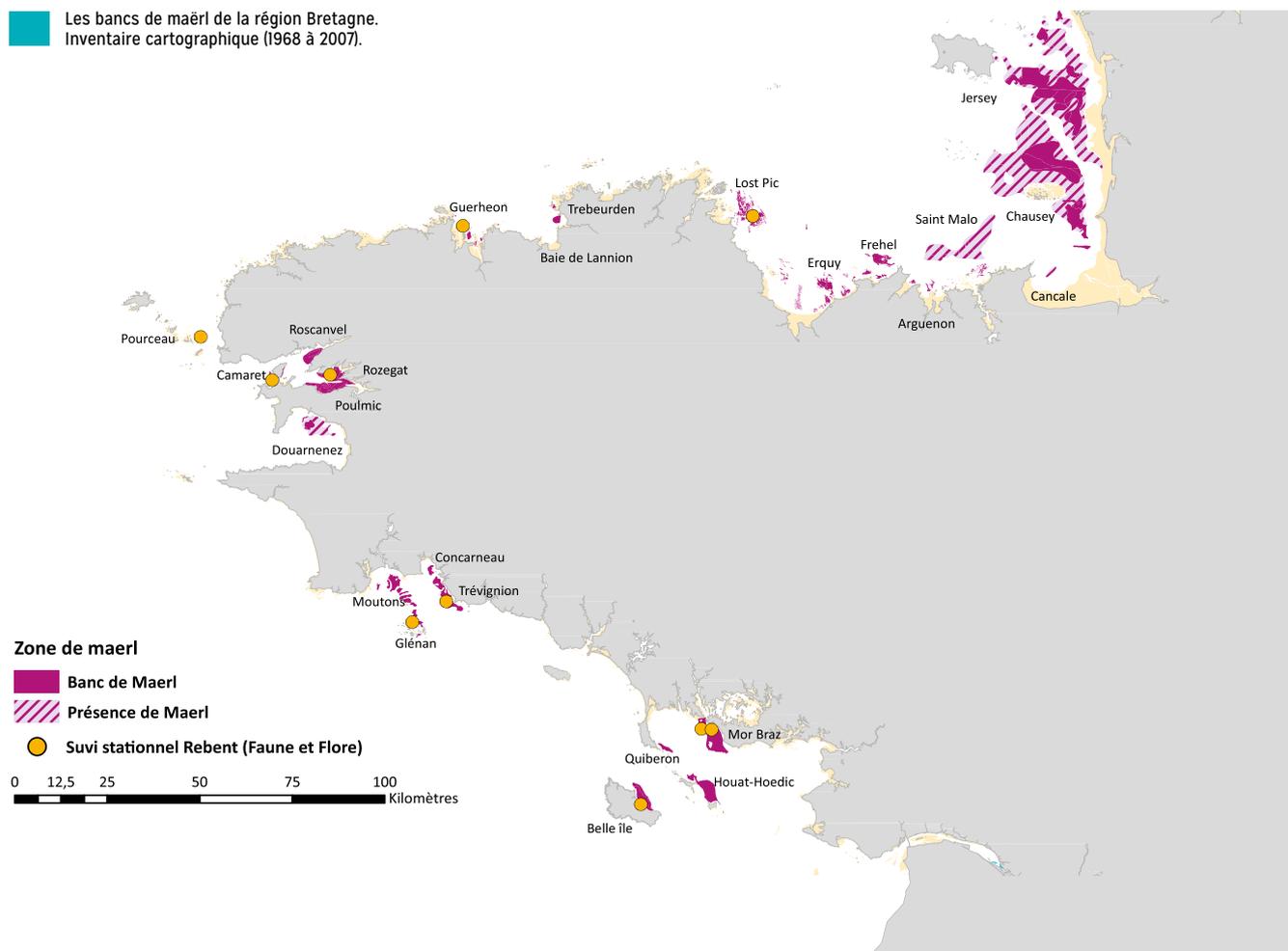
En conditions favorables, les espèces de maërl peuvent constituer des bancs de taille variable, dont la couverture en thalles dépasse 30%. Ils évoluent dans la plupart des cas sur des sables grossiers propres ou sur des sédiments hétérogènes envasés, respectivement en milieu océanique ou dans les baies semi fermées.

Les bancs de maërl sont situés sur la façade Manche Atlantique, essentiellement en Bretagne ([carte](#)), entre la presqu'île du Cotentin et Noirmoutier. Parmi eux figurent certains des bancs les plus étendus d'Europe (rade de Brest, Belle-Île-en-Mer, baie de Saint-Brieuc), couvrant plusieurs dizaines de km². Les bancs sont en général isolés au milieu d'autres formations benthiques et peuvent être de taille très réduite (de l'ordre de l'hectare). Il y a une très forte

diversité morphologique des bancs de maërl à l'échelle nationale. Les thalles de maërl pouvant couvrir des vases molles (baie de Daoulas), des vases sableuses, des sables fins (Molène), des graviers (Glénans) jusqu'à de la roche en place (Plouguerneau, Banneg). Ces bancs abritent une biocénose différente, mais caractéristique du maërl.

Bien que les bancs bretons soient parmi les plus étudiés, les données cartographiques disponibles sont assez hétérogènes, tant sur le plan de leurs dates d'édition, que des méthodes de prospection ou des techniques de cartographie employées. Il est dès lors nécessaire de mettre à jour par une méthode standardisée la cartographie des bancs connus. C'est l'objet d'une partie du programme REBENT.

Les bancs de maërl de la région Bretagne. Inventaire cartographique (1968 à 2007).



ÉTAT ÉCOLOGIQUE

ÉTAT DE L'HABITAT

L'état écologique des bancs de maërl suivis dans le cadre de REBENT a fait l'objet d'une première évaluation **3**. Si le taux de maërl vivant par unité de surface donne une idée du potentiel de renouvellement des bancs, il ne constitue pas une mesure fiable à part entière de son état écologique. Ainsi, certains bancs (Camaret, Belle-Île-en-Mer, etc.) façonnés par la houle en ripple marks ont naturellement un pourcentage de recouvrement en maërl faible. De même, si la densité en brins de maërl par unité de surface permet de définir les fonds comme banc de maërl, ce paramètre ne donne pas non plus d'indication forte sur son état écologique.

En revanche, l'évolution de ces deux paramètres sur le long terme permettra d'obtenir des éléments objectifs, qui associés à la biodiversité et à la qualité de la communauté du maërl, permettra de définir un état écologique allant dans un sens d'amélioration ou de dégradation.

Il reste donc aujourd'hui nécessaire d'élaborer un indice biotique basé sur plusieurs critères (richesse spécifique, indices de diversité, abondance, dominances d'espèces tolérantes ou opportunistes ou d'espèces sensibles à l'extraction, à la pêche). Si cet indice est au point pour la rade de Brest, il nécessite une adaptation pour être normalisé aux conditions environnementales et aux peuplements

associés aux différents bancs bretons. Les résultats des suivis REBENT devraient, une fois qu'un nombre suffisant d'échantillons auront été acquis, permettre une première évaluation de la variabilité naturelle des bancs et la normalisation par rapport aux principaux facteurs structurant les peuplements (profondeur, granulométrie, par exemple).

L'indice présenté dans le [tableau](#) page suivante est basé sur la prise en compte des paramètres cités ci-dessus, mis en commun pour chaque banc de manière subjective (« à dire d'expert »).

ÉVOLUTION TEMPORELLE

Les cartographies étant très hétérogènes, il est difficile de se prononcer sur l'évolution temporelle des bancs de maërl. Toutefois, on peut noter la disparition de certains bancs exploités (environs de Saint-Malo) ou disparus sous un polder (banc de Saint-Marc en rade de Brest). Les cartes successives établies aux Glénans montrent clairement le rétrécissement du banc sous l'influence de l'exploitation, faisant apparaître la disparition du maërl vivant dans un premier stade, puis après l'apparition de l'extraction industrielle, une diminution de l'épaisseur générale de maërl et plus récemment de profondes fosses ne se comblant pas.

En rade de Brest un suivi à long terme, réalisé par l'Observatoire du Domaine Côtier dans la partie Sud (banc de Rozegat) montre une certaine constance dans l'épaisseur de maërl vivant mais un profond bouleversement des peuplements associés sur 15 ans. Dans la partie Nord (banc de Keraliou), les changements observés témoignent d'une amélioration progressive de la situation suite à différentes mesures de gestion des effluents urbains (mise en place d'une nouvelle station d'épuration, etc.).

La prise en compte des bancs de maërl dans les zones Natura 2000 va dans le sens de la protection et de la gestion des activités sur le maërl. Il est donc probable que l'évolution des bancs de maërl soit positive sinon neutre. Le maintien de la surface des bancs devant impérativement apparaître dans les documents d'objectif.

3 Echantillonnage de maërl à Concarneau dans le cadre du REBENT. © Ifremer



SITES	% MAËRL VIVANT	DENSITÉ (EN % DE RECOUVREMENT DE LA SURFACE)	ESPÈCE DOMINANTE *	INDICE BIOTIQUE
Rade de Brest	10-100	30 à > 100	L. c. & P. c. & L. f.	L. c. & P. c. & L. f.
Belle-Île-en-Mer	10-30	> 100	P. c.	Très bon
Chaussey	?	?	?	Bon
Dournenez	5-20	30-50	P. c.	Bon
Trévignon	100	> 100	L. c.	Très bon
Baie de Morlaix	80-100	> 100	L. c.	Moyen à Bon
Lannion	20-40	30-80	L. c.	Moyen à Bon
Camaret	15	> 100	P. c.	Moyen à Bon
Les Pourceaux	80-100	50-100	P. c. & nov spec	Très bon
Côte de Granit Rose	100	100	L. c.	Très bon
Les Glénans	0-30	30 à 100	P. c.	Mauvais à Bon
Golfe du Morbihan	40-60	50-80	L. c.	Mauvais à Bon
Île de Groix	50-100	30-100	P. c.	Très bon
Île de Sein	?	?	P. c. (?)	?
Golfe Normano-Breton	?	?	?	Mauvais
Baie de Saint-Brieuc	? (Paimpol 20)	? (Paimpol 60-100)	P. c..	Bon (Cartham)
Houat et Hoëdic	?	?	P. c.	Mauvais à Bon
Lorient	?	?	P. c.	?
Saint-Nazaire	?	?	?	?
Cap Fréhel - Saint-Malo	-	-	-	Détruit
Quiberon	50	30 (?)	L. c.	Pauvre
Sortie Golfe du Morbihan	80-100	100	L. c.	Très bon
Plouguerneau	15-30	> 100	P. c.	Bon
Mer des Pertuis Charentais	30	?	P. c.	Moyen à Bon
Granville	-	-	-	-
Bricquebec	-	-	-	-
Saint-Vaast-la-Hougue	-	-	-	-

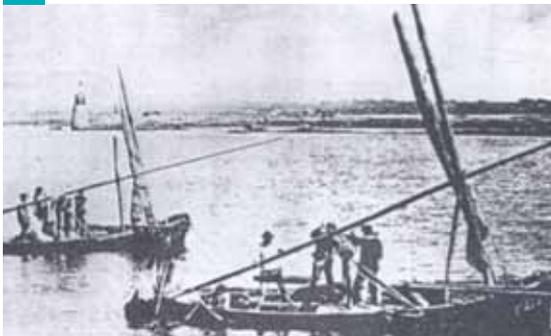
* L. c. = *Lithothamnion corallioides*
L. f. = *Lithothamnion fasciculatum*
P. c. = *Phymatolithon calcareum*

MENACES

Les menaces pesant sur les bancs de maërl sont de quatre ordres: extraction, eutrophisation, espèces invasives, pêche aux engins trainants.

- L'extraction 4 a deux principaux effets: (1) celui de faire disparaître littéralement le banc sur la zone extraite et (2) de provoquer un nuage de turbidité autour de la zone, qui va amener la disparition du maërl sous une couche de sédiments fins, interdisant par là l'activité photosynthétique et provoquant de fortes baisses de biodiversité. En règle générale la quantité extraite excède de très loin le renouvellement de la ressource, l'activité n'étant pas durable. Les bancs des Glénans, de Lost Pic, du Phare de la Croix et des Pourceaux ont été concernés par ces activités. Plusieurs bancs ont disparu dans les années 1970-1980 du fait de l'extraction (baies de Saint-Malo et de Saint-Brieuc) 5.

4 Récolte du maërl en Bretagne au début du XX^e siècle.



- L'eutrophisation entraîne également une sédimentation accrue sur les bancs qui finissent par disparaître sous la vase ou sous les algues opportunistes. Les anoxies ou hypoxies passagères qui en découlent font disparaître un grand nombre d'espèces qui sont remplacées par des espèces opportunistes monopolisant les ressources.

L'eutrophisation peut être due soit aux effluents urbains (rade de Brest, baie de Morlaix, golfe du Morbihan), soit aux cultures marines (baie de Camaret).

5 Drague aspiratrice de maërl. © XCasey/Ifremer



- L'espèce invasive la plus problématique pour le maërl est aujourd'hui la crépidule. L'invasion des bancs par ce gastéropode provoque un accroissement de la sédimentation (avec les mêmes effets que l'eutrophisation) et à terme une disparition du banc sous la couche de crépidules. Les bancs des baies de Saint-Brieuc (au sein de cet écosystème, certains bancs on probablement disparu sous la couche de crépidules), de Morlaix et de la rade de Brest 6 sont sous sa menace. Mais ce gastéropode a également été découvert sur les bancs des Glénans et de Belle-Île-en-Mer. Une surveillance de la densité et de la structure de population de crépidules s'impose sur tous les bancs où elle est présente. Noter qu'une nouvelle espèce de gastéropode exotique a récemment été découverte sur le maërl de la baie de Morlaix.

6 Maërl envahi par des crépidules dans un trait de drague en rade de Brest. © JDuchêne/LEMAR-UBO



- o La pêche aux engins trainants entraîne un enfouissement du maërl, la disparition d'espèces sessiles de grande taille (grands bivalves, éponges et ascidies) et donc une baisse de la diversité biologique des bancs. Localement, elle peut briser les brins de maërl et homogénéiser la structure sédimentaire du fond, réduisant encore la biodiversité. Cette activité, quand elle est pratiquée raisonnablement, ne fait pas disparaître les bancs mais en réduit fortement l'aspect patrimonial (baisse de 30 % de la diversité) et le rôle de nurserie (perte de refuges pour les juvéniles de bivalves et de poissons, baisse de biomasse et d'apport de nourriture pour les poissons adultes). L'ensemble des bancs français est soumis à la pêche à la drague pour les palourdes roses, praires et pectinidés.

En règle générale, toutes ces perturbations dégradent les fonctions écologiques remplies par le maërl et en particulier son rôle de nurserie pour les espèces halieutiques (bivalves et poissons). Mais elles réduisent également le rôle de support à une forte production primaire (macroalgues et microphytobenthos) dont dépend une grande partie des réseaux trophiques. Les recherches menées actuellement par le LEMAR et d'autres équipes européennes (Espagne, Grande-Bretagne) montrent en effet que la production primaire (autre que celle du maërl) se déroulant sur le maërl peut représenter de 60 à 90 % du carbone entrant dans la chaîne alimentaire. Il est donc primordial à l'avenir de prendre en compte les fonctions écologiques (dont les retombées socio-économiques sont fortes) que remplissent les bancs de maërl pour les écosystèmes côtiers.

Les mesures de gestion de l'extraction du banc des Glénan se sont montrées positives, et l'arrêt de cette activité en 2011 permettrait de retrouver un banc en parfaite santé au bout de quelques décennies (la recolonisation par le maërl vivant est un phénomène très lent, et les cartographies des zones sur lesquelles l'extraction a été interrompue en 1996 montrent une structure sédimentaire toujours fortement dégradée).

De même, comme évoqué ci-dessus, les mesures de gestion des effluents urbains en rade de Brest devraient permettre de retrouver un banc relativement sain (moins eutrophisé) dans quelques années à Keraliou.

Le réchauffement climatique ne devrait pas entraîner à court terme de problème pour les espèces constituant le maërl, celles-ci montrant une aire de répartition relativement large (du Nord des Iles Britanniques à la Méditerranée). Toutefois, le réchauffement entraîne une acidification des eaux qui peut poser des problèmes de calcification aux algues calcaires dans l'avenir (comme le montrent des recherches récentes menées en Méditerranée). À terme, ce phénomène pourrait conduire à la disparition des bancs.

D'autre part, le réchauffement va entraîner d'importants déplacements d'espèces qui vont provoquer de profonds bouleversements dans les communautés vivant au sein du maërl. La biodiversité qu'ils abritent et leur rôle fonctionnel pourraient en être fortement dégradés. Il est ainsi nécessaire de suivre celles-ci de près sur le long terme.

Les menaces sur les bancs de maërl restent très présentes, essentiellement celles venant des espèces invasives (particulièrement dans un contexte de changement climatique) et de la pêche. La découverte récente d'une espèce exotique potentiellement invasive (invasion dans laquelle la pêche pourrait également jouer un rôle) sur le maërl de Callot (baie de Morlaix) est un exemple des menaces qui pèsent toujours sur le maërl.

Par ailleurs, les problèmes d'eutrophisation sont considérés et font l'objet de mesures de gestion qui vont dans un sens positif pour le maërl.

GESTION & PROTECTION

MESURES EXISTANTES

En ce qui concerne l'habitat maërl, des mesures de conservation doivent être établies (plans de gestion, mesures réglementaires, administratives ou contractuelles), afin d'éviter la détérioration des habitats et espèces d'intérêt communautaire.

AU NIVEAU INTERNATIONAL

Dans la convention OSPAR, le maërl est inscrit dans la liste des habitats menacés et/ou en déclin. Elle recommande de protéger les bancs de maërl au maximum, considérant d'une part leur aspect patrimonial et d'autre part leur rôle fonctionnel (nursérie, production primaire, source de larve) dans les écosystèmes côtiers. Il considère qu'il faut s'appuyer sur tous les mécanismes possibles (Directives Habitat et Cadre sur l'Eau).

AU NIVEAU EUROPÉEN

La directive Habitats (92/43/CE du 21.5.1992) vise la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvage, elle est en phase avec la convention OSPAR et a contribué à l'établissement du réseau Natura 2000. Les bancs de maërl ne figurent pas en tant que tels dans la liste des habitats d'intérêt communautaire de l'Annexe I de la directive. Afin de pallier ce manque, une liste d'habitats déclinés a été établie au niveau national, à laquelle les bancs de maërl sont intégrés sous les dénominations suivantes: «Sables grossiers et graviers, bancs de maërl - 1110-3» (déclinaison l'habitat «Bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine - 1110»), et «Sables hétérogènes envasés infralittoraux, bancs de maërl - 1160-2» (déclinaison de l'habitat «Grandes criques et baies peu profondes - 1160»). Cette déclinaison, sans remettre à sa juste place l'habitat de maërl (comme peuvent l'être par exemple les herbiers de Posidonie en Méditerranée), rappelle son importance pour la cohérence du réseau Natura 2000, ce qui n'en modifie toutefois pas le statut au niveau européen.

En revanche, deux des espèces constitutives du maërl (*Lithothamnium coralloides* et *Phymatholithon calcareum*) font partie des espèces d'intérêt communautaire listées en annexe V de la directive. Il s'agit des espèces dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion, si les États membres l'estiment nécessaire, pour assurer leur maintien dans un état de conservation favorable.

Ainsi, tout plan ou projet non lié à la gestion du site mais susceptible d'affecter significativement cet habitat/espèce d'intérêt communautaire, doit faire l'objet d'une évaluation de ses incidences eu égard aux objectifs de conservation du site (article 6 paragraphe 3). Un projet portant atteinte à l'intégrité d'un site Natura 2000 ne peut être autorisé, sauf pour des raisons impératives d'intérêt public majeur. Dans ce cas, des mesures compensatoires doivent être prises (article 6 paragraphe 4).

AU NIVEAU NATIONAL

Les «Stratégies Nationales pour la Biodiversité» 2004 et 2011-2012 proposent des orientations politiques relatives au maërl. La SNB 2004 inclut un «plan d'action mer» 2008-2010 qui préconisait l'arrêt de l'extraction de maërl dans les zones d'intérêt écologique majeur et la recherche de produits de remplacement, ainsi que la simplification du régime d'extraction en mer et la définition de possibilités d'extraction durable spécifiant un objectif de protection de la biodiversité.

Plus contraignante juridiquement, la loi «Grenelle» 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement prévoit une réforme du régime des extractions en mer et une limitation des prélèvements de maërl à des usages à faible exigence quantitative (article 35).

RECOMMANDATIONS

L'essentiel des informations récentes collectées sur les bancs bretons l'ont été principalement via le réseau REBENT. Ce programme a permis de revisiter un certain nombre de bancs, d'en suivre certains sur le moyen terme (depuis 2003) et d'en mesurer la biodiversité. Il a ainsi permis d'identifier quelques 600 espèces d'invertébrés dont certains sont nouveaux pour la Bretagne. En outre, ce réseau a permis de repérer une nouvelle espèce invasive (gastéropode prédateur) sur le banc de maërl de la baie de Morlaix, et de repérer l'installation de la crépidule sur les bancs de Glénans et de Belle-Île-en-Mer. Les données acquises permettent dès aujourd'hui de dresser un premier bilan de l'état écologique des bancs visités et de stocker des données qui nous permettront de bâtir un indice d'état de santé de l'habitat applicable à l'ensemble des bancs bretons.

Il faut insister ici sur le rôle primordial des réseaux en place surveillant le maërl (REBENT dont DCE et l'Observatoire de l'IUEM) qui sont garants d'une acquisition de données propres à l'évaluation de l'état de santé de cet habitat patrimonial dont l'intérêt dépasse largement l'échelle régionale ou nationale.

Ainsi, un projet de suivi à l'échelle européenne est en cours d'élaboration qui suivra l'étendue et l'état écologique (% maërl / vivant mort, biodiversité) de bancs de maërl d'importance, de la Norvège jusqu'à Portugal (incluant donc Grande-Bretagne, Irlande, France et Espagne). La fréquence et le type de suivi se rapprochant de celui adopté dans le cadre de REBENT.

La mise en place de ce type de réseau est fortement recommandée dans le rapport OSPAR-maërl. Dans un tel contexte, les réseaux REBENT et Observatoires des universités trouvent toute leur justification et leur maintien doit être un enjeu pour la région Bretagne.



POUR EN SAVOIR +

- Augris C. & Berthou P., 1990. *Les gisements de maërl en Bretagne*. Ifremer, département Géosciences Marines, département Ressources Halieutiques, centre de Brest, 52 p dont 27 cartes.
- Birkett D.A., Maggs C.A., Maggs C.A. & Dring M.J., 1998. *Maërl (volume V). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 116 p.
- Briand X., 1989. *Le Lithothamne: tradition d'hier et agrochimie de demain*. Océanis, 15 (5), p 693-739.
- Cabioch J., 1969. *Les fonds de maërl de la baie de Morlaix et leur peuplement végétal*. Cahiers de Biologie Marine (Station Biologique de Roscoff), 10, p139-161.
- Cabioch J., 1997. *Que sont les fonds de maërl? In Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives*. Éd. Dauvin J.-C., Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie, Service du Patrimoine Naturel, IEGB, MNHN, Paris, 376 p.
- Glemarec M., 1997. *La complexité architecturale des fonds de maërl en tant que source de biodiversité. In Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives*. Éd. Dauvin J.-C., Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie, Service du Patrimoine Naturel, IEGB, MNHN, Paris, 376 p.
- Grall J. & Glemarec M., 1997. *Biodiversité des fonds de maërl en Bretagne: approche fonctionnelle et impacts anthropiques*. Vie Milieu, 47 (4), p 339-349.
- Grall J. & Hall-Spencer J.-M., 2003. *Problems facing maërl conservation in Brittany*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 supplément: S55-S64.
- Grall J., 2002. *Biodiversité spécifique et fonctionnelle du maërl: réponses à la variabilité de l'environnement côtier*. Thèse de doctorat, UBO, Brest, 300 p.
- Hall-Spencer J.-M., Moore P.G., 2000. *Scallop dredging has profound, long-term impacts on maërl habitats*. International Council for the Exploration of the Sea, Journal of Marine Science, 57, p 1407-1415.
- Hall-Spencer J.-M., 2005. *Ban on maërl extraction*. Marine Pollution Bulletin, 50 (2), p 121.
- Pinot J.-P., 1997. *Une biocénose menacée par la surexploitation: le maërl, cas de la baie de Concarneau. In Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives*. Éd. Dauvin J.-C., Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie, Service du Patrimoine Naturel, IEGB, MNHN, Paris, 376 p.
- Wilson S., Blake C., Berges J.-A. & Maggs C. A., 2004. *Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation*. Biological Conservation, 120, p 283-293.





SABLES

COQUILLIERS

STANISLAS DUBOIS
IFREMER

SABLES COQUILLIERS, QUI ÊTES-VOUS ?

Les sables coquilliers ¹ regroupent un vaste ensemble de sédiments aux propriétés sédimentaires et biologiques tout aussi vastes qu'il est donc nécessaire de bien définir. La terminologie « sables coquilliers », aussi appelés souvent sables bioclastiques, indique théoriquement des sédiments qui appartiennent à la catégorie des sables dont la taille moyenne des grains est comprise entre 500 µm et 2 mm et qui comportent une fraction carbonatée supérieure ou égale à 50 %, même si ce seuil reste à la libre interprétation des auteurs. Les sédiments marins comportent pour beaucoup une fraction carbonatée. Elle indique qu'une partie du sédiment trouve son origine dans le piégeage de carbonates grâce à l'activité bio-minérale de précipitation des ions calcium et des carbonates de l'eau de mer et la formation de structures solides calcaires. La précipitation biologique du carbonate de calcium (CaCO₃) est effectuée par plusieurs organismes appartenant à de nombreux groupes taxonomiques marins :

- des organismes fixés (sessiles) qui fixent le calcium dans leur squelette externe et édifient des bioconstructions carbonatées comme les coraux, les bryozoaires ou certaines éponges,
- des organismes benthiques qui fabriquent des coquilles ou des tests protecteurs comme les mollusques (bivalves et gastéropodes), les échinodermes (oursins, ophiures et étoiles de mer) ou même les foraminifères benthiques,
- des organismes planctoniques qui accumulent également le carbonate de calcium dans leur coquille ou leur test et qui, après leur mort, sédimentent et alimentent les sédiments. C'est le cas des foraminifères pélagiques et des coccolithophoridés.

1

Diversité des types de sable grossier coquillier. © XCasey/Ifremer.





Quelles que soient les espèces impliquées, la partie carbonatée des sédiments marins provient donc des restes des espèces dont les coquilles ou les squelettes viennent s'ajouter à la partie minérale du sédiment 2.

Ainsi, il existe une grande diversité de « sables coquilliers », une diversité finalement aussi grande que le nombre de classes de sables multipliées par le nombre de classe de proportions de carbonates issus de coquilles. Les côtes bretonnes se caractérisent par une importante mosaïque d'habitats sédimentaires littoraux et sublittoraux parmi lesquels plusieurs peuvent répondre à la définition de sables coquilliers. Afin de se reporter à une classification existante, il peut être judicieux de faire référence à la classification EUNIS des habitats marins (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>). Elle permet de lister l'ensemble des habitats sédimentaires en Bretagne qui sont caractérisés par la présence de coquilles.

Une recherche systématique avec le mot-clé « coquille » ou « coquillier » (*i.e.* shell ou shelly) fait apparaître, pour les habitats sableux côtiers bretons, les deux habitats proches suivants :

- A5.135 Sables grossiers coquilliers circalittoraux à *Branchiostoma lanceolatum* (A5.135 *Branchiostoma lanceolatum* in circalittoral coarse sand with shell gravel),
- A5.136 Gravier et sable coquillier érodé à coquilles Saint-Jacques (A5.136 Scallops on shell gravel and sand with some sand scour).

Cette liste appelle à quelques remarques. Tout d'abord, sont exclus de cette sélection les sédiments qui rentrent uniquement dans la catégorie des graviers ou graviers-cailloutis, et notamment les bancs de maërl dont la taille moyenne ne permet pas de les classer en sables, mais qui comportent une fraction carbonatée presque totale dans la mesure où le maërl est une algue calcaire. Ensuite,

beaucoup d'habitats subtidiaux ne font pas apparaître le terme «coquilliers» dans leurs dénominations, alors que la fraction calcaire issue de processus biologiques est aussi importante que la fraction minérale siliceuse.

C'est par exemple le cas des habitats A5.12 de la typologie EUNIS (sédiment grossier infralittoral / infralittoral coarse sediment). Il a notamment été montré que les banquettes de sables mixtes infralittorales à *Lanice conchilega* et autres polychètes (habitat EUNIS A5.127) comportent une fraction carbonatée comprise entre 25 et 95%.

Enfin, des habitats plus marginaux en termes de surface, mais importants en termes de contribution à la diversité de la mosaïque

sédimentaire marine bretonne, seraient à classer dans les sables coquilliers comme les cordons dunaires composés de coquilles en échouage eux-mêmes alimentés par les sables des dunes hydrauliques mobiles qui sont constituées en grande partie de sables bioclastiques.

En conclusion, la définition de «sables coquilliers» peut être restreinte à l'habitat des sables grossiers coquilliers à *Amphioxus* (*Branchiostoma lanceolatum*) (A5.135). Cet habitat intègre, dans une large mesure, celui des sables coquilliers érodés à coquilles Saint-Jacques (A5.136) au sein desquels l'espèce *Branchiostoma lanceolatum* est fréquente et abondante, et souvent même l'espèce dominante.

2

Sable grossier coquillier comportant une fraction de graviers en Rade de Brest (12 mètres de profondeur). Noter la présence de débris coquilliers et de brins de maërl en mélange. © XCaissy/Ifremer.



RÉPARTITION DES SABLES COQUILLIERS

L'habitat des sables grossiers coquilliers circalittoraux présente une distribution inégale sur les côtes de la Bretagne mais se caractérise par une présence constante quelles que soient les façades (Manche, Atlantique, pointe bretonne) (carte). Il représente une superficie importante (environ 1900 km²) dans le golfe normanno-breton, entre la baie de Saint-Brieuc et la côte du Cotentin, où cet habitat est partiellement associé à la présence de maërl. Il couvre également une forte superficie de la région de Roscoff (près de 400 km²). Au niveau de la mer d'Iroise, cet habitat est entouré principalement de sédiments très

grossiers et graveleux ainsi que de cailloutis qui dominent mais il représente néanmoins 800 km². En Bretagne Sud, entre la baie d'Audierne et la baie de Vilaine, 730 km² ont été identifiés, principalement entourés de sables moyens à fins. Derrière la nomenclature EUNIS A5.135 se cache un faible continuum d'habitats qui s'étendent, en milieu côtier, des sables grossiers au sédiment hétérogène sablo-graveleux mais qui abritent une diversité biologique permettant leur regroupement.

0 25 50 100 150 200 kms



Distribution des sables coquillers (en bleu sur la carte) sur les côtes Manche-Atlantique (données de synthèse REBENT Bretagne).



DIVERSITÉ BIOLOGIQUE DES SABLES COQUILLIERS

La diversité, au sens nombre d'espèce, est souvent élevée dans les sables grossiers hétérogènes à Amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*) 3. Ces sables sont qualifiés d'« hétérogènes », c'est-à-dire plus ou moins bien triés, avec des fractions grossières et des fractions fines qui varient. La proportion de vases est sans doute le critère qui affecte le plus le nombre d'espèces présentes. Dans les sédiments grossiers propres (*i.e.* sans fraction de vase), il y a toujours un peu moins d'espèces que dans les sédiments avec quelques pourcents de vase. Les sables grossiers propres à Amphioxus sont donc légèrement moins riches que ceux avec une faible proportion de vase, souvent plus riches en matière organique. Le nombre d'espèce est également dépendant de la présence et de la taille d'éléments carbonatés : des petits fragments coquilliers ou au contraire des coquilles entières confèrent au sédiment des propriétés d'accueil différentes, comme par exemple de nombreux refuges pour des épibiontes mobiles quand les coquilles sont peu fragmentées.

L'ensemble des prélèvements réalisés dans les sédiments grossiers à Amphioxus au cours des campagnes de description des habitats benthiques bretons a permis de lister au total plus d'une centaine d'espèces. Les assemblages d'espèces diffèrent en fonction de la situation géographique : les sédiments sablo-graveleux à Amphioxus de Bretagne Nord n'abritent pas les mêmes espèces que ceux de Bretagne Sud, ou que celles de la pointe bretonne. Un échantillonnage systématique de tous les habitats meubles de la mer d'Iroise a permis de lister les principales espèces associées aux sédiments sablo-graveleux à Amphioxus. Les 25 espèces les plus caractéristiques, c'est à dire celles avec une abondance significative et une fréquence d'occurrence forte sont listées dans le [tableau 1](#).

3

Sable coquillier à Amphioxus comportant une très forte fraction de débris coquilliers. L'amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*) au centre de la photo est une espèce emblématique de ce type de sédiment. Il mesure 5 cm et vit enfoui sous la surface. © Scottish Government.



	NOM DE L'ESPÈCE	EMBRANCHEMENT
1.	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	Urochordé
2.	<i>Ophiocomina nigra</i>	Echinoderme
3.	<i>Glycymeris glycymeris</i>	Mollusque bivalve
4.	<i>Clausinella fasciata</i>	Mollusque bivalve
5.	<i>Arcopagia crassa</i>	Mollusque bivalve
6.	<i>Aequipecten opercularis</i>	Mollusque bivalve
7.	<i>Pecten maximus</i>	Mollusque bivalve
8.	<i>Timoclea ovata</i>	Mollusque bivalve
9.	<i>Goodalia triangularis</i>	Mollusque bivalve
10.	<i>Spatangus purpureus</i>	Echinoderme
11.	<i>Pandora pinna</i>	Mollusque bivalve
12.	<i>Circomphalus casina</i>	Mollusque bivalve
13.	<i>Nucula hanleyi</i>	Mollusque bivalve
14.	<i>Echinocardium flavescens</i>	Echinoderme
15.	<i>Pisidia longicornis</i>	Décapode
16.	<i>Laevicardium crassum</i>	Mollusque bivalve
17.	<i>Tapes rhomboides</i>	Mollusque bivalve
18.	<i>Eurynome spinosa</i>	Crustacé Décapode
19.	<i>Dosinia lupinus</i>	Mollusque bivalve
20.	<i>Upogebia deltaura</i>	Crustacé Décapode
21.	<i>Abra prismatica</i>	Mollusque bivalve
22.	<i>Eurydice pulchra</i>	Crustacé Isopode
23.	<i>Asterias rubens</i>	Echinoderme
24.	<i>Dosinia exoleta</i>	Mollusque bivalve
25.	<i>Gari tellinella</i>	Mollusque bivalve

Tableau 1: Liste des espèces caractéristiques des sédiments hétérogènes sablo-graveleux à Amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*) de mer d'Iroise, classées en fonction de leur dominance et de leur fréquence d'occurrence. Données extraites de la synthèse de Raffin, 2003.

ESPÈCES CARACTÉRISTIQUES

Les espèces citées dans le [tableau 1](#) sont les plus courantes et donc fréquemment rencontrées tout autour de la Bretagne dans ces sédiments. L'Amphioxus est l'espèce dite « leader » de ces sédiments et *de facto*, celle qui permet de caractériser biologiquement cet habitat. La grande majorité des autres espèces rencontrées appartient à l'embranchement des Mollusques et la classe des bivalves. Hormis l'amande de mer *Glycymeris glycymeris* (que l'on rencontre surtout dans les sédiments très grossiers), on trouve très fréquemment la bivalve *Clausinella fasciata*. Pour être exhaustif, la terminologie française de l'habitat EUNIS A5.135 parle d'ailleurs de « sédiment grossier sablo-graveleux à *Clausinella fasciata* et *Branchiostoma lanceolatum* ». Par leur activité de biominéralisation, tous les bivalves contribuent à alimenter la fraction carbonatée de cet habitat et donnent ainsi tout son sens à la terminologie de sable coquillier. Il existe parmi ces bivalves les espèces à forte valeur commerciale comme le pétoncle *Aequipecten opercularis* et la coquille Saint-Jacques *Pecten maximus* dont la présence a permis d'isoler l'habitat A5.136 « Gravier et sable coquillier érodé à coquilles Saint-Jacques ». Les échinodermes (étoiles de mer, ophiures 4 et oursins) sont également bien représentés dans cet habitat. L'ophiure noire (*Ophiocomina nigra*) est très présente et souvent associée à une autre ophiure (*Ophiothrix fragilis*). Ces échinodermes

contribuent également à enrichir la fraction carbonatée de ce sédiment avec leurs tests calcaires. Enfin, les petits crustacés tels que les crabes porcelaines (*Pisidia longicornis*), la petite araignée (*Eurynome aspersa*) ou encore l'isopode (*Eurydice pulchra*) profitent des interstices et refuges des amas gravello-coquilliers pour se cacher et se nourrir. Il est intéressant de noter l'absence d'espèce de vers (annélides polychètes) dans cette liste, alors que ce groupe est d'ordinaire le mieux représenté dans les habitats marins. La présence de polychète est d'autant plus forte que la fraction sableuse est importante, relativement à la fraction grossière. Le diamètre moyen des grains des sédiments sablo-graveleux à Amphioxus de Bretagne Sud est plus petit que celui de la pointe Finistère ou de Bretagne Nord.

La compilation des stations du programme REBENT appartenant à cet habitat ont été isolées et les espèces « leaders » ont été extraites ([tableau 2](#)) de la même façon que celles présentées dans le [tableau 1](#). Il ressort de cette analyse que l'embranchement des annélides polychètes représente cette fois 50% des espèces caractéristiques. Parmi eux, *Pista cristata*, *Notamastus latericeus* et *Mediomastus fragilis* illustrent la présence d'une fraction fine vaseuse plus importante en Bretagne Sud (et donc des sédiments avec plus de matière organique).

D'autres comme *Spirobranchus triqueter* se développent sur les coquilles de mollusques

4

Sable grossier coquillier de la baie de Douarnenez (profondeur 26 mètres). Noter la présence de coquilles pas ou peu fragmentées dans le creux des rides formées par la houle. Cet habitat est colonisé ici en surface par l'ophiure *Ophiocomina nigra*. © XCaïsey/Ifremer.



très abondantes sur cet habitat. Hormis les annélides, beaucoup des autres espèces sont communes, mais il faut noter la présence du lançon *Ammodytes tobianus* comme une espèce associée aux sables à *Branchiostoma lanceolatum* et *Clausinella fasciata* également présente en Bretagne Sud.

En somme, s'il est possible de dire que cet habitat est riche en termes de nombre d'espèces, il faut aussi souligner que les assemblages d'espèces diffèrent en fonction de la zone géographique considérée et surtout, des paramètres physiques de ces sables.

	NOM DE L'ESPÈCE	EMBRANCHEMENT
1.	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	Urochordé
2.	<i>Amphipholis squamata</i>	Echinoderme
3.	<i>Notomastus latericeus</i>	Annélide
4.	<i>Clausinella fasciata</i>	Mollusque bivalve
5.	<i>Psammechinus miliaris</i>	Echinoderme
6.	<i>Echinocyamus pusillus</i>	Echinoderme
7.	<i>Aonides paucibranchiata</i>	Annélide
8.	<i>Polygordius lacteus</i>	Annélide
9.	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	Annélide
10.	<i>Animocera docus semiserratus</i>	Crustacé Amphipode
11.	<i>Mediomastus fragilis</i>	Annélide
12.	<i>Glycera lapidum</i>	Annélide
13.	<i>Pista cristata</i>	Annélide
14.	<i>Tapes rhomboides</i>	Mollusque Bivalve
15.	<i>Othomaera othonis</i>	Crustacé Amphipode
16.	<i>Echinocardium cordatum</i>	Echinoderme
17.	<i>Polygordius appendiculatus</i>	Annélide
18.	<i>Spirobranchus triqueter</i>	Annélide
19.	<i>Ammodytes tobianus</i>	Vertébré Poisson
20.	<i>Atylus vedlomensis</i>	Crustacé Amphipode
21.	21. <i>Goniadella gracilis</i>	Annélide
22.	22. <i>Syllis cornuta</i>	Annélide
23.	23. <i>Pisidia longicornis</i>	Crustacé Décapode
24.	24. <i>Laonice cirrata</i>	Annélide
25.	25. <i>Eulalia mustela</i>	Annélide

Tableau 2 : Liste des espèces caractéristiques des sédiments hétérogènes sablo-graveleux à Amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*) de Bretagne Sud, classées en fonction de leur dominance et de leur fréquence d'occurrence. Synthèse de données extraites des campagnes de caractérisation des biocénoses benthiques (ref REBENT).

FONCTIONNALITÉS & RÔLES ÉCOLOGIQUES

Les sédiments sablo-graveleux à *Amphioxus* occupent plusieurs fonctions importantes au sein des écosystèmes. La première est de constituer une réserve de sédiment carbonaté (coquille de mollusques, tests d'échinodermes, algues calcaires parfois), qui joue à son tour un rôle dans les cycles biogéochimiques du CO₂. Schématiquement, les nombreuses espèces capables de bio-minéralisation précipitent le carbonate de l'eau de mer avec les ions calcium en carbonate de calcium (coquille) et en CO₂ dissous dans l'eau. Après la mort des animaux, les coquilles se fragmentent et constituent une réserve de calcaire.

C'est justement cette fraction coquillière qui est ciblée dans les processus d'extraction de sables et de granulats marins (voir ci-après). Ces sables

coquilliers sont relativement mobiles (expliquant d'ailleurs la faible épibiose sessile), et les dunes hydrauliques qui peuvent se former à partir de ces sédiments contribuent à alimenter les cordons dunaires côtiers, comme par exemple en baie du Mont-Saint-Michel.

Une autre fonction de cet habitat découle de la forte biomasse trouvée dans ces sédiments. Un rôle de nourricerie est avéré pour de nombreux poissons (bars, lieus) et gros crustacés (qui se nourrissent des bivalves, *Amphioxus* et lançons). Cet habitat joue également un rôle de frayère pour certaines espèces locales. Une étude spécifique est cependant nécessaire car il existe une originalité géographique de chaque habitat qu'il faut prendre en compte.

PRESSIONS ACTUELLES & MESURES GESTION

Les sables grossiers coquilliers à *Branchiostoma lanceolatum* sont aujourd'hui principalement ciblés en raison de leur double intérêt. La partie sableuse siliceuse est utilisée dans le bâtiment pour des travaux de construction comme une alternative intéressante aux sables et graviers terrestres mais également pour l'activité maraîchère et le remblaiement des plages soumise à l'érosion. La partie coquillière (fraction calcaire ou carbonatée) est quant à elle utilisée pour l'amendement des sols et le traitement de l'eau notamment, afin de corriger l'acidité des

sols de Bretagne. Cet habitat est d'autant plus recherché qu'il peut, comme dans tout le golfe normano-breton, être associé à du maërl, lui-même très recherché.

L'extraction est réalisée par des bateaux spécialisés équipés d'une pompe hydraulique qui aspire le sable du fond et le rejette dans d'immenses cuves. Le dragage se concentre souvent sur des points précis, ou le long de transects pendant que le bateau dérive très lentement quand le sédiment ciblé correspond à une plus vaste surface.

Plusieurs études ont tenté de faire la synthèse au moins bibliographique - de l'impact de l'extraction de granulats sur la diversité benthique et pélagique. Il ressort de ces synthèses l'idée que la pression que subit un habitat est directement liée à la surface relative impactée. Si l'extraction concerne une surface «relativement faible», les conséquences pour le fonctionnement des écosystèmes resteront minimales. De cette idée découle la nécessité de conduire une étude

détaillée préalable de chaque habitat ciblé, afin d'évaluer précisément les fonctionnalités de chaque habitat et de prévoir les conséquences. Une autre généralité de ces synthèses est que la récupération des fonctions écologiques d'un milieu ayant subi une extraction se fait selon une échelle de temps très variable et qu'il est nécessaire d'améliorer les outils et les recherches afin de nous permettre de mieux prédire l'impact des activités de dragage sur les fonds marins.

ACTIVITÉS STRICTEMENT RÉGLÉMENTÉES

L'extraction des granulats marins est une activité strictement réglementée qui relève du code minier et en milieu marin, seul l'État est habilité à concéder le droit exclusif d'exploiter un gisement qu'il soit ou non situé dans le domaine public. L'entreprise doit donc avoir obtenu préalablement deux «titres miniers» pour pouvoir exercer son droit d'extraction: (1) un premier titre pour réaliser l'exploration de la zone ciblée et anticiper les impacts sur le milieu et (2) un second titre qui donne le droit exclusif d'exploiter une concession dans une zone définie.

Dans le cadre de sa demande d'autorisation, l'exploitant doit présenter une étude d'impact de son projet. Son dossier doit aussi inclure une évaluation des incidences de l'extraction si le gisement se situe sur une zone Natura 2000.

L'ensemble du cadre législatif et des procédures est rappelé sur le site de l'Ifremer (www.ifremer.fr/drogm/Ressources-minerales/Materiaux-marins/Reglementation/Cadre-reglementaire-actuel).



POUR EN SAVOIR +

- Cabioch L., 1968. *Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale: Répartition générale des peuplements benthiques pré littoraux*. Cahiers de biologie marine, tome IX, cahier 5 suppl., 720 p.
- Chassé C. & Glémarec M., 1976. *Atlas des fonds meubles du plateau continental du Golfe de Gascogne*. Cartes biosédimentaires, I.C.A.
- Chassé C. & Glémarec M., 1976. *Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie sédimentaire*. Journal de la Recherche Océanographique 1, p 1-18.
- Desprez, M., 2011. *Synthèse bibliographique sur l'évaluation de la biodiversité issue de l'extraction des granulats marins*. Rapport UNPG Section Granulats Marins et Université de Rouen UMR 6143 M2C, 95 p.
- Fournier J., Godet L., Bonnot-Courtois C., Baltzer A., Caline B., 2009. *Distribution des formations superficielles intertidales de l'archipel de Chausey (Manche)*. Géologie de la France, 1, p 5-17.
- Godet L., Fournier J., Jaffré M., Desroy N., 2011. *Influence of stability and fragmentation of a worm-reef on benthic macrofauna*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92, p 472-479.
- Hill J.M., Marzialetti S., Pearce B., 2011. *Recovery of seabed resources following marine aggregate extraction*. Marine ALSF Science Monograph Series n°2. MEPF 10/PI48, Newell R.C et Measures J. (eds), 44 p.
- Larsonneur C., 1977. *La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français, méthode mise au point et utilisée en Manche*. Journal Recherche océanographique, 2, p 33-39.
- Mary M., Thierry T., Delassus L., Bonnot-Courtois C., 2009. *Les cordons coquilliers de la baie du Mont-Saint-Michel: un système original à préserver*. Bulletin du conservatoire botanique national de Brest, 22, p 69-82.
- Raffin C., 2003. *Bases biologiques et écologiques de la conservation du milieu marin en mer d'Iroise*. Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, 430 p. + 9 annexes.
- Sweeting C.J., Barry J., Barnes C., Polunin N.V.C., Jennings S., 2007. *Effects of body size and environment on diet-tissue delta N-15 fractionation in fishes*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 340, p 1-10.
- Retière C, 1979. *Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe normano-breton*. Thèse d'État, Univ. Rennes, 421 p.





FUCALES

INTERTIDALES

PATRICK DION
CENTRE TECHNIQUE CEVA

NADÈGE ROSSI
CENTRE TECHNIQUE CEVA

TOURIA BAJJOUK
IFREMER

FUCALES INTERTIDALES, QUI ÊTES-VOUS ?

Les grandes algues brunes (Fucales 1 et Laminariales) constituent sur les côtes rocheuses une large ceinture végétale plus ou moins continue et dense, limitée à sa base par la disponibilité de lumière pour la croissance (entre 10 et 20 m) et à son sommet, par les conditions progressives de dessiccation de la zone de balancement des marées. Ce compartiment macroalgal domine naturellement par sa masse (jusqu'à 30 kg/m² pour *Ascophyllum*) la biocénose des substrats littoraux rocheux et en contrôle largement la biodiversité. Son importance régionale est à la mesure de la forte représentation de la côte rocheuse sur le littoral breton. Elle est à l'origine d'une exploitation goémonière industrielle qui se situe, derrière la Norvège, au deuxième rang européen. L'abondance particulière des grandes algues participe de manière importante à la physionomie typique du littoral breton.

Les Fucales en particulier, caractérisent de grands espaces découvrants recherchés par un large public amateur de pêche à pied. Les Fucales forment de grandes ceintures étagées dans la largeur de l'estran. On distingue, de bas en haut de l'estran, la ceinture de *Fucus serratus*, celle de *Fucus vesiculosus* et/ou *Ascophyllum nodosum*, et celle de *Fucus spiralis*.

La couverture de Fucales est en équilibre dynamique avec des colonisations animales qui se substituent d'autant plus aux algues que le milieu est battu (balanes, moules, patelles). Aucune Fucale des côtes bretonnes n'est en limite biogéographique de distribution. L'abondance naturelle des Fucales est liée à la disponibilité de substrat dur, à l'existence de secteurs côtiers semi-abrités à abrités et à la largeur des estrans qui dépend de l'importance de la marée. Ainsi, les côtes bretonnes qui réunissent largement ces conditions sont d'une richesse exceptionnelle en Fucales.

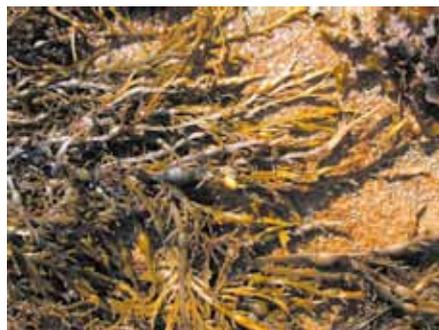
1 Différentes espèces de Fucales des estrans rocheux.



Fucus serratus © MBernard/IUEM-UBO



Fucus vesiculosus © TBajjouk/Ifremer



Ascophyllum nodosum © TBajjouk/Ifremer



Fucus spiralis © NSimon/SBRoscoff

DISTRIBUTION & EXTENSION

Il n'existe pas de procédure internationale standardisée pour le suivi quantitatif de cette couverture. Les surfaces d'estran à prendre en compte (par exemples 80 km² dans le seul secteur de Pleubian Bréhat) ainsi que les difficultés d'accès (temps limité à marées basses) rendent la plupart du temps infaisables des cartographies directes au sol. L'hétérogénéité du milieu rend aussi difficile la photo interprétation de clichés aériens. Par contre, sa localisation sur estran rend la couverture des Fucales détectable de manière plus ou moins spécifique par leur capacité de réflexion dans l'infrarouge quand elles sont émergées ². Le traitement des images du satellite Spot, associé à l'utilisation des connaissances sur la distribution verticale des espèces, permet de cartographier leur couverture intertidale sur des linéaires côtiers inclus dans des scènes de plus de 60 km de côté. Cette procédure, élaborée et mise en œuvre dans le cadre du REBENT a

permis d'envisager un inventaire exhaustif et systématique à l'échelle régionale, donnée qui n'était pas disponible antérieurement. L'utilisation de moyens de télédétection aéroportés reste toutefois nécessaire pour la partie Est de la côte Nord pour des raisons de marées basses de vives eaux trop tardives par rapport à l'heure de passage du satellite.

Depuis 2002, plusieurs scènes ont été acquises lors des basses mers de vives eaux, généralement suite à des demandes de programmation spécifiques. Des recherches systématiques de scènes historiques prises à basse mer ont également été conduites, permettant d'acquérir et de traiter de nombreuses scènes dont les plus anciennes remontent à 1986.

2

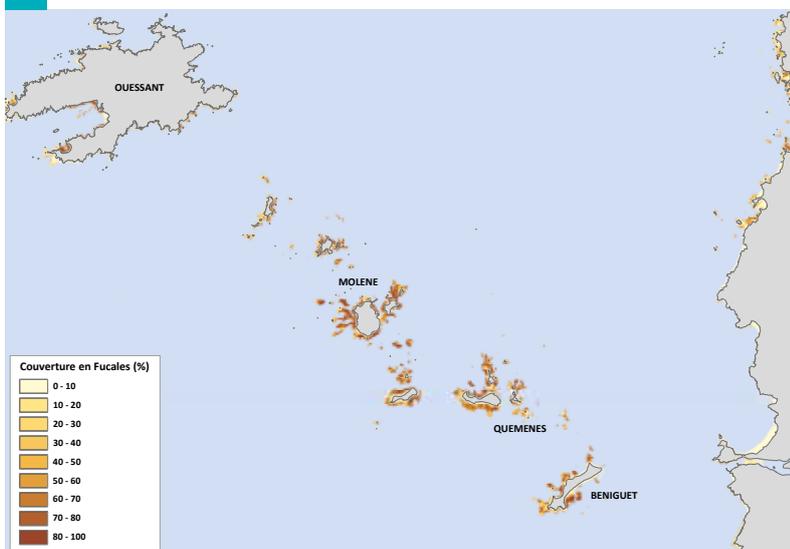
Image SPOT du secteur de Trégor.



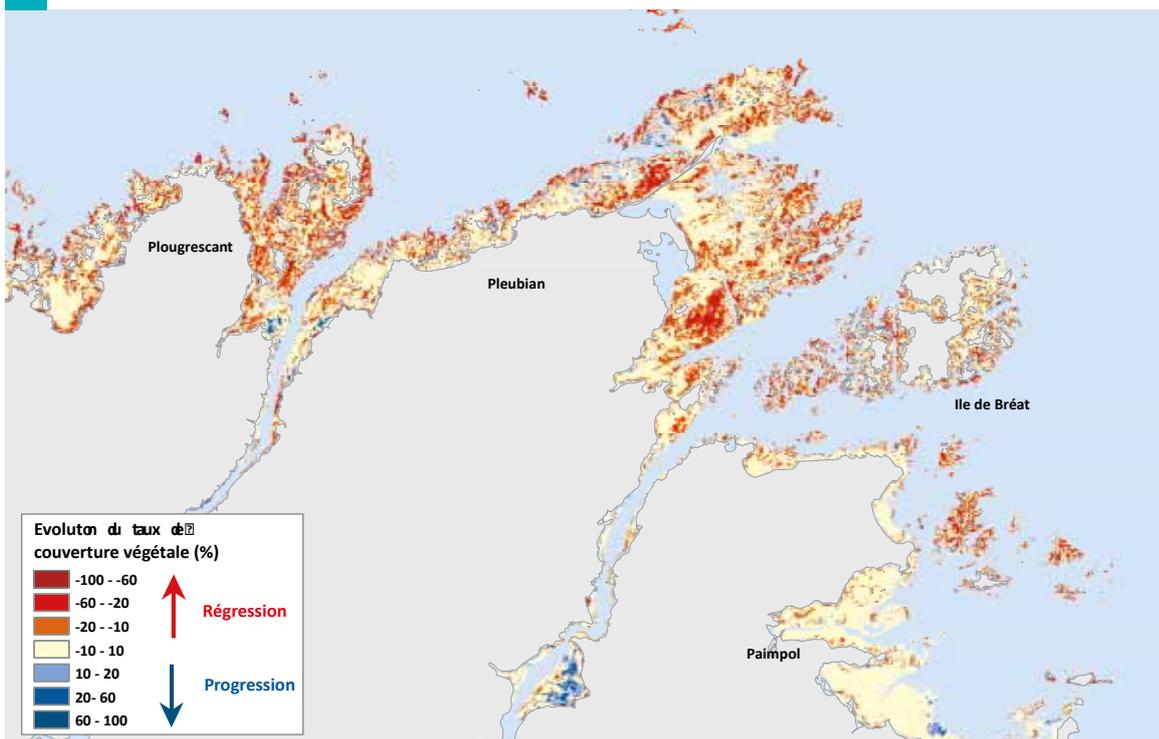
Les résultats des traitements peuvent être exprimés sous forme de cartes avec pour chaque pixel un taux de couverture végétale exprimé en pourcentage. Il est également possible d'évaluer pour un secteur donné la surface couverte en équivalent 100%. La compilation de l'ensemble des scènes récentes, complétées localement par des données anciennes au niveau de certaines zones non couvertes, permet de faire par secteur côtier une première quantification en hectares d'équivalents 100% de couverture.

Selon le secteur, les Fucales peuvent occuper la quasi-totalité de l'estran rocheux (par exemple près de 90% sur l'île de Molène [carte 1](#) ou sur la face abritée de l'île de Bréhat [carte 2](#)), une fraction bien inférieure de cet estran dans des secteurs plus battus (moins de 10% sur le secteur exposé de l'île d'Ouessant ou sur les faces côté large des îlots du secteur des Abers. Le passage à des couvertures plus faibles se traduit généralement par leur morcellement et peut aussi s'accompagner de pertes de densité.

Carte 1: Distribution du taux de couverture en Fucales dans le secteur de l'archipel de Molène.



Carte 2: Évolution de la couverture en Fucales mesurée entre 1989 et 1998 sur le secteur de Perros-Guirec à Paimpol.



Parmi les 21 masses d'eau bretonnes touchées par ce phénomène, celles du nord Bretagne montrent une régression moyenne de 21% depuis la fin des années 80, pour la zone allant de Saint-Brieuc à l'Aber Benoît inclus, et de 16% depuis les années 2000, pour la zone allant de l'Aber Benoît (exclu) à la baie de Douarnenez. Au sud Bretagne, une régression moyenne de 28% a été mise en évidence depuis la fin des années 80 jusqu'à 2007. La cause globale sur l'ensemble de la façade nord-est Atlantique semble être des hivers généralement plus chauds qui favorisent le développement des patelles ³ et des algues vertes opportunistes et qui constituent, pour les premières, un prédateur redoutable et pour les secondes, un compétiteur pour l'espace de colonisation et la disponibilité des nutriments vis-à-vis des Fucales (dans une moindre mesure concernant le nord-est de l'Atlantique). Les conditions hivernales sont dépendantes de l'Oscillation Nord Atlantique, ce qui rend le phénomène de régression réversible comme durant la période de 2004 à 2007. Néanmoins, les aires de recouvrement des Fucales restent bien en deçà de celles calculées à partir des premières images SPOT disponibles.

De plus, à des échelles locales, la combinaison de plusieurs facteurs défavorables à la recolonisation des Fucales entraîne des régressions beaucoup plus drastiques que celles évaluées à l'échelle des masses d'eau. À cela s'ajoute le changement global qui pourrait augmenter l'effet « hiver chaud » induit par l'Oscillation Nord Atlantique. Il est donc important de poursuivre l'étude de l'évolution des Fucales à l'échelle de la Bretagne. Un complément d'étude à l'échelle locale pourrait permettre une évaluation plus précise de la contribution du facteur global NAO par rapport à celle des autres perturbations de façon directe ou indirecte (activité de broutage accrue, perte de vitalité des algues, eutrophisation, etc.).

On peut ainsi conclure que :

- une régression importante des Fucales a été notée entre la fin des années 80 et le début des années 2000, au nord comme au sud de la Bretagne,
- un regain de la couverture en Fucales a été observé durant la période comprise entre 2004 et 2007,
- l'évolution temporelle de la ceinture des Fucales étant similaire au nord et au sud Bretagne, dans des zones différemment influencées par les activités anthropiques, il en ressort qu'un phénomène global semble engendrer cette évolution.



ÉTAT ÉCOLOGIQUE

Des données quantitatives sont en principe demandées pour certains éléments de qualité biologique à contrôler dans le cadre de la DCE 4 et, en particulier, ceux de couvertures sur le substrat pour les macroalgues. L'approche zonale de quantification des Fucales par télédétection (comme celle qui pourrait d'ailleurs être envisagée pour les algues rouges et surtout vertes fixées à l'aide de capteurs particuliers) paraît ainsi être adaptée à cette demande. Des difficultés d'intercalibration de cette méthode avec celles d'autres pays européens apparaissent cependant, dans la mesure où les laboratoires de ces pays qui sont intervenus dans l'élaboration d'indicateurs (et surtout dès l'origine dans le processus d'intercalibration) n'avaient pas de compétences en télédétection ni même en cartographie.

Sur les côtes bretonnes, d'autres suivis des peuplements algaux d'estran sont en cours dans le cadre de la DCE, mais à une échelle stationnelle pour un suivi de leur biodiversité.

L'habitat à Fucales tend à se dégrader comme le montre sa régression observée dans différents secteurs. Des mesures d'écart entre les états de couverture observés et des états dits « de référence » sont cependant encore difficiles à réaliser pour deux raisons. En premier lieu, l'aire de référence pour le potentiel de couverture est dépendante de l'extension des substrats rocheux favorables à la colonisation des algues, or ces surfaces sont actuellement mal appréhendées. D'autre part, le taux de couverture potentiel de la surface rocheuse en place est naturellement dépendant de l'exposition. Avec la disponibilité aujourd'hui d'un modèle géographique d'exposition à l'hydrodynamisme tel que produit par le projet Prévimer associé aux données du capteur laser Lidar, il sera possible d'isoler les secteurs rocheux abrités dont l'état de référence devrait être à 100% de couverture potentielle.

4

Suivi scientifique à proximité des Fucales sur la côte nord finistérienne (Île Vierge). © Ifremer



MENACES

Les Fucales se situent en première ligne face aux pollutions continentales du fait de leur position dans le proche littoral, comme les autres macroalgues et phanérogames marines. La menace est particulièrement significative en Bretagne où l'occupation agricole des bassins versants a conduit, depuis plusieurs dizaines d'années, à une pollution chronique des cours d'eau débouchant en mer. Par leur type biologique, les macroalgues sont naturellement très réactives aux évolutions de la qualité des eaux côtières : notamment turbidité et sels nutritifs, avec des cas manifestes de surproductions algales (eutrophisation des eaux côtières) et d'autres plus discrets de réductions progressives de populations naturelles (déplacements des limites de ceintures algales avec la turbidité et l'envasement). L'exploitation des données acquises dans REBENT pour une analyse spatiotemporelle fine du comportement des Fucales dans des gradients présumés de pollution (gradients estuariens principalement) n'a pas encore été entreprise.

Les rejets anthropogéniques par l'eau ne sont pas les seuls, semble-t-il, à pouvoir modifier à terme la répartition et l'abondance des populations macroalgales : le recul actuel des Fucales fait l'objet d'hypothèses explicatives incluant celle du changement climatique avec ses conséquences sur le réchauffement des eaux, sur les conditions hydrodynamiques de surface (facteurs d'exposition), la sédimentologie (ensablements perturbant les conditions de colonisation des substrats).

Enfin, l'activité goémonière (de même que certaines méthodes de pêche à pied) pourrait, dans certains secteurs et pour certaines Fucales, jouer un rôle dans l'équilibre des ceintures. Dans ce domaine aussi, l'exploitation des données du suivi spatiotemporel accompagnées d'un plan de vérités terrain permettrait sans doute de mieux préciser l'importance de ces types de menace.

Aucune mesure de protection n'est appliquée sur cet habitat à part certains plans locaux de gestion de la ressource exploitée.

RECOMMANDATIONS

- Sur le plan cartographie de l'habitat Fucales, paraissent nécessaires le passage en clichés Spot 10 m pour l'acquisition de nouvelles scènes satellites ainsi que la programmation de campagnes aéroportées hyperspectrales dans l'est de la côte Nord-Bretagne (comme déjà réalisées sur les estrans normands par le Ceva/EDF/AESN).
- La faisabilité économique d'emploi de capteurs hyperspectraux pour l'acquisition de l'ensemble des données est à analyser : outre une meilleure précision cartographique, ces capteurs permettraient aussi la séparation d'espèces, au moins brunes, rouges et vertes, ces dernières envahissant de plus en plus certains estrans rocheux et leurs champs de Fucales.
- Sur la connaissance des pressions, un véritable chantier de recherche doit être ouvert sur les bases de comparaisons spatiotemporelles fines, de mesures adaptées de paramètres environnementaux, d'expérimentations de terrain et même de laboratoire, de développements de modèles.
- La description des états de la ceinture des Fucales nécessite une bonne définition des états de référence et passe par l'obtention de meilleures données sur la couverture rocheuse des estrans et l'acquisition de données spatiales d'exposition, ou plus exactement d'abri.

POUR EN SAVOIR +

- Bajjouk T., Guillaumont B., Populus J., 1996. *Application of airborne imaging spectrometry system data to intertidal seaweed classification and mapping*. *Hydrobiologia* 326/327, p 463-471.
- Bajjouk T., Populus J., Guillaumont B., 1998. *Quantification of subpixel cover fractions using principal component analysis and a linear programming method: application to the coastal zone of Roscoff (France)*. *Remote Sensing of Environment* 64, p 153-165.
- Gail F.W. 1918. *Some experiments with Fucus to determine the factors controlling its vertical distribution*. *Publications Puget Sound Biological Station* 2, p 139-151.
- Guillaumont B., Bajjouk T., Talec P., 1997. *Progress in Phycological Research, Seaweed and Remote Sensing: a critical review of sensors and data processing (F.E. Round and D.J. Chapman editors, Biopress Ltd)*. vol. 12, p. 70.
- Guillaumont, B., 1991. *Utilisation de l'imagerie satellitaire pour les comparaisons spatiales et temporelles en zone intertidale*. In M. Elliot & J. P. Ducrottoy (eds): *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*, ECS 19 Symposium, p 63-68.
- Kangas P., Autio H., Hällfors G., Luther H., Niemi A., Salemaa H., 1982. *A general model of the decline of Fucus vesiculosus at Tvärminne, south coast of Finland in 1977-81*. *Acta Botanica Fennica* 118, p 1-27.
- Le Roux A., 2005. *Les patelles et la regression des algues brunes dans le Morbihan*. *Penn Ar Bed* 192, p 1-22.
- Le Roux A., 2008. *The fucacean canopy of the rocky shores in the Golfe du Morbihan (south Brittany, France) is actively browsed by limpets (Patella vulgata L.) except in its eastern and its estuarine parts*. *Bulletin de la société des sciences naturelles de l'Ouest de la France* 30, p 162-180.
- Madic F., 2005. *La régression des algues brunes en Finistère Sud. Exemple de la crique de Portec et de ses environs*. *Penn Ar Bed* 192, p 23-35.
- Mouquet P., Perrot T., Daniel C., Le Goff T., 2006. *Cartographie de la couverture de Fucales en zone intertidale. Région Bretagne. Zone pointe Saint Mathieu-Plouguerneau, Image SPOT du 12 août 2006. Édition finale 2006*. REBENT, 31 p.
- Nilsson J., Engkvist R., Persson L.-E., 2004. *Long-term decline and recent recovery of Fucus populations along rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea*. *Aquatic Ecology* 38, p 587-598.
- Rossi N., Daniel C., Perrot T., 2010. *Suivi de la couverture en macroalgues intertidales de substrats durs dans le cadre du projet REBENT/DCE au titre de l'année 2009*. RST/Ifremer/DYNECO-AG/10-21/REBENT, 65p.





CHAMPS DE BLOCS

MAUD BERNARD
INSTITUT FREMER

TOURIA BAJJOUK
INSTITUT FREMER

CHAMPS DE BLOCS, QUI ÊTES-VOUS ?

Qualifiés désormais d'habitat particuliers, les champs de blocs ¹ du médiolittoral inférieur présentent une architecture complexe qui leur confèrent une biodiversité naturellement élevée mais aussi une grande hétérogénéité d'un site à l'autre. Contrairement à ce qu'indiquait la typologie Natura 2000 (code 1170_9 du Cahier d'habitats côtiers Tome 2), la terminologie « champ de blocs » n'est plus utilisée pour désigner les blocs de haut d'estran ou du médiolittoral supérieur et moyen.

En Bretagne, les champs de blocs de bas d'estran apparaissent dans le médiolittoral inférieur, dominé en haut par la ceinture algale à *Fucus serratus* et un ensemble d'algues rouges dressées et encroûtantes (*Mastocarpus stellatus*, *Chondrus crispus*, *Palmaria palmata*, *Osmundea pinnatifida*, *Hildenbrandiarubra* ou encore *Lithophyllum incrustans*). Dans les niveaux inférieurs, la composition algale de l'habitat est plus variable d'un site à l'autre, dépendante de l'exposition à la houle et des limites de répartition de certaines espèces. Ainsi, la ceinture à *Bifurcaria*

bifurcata et *Himanthalia elongata* peut faire suite à la ceinture à *Fucus serratus* et dominer l'habitat sur de vastes surfaces, ou à l'inverse, n'apparaître que ponctuellement sous forme de patches très localisés. Les niveaux les plus bas sont caractérisés par la présence de Laminaires, ceinture algale également variable dans sa composition spécifique selon l'exposition à la houle (*Alaria esculenta*, *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Saccorhiza polyschides*). Dans la ceinture à Laminaires, les algues corallinacées ou de type encroûtantes peuvent également recouvrir de grandes surfaces de roche (*Corallina officinalis*, *Lithophyllum incrustans*, *Mastocarpus stellatus* etc.).

De manière générale, les champs de blocs bretons sont observés au pied de falaises ou en arcs de cercle entre des pointes rocheuses et îlots. Par ailleurs, bien que leur fréquence et durée d'émersion soient variables localement, les champs de blocs ne sont généralement pas visibles au-dessous d'un coefficient de marée de 95.

¹ Un exemple de champs de blocs. © CEVA



CARACTÉRISTIQUES ARCHITECTURALES

Au sein d'un champ de blocs, la taille des blocs varie de quelques décimètres cubes à plusieurs mètres cubes ce qui confère à l'habitat une stabilité et une évolution dans le temps inégale selon qu'il soit majoritairement constitué de petits blocs ou non. Les blocs les plus petits (quelques décimètres cubes) sont naturellement et régulièrement retournés par les fortes houles et courants, particulièrement en milieu exposé.

En revanche, seuls des évènements tempétueux exceptionnels et surtout l'activité de pêche à pied récréative sont susceptibles d'entraîner le retournement périodique de blocs de taille moyenne à élevée (surface supérieure ou égale à 0,1 m²) sans qu'ils soient ensuite remis en place. Parmi les blocs « mobiles » et donc retournables par les pêcheurs à pieds, des affleurements de roche et des blocs de taille très élevée font également leur apparition. Ces blocs non retournables sont dits « fixés » au regard de leur stabilité vis-à-vis de l'action des vagues et de la pression de pêche à pied. Certains d'entre eux peuvent présenter des surplombs et des cavités rocheuses, souvent tapissés de faune coloniale et encroûtante.

Le type architectural de l'habitat est variable mais trois grandes catégories de champs de blocs sont généralement distinguées : les « blocs sur sédiments » (vase, sable fin, grossier, mélange de sédiments hétérogènes), les « blocs sur roche en place » et les « blocs sur blocs » 2.

En constituant un microhabitat supplémentaire, le substrat sous-jacent participe à la diversité remarquable de l'habitat : des espèces des substrats meubles et rocheux se côtoient et tous les groupes trophiques sont généralement représentés. Néanmoins, il faut noter que la présence de sable très grossier ou de graviers-cailloutis à proximité ou entre les blocs est aussi susceptible d'induire un fort décapage des peuplements de surface, particulièrement en milieu exposé.

La biodiversité maximale est atteinte avec la catégorie blocs sur blocs (plusieurs couches de blocs les uns sur les autres) en raison du nombre élevé de microhabitats présents (cavités, surplombs, etc.) qui offrent des conditions environnementales très favorables à l'installation d'une faune très diversifiée, parfois inhabituelle pour le niveau auquel se trouve cet habitat. Ce type architectural assure à la faune fixée une protection contre les variations d'hygrométrie et de température et permet aussi à la faune mobile de trouver refuge contre les grands prédateurs tels que les oiseaux, les grands poissons ou encore les crustacés. De nombreuses espèces dont l'essentiel du cycle biologique s'effectue plus profondément sont également observées parmi cette mosaïque de microhabitats : ainsi ce sont souvent des juvéniles d'étrilles (*Necora puber*), de tourteaux (*Cancer pagurus*), ou encore d'ormeaux (*Haliotis tuberculata*) qui viennent se nourrir et se protéger entre et sous les blocs.

2 Représentation schématique des trois communautés de champs de blocs. © PBodénès d'après Le Hir & Hily, 2005



ESPÈCES STRUCTURATES DES COMMUNAUTÉS DES FACES SUPÉRIEURES ET INFÉRIEURES

Les travaux menés par Le Hir en 2002 recensent 390 espèces dans les champs de blocs bretons. Ce chiffre est cependant une sous-estimation de la richesse spécifique totale puisqu'il ne comprend pas la plupart des espèces fixées et que certains taxons ne sont pas déterminés jusqu'à l'espèce.

Les faces supérieures de blocs sont souvent le support de phéophycées de type Fucales (*Fucus serratus*, *Bifurcaria bifurcata*, *Himantalia elongata*), de l'ensemble des rhodophycées (*Mastocarpus stellatus*, *Chondrus crispus*, *Palmaria palmata*, *Osmundea pinnatifida*) et algues corallinacées (*Lithophyllum incrustans*, *Mastocarpus stellatus*, *Hildenbrandia rubra*) dont certaines sont caractéristiques du médiolittoral inférieur (*Corallina officinalis*) et de Laminaires (*Laminaria digitata*, *Alaria esculenta*, *Laminaria hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Saccorhiza polyschides*).

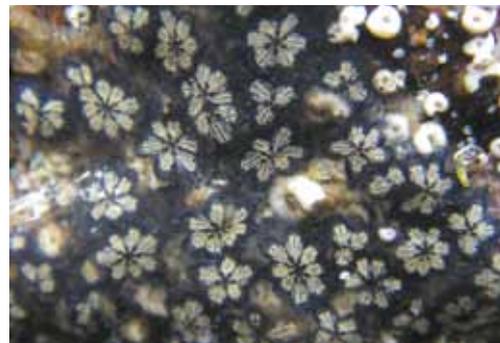
Une partie de la faune mobile qui est composée de mollusques herbivores (*Gibbula cineraria*, *Gibbula pennanti*, *Calliostoma zizyphinum*), de mollusques carnivores (*Doris tuberculata*, *Berthella plumula*, *Trivia arctica*, *Octopus vulgaris*, *Nucella lapillus*, *Nassarius incrassatus*, *Ocenebra erinacea*), d'échinodermes (*Psammechinus miliaris*, *Asterina gibbosa*, *Amphipholis squamata*), ou encore de crustacés (*Porcellana platycheles*, *Pisidia longicornis*, *Balanus crenatus*, *Balanus perforatus*), peut être indifféremment retrouvée sur les faces supérieures ou inférieures de blocs.

La composition en espèces des faces inférieures de blocs 3 en revanche, varie considérablement selon le type de substrat sous-jacent présent. Dans le cas de « blocs sur sable fin » ou de « blocs sur vase », le taux d'accolement au substrat est généralement plus élevé. L'espace pour l'implantation de la faune est alors limité. Dans ce cas, les assemblages faunistiques sont dominés par les polychètes *Spirobranchus lamarckii* et les spirorbes, mais aussi par les balanes, par les bryozoaires encroûtants ou encore par l'endofaune inféodée au substrat meuble sous-jacent.



L'algue *Antedon bifida* © MBernard/IUEM-UBOLe tourteau *Cancer pagurus* © JDuchêne/Istrenn

Algues brunes, rouges et vertes © Ifremer

L'ascidie coloniale *Botryllus* sp. © MBernard/IUEM-UBOL'algue encroûtante *Lithophyllum incrustans*
© MBernard/IUEM-UBOL'éponge *Ophlitaspongia papilla* © MBernard/IUEM-UBO

Lorsque l'espace disponible entre les blocs et le substrat est plus élevé (cas des « blocs sur blocs » notamment), la richesse spécifique 4 augmente. Diverses espèces coloniales ou encroûtantes se fixent alors sous les blocs, telles que les éponges *Ophlitaspongia papilla*, *Hymeniacidon perlevis*, *Halichondria panicea*, *Halisarca dujardini*, *Terpios fugax*, les bryozoaires *Oshurkovia littoralis*, *Schizoporella unicornis*, les ascidies de type botrylles ou encore le bivalve *Anomia ephippium*. La faune peu à très mobile telle que *Ophiothrix fragilis*, *Antedon bifida*, *Galathea squamifera*, les pagures, les amphipodes

de type gammares, l'ormeau *Haliotis tuberculata* et les crabes *Carcinus maenas*, *Cancer pagurus*, *Necora puber*, *Xantho incisus*, *Xantho pilipes*, et *Pilumnus hirtellus* se logent également préférentiellement parmi les cavités et surplombs. Enfin, Les petites espèces de poissons de type cottidés ou blennidés trouvent là aussi un milieu de prédilection : le mordocet (*Lipophrys pholis*), le gobie céphalote (*Gobius cobitis*), le lépadogaster de Gouan (*Lepadogaster lepadogaster*), la motelle à cinq barbillons (*Ciliata mustella*), ainsi que le nérophis lombricoïde (*Nerophis lumbriciformis*, *Syngnathidés*).

DISTRIBUTION & EXTENSION

DISTRIBUTION ET EXTENSION DES CHAMPS DE BLOCS

L'habitat champ de blocs est bien représenté le long des côtes bretonnes. Il est également présent en Loire-Atlantique au niveau du Plateau du Four, dans les Pertuis Charentais et au Pays Basque.

La terminologie « champs de blocs » a évolué et elle n'est désormais plus utilisée pour désigner les blocs de haut d'estran ou du médiolittoral supérieur et moyen. Selon leurs caractéristiques, ces derniers peuvent ainsi être intégrés aux classes « Roches et blocs supralittoraux à lichens »; « Roches et blocs médiolittoraux à dominance algale »; « Roche et blocs médiolittoraux à dominance animale »; « Roche et blocs médiolittoraux à très faible couverture macrobiotique » ou encore « Roche et blocs intertidaux avec algues opportunistes » ou « Roches et blocs intertidaux avec Fucales en milieu à salinité variable ».

De ce fait, il est important de souligner que les cartographies antérieures à 2008 peuvent contenir des informations obsolètes quant à cet habitat jusqu'alors représenté à différents niveaux hypsométriques ⁽¹⁾ de l'estran. Certains travaux ont depuis pris en compte cet habitat en Bretagne sur la base de la typologie REBENT. C'est le cas de la cartographie des habitats benthiques intertidaux du site Natura 2000 de Guissény, des travaux de cartographie et de caractérisation des champs de blocs du Parc Naturel Marin d'Iroise et enfin les cartographies des habitats côtiers des sites Natura 2000 « Rade de Brest », « Baie de Morlaix » et « Abers - Côtes des Légendes ». À titre d'exemple, la surface totale des champs de blocs du PNMI représente 185 hectares, les six plus grands champs de blocs se situant sur les îles de Molène, de Trielen, de Quémènes et de Sein. L'île d'Ouessant étant majoritairement bordée de hautes falaises, et

dans un secteur extrêmement battu par les houles océaniques, les blocs d'estrans sont principalement des chaos de roches. Le seul champ de blocs accessible dans l'anse abritée de l'ouest (Lampaul) est largement impacté par les pêcheurs à pied au sud de l'île. L'habitat est également présent dans la zone de Plouarzel ainsi que sur les côtes de la Presqu'île de Crozon. Un gros travail de connaissance, sur la répartition géographique, l'estimation des surfaces et la variabilité des biocénoses associées sur le gradient biogéographique reste encore à mener.

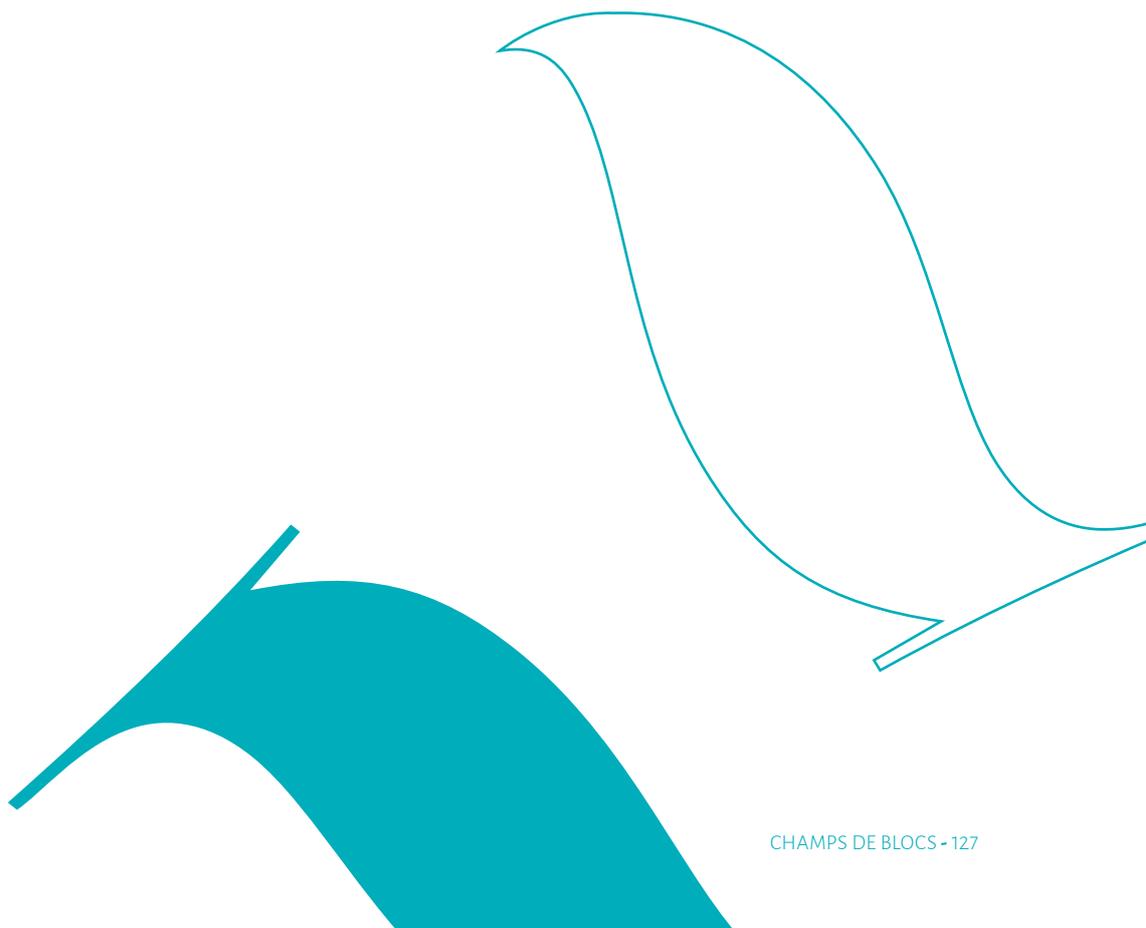
(1) HYPSONÉTRIE

ÉTENDUE RESPECTIVE DES
DIFFÉRENTES ZONES D'ALTITUDE
D'UNE RÉGION DONNÉE.

ÉVOLUTION TEMPORELLE

Il est difficile de se prononcer sur l'évolution temporelle des champs de blocs en l'absence de données cartographiques de références suffisantes. Néanmoins, il est possible de souligner la tendance de certains champs de blocs à s'ensabler au fil du temps. C'est le cas du champ de blocs de l'île Callot intégré dans les suivis stationnels REBENT menés sur six champs de blocs de la sous-région Manche Mer du Nord (Saint-Briac, Pointe de l'Arcouest, île de Callot, Sainte-Marguerite (région des Abers), île de Molène et Rade de Brest). Lorsque la majorité des blocs est ensablée, l'habitat perd sa complexité architecturale et structurelle et ne peut plus être considéré comme tel. Il doit alors être redéfini comme une mosaïque de blocs à dominance végétale (ou animale) sur sédiments meubles.

Si les régressions locales des champs de blocs semblent moindres en comparaison avec d'autres habitats plus fragiles d'un point de vue structurel (destruction aisée des herbiers de zostères ou des bancs de maërl sous l'influence d'activités humaines), leurs biocénoses font depuis quelques années l'objet d'une attention particulière, notamment en termes d'évaluation des effets du retournement des blocs par les pêcheurs de crabes et d'ormeaux. En effet, plusieurs initiatives locales se sont penchées sur cette question : le programme national sur la diversité biologique qui a engagé la réflexion sur cette thématique, le programme R.E.V.E (REconquête et Valorisation des Estrans) mené par l'association IODDE entre 2006 et 2009 dans le bassin de Marennes-Oléron ; l'étude nationale « Pêche à pied de loisir sur les sites du Conservatoire du Littoral » et enfin le travail de thèse de Maud Bernard (2012) associé au Contrat Nature « Gestion durable de l'activité récréative de pêche à pied et préservation de la biodiversité littorale » de l'association VivArmor Nature qui ont donné lieu à la création d'un indicateur et d'un indice permettant d'évaluer la qualité écologique des champs de blocs bretons. Ces deux outils sont par ailleurs utilisés et adaptés à d'autres territoires dans le cadre du projet LIFE+ « Expérimentation pour une gestion durable et concertée de la pêche à pied récréative en France » (2013-2017).



ÉTAT ÉCOLOGIQUE

VERS LE DÉVELOPPEMENT DE NOUVEAUX INDICATEURS

L'état écologique des champs de blocs en réponse à la pression de pêche à pied récréative peut désormais être évalué à partir de deux outils :

- L'Indicateur Visuel de Retournement des blocs (IVR) 5 qui s'apparente à un indicateur « paysager », variant de 0 à 5. Son objectif est de détecter et de quantifier la pression de pêche à pied à l'échelle d'un champ de blocs *via* une stratification de l'habitat sur la base de critères architecturaux ou relatifs à la pression de pêche (zones de blocs mobiles fréquemment retournés, zones de grands blocs qui restent fixés, etc.). Les blocs mobiles dont les faces supérieures sont dominées par des algues vertes opportunistes (*Enteromorpha sp.* et *Ulva sp.*), de forts taux de roche nue ou encore de la faune coloniale en cours de dessiccation, correspondent à des blocs qui ont subi un retournement récent, fréquent ou occasionnel. À l'inverse, les blocs mobiles dont les faces supérieures sont dominées par des algues brunes et/ou rouges correspondent à des blocs qui n'ont jamais été retournés ou des blocs qui ont subi un retournement ancien, d'au moins deux ans. Par conséquent un champ de blocs dont la couleur globale est le brun correspond à un habitat peu fréquenté et donc peu perturbé, et un champ de blocs dominé par des blocs « verts ou blancs » correspond à un habitat très fréquenté et donc perturbé. L'IVR permet d'identifier les zones les plus pêchées à l'échelle de l'habitat, mais il n'a pas vocation à comprendre les causes d'apparition d'une stratification liée à la fréquence de retournement des blocs. En ce sens, l'IVR est indissociable de suivis de fréquentation des pêcheurs à pied. Les images suivantes présentent des exemples de champs de blocs de Bretagne plus ou moins fréquentés.
- L'indice de Qualité Écologique des Champs de Blocs (QECB) qui est basé sur 16 variables biotiques ou abiotiques qui répondent de manière robuste à la perturbation « retournement

des blocs ». Parmi ces 16 variables et selon les surfaces de blocs considérées, certaines sont indicatrices d'un « bon état écologique » (recouvrements élevés des faces supérieures par les algues brunes et rouges, recouvrements élevés des faces inférieures en faune coloniale, etc.) et d'autres d'une « dégradation » des blocs (recouvrements élevés des faces supérieures par les algues vertes opportunistes, taux élevés de roche nue sur les deux faces, etc.). Quelques espèces prises en compte dans l'indice QECB sont présentées sur les photos, etc. L'indice intègre également dans sa formule les variables prélevées au niveau de stations de référence, qui correspondent aux faces supérieures de blocs fixés. Il s'agit d'une micro-échelle d'observation de la forte variabilité intra-site d'un bloc à l'autre, qui permet de faire des comparaisons « blocs mobiles / blocs fixés ». La roche en place qui affleure ou qui borde cet habitat peut également être considérée comme une situation de référence appropriée à condition qu'elle se situe au même niveau hypsométrique que le champ de blocs considéré.

En raison de leurs objectifs complémentaires, l'IVR et le QECB sont indissociables l'un de l'autre et doivent être utilisés en parallèle par les gestionnaires de sites.

LIMITES D'APPLICATION DES INDICATEURS

Développés sur des champs de blocs de la façade nord et ouest Bretagne, ces outils nécessitent d'être recalibrés et affinés sur les champs de blocs de la façade sud Bretagne ainsi qu'à l'échelle de nouveaux territoires tels que les Pertuis Charentais ou encore le Pays Basque.

Efficace sur les champs de blocs recouverts d'une épaisse couverture algale, l'IVR peut également présenter certaines limites lorsque l'habitat est très exposé à la houle. La couverture d'algues brunes et rouges y sera alors naturellement réduite, y compris en l'absence de perturbation.



IVR = 0: Champ de blocs de l'île de Sein, non fréquenté



IVR = 1: Champ de blocs de l'île aux Moines, très peu fréquenté



IVR = 2: Champ de blocs du site des Hébihens, peu fréquenté



IVR = 3: Champ de blocs de l'îlot du Verdelet, moyennement fréquenté



IVR = 4: Champ de blocs de l'îlot du Verdelet, très fréquenté



IVR = 5: Champ de blocs du site de Piégu, extrêmement fréquenté

L'indice QECB présente des valeurs cohérentes et relativement stables dans le temps lorsque les champs de blocs sont non ou très fréquentés. Ces valeurs sont plus variables d'une période à l'autre pour les champs de blocs peu à moyennement fréquentés. Cela peut être dû à la sélection aléatoire de blocs de très bonne qualité au sein d'un champ de blocs qui est pourtant fréquenté par les pêcheurs à pied, ou inversement, à la sélection aléatoire de plusieurs blocs dégradés au sein d'un champ de blocs pourtant très peu fréquenté.

Un plus grand nombre d'échantillons à l'échelle des champs de blocs (sélection de plus de dix blocs mobiles) est donc préconisé dans

l'objectif d'affiner l'indice QECB. Cependant, l'échantillonnage de plus de dix blocs mobiles n'étant pas possible le temps d'une marée basse sur la base des 16 variables sélectionnées, il paraît donc indispensable de :

- tester la redondance des différentes variables retenues dans l'indice pour n'en garder que les complémentaires,
- mesurer les conséquences en terme de sensibilité,
- tester sur le terrain les gains de temps relatifs qui permettraient d'augmenter le nombre de blocs-réplicats échantillonnés.

MENACES

Cet habitat naturellement dynamique est principalement menacé par l'activité de pêche à pied qui conduit au retournement des blocs qui le composent. La mortalité directe des organismes par écrasement, mais également les changements d'environnement que subissent les organismes fixés sur les faces supérieures et inférieures de blocs, constituent les principaux impacts de ces retournements.

En effet, les peuplements des faces supérieures de blocs, très tolérants aux fortes amplitudes de température et de salinité au moment de la phase exondée (chaleur estivale et dessiccation associée, dessalures induites par les fortes pluies) mais aussi aux conditions locales d'hydrodynamisme, aux courants de marée et aux vagues lorsque les blocs sont émergés, se retrouvent, une fois le bloc retourné, écrasés contre le substrat sous-jacent, privés d'espace et de lumière. C'est le cas des algues dressées notamment qui entrent alors en décomposition si le bloc n'est pas remis en place.

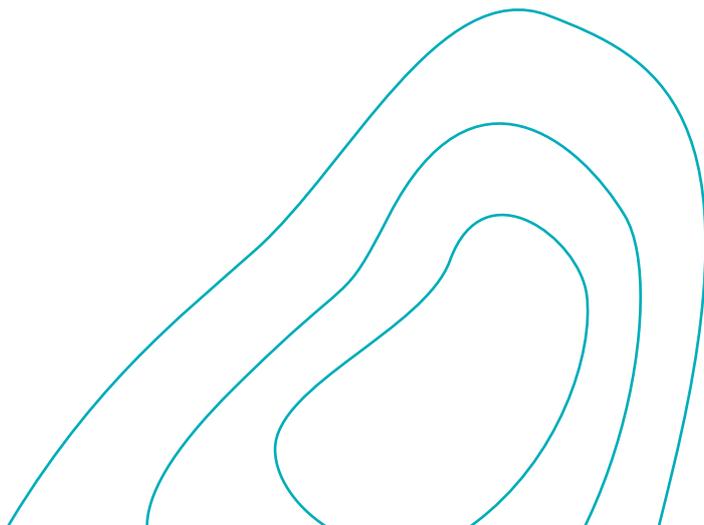
Les peuplements inféodés aux faces inférieures tels que les éponges, les ascidies et les bryozoaires coloniaux par exemple, sont, à l'inverse, extrêmement protégés des variations environnementales. La luminosité et la température y sont faibles et les conditions d'humidité maintenues même au moment de la basse mer. Lors du retournement des blocs en revanche, ces peuplements se retrouvent brutalement exposés à des conditions de température, de luminosité, de salinité et d'hydrodynamisme extrêmes, non propices à leur maintien et à leur développement. Les éponges et les ascidies coloniales notamment, sont particulièrement sensibles à la dessiccation et peuvent disparaître en quelques jours seulement si le bloc n'est pas remis en place (Hily & Le Hir 2004). Conséquence directe de l'espace libéré par ces disparitions de faune encroûtante et fixée, les algues vertes opportunistes de type *Enteromorpha* sp. et *Ulva* sp. colonisent rapidement les nouvelles faces supérieures des blocs.

Néanmoins la fréquence de fréquentation d'un champ de blocs (et par extension, la fréquence de retournement et/ou de déplacement des blocs à cette échelle), dépend de quatre grands facteurs : l'accessibilité au champ de blocs ; son niveau hypsométrique qui contrôle sa fréquence d'émersion ; son type architectural, dont va dépendre l'agencement du biotope, le nombre de microhabitats et par conséquent, le nombre de zones refuges pour la ressource ; et le type de ressource présent au niveau de l'habitat.

Ces différents facteurs expliquent aussi que certaines zones de blocs soient plus prospectées que d'autres à l'échelle d'un seul et unique champ de blocs (l'IVR permet de les distinguer).

Sous l'influence de la pêche à pied de loisir, la variabilité inter-blocs naturellement observée est également renforcée. Au sein d'une même catégorie de blocs, deux blocs dominés par des algues vertes peuvent présenter des âges de retournement différents. Il en est de même parmi les blocs dominés par les algues brunes et rouges : certains d'entre eux n'ont peut-être jamais été retournés et d'autres sont en phase de recolonisation depuis plusieurs mois.

Enfin les facteurs précédemment évoqués peuvent expliquer la fréquentation d'un champ de blocs par certaines catégories d'utilisateurs plutôt que d'autres (hommes, femmes, personnes âgées, familles, etc.). Ainsi un champ de blocs très accessible, composé de blocs de petite taille ou de blocs dispersés, sera plus facilement fréquenté par des familles ou des personnes âgées. Les champs de blocs recouverts de Laminaires, difficilement accessibles ou majoritairement composés de blocs de taille élevée, seront à l'inverse davantage parcourus par des hommes en bonne condition physique.



GESTION & PROTECTION

Les champs de blocs figurent dans la liste des habitats d'intérêt communautaire de l'Annexe I de la Directive Européenne Habitats (92/43/CEE).

Les travaux de recherche menés ces dernières années ont permis de souligner leur intérêt écologique et leur biodiversité remarquable. À l'échelle nationale, ils bénéficient désormais d'une attention particulière. Leur prise en compte dans les aires marines protégées va dans le sens de leur protection et de la gestion des activités de pêche à pied récréative pouvant les impacter 6. Par conséquent le maintien ou l'amélioration de leur état de conservation constitue aujourd'hui une priorité affichée dans les documents d'objectifs.

6

Champs de bloc dans une aire marine protégée : la Réserve Naturelle des Sept-Iles dans les Côtes-d'Armor. © JDuchêne/Istrenn



RECOMMANDATIONS

L'acquisition de connaissances sur le fonctionnement, la structure et la dynamique des champs de blocs à l'échelle régionale s'est faite progressivement depuis les années 2000.

En 2013, le projet Life + « Expérimentation pour une gestion concertée et durable de la pêche à pied de loisir » porté par l'Agence des Aires Marines Protégées est lancé pour 3 ans. Il s'inscrit dans le contexte de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin et permettra d'appliquer les indicateurs QECB et IVR à l'échelle nationale, de les calibrer et de les affiner, mais aussi d'acquérir de nouvelles données de fréquentation (quantitatives, qualitatives et comportementales) relatives aux pêcheurs à pied qui fréquentent ces milieux. Les opérations de sensibilisation qui se sont multipliées ces dernières années auprès des pêcheurs à pied sur la nécessité de pratiquer une pêche non destructive de l'habitat, constituent également une priorité affichée dans ce projet Life+.

Par ailleurs, un travail important de cartographie des champs de blocs doit également être mené pour compléter les données existantes et corriger les informations obsolètes sur les cartographies

antérieures à 2008. Au regard de leur nouveau statut « d'habitats particuliers » et de leur très forte exposition à l'activité de pêche à pied, il serait intéressant de mener une réflexion sur les techniques de cartographie des champs de blocs, permettant d'accéder à la donnée spatio-temporelle la plus fine. Les champs de blocs présentent en effet une signature acoustique bien individualisée, permettant au géologue de les séparer avec précision des fonds meubles sédimentaires mais aussi des fonds durs rocheux 7. Le traitement du signal (forme d'onde) est aussi une piste à explorer pour améliorer la cartographie de cet habitat. Une délimitation précise des champs de blocs faciliterait également l'application de l'indicateur paysager (IVR) à cette échelle.

7

Exemple de signature acoustique de champs de blocs enregistrée par un sonar Klein. © Ifremer



POUR EN SAVOIR +

- Association Patel, 2011. *Cartographie des habitats côtiers et étude de fréquentation du site Natura 2000 de Guissény*, p. 139.
- Bernard M., 2012. *Les habitats rocheux intertidaux sous l'influence d'activités anthropiques: structure, dynamique et enjeux de conservation*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin et Bureau d'études Hémisphère Sub, Brest, 420 p.
- Bensettiti F., Bioret F., Roland J., Lacoste J.-P. (coord.), 2004. « *Cahiers d'habitats* » Natura 2000. *Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire - Habitats côtiers*. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris, Tome 2, 399 p + cédérom.
- Delisle F., Bernard M., Ponsero A., Dabouineau L., Allain J., 2011. *Rapport final du Contrat Nature Gestion durable de l'activité récréative de pêche à pied et préservation de la biodiversité littorale*. VivArmor Nature, 189 p.
- Diascorn M., 2009. *Étude de la pêche à pied de loisir sur les sites du Conservatoire du littoral*. Rapport final, 81 p.
- Guillaumont B., Bajjouk T., Rollet C., Hily C., Gentil F., 2008. *Typologie d'habitats marins benthiques - Analyse de l'existant et propositions pour la cartographie - Habitats côtiers de la région Bretagne*. Note de synthèse - REBENT - Éd. 2008, 40 p.
- Hily C., Le Hir M., Chlous-Ducharme F., Gace N., Geffroy G., Papinot C., 2014. *Contribution à la gestion et à la conservation des espaces marins insulaires protégés (Manche-d'évaluation Atlantique): les activités de pêche à pied et de plongée sous-marine; impacts sur la biodiversité et mise au point d'outils d'évaluation*. Programme national sur la diversité biologique - Programme de recherche espaces protégés, Rapport final, 322 p.
- Hily C., Larzillière A., 2008. *Contribution du LEMAR à l'étude des habitats marins pour Natura 2000 en Bretagne*. Première partie: *Cartographie des habitats intertidaux du site Natura 2000 « Rade de Brest - Estuaire de l'Aulne »*, p 5-71.
- Lamarche S., Hily C., 2010. *Cartographie des habitats benthiques du site Natura 2000 de la baie de Morlaix*. Rapport LEMAR - UBO - IUEM, 60 p.
- Le Hir M., 2002. *Les champs de blocs intertidaux à la pointe de Bretagne (France, Biodiversité, structure et dynamique de la macrofaune*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin, Brest, 226 p.
- Le Hir M., Hily C., 2005. *Macrofaunal diversity and habitat structure in intertidal boulder fields*. *Biodiversity and Conservation* 14, p 233-250.
- Lejart M., Larzillière A., Hily C., 2010. *Étude des herbiers et des champs de blocs du Parc naturel marin d'Iroise: cartographie et caractérisation de l'état de conservation*. 184 p.





LAMINAIRES

SANDRINE DERRIEN-COURTEL

MNHN - STATION DE BIOLOGIE
MARINE DE CONCARNEAU

AODREN LE GAL

MNHN - STATION DE BIOLOGIE
MARINE DE CONCARNEAU

TOURIA BAJJOUK

IFREMER

LAMINAIRES, QUI ÊTES-VOUS ?

La forêt de laminaires ¹ est susceptible d'être présente sur les fonds rocheux de quelques mètres au-dessus du zéro des cartes marines jusqu'à plus de 30 m. Elle représente un écosystème emblématique des eaux bretonnes, où elle constitue un des gisements les plus importants d'Europe.

Elle joue un rôle clé en zone littorale en constituant un habitat pour tout un cortège d'espèces animales et végétales, en produisant une grande quantité de matière organique (consommée sur place ou exportée vers d'autres écosystèmes) et en tant que ressource naturelle exploitée.

Les laminaires ne tolèrent ni les variations de température ou de salinité, ni l'augmentation de la turbidité.

Sur les côtes bretonnes, cet habitat est principalement structuré par 4 espèces de laminaires : *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Saccorhiza polyschides* et *Laminaria ochroleuca*.

L. digitata et *L. hyperborea* sont des espèces exploitées, elles sont considérées comme des espèces d'affinité tempérée froide.

L. ochroleuca et *S. polyschides* sont rencontrées dans des eaux plus chaudes. Cette dernière est une espèce annuelle susceptible d'entrer en compétition avec *L. digitata* et *L. hyperborea*.

D'autres laminaires peuvent également être présentes : *Alaria esculenta*, *Saccharina latissima* ainsi que l'espèce introduite *Undaria pinnatifida*.

¹ Quelques espèces de laminaires.



Laminaria digitata © MBernard/IUEM-UBO



Laminaria saccharina © MBernard/IUEM-UBO



Saccorhiza polyschides © MBernard/IUEM-UBO

DISTRIBUTION & EXTENSIONS

CARTOGRAPHIE DES LAMINAIRES

L'étude de la connaissance de la répartition spatiale de certaines espèces clés telles que les laminaires à des échelles pertinentes est une condition essentielle pour la gestion du littoral et la conservation du milieu. Un effort de numérisation des données historiques a été entrepris dans le cadre du REBENT (archipel de Molène et pointe nord-ouest du Finistère; Côtes d'Armor et Finistère; Finistère sud et Île de Groix). Cependant, les données cartographiques disponibles actuellement ne permettent pas d'avoir une vision spatio-temporelle au niveau régional.

En effet, plusieurs méthodes sont utilisées pour caractériser la distribution spatiale des laminaires permettant ainsi d'accéder à différents niveaux d'information :

Les méthodes traditionnelles d'échantillonnages directs ² tels que la vidéo ou la plongée sont bien employées pour la précision de l'information qu'elles permettent de collecter. L'utilisation d'un plongeur remorqué a permis au CEVA d'améliorer les performances des vérités terrain par plongée pour la détection des forêts de laminaires, mais avec des limites conséquentes en ce qui concerne l'identification des espèces d'une part et la répartition bathymétrique d'autre part. Ce procédé, couplé à un MNT, a permis de cartographier les forêts de laminaires sur les fonds rocheux autour de l'archipel des Glénan. Cependant, ces méthodes sont trop coûteuses pour une utilisation à large échelle.

Les outils de télédétection optique, tels que la photographie aérienne ou l'imagerie satellite permettent de couvrir de larges zones.

Les études historiques relatives à la cartographie des laminaires (réalisées par l'Université et le CNEXO/Ifremer) résultent pour l'essentiel de la photo-interprétation de photographies aériennes, associées à des observations ponctuelles à partir de bateau ou en plongée. La principale limite de ces méthodes provient de la confusion possible sur l'imagerie, entre les roches sombres dépourvues de laminaires et les zones avec laminaires, du fait de leurs signatures similaires. Porteur d'une information de grandeur physique, le signal de l'imagerie satellite ou hyperspectrale aéroportée dans le domaine visible et le proche infrarouge a été utilisé pour cartographier le taux de recouvrement de la végétation marine, aussi bien en zone intertidale que subtidale. Mais cet outil atteint rapidement ses limites en raison de l'atténuation du signal par l'absorption des radiations par l'eau. Dans nos régions, seul le signal retour de la première dizaine de mètres pourrait être exploité après correction de l'effet de la colonne d'eau, or des laminaires ont été observées en Bretagne jusqu'à 30 m de fond. À noter que le potentiel de reconnaissance des types de fond par analyse fine des formes d'onde du capteur laser aéroporté Lidar, en cours d'acquisition sur de vastes surfaces (Programme Litto3D), reste à explorer.

² Échantillonnage de laminaires lors d'une marée basse de vives-eaux (Molène). © TBajjouk/Ifremer



Le développement des méthodes de détection acoustique (écho-intégration de données issues de sondeur monofaisceau) par le CEVA, notamment dans le cadre des projets REBENT et MESH, a démontré les capacités de ces systèmes à détecter les couverts algaux subtidiaux le long de parcours de navigation. S'il est impossible, à ce stade, de discriminer les espèces de laminaires, les forêts de laminaires peuvent être distinguées des herbiers de zostères et des champs de sargasses. Des travaux sont en cours pour relier le signal acoustique à la biomasse des laminaires. La zone de densité plus restreinte, située généralement en dessous des forêts de laminaires (prairie à laminaires), reste difficile à délimiter.

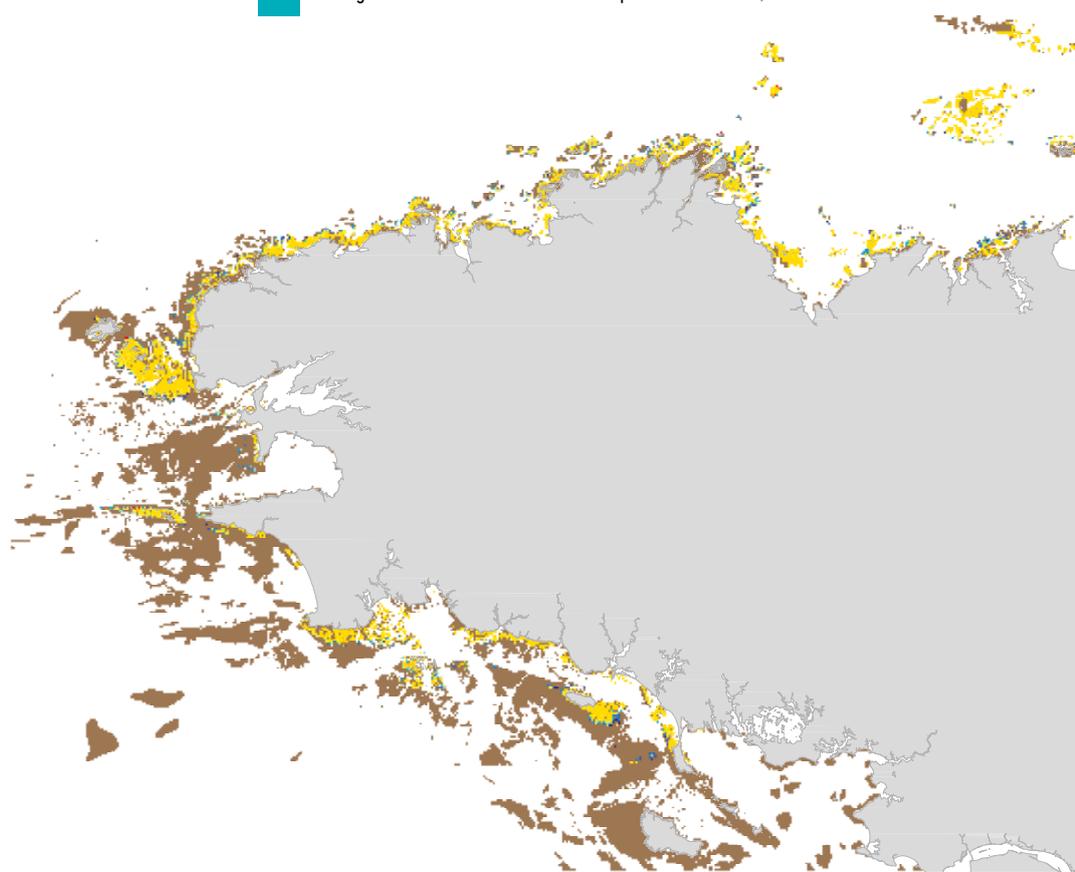
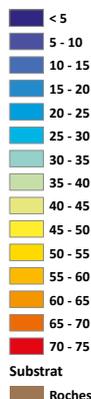
Pour pallier l'absence de vision régionale, de nouvelles approches ont été développées. Des modèles statistiques ont été développés pour relier les effets de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques de la distribution des espèces de laminaires. La probabilité d'observer quatre classes de densité de *L. hyperborea* le long des côtes norvégiennes a été modélisée selon des paramètres physiques, en utilisant un modèle additif généralisé (GAM). En Bretagne, notamment dans le cadre du projet Interreg MESH, une carte prédictive de la fréquence d'occurrence des forêts de laminaires, toutes espèces confondues, a été établie en appliquant un modèle de régression

linéaire paramétrique (carte 1). Ce travail a été poursuivi en utilisant le même jeu de données tout en ajoutant la concentration en chlorophylle a comme variable explicative.

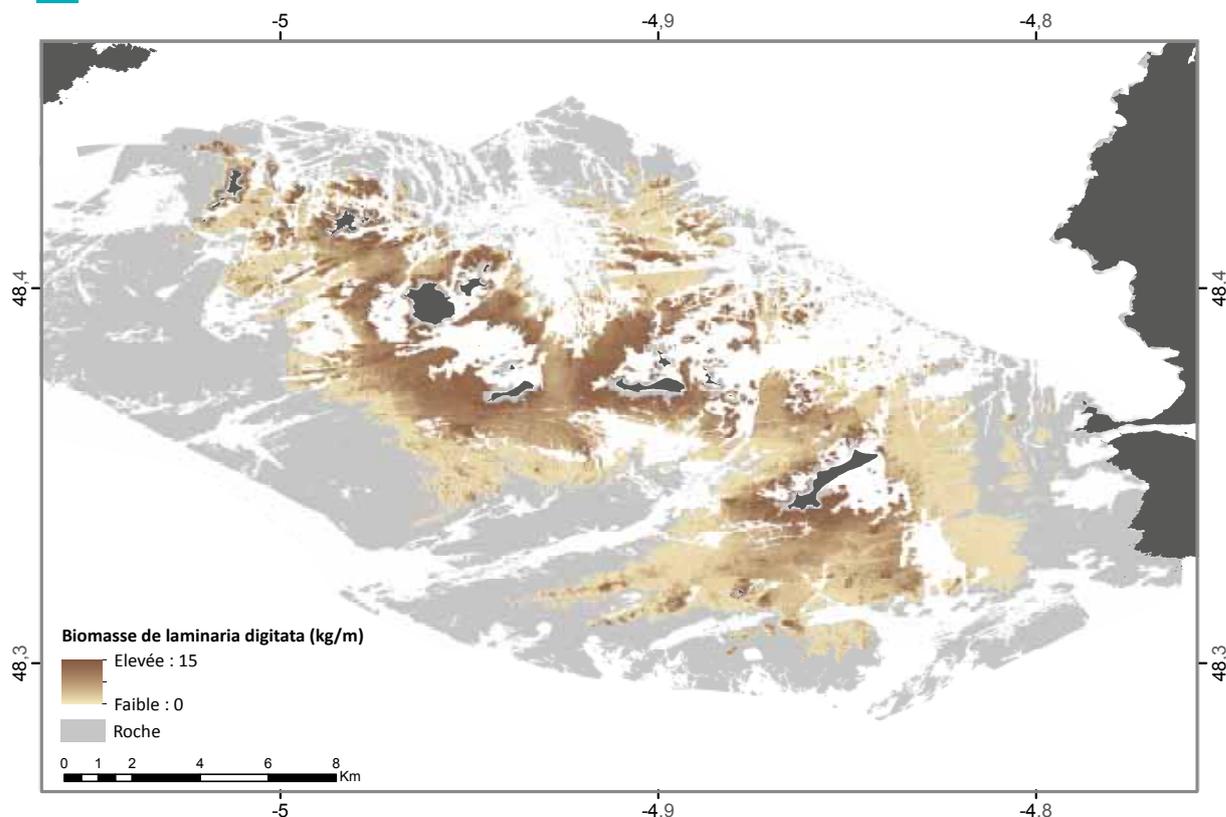
Plus récemment, une nouvelle approche de cartographie multi-échelles et multi-capteurs associée à des échantillonnages *in situ* a été mise en œuvre afin de quantifier et cartographier la distribution des principales espèces de laminaires, notamment celles exploitées. Dans un premier temps, des levés ont permis d'établir une topographie sous-marine détaillée de la zone afin de délimiter les substrats durs potentiellement colonisables par les laminaires. Cette délimitation est basée sur le traitement et l'interprétation des acquisitions aéroportées Lidar et d'imagerie optique, complétées en zones profondes par des données acoustiques. En se limitant à cette seule zone de substrat dur, des modèles statistiques de présence/absence et également de biomasse (carte 2), ont été élaborés dans un second temps en reliant les observations *in situ* (réalisées par vidéo sous-marine et par des prélèvements à l'intérieur de quadrats), aux nombreux facteurs biotiques et abiotiques qui régissent la répartition spécifique des principales espèces. L'exploitation des résultats a mis en évidence l'intérêt d'une telle approche spatialisée et ouvre vraisemblablement des perspectives en termes d'appui à la gestion.

Carte 1: Cartographie prédictive de la présence des laminaires en Bretagne - Données de modélisation. D'après Meleder *et al.*, 2007

Pourcentage de laminaires (%)



Carte 2 : Cartographie prédictive de la biomasse de *L. digitata* sur l'Archipel de Molène.



RÉPARTITION DES PRINCIPALES ESPÈCES DE LAMINAIRES EN BRETAGNE

Les données REBENT acquises sur l'ensemble des 31 sites mettent en évidence des changements de composition des forêts de laminaires en fonction de la température de l'eau. En effet, les données du -3 m C.M. (côte marine) montrent clairement une domination de *Laminaria hyperborea* dans les eaux homogènes de l'Iroise et de la Manche (avec une exception pour certains sites abrités à fort courant où *Laminaria ochroleuca* devient dominante). Dans les eaux hétérogènes de Bretagne sud, la linaire annuelle *Saccorhiza polyschides* devient largement majoritaire. Ceci reflète les différences d'affinité de ces espèces vis-à-vis de la température.

Au-delà du -3 m C.M., la température plus fraîche de la colonne d'eau située en-dessous de la thermocline permet à *Laminaria hyperborea* de redevenir compétitive par rapport à *Saccorhiza polyschides*.

On note également l'influence de la turbidité de l'eau qui limite fortement le développement des laminaires dans certains secteurs (Rance, rade de Brest, ria d'Étel, golfe du Morbihan).

Dans le golfe du Morbihan, les laminaires disparaissent parfois totalement de certains sites, c'est notamment le cas pour le site de la Tourelle de Grégam, où elles étaient présentes de 1984 à 1996, mais étaient absentes en 2003, 2005 et 2007, avant de réapparaître en 2011 et 2014.

Sur les côtes du Calvados, dès 1983, une diminution importante des champs de *Laminaria digitata* était relatée par Cosson. En Suède (Fjord de Gullmar), une remontée des ceintures algales et une diminution de la densité des champs de laminaires (voire une disparition sur certaines zones) ont été observées et s'accompagnent d'un changement dans la composition spécifique au profit d'espèces opportunistes.

Une étude en 2007-2009 dans le cadre d'un projet ANR (ECOKELP), coordonné par la Station biologique de Roscoff, a analysé les réponses des forêts de laminaires à différentes pressions de sélection (naturelles et anthropiques) et proposé des scénarios de fonctionnement et d'évolution.

ÉTAT ÉCOLOGIQUE

STRATES ARBORESCENTE ET ARBUSTIVE (STRUCTURANTES DE L'HABITAT)

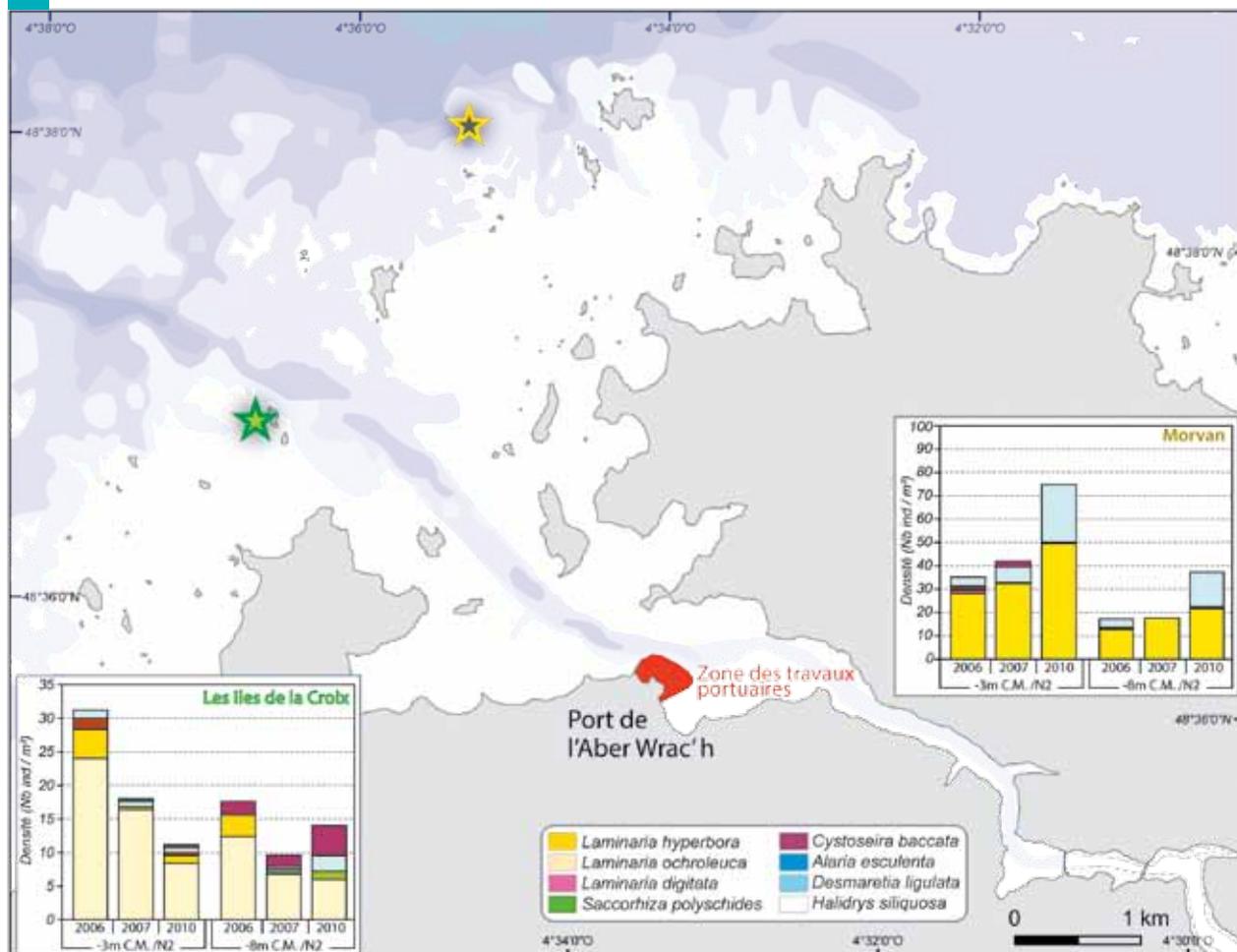
Il est difficile de qualifier précisément l'état actuel des champs de laminaires sans référence ancienne. Toutefois, les nombreuses données spatiales acquises dans le cadre du REBENT montrent que si certains secteurs bretons sont de qualité exemplaire pour l'habitat « Laminaires » (Île d'Ouessant), la diminution, voire même la disparition, de *Laminaria hyperborea* au profit de *Saccorhiza polyschides* dans les eaux stratifiées de Bretagne Sud est également tout aussi impressionnante.

Enfin, dans les milieux fortement turbides et anthropisés, la laminaire *Saccorhiza polyschides*

peut elle-même être amenée à se dégrader fortement, voire à disparaître à son tour (exemple : baie de la Forêt 3).

Il est possible d'illustrer un tel changement de composition spécifique des strates arborescente et arbustive au sein de la ceinture à laminaires denses au niveau du secteur de l'Aber Wrac'h. L'analyse de la [carte 3](#) montre qu'aux bathymétries -3 m C.M. et -8 m C.M. du site des Iles de la Croix, la densité des grandes algues de cette strate a diminué; ce sont les laminaires qui sont concernées (notamment *Laminaria hyperborea* et *Laminaria ochroleuca*, deux espèces pérennes). En parallèle, on note l'apparition de la phéophycée opportuniste *Desmarestia ligulata* au -8 m C.M. à partir de 2007. Ces observations semblent donc traduire une perturbation du site.

Carte 3: Évolution de la composition de la strate arbustive sur les deux sites de l'Aber Wrac'h.



3

Quelques rares laminaires *Saccorhiza polyschides* très abîmées, au site de Linuen (baie de la Forêt), 2005. © RDerrien/MNHN



À l'inverse, Morvan, l'autre site du secteur de l'Aber Wrac'h montre, quant à lui des signes d'amélioration (augmentation de la densité des laminaires). La dégradation annoncée du site des Iles de la Croix correspondrait donc à une pression locale. Parallèlement, il est à noter que d'importants travaux d'extension ont eu lieu essentiellement pendant la période 2005-2007 dans le port de l'Aber Wrac'h situé à proximité du site des Iles de la Croix.

BIODIVERSITÉ DE LA SOUS-STRATE

Dans le cadre du réseau de surveillance REBENT, l'étude de la composition spécifique a été réalisée *in situ* en plongée autonome par le MNHN-Concarneau dans la période 2004-2012 4. Sur les transects verticaux sélectionnés pour le suivi de l'étagement des laminaires, des quadrats ont été répartis à différents niveaux et les individus identifiés et dénombrés sur 31 sites échantillonnés 3 fois chacun. La diversité spécifique est présentée dans le [tableau 1](#).

Au total, 2485 quadrats de ¼ m² ont été réalisés ; ces relevés ont permis d'identifier 480 taxons (182 concernent la flore et 298 concernent la faune) et de dénombrer 580 000 individus. Les différents phyla recensés sont les Annelida (7 taxa), les Arthropoda (11 taxa), les Bryozoa (40 taxa), les Chordata (32 taxa), les Cnidaria (74 taxa), les Echinodermata (18 taxa), les Mollusca (26 taxa), les Platyhelminthes (1 taxon), les Porifera (89 taxa) pour la faune ainsi que les Chlorophyta (11 taxa), les Ochrophyta (35 taxa) et les Rhodophyta (136 taxa) pour la flore.

Bien évidemment, la biodiversité d'un site est directement conditionnée par le nombre de

ceintures algales représentées. En effet, ceci traduit notamment une diversité des paramètres physiques tels que la lumière et la température au sein d'un même site, ce qui va favoriser la biodiversité. De plus, l'effort d'échantillonnage augmente en fonction du nombre de ceintures présentes. Ceci étant, ce bilan de la biodiversité met en évidence que les sites à forte diversité spécifique sont soit des sites profonds du large (Ouessant, Sept-îles, Glénan) ou bien au contraire des sites côtiers où la turbidité des eaux permet d'observer les différentes ceintures à de faibles profondeurs (baie de Morlaix, rade de Brest, golfe du Morbihan) et soumis à des forçages environnementaux particuliers (forts courants de type chenaux, importants apports en matière organique, etc.).

Le protocole REBENT Bretagne est en bonne adéquation avec les recommandations de la commission Oskar (Lignes directrices JAMP de la surveillance continue de l'eutrophisation, 1997). Il comprend également un certain nombre d'éléments communs aux recommandations du programme de surveillance de la mer Baltique (HELCOM combine programme, 1999) et aux préconisations du guide pour la surveillance du milieu marin du Conseil International pour l'Exploration de la Mer.

4

Plongeur réalisant *in situ* l'inventaire qualitatif et quantitatif d'un quadrat, au niveau de la ceinture à laminaires denses du site des Triagoz (Large Trebeurden) en 2012. © RDerrien/MNHN



SITE	NIVEAU 2		NIVEAU 3		NIVEAU 4		TOTAL		
	Flore	Faune	Flore	Faune	Flore	Faune	Flore	Faune	Faune & flore
Ar Forc'h Vihan	60	65	22	68	10	60	61	106	167
La Barrière	56	69	34	56	22	57	63	98	161
Corbeau	72	28	57	38	37	59	87	74	161
Île Ronde	69	49	54	48	41	33	84	73	157
Les Bluiniers	83	42	27	23	20	25	85	64	149
Tourelle de Grégam	61	30	37	52	11	49	69	75	144
Gorle Vihan	55	58	41	26	32	23	63	78	141
Moguedhier	58	40	35	42	18	43	63	77	140
Magouër Nord	52	31	56	51	13	47	66	71	137
Cancavale	61	42	36	18	39	42	68	65	133
Squéouel	44	51	35	35	17	45	51	79	130
Les Liniou	58	69	-	-	-	-	58	69	127
Les Triagoz	56	40	37	26	29	24	63	60	123
Pen a Men	80	43	-	-	-	-	80	43	123
Roc'h Mignon	34	51	32	45	26	30	53	66	119
Pointe du Grand Guet	58	47	30	16	21	23	60	59	119
Les Poulains	65	54	-	-	-	-	65	54	119
Linuen	56	25	45	37	24	17	67	48	115
Vieux Banc	42	66	14	16	-	-	44	68	112
Fort de la Fraternité	54	51	-	-	-	-	54	51	105
Les îles de la croix	69	33	-	-	-	-	69	33	102
Île de l'Aber	58	39	-	-	-	-	58	39	97
Bastresse Sud	52	27	41	24	-	-	60	37	97
Er Pondeux	46	50	-	-	-	-	46	50	96
Penven	50	39	-	-	-	-	50	39	89
Pointe du Paon	40	41	24	9	-	-	42	44	86
Tour d'Enfer	50	34	-	-	-	-	50	34	84
Pointe du Van	47	34	-	-	-	-	47	34	81
Morvan	51	26	-	-	-	-	51	26	77
Pointe du Van	42	24	-	-	-	-	42	24	66

Tableau 1 : Classement des 31 sites en fonction de leur biodiversité totale.

MENACES

Les menaces anthropiques les plus anciennes sur l'habitat «Laminaires» sont, et restent, les aménagements littoraux (extension portuaires, clapages, etc.), l'extraction de granulats marins et l'exploitation des laminaires. Les autres menaces demeurent les panaches de turbidité issus de l'importante matière en suspension déversée en mer par les fleuves d'une part, et le réchauffement des eaux d'autre part.

Depuis 2003, on assiste à une extension en profondeur des champs de laminaires sur une grande majorité des sites de suivi, ce qui représente *a priori* une amélioration de la situation à l'échelle régionale, au niveau des phénomènes de turbidité tout au moins.

On peut craindre des phénomènes qui occasionneront localement la dégradation des laminaires pérennes (*Laminaria hyperborea*), leur remplacement par des laminaires annuelles

opportunistes (*Saccorhiza polyschides*), voire à terme une disparition totale des laminaires selon la durabilité de la perturbation :

- o La turbidité (eutrophisation, aménagements littoraux, extraction de granulats marins et clapages) limitent la photosynthèse et donc le développement des macroalgues (les laminaires et les autres). La turbidité est souvent plus importante dans les milieux fermés, par rapport aux milieux ouverts. Par contre, accompagnée d'un fort hydrodynamisme de type « chenal », ce phénomène peut s'avérer bénéfique en termes de biodiversité de certains groupes trophiques, celui des filtreurs en particulier (cas de la ria d'Étel). En effet, par leurs configurations, les aménagements littoraux tels que les ports et les barrages modifient les courants, ce qui a pour conséquence de contenir et concentrer les vases polluées qu'ils génèrent. De ce fait, leur

5

L'éponge envahissante *Celtodoryx ciocalyptoides*, au site du Magouër Nord (ria d'Étel), 2006. © SDerrien/MNHN





6

Faciès rare à *Dendrophyllia cornigera* (Corail jaune)
à Gorlé Vihan (Ouessant, 2006). © SDerrien/MNHN

impact diminue à mesure qu'on s'éloigne de la côte. Enfin, l'extraction de granulats marins, tout comme le clapage de boues au large, peuvent constituer une source chronique de turbidité plus ou moins localisée selon l'étendue de la zone concernée et selon les courants.

- L'augmentation globale de la température peut :
 - provoquer le recul, voire la disparition sur nos côtes, de certaines espèces d'affinité nordique en limites d'aire de répartition géographique (*Alaria esculenta*). Ce phénomène a déjà été observé en Manche sur la façade anglaise,
 - accentuer la raréfaction de *Laminaria digitata*, déjà peu éloignée en Bretagne de sa limite sud de répartition et de *Laminaria hyperborea*,
 - favoriser la remontée vers le nord, et donc l'apparition et le développement d'espèces d'affinité méridionales, telles que *Laminaria ochroleuca*,
 - favoriser le développement de la laminaire introduite *Undaria pinnatifida* si elle s'amplifie en période estivale sur certaines portions du littoral aux eaux peu profondes et stratifiées (telles que le littoral morbihannais),
 - intervenir comme facteur limitant, parfois létal, pour la reproduction et la croissance des espèces, qu'elles appartiennent aux algues

ou à la faune fixée (coraux *Dendrophyllia cornigera* 6 et *Antipathes subpinnata* 7 pour l'étage circalittoral par exemple).

Si la température devait localement dépasser 25-26°C pour les eaux de surface pendant des périodes de canicules (cas de l'été 2003), et/ou si le phénomène de turbidité de ces eaux venait à s'accroître, *Saccorhiza polyschides* serait peu à peu remplacée par des espèces mieux adaptées aux milieux turbides et anthropisés : *Halidrys siliquosa*, *Sargassum muticum*, *Desmarestia ligulata* et *Solieria chordalis* en particulier.

Pour partie, ces résultats avaient été observés en Californie aux États-Unis, avec la laminaire *Macrocystis pyrifera* (espèce également annuelle et à caractère opportuniste) dont la diminution de la densité s'accompagne d'un recrutement de *Desmarestia ligulata*.

La disparition des laminaires a été constatée en Bretagne sud, fort heureusement de manière temporaire, pendant l'été de canicule 2003 sur le site de Port Melin à Groix.

- Pour la biodiversité de la sous-trate, l'apparition d'espèces introduites (flore et faune) ne date pas d'aujourd'hui et a globalement toujours montré une période d'extension, suivie d'une période de régression puis de stabilité. Cette menace est toujours présente, car de nouvelles espèces apparaissent régulièrement. Les espèces introduites apparaissent généralement

dans les milieux turbides, anthropisés et fermés (fonds de baies par exemple). Dans le cadre du réchauffement des eaux, on peut s'attendre à une augmentation de l'apparition d'espèces introduites. Le développement d'espèces envahissantes, telle que l'éponge *Celtodoryx ciocalyptoides* 5 peut représenter une menace nouvelle en termes de compétition spatiale pour les autres espèces subtidales (flore et faune), et provoquer ainsi localement (pour le moment) une diminution de la biodiversité.

- Les tempêtes, qui arrachent les laminaires et remodelent totalement les fonds. Durant l'hiver 2014 par exemple, les sept tempêtes qui ont balayé la Bretagne, parfois durant des marées de forts coefficients ont eu pour conséquences le déplacement de blocs rocheux et le recouvrement de plateaux rocheux où poussent les algues par des dunes de sable, modifiant fortement le paysage sous-marin.
- Les pollutions: le suivi REBENT a prouvé son utilité en termes de veille écologique en 2008. En effet, cette année là, un phénomène de nécrose de grande amplitude a été observé sur la laminaire *Laminaria hyperborea* en Iroise. L'analyse des prélèvements réalisés à la fois sur des sites touchés et sur des sites indemnes ont mis en évidence des teneurs élevées en organoétains, plus particulièrement en monobutylétain, qui représente le produit de dégradation du tributylétain.
- L'eutrophisation peut intervenir partout et avec une intensité et une extension variable. Elle est cependant favorisée par les apports en nutriments des bassins versants et par une courantologie faible (milieu semi-fermé de type « baie »). Les blooms planctoniques, favorisés par le phénomène d'eutrophisation, peuvent en plus engendrer un manque d'oxygène dans le milieu.
- Enfin, l'exploitation des laminaires par le biais d'un scoubidou ou d'une drague norvégienne a et continuera d'avoir un impact important sur la biodiversité de la sous-strate. En effet, même si les laminaires recolonisent les fonds rocheux (il semble cependant que la « ressource » s'amenuise sur certains secteurs), on omet souvent de mentionner que la flore et la faune associées sont en grande partie détruites par l'arrachage et le retournement des blocs. Si la bonne résilience de ces biocénoses a déjà été vérifiée sur un secteur précis de l'Iroise, elle reste toutefois conditionnée par l'état de conservation de l'habitat sur un secteur donné d'une part, et par les mesures de gestion adoptées sur ce même secteur d'autre part.

7

Corail Noir *Antipathes subpinnata* à Gorié Vihan (Ouessant, 2005). © RDerrien/MNHN



GESTION & PROTECTION

AU NIVEAU EUROPÉEN

Les forêts de laminaires et les algues de la sous-strate ont été retenues récemment comme indicateur de qualité écologique des Eaux côtières pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). On note également une évolution vers une meilleure reconnaissance de leur importance écologique, notamment pour la définition des Aires Marines Protégées. Un groupe de travail du CIEM « Phytobenthic communities » a été créé en 2007 avec pour objectifs d'harmoniser les méthodes d'échantillonnage et d'identification des habitats, d'étudier le rôle des communautés phytobenthiques, la dynamique des populations à l'échelle régionale et leur importance socio-économique. Par ailleurs, la directive Habitats (92/43/CE du 21.5.1992) qui vise la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvage, a contribué à l'établissement du réseau Natura 2000. Les laminaires ne figurent pas en tant que telles dans la liste des habitats d'intérêt communautaire de l'annexe I de cette directive mais font partie intégrante de l'habitat « 1170 -Récifs ».

AU NIVEAU RÉGIONAL & LOCAL

Depuis 2007, la production liée à l'exploitation des laminaires **8** a bien augmenté, en raison des exigences plus élevées des entreprises industrielles et l'arrivée de nouveaux navires en mesure de cibler plus spécifiquement l'exploitation de cette ressource. L'activité goémonière française se déroule majoritairement dans le Parc Naturel Marin d'Iroise, et plus particulièrement dans l'archipel de Molène. Les règles de gestion d'accès et d'exploitation des laminaires de la zone côtière de la région Bretagne ont été développées sur une longue période. Trois principaux outils de régulation de l'exploitation de cette ressource naturelle marine ont été mis en place : un nombre de licences (35 navires en Bretagne en 2015), ainsi que des périodes et des quotas d'exploitation. Bien que *L. digitata* soit traditionnellement récoltée depuis près de 170 ans, les règles actuelles ont été développées au cours des 40 dernières années lorsque la récolte est devenue mécanisée (pêche à l'aide d'un « scoubidou », une sorte de

crochet qui s'enroule autour des laminaires et les arrache). Depuis 1985, la production de *L. digitata* est considérée comme assez stable en Bretagne, même si certaines fluctuations annuelles sont enregistrées. Avec un recrutement et une croissance suffisante pour son renouvellement, *L. digitata* est actuellement exploitée chaque année, de mai à octobre, avec un quota journalier de 994 tonnes en 2015 (débarquements annuels de 50 000 tonnes en moyenne). Une stratégie de récolte pourrait être recommandée afin d'optimiser la croissance et les débarquements de cette espèce : il s'agit de faire débiter l'exploitation de *L. digitata* plus tôt dans la saison (mi-avril), afin de briser les stipes de *S. polyschides* avant que leurs frondes atteignent leur taille maximale. Ainsi la proportion de cette espèce non ciblée dans les débarquements se trouvera diminuée, et la croissance de *L. digitata* sera améliorée en raison d'un meilleur accès à la lumière.

En ce qui concerne *L. hyperborea*, il n'existe que très peu d'informations sur la localisation exacte de la production de cette espèce nouvellement exploitée (depuis 1996). Elle est récoltée à l'aide d'un peigne, entre mai et décembre. 20 000 tonnes en moyenne sont débarquées chaque année pour cette espèce (le quota annuel pour l'année 2015 s'élève à 35 625 tonnes). Certaines des règles de gestion de cette espèce proviennent de l'expérience norvégienne. Un plan d'exploitation a été mis en place depuis une quinzaine d'années par les goémoniers eux-mêmes. Jusqu'en 2014 en Bretagne, des périodes de jachère de 5 ans étaient instaurées comme mesure d'auto-gestion. La côte était divisée en grands secteurs, fermés à la récolte pendant cinq ans lorsque le quota alloué de 20 % était atteint. Les enseignements du croisement des données scientifiques de l'Ifremer sur l'exploitation de cette espèce ces cinq dernières années et des données d'activités des navires goémoniers qui sont tous équipés volontairement de balises de géolocalisation ont permis le développement d'un nouvel outil de gestion : depuis la saison 2015, un nouveau carroyage d'un mille par 0,5 milles (2 km²) a été adopté pour mieux répartir l'effort de pêche, et les goémoniers sont passés d'une jachère quinquennale à une rotation triennale sur les grandes zones d'exploitation.

RECOMMANDATIONS

L'importance des réseaux de suivi est à souligner. Le suivi qualitatif et quantitatif de cet habitat est récent. Il faut désormais espérer pouvoir réaliser suffisamment de séries temporelles, en premier lieu pour conforter ces tendances, et pour espérer pouvoir discriminer plus finement les réponses biologiques face aux différentes perturbations du milieu.

Une meilleure identification des forêts de Laminaires au sein des typologies d'habitats et leur reconnaissance en tant qu'habitat remarquable sont à souhaiter.

Un travail de cartographie et de modélisation prédictive aux échelles locales et régionales en intégrant les fluctuations temporelles de la distribution des différentes espèces est à réaliser. Des observations liées à la structure de taille ont en effet clairement montré que les dynamiques de population ne sont pas homogènes selon la zone prospectée.

D'autres aspects sont à prendre en considération pour l'élaboration de programmes de gestion des ressources de laminaires afin d'assurer leur exploitation durable:

- maintenir la collaboration entre les professionnels, les comités des pêches et l'Ifremer afin de poursuivre les études sur l'exploitation des ressources, notamment dans le cadre du programme RECOPECA⁽¹⁾ qui permet de suivre la mise en œuvre d'un plan de zonage affiné et de surveiller plus spécifiquement les domaines identifiés comme les plus sensibles,
- acquérir des données précises sur la biomasse réellement disponible partout en Bretagne dans les années à venir, à l'image du travail mené dans Parc Naturel Marin d'Iroise, pour évaluer au mieux la biomasse exploitable et renforcer ainsi la gestion durable de cette ressource,
- concevoir un système d'évaluation de l'efficacité des mesures de gestion mises en place.

(1) RECOPECA

L'IFREMER A MIS EN PLACE DEPUIS 2004 LE PROJET RECOPECA QUI CONSISTE À ÉQUIPER DE PETITS BATEAUX DE PÊCHE VOLONTAIRES AVEC UN SYSTÈME DE SUIVI DE POSITION, AINSI QUE D'AUTRES CAPTEURS, POUR ENREGISTRER LEUR EFFORT DE PÊCHE.

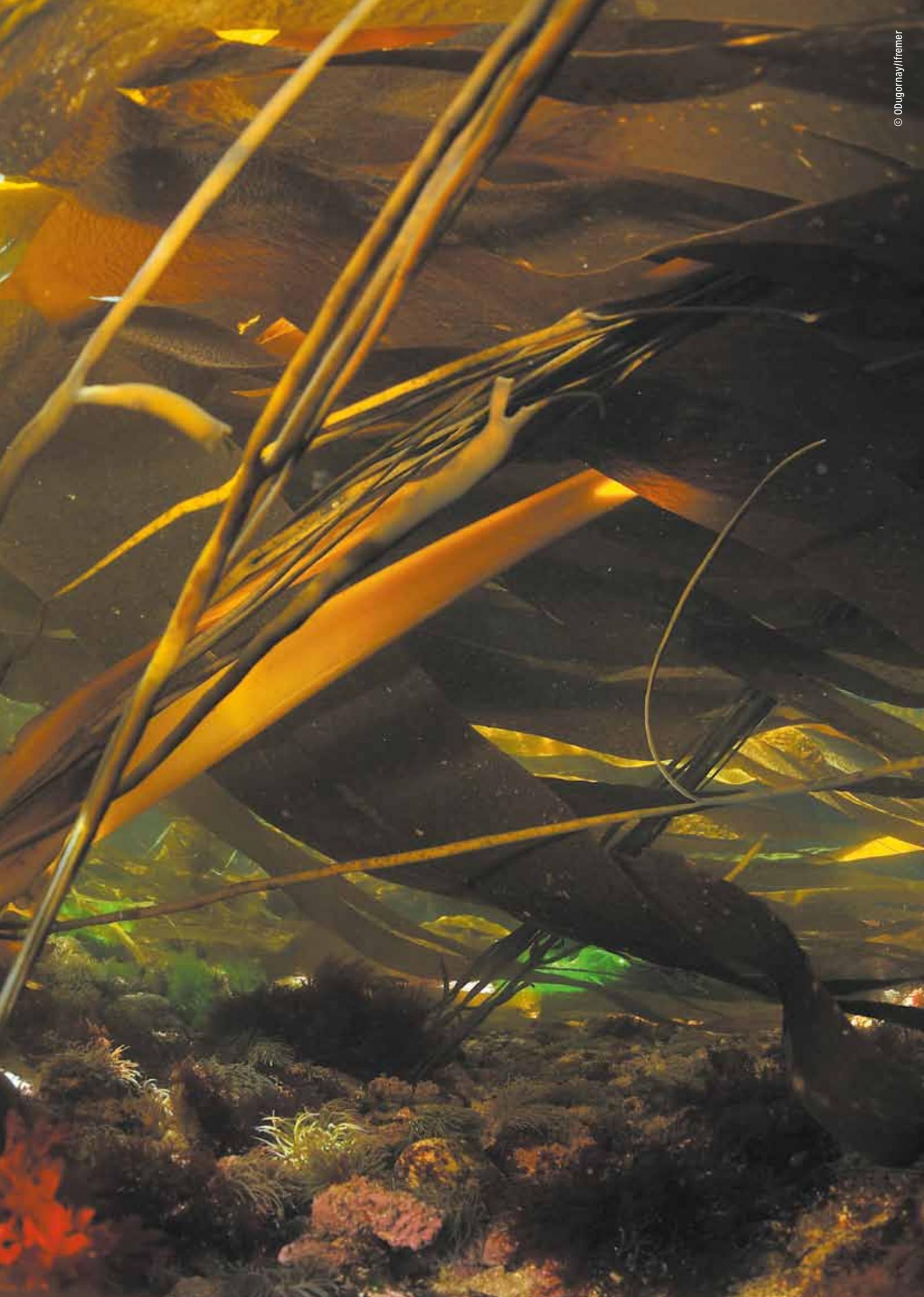
8

Débarquement d'un navire exploitant les laminaires en mer d'Iroise. © TBajjouk/Ifremer



POUR EN SAVOIR +

- Anonymous, 2014. *Arrêté 2014-8418, portant ouverture d'une campagne de prospection sur le littoral du Finistère de l'algue Laminaria hyperborea à titre expérimental pour 2014*. Préfecture de la région Bretagne.
- Bajjouk T., Rochette S., Laurans M., Ehrhold A., Hamdi A. and Le Niliot P., 2015. *Multi-approach mapping to help spatial planning and management of the kelp species L. digitata and L. hyperborea: Case study of the Molène Archipelago, Brittany*. Journal of Sea Research (100), p 2-21.
- Bonetti C., Populus J., 2008. *Predictive mapping of benthic marine habitats: logistic regression modeling applied to kelp forests in Brittany (France)*. Brest, Ifremer, DYNECO/AG, Report. 25 p + annexes.
- Castric-Fey A., Girard-Descatoire A., L'Hardy-Halos M.T., Derrien-Courtel S., 2001. *La vie sous-marine en Bretagne - Découverte des fonds rocheux*. Éd. biotope - éd. Conseil Régional de Bretagne.
- Cosson J., 1999. *Sur la disparition progressive de Laminaria digitata sur les côtes du Calvados (France)*. Cryptogamie Algologie 20, p 35-42.
- Derrien-Courtel S., Le Gal, A., 2011. *Rapport sur les observations d'un phénomène de nécroses sur la laminaire Laminaria hyperborea pendant l'année 2008*. Contrat Ifremer-MNHN, juin 2012, p 28.
- Derrien-Courtel S., Pécard M., Derrien R., 2003. *Contribution à la phase opérationnelle du REBENT pour le suivi des ceintures algales*. p 112.
- Derrien-Courtel S., Derrien R., Beaupoil C., 2004. *Substrats durs subtidaux, Suivi des limites d'extension en profondeur des ceintures algales. Suivi faunistique et floristique p.18 + Contribution à la phase opérationnelle du REBENT pour le suivi des ceintures algales*. p 112.
- Derrien-Courtel S., Le Gal A., Grall J., 2013. *Regional-scale analysis of subtidal rocky shore community*. Helgol Mar Res, p 1-16.
- Edwards MS., 1998. *Effects of long-term kelp canopy exclusion on the abundance of the annual alga Desmarestia ligulata (Light F)*. J Exp Mar Biol Ecol 228, p 309-326.
- Girard-Descatoire A., L'Hardy-Halos MT., Castric-Fey A., 1996. *Inventaire de la faune et de la flore sur les fonds rocheux du Golfe du Morbihan et de la Ria d'Etel*. Rapport DIREN - Convention Znieff 94, p 167.
- Kerumbrun L., 1984. *Contribution à l'étude de la fertilité des fonds rocheux côtiers de Bretagne*. Thèse de doctorat 3^e cycle de l'Université de Bretagne Occidentale. 150 p + annexes.
- Laurans M., Huet J., Martin S., Miossec D., Caroff N., Roudaut Pitel, M., Garren F., Barone H., Rioual C., Arzel P., 2010. *20 années de suivi d'une population de Laminaria digitata : quelles connaissances sur la dynamique*. International Workshop "The management of Marine Algal Resources", 4th and 5th of July 2010. Joint Research Unit AMURE at the University of Brest (UEB).
- Méléder V., 2007. *Protocole de distribution des habitats benthiques côtiers par modélisation prédictive*. Application aux forêts denses de laminaires subtidales du littoral breton. Ifremer, p 58.



CONTRIBUTIONS

COORDINATION & CARTOGRAPHIES

Touria Bajjouk

RÉDACTION

- Herbiers de zostères: Christian Hily (IUEM/LEMAR) & Touria Bajjouk (Ifremer)
- Récifs d'hermelles: Stanislas Dubois (Ifremer)
- Récifs d'huîtres creuses : Julie Duchêne (Istrenn)
- Bancs de crépidules: Michel Blanchard, Dominique Hamon, Julie Duchêne & Touria Bajjouk (Ifremer)
- Fonds à *Haploops*: Stanislas Dubois et Carinne Rigolet (Ifremer)
- Bancs de maërl: Jacques Grall (IUEM/LEMAR)
- Sables coquillers: Stanislas Dubois (Ifremer)
- Fucales intertidales: Patrick Dion, Nadège Rossi (CEVA) & Touria Bajjouk (Ifremer)
- Champs de blocs: Maud Bernard & Touria Bajjouk (Ifremer)
- Laminaires: Sandrine Derrien-Courtel, Aodren Le Gal (MNHN) & Touria Bajjouk (Ifremer)

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier:

La DREAL Bretagne et le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, pour le soutien financier apporté à l'édition de ce recueil.

Merci à Michel Ledard et Michel Bacle qui, par leur implication dans l'élaboration de ce recueil, confirment leur volonté de consolider le lien entre la communauté scientifique et les gestionnaires et usagers locaux du milieu marin,

Merci à Pierre Bodénès pour son aide à l'élaboration des illustrations et à Julie Duchêne, Jacqueline Quentel & Antoine Carlier pour leur contribution à la relecture de ce document,

Merci à Anita Six qui a su traduire nos souhaits en propositions pour la mise en forme et l'édition de ce recueil.





**DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT,
DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT
BRETAGNE**

Service Patrimoine Naturel
Bâtiment Armorique, 10 rue Maurice Fabre
CS 96515 - 35065 Rennes Cedex

T. 33 (0)2 99 33 45 55

spn.dreal-bretagne@developpement-durable.gouv.fr