



Rapport de Stage de 2^{ème} année de Master

Mention Biodiversité, Ecologie, Evolution (BEE)
Parcours FONctionnement et Gestion des Ecosystèmes Marins
(FOGEM)

Université de Lille, Faculté des Sciences et Technologies

Année 2025-2026

**Caractérisation de l'état de conservation des herbiers à zostères et
du maërl, au sein de zones spéciales de conservation de la façade
maritime Atlantique métropolitaine**

Emma Hernandez

Encadrantes : Aurore Maureaud, Mélanie Odion



Remerciements

Je tiens tout particulièrement à remercier mes encadrantes, Aurore et Mélanie, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser mon stage de Master 2 au sein de la DFM Atlantique, qui fut une expérience très enrichissante. Je les remercie également pour leur disponibilité, leur bienveillance et pour le temps consacré à répondre à mes nombreuses questions. Je souhaite aussi remercier l'ensemble de l'équipe de la DFM Atlantique pour leur accueil, leur bonne humeur quotidienne et leur appui dans la réalisation ce travail.

Liste des abréviations

AG : Archipel des Glénan
AMBI : AZTI's Marine Biotic Index
ARP : Analyse Risques Pêche
BACI : Before-After Control-Impact
BDD : Base de données
BEE : Bon État Écologique
BL : Baie de Lancieux, Baie de l'Arguenon, Archipel de Saint-Malo et Dinard
BM : Baie de Morlaix
BSBE : Baie de Saint-Brieuc Est
CECF : Cap d'Erquy-Cap Fréhel
CCTP : Cahier des Clauses Techniques Particulières
CGR : Côte de Granit Rose-Sept-Îles
CT88 : Cahier Technique n°88
DCE : Directive-Cadre sur l'Eau
DCSMM : Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DFM : Délégation de Façade Maritime
DHFF : Directive Habitats, Faune, Flore
DOCOB : Document d'Objectifs
DSF : Document Stratégique de Façade
EIC : Espèce d'Intérêt Communautaire
EL : Estuaire de la Loire externe
EPCI : Établissement Public de Coopération Intercommunale
GPBI : General-Purpose Biotic Index
GQ : Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées
HIC : Habitat d'Intérêt Communautaire
IH : Îles de Houat et Hoëdic
IG : Île de Groix
IUEM : Institut Universitaire Européen de la Mer
N2000 : Natura 2000
OE : Objectif Environnemental
OFB : Office Français de la Biodiversité
OLT : Objectif à Long Terme
OO : Objectif Opérationnel
OPHZ'S : Observatoire Participatif des Herbiers à Zostères et Syngnathidés
OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est
PER : Pression – État – Réponse
PRY : Plateau rocheux de l'île d'Yeu
Q3 : Troisième quartile
REBENT : Réseau Benthique
RP : Roches de Penmarc'h
SNAP : Stratégie Nationale pour les Aires Protégées
TG : Trégor-Goëlo
TR : Dunes et côtes de Trévignon
ZPS : Zone de Protection Spéciale
ZSC : Zone Spéciale de Conservation

Lexique

Aire protégée : espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés (Services de l'Etat, 2026).

Caractérisation : consiste à décrire l'état observé d'un habitat à partir des métriques disponibles, sans porter de jugement sur le caractère favorable ou défavorable de cet état. (OFB, 2021c).

Enjeux écologiques : Élément du patrimoine naturel qui font la singularité de l'aire protégée. Ces éléments constituent une responsabilité particulière du gestionnaire. Il doit en préserver l'état ou l'améliorer (OFB, 2021b).

Évaluation : démarche consistant à interpréter des données ou des indicateurs au regard de critères, de valeurs de référence, de seuils ou d'objectifs afin de porter un jugement sur l'état d'un enjeu ou sur son évolution.

Facteurs d'influence : Facteurs naturels et anthropiques qui agissent de façon directe ou indirecte sur l'état des enjeux. Il existe deux grandes familles de facteurs d'influence : (i) ceux sur lesquels le gestionnaire a une prise directe à l'échelle de son territoire et (ii) ceux sur lesquels le gestionnaire n'a pas une prise directe à l'échelle de son territoire (OFB, 2021a).

Habitat : Milieu terrestre ou aquatique qui se distingue par ses caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'il soit entièrement naturel ou semi-naturel. L'habitat est un ensemble indissociable associant les caractéristiques stationnelles (climatiques, physico-chimiques, édaphiques), correspondant au biotope, aux organismes vivant au sein de cet habitat, correspondant à la biocénose, et qui par leur caractère intégrateur définissent l'habitat (La Rivière et al., 2015).

Impact (= Effet) : Les conséquences d'une pression sur un habitat exprimée sous forme d'une modification de ses caractéristiques biotiques et/ou abiotiques (La Rivière et al., 2015).

Pression : Conséquence négative d'un facteur d'influence (facteur naturel ou anthropique) (OFB, 2025).

Représentativité : Surface occupée par l'habitat sur le site Natura 2000 par rapport à la surface de l'habitat dans le réseau Natura 2000 national (BRL Ingénierie, 2024).

Sensibilité : caractéristique intrinsèque d'un habitat, définie par la combinaison de sa capacité à tolérer une pression externe (résistance) et du temps nécessaire à sa récupération suite à une perturbation (résilience), sous réserve que la pression exercée ait cessé (La Rivière et al., 2015).

Spécificité locale : ensemble de critères permettant de singulariser l'habitat sur des considérations phénotypiques, biogéographiques, génétiques ou phylogénétiques. Ex : isolement de l'habitat par rapport à son aire de répartition européenne (BRL Ingénierie, 2024).

Vulnérabilité (=risque d'impact) : Combinaison de la probabilité d'exposition d'un habitat à une pression et de sa sensibilité face à cette pression (La Rivière et al., 2015).

Table des matières

1. INTRODUCTION	1
1.1. DES HABITATS MENACES DANS UN CONTEXTE DE CRISE DES ECOSYSTEMES MARINS	1
1.2. DES HABITATS BENEFIQUES MAIS VULNERABLES	1
1.2.1. <i>Herbiers à zostères marines et naines</i>	1
1.2.2. <i>Maërl</i>	2
1.3. ÉVALUER L'ETAT DES HABITATS : DE L'ECHELLE EUROPEENNE A L'ECHELLE LOCALE	3
1.3.1. <i>Des cadres d'évaluation complémentaires à grande échelle</i>	3
1.3.2. <i>Décliner l'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000</i>	4
1.3.2.1. Le réseau Natura 2000	4
1.3.2.2. Structurer l'évaluation au sein du cycle de gestion	4
1.3.2.3. Le rôle de l'Office Français de la Biodiversité	5
1.4. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS	5
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	6
2.1. SITES D'ETUDE	6
2.2. MOBILISATION DES DONNEES.....	7
2.2.1. <i>Source des données et inventaire</i>	7
2.2.2. <i>Sélection des métriques</i>	7
2.2.3. <i>Analyse et synthèse des données</i>	9
2.2.3.1. Evolution de la surface	9
2.2.3.2. Taux de recouvrement	9
2.2.3.3. Autres métriques.....	11
2.2.4. <i>Collaboration avec les gestionnaires de sites Natura 2000</i>	11
3. RÉSULTATS	11
3.1. INVENTAIRE DES SUIVIS	11
3.2. VUE D'ENSEMBLE DES FICHES SYNTHESE	14
3.2.1. <i>Evolution de la surface des habitats</i>	14
3.2.2. <i>Métrique propre aux herbiers à zostères : taux de recouvrement foliaire</i>	14
3.2.3. <i>Métriques propres au maërl</i>	15
3.2.3.1. Maërl en surface : taux de recouvrement surfacique en maërl total et en maërl vivant	15
3.2.3.2. Maërl en profondeur : vitalité en profondeur	18
3.2.3.3. Taille des brins.....	19
3.2.3.4. Caractérisation de la macrofaune benthique associée.....	19
4. DISCUSSION.....	20
4.1. UNE ANALYSE DE L'ÉVOLUTION DE LA SURFACE LIMITEE	20
4.2. INFLUENCE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES SUR LE TAUX DE RECOUVREMENT FOLIAIRE	23
4.3. CARACTERISER LE MAËRL EN SURFACE	23
4.4. EN PROFONDEUR, UNE VITALITE PROPRE A CHAQUE SITE	24
4.5. DE LA TAILLE DES BRINS A LA STRUCTURE DE L'HABITAT	25
4.6. DE LA DIVERSITE AUX PERTURBATIONS : CE QUE REVELE LA MACROFAUNE ASSOCIEE AU MAËRL	25
5. PERSPECTIVES.....	26
5.1. SUIVIS A VENIR	26
5.1.1. <i>Homogénéisation des protocoles</i>	26
5.1.2. <i>Évaluer l'efficacité de la gestion</i>	28
5.1.3. <i>Stratégie des futurs suivis</i>	28

5.1.3.1. Maërl	29
5.1.3.2. Herbiers à zostères	32
5.2. VERS UNE CARACTERISATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE PLUS EXHAUSTIVE	33
5.2.1. <i>Intégrer d'autres sources de données</i>	33
5.2.2. <i>Centrer l'évaluation sur les secteurs sous pressions</i>	33
6. CONCLUSION	34
BIBLIOGRAPHIE	35
WEBOGRAPHIE.....	40
ANNEXES.....	41
ANNEXE I : FICHE « INDICATEUR » DE L'EVOLUTION DE LA SURFACE DES HERBIERS A ZOSTERES, ACCOMPAGNEE DE SA FICHE METHODOLOGIQUE	41
ANNEXE II : FICHE SYNTHESE PERMETTANT DE DECRIRE L'ETAT DE CONSERVATION DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES ET NAINES DE LA ZSC DE TREGOR-GOËLO	43
ANNEXE III : FICHE SYNTHESE PERMETTANT DE DECRIRE L'ETAT DE CONSERVATION DU MAËRL DE LA ZSC DE TREGOR-GOËLO	51
ANNEXE IV : TABLEAU DE BORD DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES DES ILES DE HOUAT ET HOËDIC (EN COURS DE CONSTRUCTION).	55
ANNEXE V : METADONNEES (MOIS ET ANNEE D'ECHANTILLONNAGE, NOMBRE DE STATIONS, Q3 DE LA DISTANCE ENTRE LES POINTS AU PLUS PROCHE VOISIN) ASSOCIEES AUX ETUDES AYANT RELEVES LES DISTRIBUTIONS DES TAUX DE RECOUVREMENT FOLIAIRE PAR CLASSES (<25%, 25-75%, >75%) DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES ET DES HERBIERS A ZOSTERES NAINES DES ZSC ETUDIEES..	56
ANNEXE VI : METADONNEES (MOIS ET ANNEE D'ECHANTILLONNAGE, NOMBRE DE STATIONS, Q3 DE LA DISTANCE ENTRE LES POINTS AU PLUS PROCHE VOISIN) ASSOCIEES AUX ETUDES AYANT RELEVES LES DISTRIBUTIONS DES TAUX DE RECOUVREMENT SURFACIQUES EN MAËRL DES ZSC ETUDIEES	57
RÉSUMÉ	59
ABSTRACT	59

Liste des figures

FIGURE 1 : LOCALISATION ET PERIMETRE DES ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC) ETUDIEES	6
FIGURE 2 : VUE D'ENSEMBLE DE L'INVENTAIRE DES DONNEES DISPONIBLES DANS LA BASE DE DONNEES ET DANS LES RAPPORTS INTERNES DE L'OFB PERMETTANT DE CARACTERISER L'ETAT DE CONSERVATION (A) DU MAËRL, (B) DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES ET (C) DES HERBIERS A ZOSTERES NAINES AU SEIN DES SITES NATURA 2000.....	13
FIGURE 3 : DISTRIBUTION DES TAUX DE RECOUVREMENT FOLIAIRE PAR CLASSES (<25%, 25-75%, >75%) DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES (A) ET DES HERBIERS A ZOSTERES NAINES (B) DES ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC).	15
FIGURE 4 : DISTRIBUTION DE LA SUPERFICIE DU MAËRL PAR CLASSES DE TAUX DE RECOUVREMENT SURFACIQUES EN MAËRL VIVANT (A), EN MAËRL TOTAL (B) ET VITALITE EN SURFACE (C) (EN POURCENTAGE) AU SEIN DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC).	17
FIGURE 5 : VITALITE EN PROFONDEUR MOYENNE (EN POURCENTAGE) AU SEIN DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC).	18
FIGURE 6 : TAUX DE BRINS SUPERIEUR A 1 CM MOYEN (EN POURCENTAGE) DU MAËRL DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC).	19
FIGURE 7 : SYNTHESE DES METRIQUES CARACTERISANT LA MACROFAUNE BENTHIQUE ASSOCIEE AU MAËRL SITUE AU SEIN DE ZSC. (A) RICHESSE SPECIFIQUE TOTALE MOYENNE ET DENSITE MOYENNE (NOMBRE MOYEN D'INDIVIDUS PAR M ²), (B) INDICE DE SHANNON MOYEN ET INDICE D'EQUITABILITE DE PIELOU MOYEN	20

Liste des tableaux

TABLEAU 1 : PRESENCES (EN VERT) ET ABSENCES (EN ROUGE) DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES, HERBIERS A ZOSTERES NAINES, ET DU MAËRL, AU SEIN DES ZSC ETUDIEES	7
TABLEAU 2 : PRINCIPALES METRIQUES/INDICATEURS IDENTIFIEES DANS LA LITTERATURE POUR CARACTERISER L'ETAT DE CONSERVATION DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES ET NAINES, AINSI QUE DU MAËRL, SELON LES PARAMETRES D'EVALUATION DEFINIS PAR LA DHFF.	8
TABLEAU 3 : CLASSIFICATION DES TYPES D'HERBIERS SELON LEUR POURCENTAGE DE RECOUVREMENT (REPRIS DE AUBY ET AL., 2010).....	10
TABLEAU 4 : TENDANCE EVOLUTIVE DE LA SURFACE DES HERBIERS A ZOSTERES MARINES, A ZOSTERES NAINES ET DU MAËRL AU SEIN DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC), ENTRE LES ANNEES 2000 ET 2024.	14
TABLEAU 5 : PRIORISATION DES SUIVIS A MENER SUR LE MAËRL PRESENT AU SEIN DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION (ZSC), EN FONCTION DE L'ETAT DES CONNAISSANCES ACTUEL ET DES MESURES MISES EN ŒUVRE A LA SUITE DES "ANALYSES RISQUES PECHES" (ARP).	31
TABLEAU 6 : PROPOSITION DE CRITERES DE PRIORISATION DES SUIVIS A MENER SUR LES HERBIERS A ZOSTERES PRESENTS AU SEIN DE ZONES SPECIALES DE CONSERVATION.....	32

1. Introduction

1.1. Des habitats menacés dans un contexte de crise des écosystèmes marins

L'océan tient une place centrale dans le maintien des équilibres environnementaux de la planète. Il contribue notamment à réguler la température, absorber une part importante de l'excès de dioxyde de carbone générés par les activités humaines et constitue un réservoir majeur de biodiversité (von Schuckmann et al., 2025). Cependant, aucune zone de l'océan n'est aujourd'hui épargnée par la « triple crise planétaire » caractérisée par le changement climatique, la perte de biodiversité et la pollution. A l'échelle de l'Atlantique Nord-Est, le constat dressé par la Commission OSPAR est également préoccupant. Les évaluations réalisées dans le cadre du « Quality Status Report 2023 » mettent en avant un déclin des principaux groupes taxonomiques (oiseaux marins, mammifères marins, poissons) et une dégradation persistante des habitats benthiques et pélagiques (Commission OSPAR, 2023). Parmi les habitats benthiques, les herbiers à zostères marines et naines ainsi que le maërl sont directement concernés par cette dégradation. En effet, ils sont inscrits dans la liste OSPAR des habitats menacés et/ou en déclin (La Rivière et al., 2022). Ils sont aussi considérés par un ensemble de politiques publiques environnementales européennes. A ce titre, ils font l'objet d'actions de conservation et d'évaluations régulières pour déterminer l'évolution de leur état de conservation.

1.2. Des habitats bénéfiques mais vulnérables

1.2.1. Herbiers à zostères marines et naines

Les herbiers à zostères sont des habitats dits biogéniques, c'est-à-dire des habitats dont le substrat est formé au moins en partie par des espèces végétales ou animales qui créent un biotope différent du substrat géogénique sous-jacent sur lequel elles se développent, abritant ainsi d'autres espèces qui ne vivraient pas dans le substrat d'origine (La Rivière et al., 2022). En effet, la zostère marine *Zostera marina* et la zostère naine *Zostera noltei* sont des plantes à fleurs (phanérogames) marines, qui se développent notamment dans les sédiments graveleux, sableux et sablo-vaseux des côtes françaises de l'Atlantique. *Zostera marina* peut se rencontrer depuis la partie exondable aux basses mers jusqu'à une profondeur de 3 à 4 mètres (exceptionnellement 10 mètres) alors que *Zostera noltei* se développe au milieu de la zone médiolittorale à des taux d'émersion de 40 à 70 % en moyenne (Marzin, 2021a ; Marzin, 2021b). Chaque pied de zostère possède un faisceau de feuilles (généralement de 3 à 7) fixé sur un rhizome, qui ancre le pied dans le sédiment. Les deux espèces se différencient notamment par la taille de leurs feuilles : celles des zostères marines sont plus longues et larges (2-12 mm de large, longueur maximale de 120 cm) que celles des zostères naines (1,5 mm de large maximum, environ 20 cm de long) (OFB, 2020a ; Martel et al., 2021). Les populations peuvent former de larges prairies de superficie importante ou bien à l'inverse de taches plus ou moins isolées et de taille variable (La Rivière et al., 2022).

La zostère marine est de loin l'espèce d'herbier marin la plus largement répandue dans le monde, et colonise des régions tempérées à arctiques de l'hémisphère Nord, dans les océans Atlantique et Pacifique ainsi que dans plusieurs mers (Yu et al., 2023). La répartition de la zostère naine semble plus réduite, avec une aire de répartition concentrée en Atlantique, de la Norvège à la Mauritanie, et une présence en mer Noire et mer Caspienne (Martel et al., 2021).

Les herbiers à zostères sont de grand intérêt écologique puisqu'ils constituent une source abondante de nourriture, et jouent un rôle fonctionnel essentiel en tant que zones d'abris, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés (Boyé et al., 2022). Ils permettent par ailleurs de réduire l'intensité des courants et augmenter la clarté de l'eau par sédimentation passive des particules en suspension grâce à leurs feuilles. Les racines stabilisent les sédiments et peuvent ainsi réduire l'érosion côtière. Les herbiers sont aussi des puits de carbone et ils participent au cycle des nutriments.

Néanmoins, cet habitat est soumis à diverses pressions auxquelles il est sensible. L'une des pressions anthropiques les plus importantes est la pression d'abrasion, due aux mouillages qui peuvent arracher

directement les plants avec l'ancre ou engendrer un ragage répété du fond pour les chaînes de mouillage fixes, et également due à l'action des engins de pêche aux arts trainants (Lorance et al., 2011). Le piétinement lié à la pêche à pied et aux engins utilisés pour la conchyliculture, ainsi que les aménagements côtiers et l'artificialisation peuvent aussi impacter les herbiers présents sur l'estran (Besset et al., 2022). Des modifications de la température ou des modifications de la turbidité (lié à un changement de la disponibilité en lumière) sont aussi source de pression pour les herbiers à zostères marines (OFBa, 2020). Les herbiers à zostères naines montrent une tolérance plus importante, à une large gamme de conditions environnementales (température, salinité et turbidité) mais une vulnérabilité à l'accroissement des courants de fond (OFBb, 2020).

1.2.2. Maërl

Le maërl désigne une accumulation d'algues calcaires rouges corallinacées, mortes ou vivantes, posées librement sur les fonds meubles infralittoraux (Marzin & Pibot, 2021). Les thalles de maërl peuvent s'accumuler localement, formant des bancs de taille variable, dont la superficie peut atteindre plusieurs kilomètres carrés (Grall, 2003). Il est généralement admis que le terme « banc » de maërl s'applique à des accumulations de fragments de maërl, mort et/ou vivant, recouvrant plus de 30% du substrat (BIOMAERL Team, 1999). Les thalles de ces algues peuvent également s'accumuler sur quelques centimètres à plusieurs mètres d'épaisseur, provoquant la mort et le blanchissement des couches inférieures alors que la couche supérieure reste vivante et colorée (Marzin & Pibot, 2021). La composition d'un banc varie : il peut être mono ou plurispécifique (Riosmena-Rodríguez, 2017). Onze espèces sont rencontrées à travers le monde, dont *Lithothamnion corallioides* et *Phymatolithon calcareum* qui sont les deux principales espèces en Europe (Marzin & Pibot, 2021).

La répartition du maërl est mondiale, des zones tropicales aux zones arctiques (Grall et al., 2009). A l'échelle européenne, le maërl est distribué de la Norvège au Nord au Portugal au Sud et est particulièrement abondant en Bretagne ainsi que dans les rias de Galice et en Irlande (Hall-Spencer et al., 2008). A l'échelle de la façade Atlantique, les bancs de maërl se situent principalement en Bretagne et dans la baie de Bourgneuf. Ils sont présents dans les eaux suffisamment claires pour permettre leur 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) (Grall, 2003). On les trouve ainsi à une profondeur de 0 à 30 mètres le long de la côte Atlantique française (Marzin & Pibot, 2021). 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 constituent un réservoir de biodiversité. D'une part, ils offrent une matrice stable, à des profondeurs relativement faibles, permettant le développement d'une flore épiphytique riche (Grall et al., 2009). D'autre part, les ramifications des thalles du maërl créent une structure tridimensionnelle qui offre un large nombre de micro-habitats (Grall, 2003). Ils constituent donc une zone de nurserie pour la faune benthique, notamment des espèces de poissons et bivalves commercialement importantes (bar, dorade, lieu, coquille Saint-Jacques, pétoncles, palourdes, praires, etc.) (Kamenos et al., 2004a ; Kamenos et al., 2004b ; Kamenos et al., 2004c). Ainsi, plus de neuf-cents espèces d'animaux et cent cinquante espèces d'algues vivant dans les bancs de maërl en Bretagne ont été recensées (Marzin & Pibot, 2021). Par ailleurs, les bancs de maërl sont une source importante de particules sédimentaires carbonatées pour les habitats voisins, et notamment les plages (Grall, 2003).

Cependant, cet habitat est vulnérable. Le faible taux de croissance du maërl en fait une ressource non renouvelable. Celui-ci est variable selon les espèces et les conditions environnementales mais plusieurs études s'accordent à dire que le maërl présente un taux de croissance très faible, de l'ordre de 0,5 à 1,5 mm par an (Blake & Maggs, 2003 ; Wilson et al., 2004). De plus, l'habitat est soumis à de nombreuses pressions anthropiques. Il fut l'objet d'une extraction intensive durant la seconde moitié du 20ème siècle, avant l'interdiction de son exploitation en 2013 (Commissariat Général au Développement Durable, 2019). Néanmoins, d'autres pressions anthropiques persistent telles que la pêche aux arts trainants, le dragage/clapage de

sédiments portuaires, les aménagements côtiers, les ancrages de mouillages, le rejet d'eaux usées ou l'épandage de bassins versants provoquant une eutrophisation, l'introduction d'espèces telles que la crépidule, ou de façon plus générale le réchauffement climatique qui pourrait conduire sur le long terme à des problèmes de calcification du maërl du fait de l'acidification de l'eau (Marzin & Pibot, 2021).

1.3. Évaluer l'état des habitats : de l'échelle européenne à l'échelle locale

La forte valeur écologique des herbiers à zostères et du maërl, associée à leur vulnérabilité face aux facteurs d'influence naturels et anthropiques, justifie une attention particulière en matière de conservation. Afin de s'assurer de leur protection effective, des évaluations régulières de leur état de conservation sont réalisées. Elles permettent de suivre leur évolution dans le temps, d'identifier les éventuelles tendances défavorables et d'orienter les actions de conservation futures. Ces évaluations sont réalisées dans le cadre de plusieurs politiques publiques, à différentes échelles géographiques et avec des objectifs complémentaires.

1.3.1. Des cadres d'évaluation complémentaires à grande échelle

La Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (2008/56/CE) vise à atteindre ou maintenir le bon état écologique (BEE) des eaux marines européennes et prévoit une évaluation, tous les 6 ans, de l'état écologique de onze descripteurs (D) permettant d'appréhender différentes composantes de l'état écologique du milieu marin, tels que les réseaux trophiques (D4) ou encore les déchets marins (D11) (Ministère de la Transition écologique & Office français de la biodiversité, 2025). Les habitats benthiques, tels que les herbiers à zostères et le maërl, sont notamment pris en compte dans le descripteur « D1 – Biodiversité ». Ainsi, la dernière évaluation DCSMM portant sur la période 2015-2020 a permis de déterminer une atteinte du BEE des herbiers à zostères marines de la façade Atlantique (compilant les 2 sous-régions marines Mers Celtiques et Golfe de Gascogne) et une non atteinte du BEE pour les bancs de maërl bretons (Boyé et al., 2022 ; Tauran et al., 2022).

La Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) (2000/60/CE), qui vise à atteindre ou maintenir le bon état écologique des masses d'eau côtières et de transition, contribue également à l'évaluation de l'état écologique du milieu aquatique. Cette évaluation repose notamment sur différents éléments de qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique. Les herbiers à zostères sont suivis dans le cadre de la DCE car ils constituent des indicateurs de la qualité de l'eau, via l'analyse de l'évolution de leur abondance et de leur surface. Les résultats sont directement exploités par la DCSMM et sont donc similaires à ceux présentés dans la dernière évaluation DCSMM portant sur la période 2015-2020 (Boyé et al., 2022).

Enfin, la Directive « Habitats, Faune, Flore » (DHFF) (92/43/CEE) constitue l'un des principaux cadres européens pour l'évaluation et la conservation de la biodiversité. Elle donne pour objectif commun aux États membres « d'assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire (HIC et EIC) » (Ministères Transition écologique, Aménagement du Territoire, Transports, Ville et Logement, 2018).

Selon la DHFF, l'état de conservation d'un habitat se définit comme « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques ». L'état de conservation est alors considéré comme « favorable » lorsque trois conditions sont réunies : (i) son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension, (ii) la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible, et (iii) l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable (Conseil de l'Union européenne, 1992).

Pour s'assurer que l'objectif d'état de conservation favorable des EIC et HIC soit atteint, la DHFF prévoit une évaluation tous les six ans, par région biogéographique (Lepareur et al., 2018). Ainsi, la dernière évaluation DHFF sur la période 2019-2024, montre que la majorité des HIC marins de l'Atlantique français (86 %) sont en état de conservation défavorable et seulement 14 % en état de conservation favorable (SDES, 2026).

Les herbiers à zostères et le maërl sont concernés par cette évaluation. Ils ne constituent pas des HIC en eux-mêmes mais peuvent être inclus dans d'autres HIC, sous respect des critères d'identification (La Rivière et al., 2022). Les herbiers à zostères peuvent notamment être inclus dans l'HIC 1140 « Replats boueux ou sableux exondés à marée basse », l'HIC 1130 « Estuaires » ou l'HIC 1150 « Lagunes côtières ». Le maërl quant à lui peut être inclus dans l'HIC 1110 « Bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine », l'HIC 1130 « Estuaires », l'HIC 1150 « Lagunes côtières », l'HIC 1160 « Grandes criques et baies peu profondes » ou l'HIC 8330 « Grottes marines ». Par ailleurs, deux des espèces constitutives du maërl (*Lithothamnion corallioides* et *Phymatolithon calcareum*) sont listées à l'annexe V de la DHFF, qui concerne les EIC dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion (La Rivière et al., 2022).

Ainsi, plusieurs politiques publiques européennes cadrent l'évaluation de l'état des herbiers à zostères et du maërl à grande échelle spatiale. Celles-ci doivent être complétées par des évaluations à l'échelle des aires protégées, où les mesures de conservation sont mises en œuvre pour assurer l'état de conservation favorable des habitats. Les aires protégées constituent en effet un outil majeur pour la conservation de la biodiversité, dont le développement s'est accentué au cours des dernières décennies. Dans cette dynamique, la France s'est dotée, en 2021, d'une Stratégie Nationale pour les Aires Protégées (SNAP), qui a pour objectif de protéger 30% du territoire national d'ici 2030, dont un tiers sous protection forte (soit 10%), en augmentant les surfaces protégées mais également en renforçant la qualité écologique et le niveau effectif de protection des aires protégées (Services de l'Etat, 2026). La mise en place d'une aire protégée ne garantit ni une protection effective des enjeux pour lesquels elle a été désignée ni le maintien ou le rétablissement du bon état de conservation des habitats et espèces concernés. Il est donc nécessaire de réaliser des évaluations pour caractériser leur état, suivre leur évolution et adapter les mesures de gestion.

1.3.2. Décliner l'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000

1.3.2.1. Le réseau Natura 2000

Le réseau européen Natura 2000 constitue le plus vaste réseau d'aires protégées au monde (Delannoy et al., 2020). Il repose sur deux directives européennes : la directive « Oiseaux » (1979) et la directive « Habitats, Faune, Flore » (1992). La Directive « Oiseaux » fixe une liste des espèces d'avifaune dont la conservation justifie la désignation de Zones de protection spéciales (ZPS), et la DHFF prévoit la désignation de Zones spéciales de conservation (ZSC) qui visent à assurer le maintien ou le rétablissement de l'état de conservation favorable des habitats et de la faune et la flore sauvages d'intérêt communautaire (OFB, 2025). Chaque site possède ainsi ses propres enjeux de conservation, correspondant aux habitats et aux espèces ayant justifié sa désignation. Ces enjeux sont précisés au sein d'un document d'objectifs (DOCOB). Ce document constitue le principal document de planification à l'échelle d'un site Natura 2000. Il définit les objectifs de conservation et identifie les mesures de gestion susceptibles de contribuer à leur atteinte. L'évaluation de l'état de conservation des enjeux constitue alors un élément essentiel de cette démarche. Elle permet de disposer d'un état initial, de suivre l'évolution des habitats et des espèces au cours du temps et d'apprécier les éventuels effets des actions mises en œuvre.

1.3.2.2. Structurer l'évaluation au sein du cycle de gestion

Depuis 2021, le guide d'élaboration des plans de gestion des espaces naturels, dit Cahier Technique n°88 (CT88) formalise une culture commune autour de la conception des plans de gestion des espaces naturels protégés et de leur mise en œuvre (OFB, 2021d). Le cycle de gestion repose sur 5 étapes clés : l'état des lieux, la définition des enjeux, la mise en place d'une stratégie, la rédaction d'un plan d'action, et se termine par l'évaluation des résultats (OFB, 2021e).

L'évaluation au sens de la méthode CT88 consiste à mesurer les effets engendrés par la gestion de l'espace naturel protégé. Elle est anticipée au moment de la rédaction du plan de gestion en définissant des indicateurs qui permettent d'évaluer, tout au long du cycle, l'atteinte des objectifs.

Dans le cadre du CT88, les indicateurs sont structurés selon le modèle Pression-Etat-Réponse (PER). Il existe trois types d'indicateurs : les indicateurs d'état qui mesurent l'état d'un enjeu à un instant donné et permettent d'évaluer la progression/l'atteinte de l'objectif à long terme (OLT), les indicateurs de pression qui mesurent le niveau de la pression à un instant donné et contribuent à évaluer l'atteinte de l'objectif opérationnel (OO), ainsi que les indicateurs de réponse qui mesurent le niveau de réalisation d'une réponse donnée prévue au plan de gestion (actions de gestion, de suivi...).

Dans une définition stricte, les métriques correspondent aux variables mesurées ou calculées, tandis que les indicateurs permettent d'établir un diagnostic à partir de ces métriques, généralement à l'aide d'une grille de lecture (de Bettignies et al., 2025). Dans ce rapport, le terme "indicateur" est employé dans un sens opérationnel (CT88) pour désigner les métriques retenues pour caractériser l'état des habitats. Ces métriques sont directement intégrées aux tableaux de bord. Celui-ci constitue un outil synthétique permettant de présenter, pour chaque aire protégée, la situation à des instants donnés et des tendances observées (OFB, 2021c). Il a pour objectif de constituer un support de communication, d'évaluation et d'orientation pour l'adaptation des mesures de suivi ou de gestion.

1.3.2.3. Le rôle de l'Office Français de la Biodiversité

Le rôle de la mise en œuvre de cette démarche d'évaluation revient aux gestionnaires d'aires protégées. Pour le milieu marin, la gouvernance des sites est complexe et fait intervenir des acteurs issus d'une pluralité d'échelles : européenne, nationale, de façade maritime, régionale, départementale, locale (Delannoy et al., 2020). L'Office français de la biodiversité (OFB), établissement public créé par disposition législative, s'impose comme un acteur important de cette gouvernance. En effet, l'OFB est aujourd'hui le plus important gestionnaire d'aires protégées en mer (OFB, s.d.). Il gère 44% des sites Natura 2000 marins et mixtes (terre/mer) en France métropolitaine, soit 102 sites sur 234 (Runde-Cariou & Bosca, s.d.).

Sur la façade maritime Atlantique, l'OFB est majoritairement positionné comme gestionnaire des sites Natura 2000, cogestionnaire ou comme appui technique et financier des opérateurs/animateurs locaux (communes, EPCI, syndicats mixtes, associations, ...). Cette position lui confère un rôle important dans la mise en œuvre de l'évaluation des enjeux de conservation et donc, selon la méthode du CT88, la construction des tableaux de bord.

1.4. Problématique et objectifs

Néanmoins, la mise en œuvre du cahier technique 88 reste encore récente pour les aires protégées terrestres comme marines. A l'échelle des sites Natura 2000 de la façade maritime Atlantique, uniquement une partie des sites Natura 2000 (une quinzaine) présentent un DOCOB rédigé suivant le CT88, et aucun ne possède à ce jour de tableau de bord complet et renseigné.

En effet, la construction de tels outils représente un travail conséquent. Elle nécessite d'identifier des données provenant de sources multiples, de vérifier leur qualité, de sélectionner les métriques pertinentes et de les analyser de façon à répondre aux objectifs fixés. Dans ce contexte, l'accompagnement technique des gestionnaires devient essentiel pour la construction des tableaux de bord, notamment pour renseigner les indicateurs d'état. C'est dans cette perspective que s'est inscrit mon stage de six mois au sein de la délégation de façade maritime (DFM) Atlantique de l'OFB.

Ainsi, l'objectif principal de ce travail est de répondre à la problématique suivante : **quel est l'état de conservation des herbiers à zostères marines et naines, ainsi que du maërl, au sein de zones spéciales de conservation situées sur la façade maritime Atlantique française ?** Pour y répondre, il s'agit dans un premier temps de dresser un inventaire des suivis qui ont été effectivement réalisés sur ces habitats et des données qui en résultent. Dans un second temps, les métriques sont sélectionnées en fonction de leur capacité à permettre l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats à l'échelle des sites Natura 2000 en mer. Les données retenues sont ensuite analysées et leur pertinence pour répondre à l'objectif d'évaluation est discutée. Ces analyses permettent dans un second temps d'exposer des difficultés rencontrées au cours de la mobilisation de

ces données, afin d'adapter les suivis pour faciliter le processus d'évaluation dans le futur. Enfin, ce travail vise à proposer des pistes pour les futures stratégies de suivis à mettre en place pour ces habitats, en s'appuyant sur l'inventaire des suivis existants et les mesures de gestion actuellement mises en œuvre.

2. Matériel et méthode

2.1. Sites d'étude

Quatorze ZSC sont étudiées, le long de la façade maritime Atlantique française métropolitaine (Figure 1).

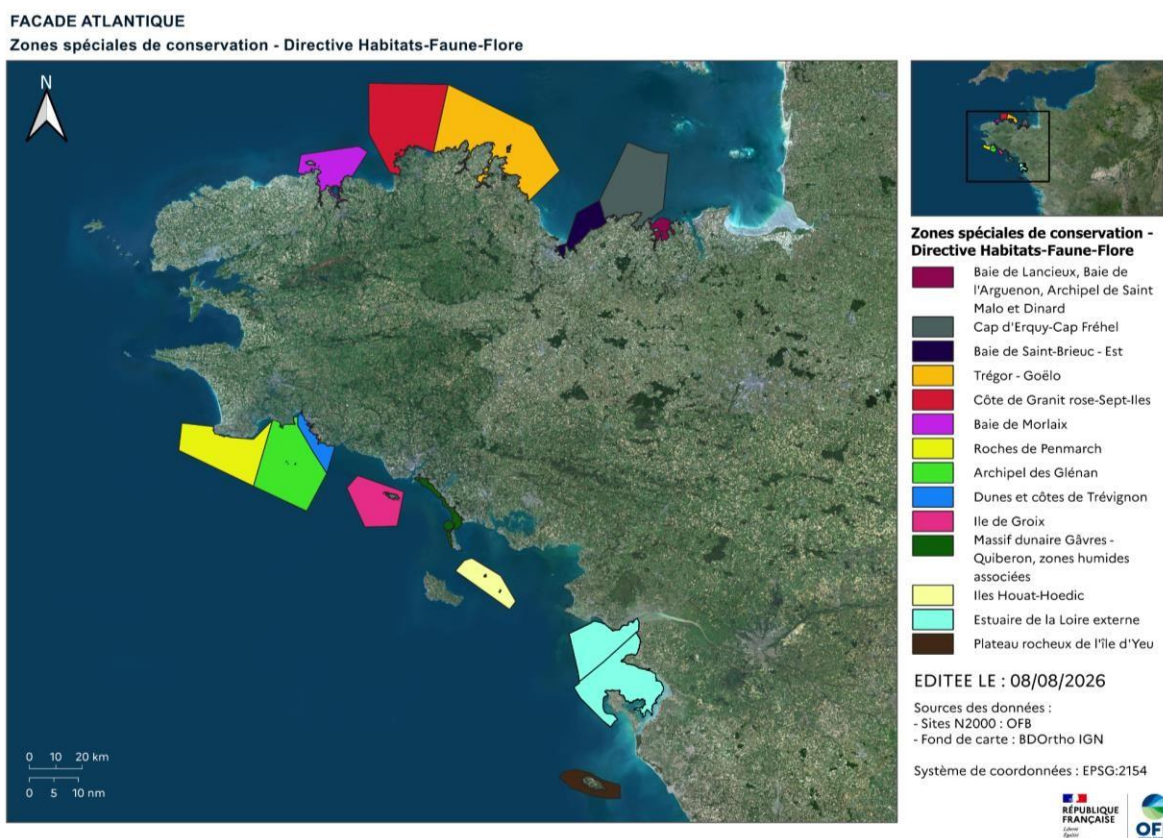


Figure 1 : Localisation et périmètre des Zones Spéciales de Conservation (ZSC) étudiées.

Ces sites ont été sélectionnés car ils sont gérés ou cogérés par l'OFB et qu'ils comportent des herbiers à zostères marines, des herbiers à zostères naines et/ou du maërl. Par ailleurs, ce sont des sites qui présentent des niveaux d'enjeux importants pour les habitats étudiés (Tableau 1). Les enjeux sont définis ici comme un élément du patrimoine naturel, culturel ou historique pour lequel le site a une responsabilité. Le niveau d'enjeu correspond donc à la responsabilité du site. En effet, les herbiers à zostères marines, présents au sein de 13 sites sur les 14 étudiés, sont désignés comme enjeu moyen ou fort de conservation. Les herbiers à zostères naines, présents sur 6 sites parmi les 14, présentent également des enjeux moyen à fort de conservation. Enfin, le maërl, présent au sein de 10 des 14 sites étudiés, est systématiquement identifié comme un enjeu fort de conservation.

Tableau 1 : Présences (en vert) et absences (en rouge) des herbiers à zostères marines, herbiers à zostères naines, et du maërl, au sein des ZSC étudiées. Si l'habitat est présent, son niveau d'enjeu de conservation est indiqué. La hiérarchisation des enjeux prend en compte la sensibilité de l'habitat, sa représentativité, son importance fonctionnelle et la spécificité locale (BRL Ingénierie, 2024). 'NA' indique que le niveau d'enjeu n'est pas connu car l'enjeu a récemment été identifié sur le site.

Zone spéciale de conservation	Herbiers à zostères marines	Herbiers à zostères naines	Maërl
BAIE DE LANCIEUX, BAIE DE L'ARGUENON, ARCHIPEL DE SAINT MALO ET DINARD (BL)	fort	fort	
CAP D'ERQUY, CAP FRÉHEL (CECF)	fort		fort
BAIE DE SAINT-BRIEUC-EST (BSBE)			fort
TRÉGOR-GOËLO (TG)	fort	fort	fort
CÔTE DE GRANIT ROSE - SEPT ILES (CGR)	fort	fort	fort
BAIE DE MORLAIX (BM)	fort	fort	fort
ROCHES DE PENMARC'H (RP)	fort		
ARCHIPEL DES GLÉNAN (AG)	fort		fort
DUNES ET CÔTES DE TRÉVIGNON (TR)	moyen		fort
ILE DE GROIX (IG)	fort		fort
MASSIF DUNAIRE GÂVRES-QUIBERON ET ZONES HUMIDES ASSOCIÉES (GQ)	fort	fort	
ILES HOUAT-HOEDIC (IH)	moyen		fort
ESTUAIRE DE LA LOIRE EXTERNE (EL)	NA		fort
PLATEAU ROCHEUX DE L'ILE D'YEU (PRY)	fort	moyen	

2.2. Mobilisation des données

2.2.1. Source des données et inventaire

Afin d'obtenir une vue synthétique des actions menées pour suivre l'état de conservation des habitats, un inventaire des données disponibles est réalisé. Chacun des trois habitats étant suivis relativement indépendamment, les inventaires sont individuels. Ceux-ci s'appuient, d'une part, sur les jeux de données bancarisés au sein de la base de données (BDD) interne de l'OFB. Dans celle-ci, les données sont issues des suivis effectués depuis 2006 sous la coordination de l'OFB, date de la création des premiers sites Natura 2000 en mer. La BDD contient également des données issues de Sextant, le catalogue des données de l'IFREMER. D'autre part, les inventaires s'appuient sur des données non bancarisées présentées dans les rapports d'études commandées par l'OFB.

2.2.2. Sélection des métriques

Les données sont ensuite sélectionnées en fonction de leur pertinence pour caractériser l'état de conservation des habitats. Elles doivent ainsi permettre de renseigner au moins l'un des paramètres de la DHFF utilisés pour évaluer cet état de conservation : la superficie, la structure et les fonctions spécifiques de l'habitat nécessaires à son maintien à long terme, ou l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques. Plusieurs métriques

correspondent à ces différents paramètres. Sur la base d'une revue bibliographique, les principales métriques utilisées à ce jour pour caractériser l'état de conservation des habitats étudiés sont résumées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Principales métriques/indicateurs identifiées dans la littérature pour caractériser l'état de conservation des herbiers à zostères marines et naines, ainsi que du maërl, selon les paramètres d'évaluation définis par la DHFF. Les métriques relatives aux herbiers à zostères, marines comme naines, sont principalement issues des protocoles de suivi DCE (Auby et al., 2018 ; Bajjouk et al., 2019). Celles relatives au maërl sont issues notamment du catalogue d'indicateurs de Bettignies et al. (2025) et de travaux menés avec l'appui d'experts.

Paramètre DHFF	Métriques caractérisant l'état de conservation des herbiers à zostères	Métriques caractérisant l'état de conservation du maërl
Surface	Surface (ha)	Surface (ha)
Structure et fonctionnalité	Taux de recouvrement foliaire (%) : proportion de substrat colonisé par l'herbier dans les zones de présence de l'herbier	Taux de recouvrement en maërl total (vivant + mort) en surface (%) : proportion de maërl colonisant le substrat en surface
	Taux de fragmentation (%) : proportion de substrat non colonisé par l'herbier	Taux de recouvrement en maërl vivant en surface (%) : proportion de maërl vivant colonisant le substrat en surface
	Densité (nombre de pieds/m²)	
	Longueur et largeur des feuilles (cm)	Vitalité du maërl en profondeur (%) : rapport entre la surface de maërl vivant prélevé et la surface d'échantillonnage
	Biomasses des feuilles et des rhizomes (g)	
	Nombre de feuilles par pied	Taille des brins de maërl (µm)
	Wasting disease index (%) : pourcentage de zones noires, voire blanches, bien délimitées sur les feuilles	
Fonctionnalité et espèces typiques	Macrofaune benthique associée (richesse spécifique, abondance, indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou, groupes taxonomiques dominants, espèces dominantes) (définitions selon Grall & Coïc, 2006)	
		AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) appliqué à l'endofaune du maërl: indice basé sur la sensibilité des invertébrés benthiques associés au maërl à l'eutrophisation. Grille de lecture (Tauran et al. 2022) : [0 - 2,5] bon état écologique (BEE) atteint ; > 2,5 BEE non atteint
		GPBI (General-Purpose Biotic Index) appliqué à l'endofaune et l'épifaune du maërl indépendamment : indice fondé sur la perte d'abondance des espèces d'invertébrés associées aux maërl associés au maërl par rapport à une station de référence. Grilles de lecture (Tauran et al. 2022). Endofaune : [1-0,7] BEE atteint ; <0,7 BEE non atteint. Épifaune : [1-0,6] BEE atteint ; <0,6 BEE non atteint

Pour le maërl, une partie des métriques (dont les données ont été récoltées par prélèvements à la benne) résumées par Lepareur en 2011 ne sont plus jugées pertinentes, telles que le rapport du poids de maërl vivant sur le poids de maërl total (vivant et mort), le rapport de la surface de maërl vivant sur la surface de maërl total et le rapport de la surface de maërl total sur la surface d'échantillonnage (Casabonnet, com pers). Ces métriques, bien que calculées lors de certains suivis des ZSC, ne sont donc pas prises en compte. Par ailleurs, une même dénomination de métrique a été définie par des calculs différents suivant les études, du fait d'une probable confusion des auteurs. Une attention particulière est donc donnée à la méthode qui a été utilisée pour calculer chacune des métriques.

D'autre part, afin de représenter l'état de conservation de chaque habitat à l'échelle du site Natura 2000, les données qui représentent au mieux l'habitat de façon homogène sont sélectionnées. Les cartographies volontairement partielles de l'habitat, les relevés sur des stations ou des transects isolées dans un certain secteur du site ou positionnées volontairement dans des zones exposées à de fortes pressions ne sont donc pas

pris en compte. La qualité du protocole pour répondre à cet objectif de caractérisation de l'état est aussi vérifiée. Par exemple, si les prélèvements de macrofaune benthique n'ont été réalisés qu'à l'aide d'un réplikat afin d'obtenir une idée des espèces présentes, il n'est pas pertinent de calculer la richesse spécifique totale obtenue puisqu'elle sera sous-estimée du fait du manque de réplikats.

Les métriques sélectionnées pour la suite de l'analyse font l'objet de fiches « indicateur ». Ces fiches synthétiques sont créées à l'attention des gestionnaires de sites Natura 2000, pour leur permettre d'identifier les métriques/indicateurs pertinents à mobiliser dans la construction des tableaux de bord Natura 2000. Elles s'inspirent des fiches du catalogue des indicateurs par de Bettignies et al. (2025). Un exemple est présenté en annexe I.

2.2.3. Analyse et synthèse des données

L'ensemble des données analysées sont synthétisées dans des fiches « synthèse ». Elles sont, comme les fiches « indicateur », destinées à être utilisées par les gestionnaires. Elles permettent d'avoir une vue synthétique des suivis qui ont été effectués sur chaque site Natura 2000 qu'ils gèrent et de disposer de données agrégées permettant de renseigner les tableaux de bord. Deux fiches « synthèse » sont réalisées par site N2000 étudié : une pour les herbiers à zostères et une pour le maërl. Au total, 13 fiches maërl et 10 fiches herbiers à zostères sont produites. Deux exemples, un par habitat, sont disponibles en annexe II et III. Les données issues des fiches « synthèse » sont résumées dans ce rapport.

2.2.3.1. Evolution de la surface

La surface de chaque habitat à une année donnée est déterminée à l'aide du logiciel QGIS Desktop 3.40.11. Chaque vecteur est au préalable découpé afin de ne pas dépasser le périmètre du site Natura 2000. Un nouveau champ attributaire renseignant sur la surface de chaque entité est ensuite ajouté au vecteur à l'aide de la « Calculatrice de champs » et la surface totale est obtenue à l'aide de l'outil « Statistiques ». Les surfaces obtenues à différentes années sont ensuite comparées. Cette comparaison s'appuie sur la prise en compte des métadonnées qui influent largement les résultats cartographiques. Ainsi, une attention particulière est prêtée à l'emprise spatiale du suivi, à la couverture temporelle du suivi et à la méthode de cartographie employée. Les rapports d'études associés aux cartographies sont analysés afin de contextualiser et d'identifier les biais pouvant influencer la détection et la délimitation des habitats.

2.2.3.2. Taux de recouvrement

Pour les herbiers à zostères comme le maërl, le taux de recouvrement est renseigné à l'échelle de plusieurs stations au sein du site Natura 2000, de façon à quadriller l'ensemble de l'habitat et à être le plus exhaustif possible en tenant compte des moyens techniques et financiers disponibles.

Les métriques analysées sont le taux de recouvrement foliaire pour les herbiers à zostères et le taux de recouvrement en maërl total ou en maërl vivant pour le maërl. Ce sont des données collectées à l'aide de caméras immergées depuis une embarcation en mer, pour le maërl comme pour les herbiers à zostères marines. Pour les herbiers à zostères marines de faible profondeur, les observations peuvent également se faire à l'aide d'une lunette de Calfat, à pied ou en mer. Le taux de recouvrement foliaire des herbiers à zostères naines est quant à lui estimé par observation directe dans des quadrats à pied.

Pour le maërl, les taux de recouvrement sont toujours des valeurs ordinales, qui suivent une de ces variétés de classes :

- 0 % ;]0-5] % ;]5-25] % ;]25-50] % ;]50-75] % ;]75-100] %
- 0 % ;]0-5] % ;]5-15] % ;]15-25] % ;]25-50] % ;]50-75] % ;]75-100] %
- 0 % ;]0-5] % ;]5-30] % ;]30-50] % ;]50-75] % ;]75-100] %

La deuxième série de classes est modifiée afin de correspondre à la première (regroupement des classes]5-15] % et]15-25] %).

Pour les herbiers à zostères, les taux de recouvrement peuvent être des données qualitatives (ex : fort taux de recouvrement ou densité élevée), ordinales (ex : <25%, 25-75% et >75%) ou à mi-chemin entre ordinales et quantitatives (ex : >10 %, <60%). Une homogénéisation des résultats est donc effectuée manuellement, sur Excel, en classant les données suivant les classes <25%, 25-75% et >75%. L'homogénéisation des données se base sur la grille de conversion ci-dessous, correspondant à l'ancienne référence de classification des herbiers à zostères suivant leur taux de recouvrement (Tableau 3).

Tableau 3 : Classification des types d'herbiers selon leur pourcentage de recouvrement (repris de Auby et al., 2010).

Herbier de Zostères			
% de recouvrement	< 25%	25 à 75%	> 75%
Signification	Herbiers discontinus et très souvent hétérogènes avec des taches disséminées ou des pieds dispersés en faible densité	Herbiers discontinus, présentant une alternance de taches recouvertes et de zones de substrat nu	Herbiers continus et homogènes présentant une forte couverture foliaire
Illustration			

Comme le souligne Lepareur et al. (2018), l'une des difficultés principales de l'exercice d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat à une échelle vaste, comme celle du site Natura 2000, réside dans la capacité à pouvoir résumer les évaluations faites à des échelles plus fines. Cela nécessite un travail d'agrégation des données.

Au regard de la nature des données (ordinales) à traiter et de leur emprise spatiale (stationnelle qui se veut exhaustive sur l'ensemble du site), l'objectif est de renseigner la part de l'habitat représentée par chaque classe de taux de recouvrement (par exemple, 25% de l'herbier du site X est caractérisé par un taux de recouvrement compris entre 25 et 75%). Pour répondre à cet objectif, la méthode classiquement utilisée par les bureaux d'études est de dénombrer les stations appartenant à chaque classe de taux de recouvrement. Seulement, cette méthode n'est pas adéquate si les stations sont positionnées de façon hétérogène, avec des distances d'échantillonnage variant suivant le secteur du site Natura 2000. En effet, un effort d'échantillonnage plus élevé dans un secteur qu'un autre amènera à une plus forte représentation de ce secteur dans la caractérisation de l'état de l'habitat qui se veut équitable entre les différents secteurs du site Natura 2000. Afin de prendre en compte la répartition spatiale hétérogène des stations, des diagrammes de Voronoï sont construits, à l'aide de la fonction `st_voronoi()` du package `sf` sur R (Pebesma, 2018). Cette méthode permet d'attribuer à chaque station un espace (polygone) pour lequel elle constitue le point d'observation le plus proche. Les polygones obtenus sont découpés selon les limites connues de l'habitat. De plus, puisque cette méthode ne permet pas de limiter l'influence de chaque point d'observation de façon intrinsèque, l'extrapolation est limitée au troisième quartile (Q3) de la distance entre les points (distances au plus proche voisin) afin qu'aucune valeur ne soit attribuée aux secteurs qui ne sont pas ou très peu échantillonnés. Cette limite d'influence est un choix méthodologique. Chaque polygone de Voronoï est donc intersecté avec un buffer de rayon Q3 autour de sa station respective. Les surfaces de chaque polygone sont ensuite directement calculées sur R, agrégées selon les différentes classes de recouvrement et exprimées en proportion relative (%) par rapport à la surface caractérisée de l'habitat.

Pour les herbiers à zostères marines du Plateau rocheux de l'île d'Yeu et le maërl de l'Estuaire de la Loire externe, les données de taux de recouvrement sont directement disponibles sous forme de surfaces associées à chaque classe de recouvrement et sont donc utilisées telles quelles. La méthode d'extrapolation par diagrammes de Voronoï n'est donc pas utilisée.

2.2.3.3. Autres métriques

Pour le maërl, d'autres métriques sont renseignées ponctuellement à l'échelle des stations et ne permettent généralement de caractériser qu'une seule partie de l'habitat et non son intégralité. C'est le cas des métriques qui nécessitent des prélèvements à la benne, telles que la vitalité du maërl en profondeur et la taille des brins de maërl, exprimée ici par le taux de brins supérieurs à 1 cm parmi l'ensemble des brins. Il en est de même pour les métriques permettant de caractériser la composition en macrofaune benthique des habitats (richesse spécifique, densité, indice de Shannon, indice d'équitabilité de Pielou). L'objectif est de reprendre les métriques déjà calculées par les bureaux d'études à l'échelle des stations et de les agréger à l'échelle du site. Ainsi, la moyenne ($\pm$ écart-type) de chaque métrique des stations d'un même site est calculée.

Les métriques relatives à la macrofaune benthique sont calculées directement à l'échelle des stations (3 réplicats de 0,1 m² cumulés) et non à l'échelle de chaque réplicat. Les données disponibles dans la BDD et les rapports sont généralement bien présentées à l'échelle stationnelle (sur les trois réplicats cumulés) et peuvent directement être agrégées à l'échelle du site. Une exception concerne l'étude du maërl de l'Estuaire de la Loire externe (2023), pour laquelle les métriques ont été calculées à l'échelle des réplicats puis moyennées à l'échelle des stations. Afin d'harmoniser le traitement avec celui des autres études, pour cette étude, la liste brute de l'inventaire de la macrofaune benthique est ré-utilisée pour calculer les métriques à partir des trois réplicats cumulés par station, à l'aide du package *vegan* sur R (Oksanen, 2026).

2.2.4. Collaboration avec les gestionnaires de sites Natura 2000

Chaque fiche synthèse a été présentée aux gestionnaires des sites Natura 2000 pour compléter les synthèses réalisées avec l'expertise et la connaissance des sites. Cela a permis d'alimenter le contexte de chaque habitat sur chaque site et d'ajuster les analyses en conséquence. Ces échanges ont aussi permis d'engager la construction des tableaux de bord (exemple en annexe IV), la prise en main des données pour leur renseignement, et une réflexion plus long-terme sur la stratégie de suivi des habitats pour les années futures.

3. Résultats

3.1. Inventaire des suivis

Deux grands types de suivis sont mis en œuvre : des cartographies qui permettent de localiser les habitats (e.g. estimation de la surface) et des programmes de caractérisation qui permettent de les décrire (e.g. autres métriques). L'inventaire des suivis montre des résultats très hétérogènes selon les habitats et les sites concernés (Figure 2). Globalement, les suivis sont réalisés de façon ponctuelle et opportuniste, en fonction des besoins identifiés par les gestionnaires de sites. Les suivis les plus anciens et fréquents sont la cartographie, pour lesquels il existe des données depuis 1966 pour le maërl, depuis 1997 pour les herbiers à zostères marines et depuis 2000 pour les herbiers à zostères naines. Les programmes de caractérisation ont débuté plus récemment. Pour le maërl, le premier programme de caractérisation date de 2019 sur le site Natura 2000 de l'île de Groix. Pour les herbiers à zostères marines, la caractérisation de l'habitat a débuté en 2016 sur les sites de l'Archipel des Glénan, les Dunes et côtes de Trévignon et la Côte de Granit Rose-Sept-Îles. Pour les zostères naines, deux caractérisations ont été effectuées : une sur le site de Trégor-Goëlo en 2019 et une sur le site de Gâvres-Quiberon en 2021.

Le maërl est l'habitat pour lequel l'effort mené pour l'acquisition de données est le plus important (Figure 2A). En effet, chaque site présente 2 à 5 cartographies du maërl. C'est aussi l'habitat pour lequel le plus de données sont collectées lors des campagnes de caractérisation. Les caractérisations les plus complètes comportent des données concernant la macrofaune benthique, la taille des brins, la proportion de maërl en surface et de la proportion de maërl en profondeur. La caractérisation du maërl en surface se veut la plus exhaustive possible de l'habitat à l'échelle du site N2000 puisqu'elle permet par la même occasion de délimiter le périmètre de

l'habitat et donc de produire une cartographie. Les échantillonnages à la benne, qui concernent la caractérisation de la macrofaune benthique et du maërl en profondeur (vitalité, taille des brins) sont concentrés sur les secteurs où le plus fort taux en maërl vivant surfacique a été observé par vidéo. Chaque site a fait l'objet d'une unique campagne d'acquisition, plus ou moins complète. Ces campagnes d'acquisition sont neuf fois sur dix accompagnées de cartographies. Ainsi, les suivis sont « complets » pour les sites de l'archipel des Glénan, le site des Dunes et côtes de Trévignon, de l'île de Groix, de Trégor-Goëlo, de la Côte de Granit Rose-Sept-Îles, de la baie de Morlaix et de l'Estuaire de la Loire externe. Pour les sites de la Baie de Saint-Brieuc Est et du Cap d'Erquy-Cap Fréhel, les suivis sont incomplets : seuls les taux de recouvrement en surface du maërl ont été déterminés. De même, le maërl de Houat-Hoëdic n'a été suivi qu'en surface, et partiellement (33 hectares sur les 1143 déterminés en 2022). Néanmoins, une caractérisation "complète" du maërl est actuellement en cours.

Concernant les herbiers à zostères marines, il existe 1 à 5 cartographies par site (Figure 2B). Certaines cartographies sont anciennes. Les cartographies datant de plus de 6 ans sont, dans l'ordre décroissant d'ancienneté : les sites des Dunes et côtes de Trévignon (2012), de la Côte de Granit Rose - Sept-Îles (2016), des roches de Penmarc'h (2016), de l'archipel des Glénan (2016), du Plateau rocheux de l'île d'Yeu (2018), du Cap d'Erquy-Cap Fréhel (2018) et de Trégor-Goëlo (2019). De plus, les connaissances acquises pour la description de l'état des herbiers sont beaucoup moins importantes que pour le maërl. On ne trouve que quatre types de métriques suivies : le taux de recouvrement foliaire, le taux de fragmentation, la densité et la longueur des feuilles. Ce sont uniquement des métriques relatives à la structure des herbiers. Seulement 8 des 13 sites présentant des herbiers à zostères marines ont fait l'objet d'une caractérisation de la structure. Les métriques du taux de fragmentation, de la densité et de la longueur des feuilles ne sont pas intégrées dans la suite de l'analyse puisqu'elles ont été renseignées à l'échelle de transects réalisés par plongées (cf. 2.2.2. Sélection des métriques). Par ailleurs, la caractérisation de la fonctionnalité/des espèces typiques est quant à elle absente de tous les suivis. Concernant les herbiers à zostères naines, il existe 0 à 5 cartographies par site (Figure 2C). L'unique site qui ne dispose d'aucune cartographie des herbiers à zostères naines est la Côte de Granit Rose - Sept-Îles (enjeu fort de conservation). Les herbiers à zostères naines de Trégor-Goëlo ont été cartographiés pour la dernière fois il y a sept ans (en 2019), ceux de la Baie de Morlaix il y a 6 ans (en 2020), ceux du Plateau Rocheux de l'île d'Yeu il y a 13 ans (en 2013) et ceux de la Baie de Lancieux et de Gâvres-Quiberon il y a respectivement 6 ans (en 2020) et 5 ans (en 2021). Par ailleurs, seul le site du Massif dunaire de Gâvres-Quiberon et zones humides associées a fait l'objet d'une caractérisation. Le taux de recouvrement a bien été analysé même s'il n'est pas renseigné sur toute l'emprise connue de l'habitat (seulement 77 hectares caractérisés sur l'ensemble de la superficie de l'habitat estimée à 269 hectares en 2021) et les prélèvements benthiques n'ont pas pu être utilisés car seulement un répliquat a été utilisé, ce qui n'est pas robuste pour une caractérisation quantitative. Les autres sites n'ont fait l'objet d'aucune caractérisation de la structure, de la fonctionnalité et des espèces typiques des herbiers à zostères naines.

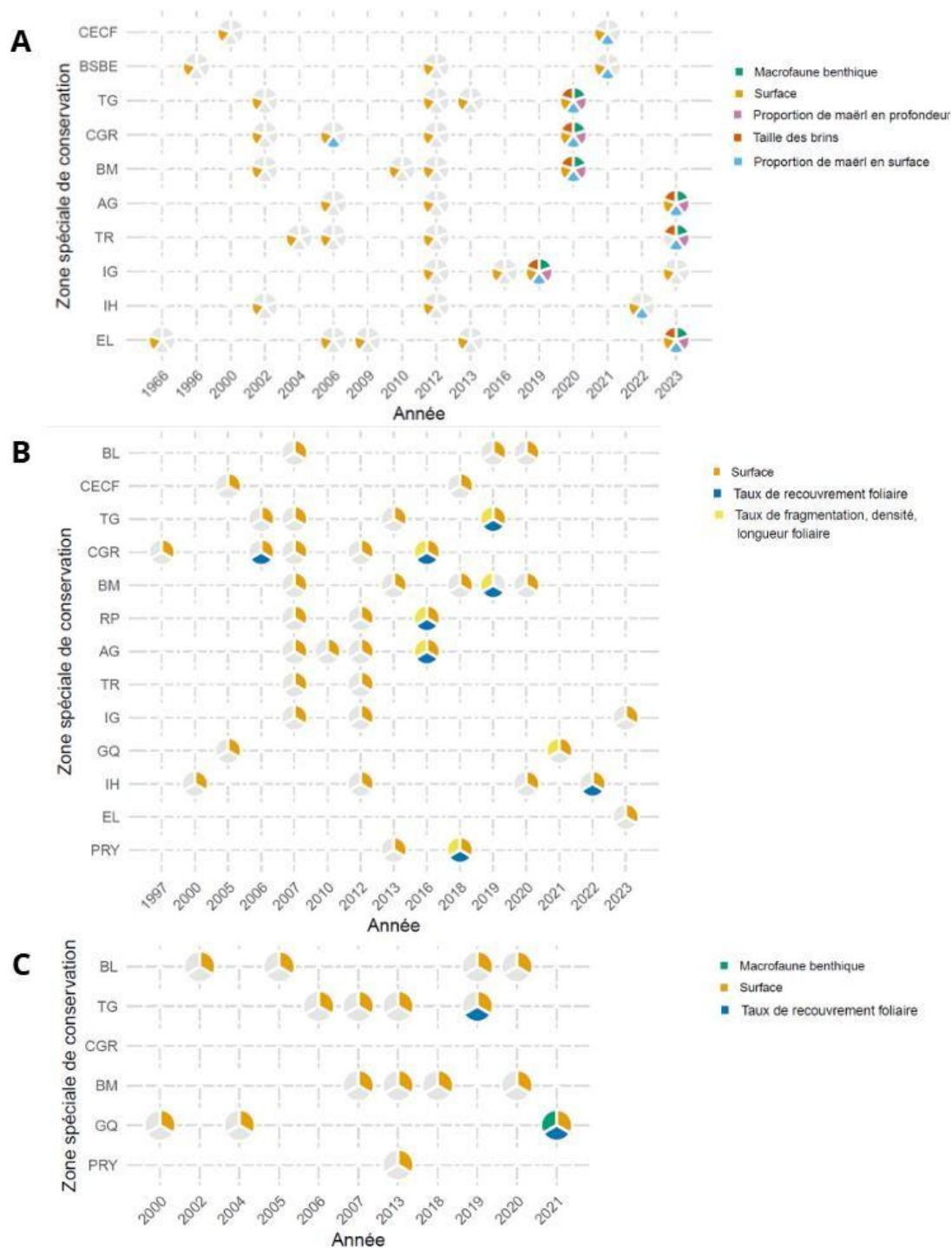


Figure 2 : Vue d'ensemble de l'inventaire des données disponibles dans la base de données et dans les rapports internes de l'OFB permettant de caractériser l'état de conservation (A) du maërl, (B) des herbiers à zostères marines et (C) des herbiers à zostères naines au sein des sites Natura 2000. L'année indiquée est celle des observations sur le terrain ou par défaut, du support numérique, pour les cartographies qui n'ont pas fait l'objet de terrain. Pour les cartographies qui relèvent d'une compilation de données, c'est la date de la donnée la plus récente incluse dans la compilation qui est indiquée. Seuls les sites pour lesquels la présence l'habitat est connue sont représentés. Les secteurs colorés indiquent la disponibilité des données pour chaque paramètre et chaque année d'édition ; les secteurs gris indiquent l'absence de données. BL = Baie de Lancieux, baie de l'Arguenon, archipel de Saint-Malo et Dinard ; CECF = Cap d'Erquy-cap Fréhel ; BSBE = Baie de Saint-Brieuc-Est ; TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de granit rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; RP = Roches de Penmarc'h ; AG = Archipel des Glénan ; TR = Dunes et côtes de Trévignon ; IG = Île de Groix ; GQ = Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées ; IH = Îles de Houat-Hoëdic ; EL = Estuaire de la Loire externe ; PRY = Plateau rocheux de l'île d'Yeu

3.2. Vue d'ensemble des fiches synthèse

3.2.1. Evolution de la surface des habitats

De façon générale, l'analyse de l'évolution temporelle des habitats au sein des sites concernés n'est pas possible du fait de méthodologies qui varient entre les suivis. Il n'est donc pas possible de distinguer une réelle évolution des habitats des influences méthodologiques (emprise spatiale, protocole de cartographie...). L'évolution temporelle de la surface n'a pas pu être renseignée pour la majorité des habitats au sein des sites. Cependant, une évolution temporelle de la surface du maërl a pu être analysée pour 3 des 10 sites N2000 avec du maërl et pour 1 des 13 sites N2000 avec des herbiers à zostères marines (Tableau 4). Dans ces cas, ce ne sont pas uniquement les données brutes chiffrées qui ont été utilisées, mais aussi le dire des bureaux d'études qui sont les plus proches observateurs des changements sur le terrain. Ainsi, une diminution de la taille des bancs de maërl de la Côte de Granit Rose-Sept-Îles et de la Baie de Morlaix a été observée, respectivement entre 1967-2002 et 2020 et entre 2008-2010 et 2020. Au contraire, une augmentation de la surface a été observée sur le site de l'Estuaire de la Loire externe entre 2001-2013 et 2023. Pour l'herbier à zostères marines de la Côte de Granit Rose-Sept-Îles, une tendance à la diminution est observée entre 1997-2007 et 2013-2016.

Tableau 4 : Tendance évolutive de la surface des herbiers à zostères marines, à zostères naines et du maërl au sein de zones spéciales de conservation (ZSC), entre 1967 et 2024. Les cases grises indiquent que l'habitat n'est pas présent dans la ZSC. Les tendances des habitats sont rapportées avec ↓ indiquant une tendance à la diminution, ↑ une tendance à l'augmentation, ? une tendance inconnue.

Nom de la Zone Spéciale de Conservation	Herbiers à zostères marines	Herbiers à zostères naines	Maërl
BAIE DE LANCIEUX, BAIE DE L'ARGUENON, ARCHIPEL DE SAINT MALO ET DINARD	?	?	
CAP D'ERQUY, CAP FREHEL	?		?
BAIE DE SAINT-BRIEUC-EST			?
TREGOR-GOELO	?	?	?
CÔTE DE GRANIT ROSE - SEPT ILES	↓ (entre 1997-2007 et 2013-2016)	?	↓ (entre 1967-2002 et 2020)
BAIE DE MORLAIX	?	?	↓ (entre 2008-2010 et 2020)
ROCHES DE PENMARC'H	?		
ARCHIPEL DES GLENAN	?		?
DUNES ET COTES DE TREVIGNON	?		?
ILE DE GROIX	?		?
MASSIF DUNAIRE GAVRES-QUIBERON ET ZONES HUMIDES ASSOCIEES	?	?	
ILES HOUAT-HOEDIC	?		?
ESTUAIRE DE LA LOIRE EXTERNE	?		↑ (entre 2001-2013 et 2023)
PLATEAU ROCHEUX DE L'ILE D'YEU	?	?	

3.2.2. Métrique propre aux herbiers à zostères : taux de recouvrement foliaire

Les proportions des classes de taux de recouvrement foliaire des herbiers à zostères sont réparties différemment suivant les sites Natura 2000 (Figure 3). Les herbiers à zostères marines de Trégor-Goëlo, de la Baie de Morlaix, des roches de Penmarc'h, de l'archipel des Glénan et des îles de Houat et Hoëdic présentent majoritairement un taux de recouvrement moyen, avec des proportions surfaciques de 70 à 83% comprises dans la classe 25-75% de taux de recouvrement (Figure 3A). L'herbier à zostères marines de la Côte de Granit Rose - Sept-Îles présente à 88% un faible taux de recouvrement (<25%) et présente la deuxième plus petite proportion d'herbier à fort taux de recouvrement (seulement 4%) parmi tous les autres herbiers étudiés, après les herbiers à zostères marines de Houat et Hoëdic qui ne présentent jamais un fort taux de recouvrement. L'herbier à zostères marines

du Plateau rocheux de l'île d'Yeu est plus hétérogène : 30% de l'herbier présente un faible taux de recouvrement (<25%) et 64% présente un fort taux de recouvrement (>75%). L'herbier à zostères naines du Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées est lui aussi hétérogène, et se répartit équitablement entre les classes de recouvrement (Figure 3B). En effet, environ 29% de l'habitat présente un faible taux de recouvrement (<25%), 35% présente un taux de recouvrement intermédiaire (25-75%) et 36% présente un taux de recouvrement élevé (>75%). Enfin, l'herbier à zostères naines de Trégor-Goëlo est largement dominé par un taux de recouvrement moyen (86% de l'habitat).

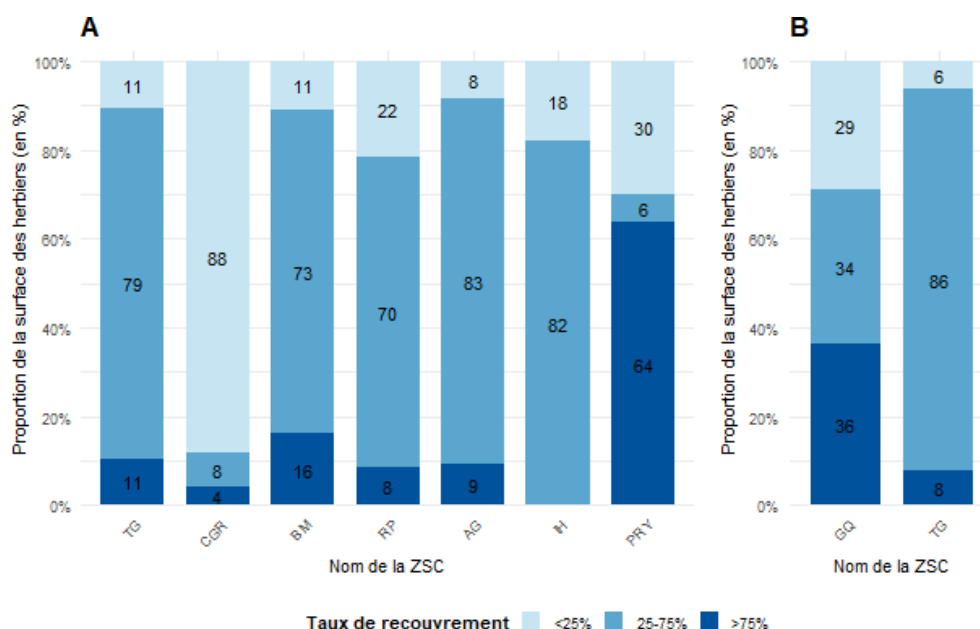


Figure 3 : Distribution des taux de recouvrement foliaire par classes (<25%, 25-75%, >75%) des herbiers à zostères marines (A) et des herbiers à zostères naines (B) des Zones Spéciales de Conservation (ZSC) parmi la surface caractérisée. Les surfaces associées à chaque classe de recouvrement ont été déterminées par extrapolation des données stationnelles à partir d'un diagramme de Voronoï, avec un seuil d'influence maximal de chaque station (sauf pour le site PRY). La surface caractérisée, la surface de l'ensemble de l'habitat connue à ce jour, le seuil d'influence ainsi que le mois et l'année d'échantillonnage sont renseignés en annexe V pour chaque site. TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de granit rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; RP = Roches de Penmarc'h ; AG = Archipel des Glénan ; GQ = Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées ; IH = Îles de Houat-Hoëdic ; PRY = Plateau rocheux de l'île d'Yeu

3.2.3. Métriques propres au maërl

3.2.3.1. Maërl en surface : taux de recouvrement surfacique en maërl total et en maërl vivant

Les proportions des classes de taux de recouvrement en maërl vivant et total sont réparties différemment suivant les sites Natura 2000. Le maërl du site N2000 Cap d'Erquy-Cap Fréhel présente des taux de recouvrement surfacique en maërl total variés, avec majoritairement (pour 28% de l'habitat) un taux de recouvrement faible, compris entre 0 exclu et 5% (Figure 4B). Ce maërl présente également un taux de recouvrement compris entre 75 et 100% pour 25% de l'habitat. Le reste de la superficie a un taux de recouvrement compris entre 5 et 75%. De plus, une partie de l'ensemble des brins de maërl sont morts puisque 17% de l'habitat présente un taux de recouvrement en maërl vivant égal à 0% (Figure 4A). Aucune superficie ne présente un taux de recouvrement en maërl vivant compris entre 75 et 100% : quand il y a du maërl vivant, celui-ci est toujours mélangé avec du maërl mort. Le reste de l'habitat est donc caractérisé par un taux de recouvrement en maërl vivant compris entre 0 exclu et 75%.

Comparativement, le maërl de la Baie de Saint-Brieuc-Est est majoritairement caractérisé par un taux de recouvrement en maërl total élevé, avec 30% de l'habitat présentant un taux compris entre 75 et 100%, suivi de classe]5-25]% qui représente environ 32% de l'habitat (Figure 4B). La classe]0-5]% ne représente que 14% de la surface totale du maërl. Plus de maërl semble recouvrir le substrat en surface, dans les secteurs où le maërl est présent en Baie de Saint-Brieuc-Est par rapport au Cap d'Erquy-Cap Fréhel. Cependant, les brins y sont majoritairement morts puisque 73% de la surface ne montre que des brins morts (0% de taux de recouvrement en maërl vivant) (Figure 4A).

Pour le maërl de l'île de Groix, les classes utilisées ne sont pas exactement les mêmes : la classe]5-25]% est remplacée par]5-30]% et celle]25-50]% est remplacée par]30-50]% (Figure 4A). Les classes utilisées ici correspondent aux classes les plus actuelles. On note par ailleurs que le contexte est particulier car la grande majorité de l'habitat, soit environ 85%, est située en dehors du site Natura 2000. Dans la perspective d'une éventuelle demande d'extension du site afin d'englober l'ensemble du maërl présent, les analyses de l'évolution de la surface sont effectuées pour un périmètre dépassant celui du site N2000, et correspondant au périmètre de l'habitat délimité en 2019. Comme pour le maërl de la Baie de Saint Brieuc Est, le maërl de l'île de Groix présente une majorité de sa superficie (33 %) couverte par 75 à 100% de maërl total, suivi de 25% avec un taux compris entre 5 et 30% et 24% avec un taux de 0 à 5% (Figure 4B). Les 18% restants présentent 30 à 75% de taux de recouvrement. La proportion de secteurs avec uniquement du maërl mort est relativement faible puisque seulement 75 hectares, soit 6% de la surface de l'habitat connue en 2019, présente un taux de recouvrement en maërl vivant égal à 0 (Figure 4A). Cependant, 73% de l'habitat présente un taux de recouvrement en maërl vivant relativement faible puisque compris entre 0 (de façon strictement supérieure) et 30%. De plus, 21% de la surface de l'habitat présente un taux de recouvrement en maërl vivant compris entre 30 et 75% et aucun secteur ne présente un taux de recouvrement en maërl vivant supérieur à 75%.

Pour les autres sites, le taux de recouvrement surfacique en maërl total n'a pas été évalué. Concernant ces mêmes sites, le taux de recouvrement en maërl vivant de classe 0% n'est pas ou très peu représenté : seulement 0 à 2% de la surface des herbiers est concernée selon les sites (Figure 4A). A l'opposé, la classe de 75 à 100% est également peu représentée. Elle concerne 0% (pour les sites de Trégor-Goëlo, de la Côte de Granit Rose-Sept-îles et de l'Estuaire de la Loire externe) à 11% de la superficie du maërl (pour le site de la Baie de Morlaix). La majorité du maërl présent sur les sites est donc constitué d'un mélange de maërl vivant et de maërl mort.

Par ailleurs, une métrique dite taux de vitalité a été également déterminée en 2022 et en 2023 sur les sites des îles de Houat et Hoëdic et de l'Estuaire de la Loire externe respectivement (Figure 4C). Celle-ci a été déterminée par vidéo et constitue donc une analyse du maërl en surface, comme pour le taux de recouvrement surfacique en maërl total et le taux de recouvrement surfacique en maërl vivant. Seulement, sa définition et la méthode pour la déterminer n'ont pas clairement été expliquées dans les rapports des études associées. La "vitalité" est donc renseignée ici de façon informative mais ne peut pas être expliquée sans plus de clarification. La métrique de taux de recouvrement en maërl vivant n'est pas clairement expliquée non plus. Il convient donc d'être précautionneux vis-à-vis de ces données pour caractériser l'état de conservation du maërl des sites des îles de Houat et Hoëdic et de l'Estuaire de la Loire externe.

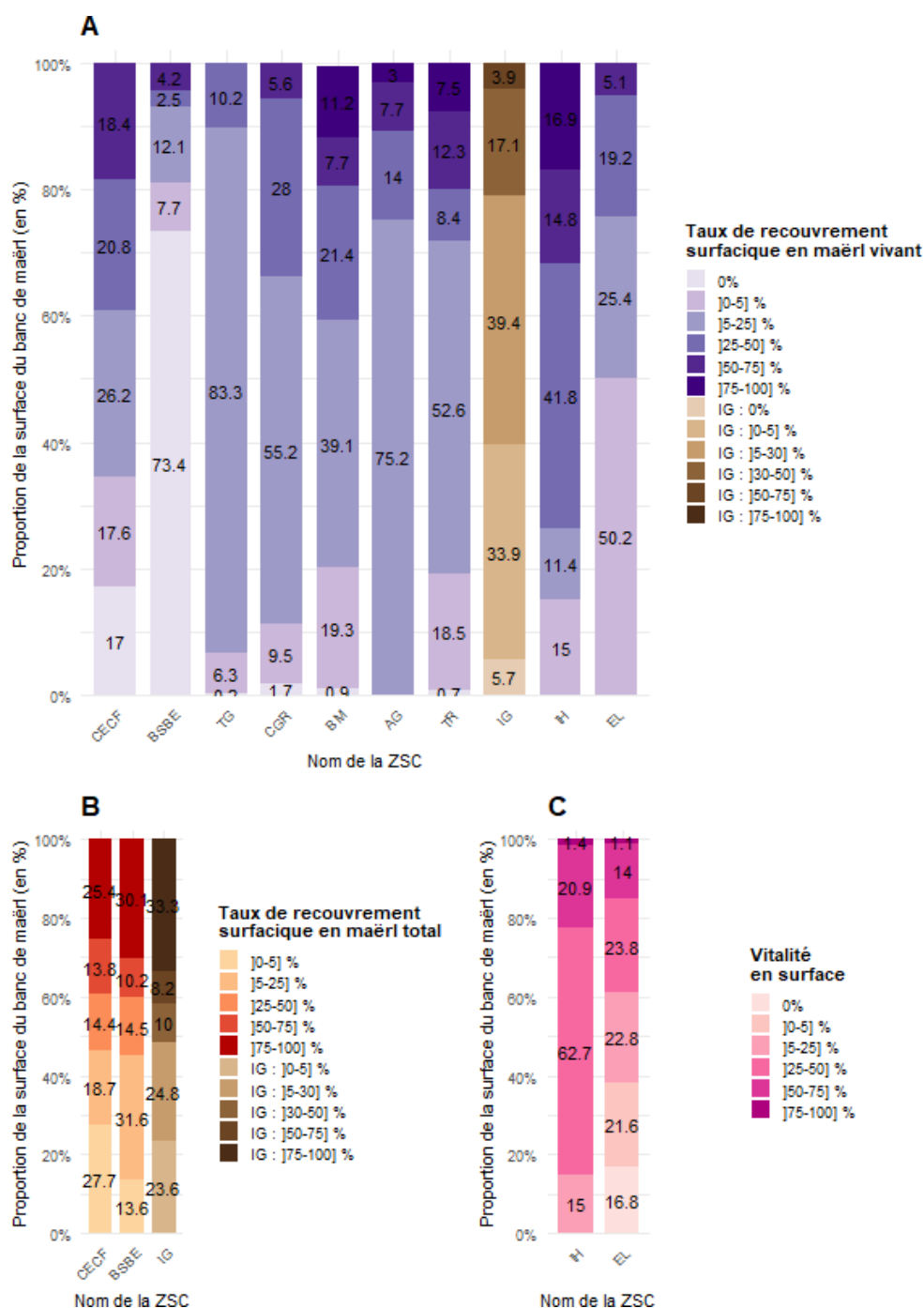


Figure 4 : Distribution de la superficie du maërl par classes de taux de recouvrement surfaciques en maërl vivant (A), en maërl total (B) et vitalité en surface (C) (en pourcentage) au sein de Zones Spéciales de Conservation (ZSC), parmi la surface caractérisée. Les surfaces ayant permis de déterminer les proportions de chaque classe de recouvrement ont été déterminées par extrapolation des données stationnelles à partir d'un diagramme de Voronoï, avec un seuil maximal d'influence de chaque station (sauf pour le site EL). La surface totale caractérisée, la surface totale de l'habitat connue à ce jour, le seuil d'influence ainsi que le mois et l'année d'échantillonnage sont renseignés en annexe VI pour chaque site. CECF = Cap d'Erquy-cap Fréhel ; BSBE = Baie de Saint-Brieuc-Est ; TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de granit rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; AG = Archipel des Glénan ; TR = Dunes et côtes de Trévignon ; IG = Île de Groix ; IH = Îles de Houat-Hoëdic ; EL = Estuaire de la Loire externe.

3.2.3.2. Maërl en profondeur : vitalité en profondeur

La vitalité est une métrique qui permet de caractériser le taux de maërl vivant en épaisseur (sur les vingt centimètres supérieurs maximum, correspondant à la pénétration maximale de la benne de prélèvement). Ainsi, la vitalité peut être supérieure à 100% si plusieurs couches de maërl vivant sont présentes. Pour les sites considérés dans ce rapport, la vitalité en profondeur moyenne est la moins élevée pour le site de la Côte de Granit-Rose-Sept-Îles ($27,75 \pm 33,70$ %), et la plus élevée pour le site de la Baie de Morlaix ($68,82 \pm 67,02$ %, Figure 5). Pour les sites de Trégor-Goëlo, archipel des Glénan, Dunes et côtes de Trévignon, Île de Groix et Estuaire de la Loire externe, les vitalités en profondeur moyennes sont respectivement de $62,57 \pm 42,99$ %, $30,66 \pm 34,51$ %, $41,50 \pm 62,45$ % et $27,78 \pm 23,28$ %. Au regard des importants écart-types obtenus, la vitalité en profondeur est très variable entre les stations d'un même site.

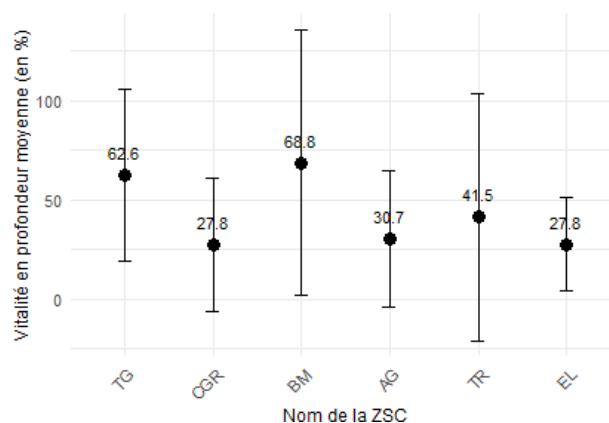


Figure 5 : Vitalité en profondeur moyenne (en pourcentage) au sein de Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Le mois et l'année pour lesquels les prélèvements ont été effectués et le nombre de stations et de réplicats sur lesquels la moyenne et l'écart-type de chaque métrique ont été calculés sont indiqués en annexe VII. TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de Granit Rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; AG = Archipel des Glénan ; TR = Dunes et côtes de Trévignon ; EL = Estuaire de la Loire externe.

3.2.3.3. Taille des brins

La taille des brins de maërl est évaluée à partir du taux de brins supérieurs à 1 cm. Le taux de brins supérieurs à 1 cm est lui aussi très variable entre les stations d'un même site au vu des écart-types élevés (Figure 6). Il est compris entre $8,60 \pm 10,82$ % pour la Baie de Morlaix et $47,56 \pm 26,67$ % pour Trégor-Goëlo. A titre d'exemple, un taux de brins supérieur à 1 cm égal à 47,56 % signifie que 47,56 % des brins de maërl ont une taille supérieure à 1 cm.

Pour les sites de l'Archipel des Glénan et des Dunes et côtes de Trévignon, le taux de brins supérieurs à 1 cm a été renseigné de façon indépendante dans la base de données pour les brins vivants et pour les brins morts. Pour ces sites, le taux de brins vivants supérieur à 1 cm moyen est supérieur au taux de brins morts. Bien que les brins vivants et morts soient considérés séparément, les distributions des valeurs sont du même ordre que celles des autres sites considérant uniquement le maërl total.

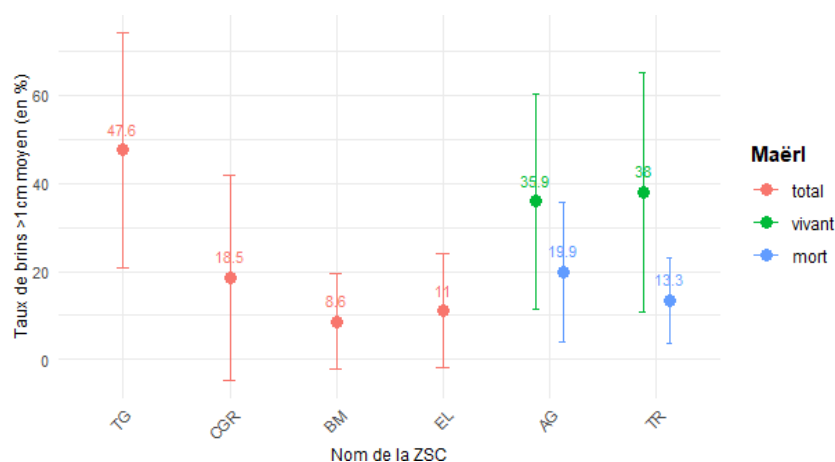


Figure 6 : Taux de brins supérieur à 1 cm moyen (en pourcentage) du maërl de Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Pour les sites TG, CGR, BM et EL, le taux est exprimé pour le maërl total (vivant et mort) et pour les sites AG et TR les taux sont exprimés indépendamment pour le maërl vivant et pour le maërl mort. Le mois et l'année pour lesquels les prélèvements ont été effectués et le nombre de stations et de réplicats sur lesquels la moyenne et l'écart-type de chaque métrique ont été calculés sont indiqués en annexe VII. TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de Granit Rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; AG = Archipel des Glénan ; TR = Dunes et côtes de Trévignon ; EL = Estuaire de la Loire externe.

3.2.3.4. Caractérisation de la macrofaune benthique associée

La richesse spécifique totale moyenne associée au maërl parmi les sites pour lesquels des prélèvements de la faune ont été effectués est comprise entre $70,1 \pm 6,4$, pour le site de l'Estuaire de la Loire externe et $117,88 \pm 20,71$ pour l'archipel des Glénan (Figure 7A). La densité moyenne est comprise entre $2501,42 \pm 1388,54$ individus par m^2 pour le maërl de Trégor-Goëlo, et $9750 \pm 7659,20$ individus par m^2 pour le maërl de l'archipel des Glénan. L'indice de Shannon moyen est relativement élevé, proche entre les sites et est compris entre $4,65 \pm 1,03$ et $5,17 \pm 0,49$, à l'exception du site de l'Estuaire de la Loire externe qui présente un indice Shannon moyen relativement faible de $2,85 \pm 0,32$ (Figure 7B). De plus, sur l'ensemble des sites, l'indice d'équitabilité de Pielou est relativement proche, compris entre $0,67 \pm 0,07$ et $0,80 \pm 0,08$, indiquant une répartition relativement homogène des individus entre les espèces présentes.

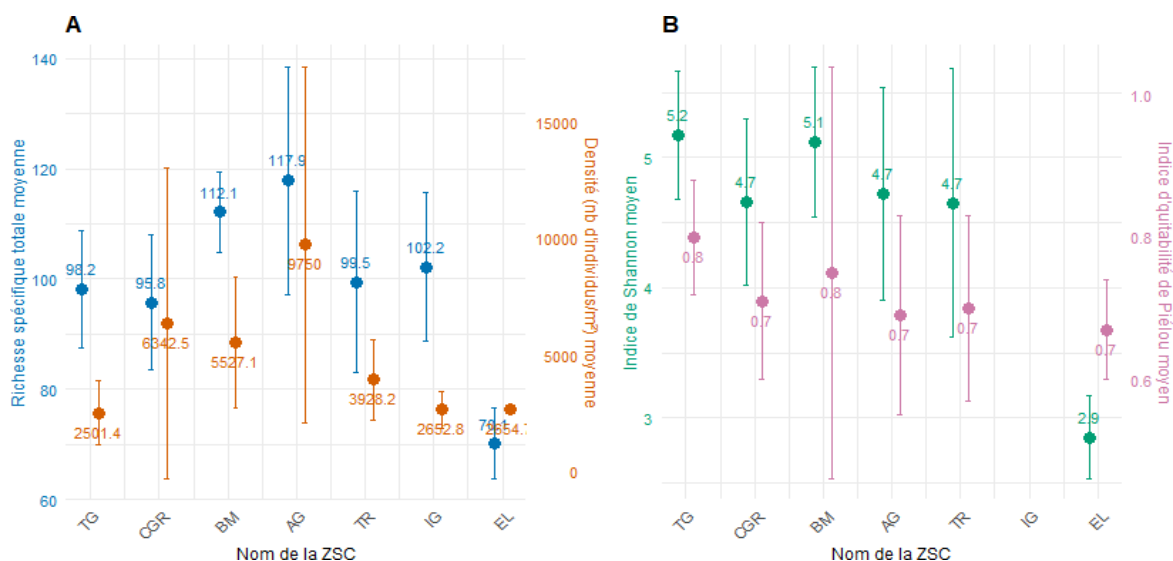


Figure 7 : Synthèse des métriques caractérisant la macrofaune benthique associée au maërl situé au sein de ZSC. (A) Richesse spécifique totale moyenne et densité moyenne (nombre moyen d'individus par m²), (B) indice de Shannon moyen et indice d'équitabilité de Pielou moyen. Le mois et l'année pour lesquels les prélèvements ont été effectués et le nombre de stations et de réplicats sur lesquels la moyenne et l'écart-type de chaque métrique ont été calculés sont indiqués en annexe VII. TG = Trégor-Goëlo ; CGR = Côte de Granit Rose-Sept-Îles ; BM = Baie de Morlaix ; AG = Archipel des Glénan ; TR = Dunes et côtes de Trévignon ; IG = île de Groix ; EL = Estuaire de la Loire externe.

4. Discussion

Cette étude a permis de synthétiser les informations mobilisables par les gestionnaires afin de caractériser l'état de conservation des herbiers à zostères et du maërl à l'échelle des 14 sites Natura 2000 étudiés. Les résultats mettent en évidence une importante hétérogénéité dans la disponibilité et la nature des données entre les habitats, les sites et les périodes de suivi. Si la surface peut faire l'objet d'une analyse de l'évolution dans le temps grâce à l'acquisition de plusieurs données cartographiques par site, à différentes années, son interprétation reste la plupart du temps limitée par des différences méthodologiques entre les études. L'interprétation des autres métriques, permettant de caractériser la structure et la fonctionnalité des habitats, est limitée par l'absence de programmes de caractérisation répétés. Les valeurs présentées permettent de décrire les habitats à un instant donné. Dans ces conditions, les données disponibles ne permettent pas de réaliser une **évaluation** de l'état de conservation au sens des cadres réglementaires (CT88 et DHFF), et les résultats doivent être interprétés comme une **caractérisation** de l'état observé plutôt que comme un diagnostic. La discussion vise à apporter une mise en contexte de l'ensemble des résultats dans un cadre plus large que celui des sites Natura 2000, à examiner les informations apportées par les différentes métriques, à discuter des limites associées à leur interprétation et ainsi d'identifier les conditions nécessaires à la mise en place de suivis sur le long terme pour caractériser plus robustement l'état de conservation des habitats étudiés.

4.1. Une analyse de l'évolution de la surface limitée

La surface est la métrique qui est la plus fréquemment calculée grâce aux nombreuses cartographies réalisées, et l'unique métrique pour laquelle une analyse de l'évolution temporelle est possible pour les herbiers à zostères et le maërl. Néanmoins, une variation de surface entre deux dates n'a pas pu être assimilée directement à une perte réelle ou à un gain réel d'habitat pour la majorité des couples habitat x site Natura 2000 en raison de l'influence des choix méthodologiques qui empêche les comparaisons de métriques entre les cartographies.

En effet, de nombreux facteurs méthodologiques peuvent influencer l'analyse de l'évolution temporelle. L'un des deux est l'**emprise spatiale**. La disparition ou l'apparition de certaines enveloppes de l'habitat d'une année

à l'autre peut être liée à une prospection spatiale différente. Pour des raisons de moyens, les zones prospectées ne recouvrent pas toujours l'ensemble du site. Pour le maërl, la profondeur à laquelle se trouve l'habitat ne permet pas de détecter la présence de brins par images aériennes. Les délimitations mobilisent donc des prospections sur le terrain, au sonar ou aux vidéos, qui sont des techniques coûteuses et qui sont donc plus souvent visées sur les secteurs déjà connus pour leur présence de maërl. Parfois les prospections écartent volontairement les zones où le maërl est en moins bon état pour se concentrer sur les zones en meilleur état, ce qui résulte en des cartographies non exhaustives de l'habitat à l'échelle du site Natura 2000. L'emprise spatiale peut donc largement varier suivant les études. Elle doit être prise en compte dans l'analyse de l'évolution de surface des habitats et constitue à l'heure actuelle un frein à la comparaison à l'échelle d'un site. Pour les herbiers à zostères, l'emprise spatiale est a priori plutôt exhaustive à l'échelle des sites, si cela en était l'objectif, puisqu'une délimitation par images aériennes ou scènes Pléiades permet d'obtenir une vision d'ensemble. De plus, des prospections sur le terrain (observations directes, ou par vidéo, ou par lunettes de Calfat) pour valider les observations faites sur photographies ou prospecter les zones trop turbides sont souvent réalisées et permettent de renforcer l'exhaustivité.

La **méthode d'acquisition des données** (précision de l'instrumentation, type de support numérique, opérateurs, méthode de numérisation, ...) peut aussi fortement faire varier la précision des cartographies et donc les estimations de surface. L'augmentation continue de la précision des méthodes cartographiques peut expliquer 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, ou que des enveloppes cartographiées deviennent plus réduites, ou au contraire plus larges, pour le maërl comme pour les herbiers, du fait d'une meilleure délimitation de l'habitat.

La **saison d'échantillonnage** influe également sur la délimitation des enveloppes des herbiers à zostères puisqu'ils présentent une dynamique saisonnière. Les zostères présentent une dynamique saisonnière du feuillage, avec une diminution de la biomasse et du développement foliaire durant l'automne et l'hiver, dont l'intensité varie selon les espèces (Azcarate-García et al., 2022). La majorité des cartographies est cependant issue d'une compilation de plusieurs données donc souvent plusieurs images de plusieurs mois différents sont analysées ce qui permet de limiter ce biais. Contrairement aux herbiers à zostères, dont le recouvrement et l'emprise peuvent présenter une dynamique saisonnière marquée, aucune dynamique saisonnière systématique de la surface des bancs de maërl n'est établie.

Enfin, pour le maërl, **les variations de la définition d'un banc de maërl** ont engendré une grande variabilité dans la délimitation des enveloppes, les rendant difficilement comparables d'une année à l'autre. Plusieurs cartographies ont porté uniquement sur la délimitation du « banc de maërl ». Il arrivait que d'une étude à l'autre tout le maërl présent soit qualifié de banc de maërl sans distinction du taux de recouvrement surfacique observé et que parfois seulement le maërl vivant soit cartographié, ou encore que seuls les secteurs avec plus de 25% de taux recouvrement en maërl vivant uniquement (et non pas total) soient cartographiés. Par ailleurs, la « présence de maërl » n'a pas toujours été cartographiée alors qu'elle est importante pour la gestion des sites.

Ainsi, un ensemble de facteurs méthodologiques empêchent de statuer sur les réelles évolutions des habitats pour la majorité des sites étudiés. Cependant pour certains sites, le dire des opérateurs des suivis (bureaux d'études) a permis de conclure. En ce qui concerne le maërl, une diminution de la taille des bancs de maërl de la Côte de Granit Rose-Sept-Îles et de la Baie de Morlaix a été observée, respectivement entre 1967-2002 et 2020 et entre 2008-2010 et 2020. Au contraire, une augmentation de la surface a été observée sur le site de l'Estuaire de la Loire externe entre 2001-2013 et 2023. Depuis le début des pratiques d'extraction intensive du maërl dans les années 1960, les bancs de maërl bretons ont assurément subi une perte de surface (Grall et al., 2009). Ainsi, jusqu'à l'arrêt de leur exploitation en 2013, la tendance était plutôt à la diminution de la surface du maërl. Depuis 2013, la tendance évolutive n'a pas été évaluée à l'échelle de la façade maritime Atlantique française. La dernière évaluation de la DCSMM portant sur la période 2015-2020 n'a en effet pas pu renseigner le critère relatif à l'étendue de la perte d'habitat, faute de données suffisamment représentatives (Tauran et al.,

2022). Le contexte récent de l'évolution de l'habitat à une échelle plus grande que celles des ZSC étudiées ici n'est donc pas connu.

Historiquement, les herbiers à zostères, marines comme naines, ont été pratiquement totalement décimés par la maladie dite « Wasting disease » sur l'ensemble de la façade maritime Atlantique Nord (Hily & Bajjouk, 2010). Depuis le début des années 90, deux types de dynamiques dans l'évolution des herbiers de Bretagne sont observées. D'une part, des extensions sont constatées dans des zones de milieux ouverts, peu ou pas soumis aux facteurs anthropiques (Hily & Bajjouk, 2010). D'autre part, des régressions locales sont observées dans des zones notamment directement ou indirectement impactées par les activités humaines (aménagements portuaires, corps morts) ou les variations environnementales (hausse de la turbidité, eutrophisation). Par exemple, une forte régression des deux espèces d'herbiers du Bassin d'Arcachon a été observée depuis le début des années 2000, supposée comme le résultat d'une combinaison de plusieurs facteurs anthropiques et naturels (Auby et al., 2011). De la même façon, la régression des herbiers à zostères marines de la Côte de Granit-Rose-Sept-Îles entre 1997-2007 et 2013-2016 pourrait être attribuée à une combinaison de facteurs qui ne sont pas faciles à distinguer et nécessitent d'être approfondis.

En effet, même si le protocole des suivis est rigoureusement similaire d'une étude à une autre, la dynamique de l'habitat ne peut pas forcément s'expliquer par un changement du niveau de pressions anthropiques. Les herbiers à zostères et le maërl sont des habitats biogéniques qui peuvent présenter de fortes variations du fait d'une **réponse aux conditions environnementales locales**.

La superficie des herbiers à zostères varie naturellement en fonction de l'hydrodynamisme. Selon les conditions hydrodynamiques, l'herbier peut subir un ensablement ou au contraire un déchaussement (Hily & Bajjouk, 2010). L'ensablement se caractérise par un recouvrement par des sables mobiles, portés par le courant, de la partie inférieure de l'herbier, entraînant ainsi sa disparition (La Rivière et al., 2022). Si les conditions hydrodynamiques changent, l'herbier peut néanmoins se rétablir lorsque les conditions lui sont de nouveau favorables. Par ailleurs, les herbiers sur sables présentent le plus souvent des bords d'attaque naturels, c'est-à-dire des bandes sableuses qui entrecoupent l'herbier (à la manière de « ripple-marks » dans les milieux subtidaux) et qui sont formées de manière naturelle par le clapot de l'eau. Cela se traduit par l'export de matériel sédimentaire (sables) de la base de l'herbier vers l'arrière, formant ainsi un banc de sable de taille variable et pouvant entraîner la perte de pieds d'herbiers par déchaussement. Les bords d'attaque ont une dynamique temporelle qui leur est propre. Les bancs sableux formés peuvent ainsi se déplacer dans le temps sur l'herbier mais cela reste un phénomène tout à fait naturel qui n'est pas le signe d'une pression anthropique. De façon générale, la persistance des herbiers à zostères dépend en grande partie des conditions environnementales, qui nécessitent donc d'être favorables pour assurer leur pérennité. La présence des herbiers à zostères dépend notamment de la lumière, de la profondeur, de la salinité, de la température, de la nature du substrat et de l'hydrodynamisme (Boström et al., 2014).

La superficie du maërl, moins dynamique que les herbiers à zostères, est aussi influencée par les conditions environnementales locales. Un déplacement des brins de maërl des couches supérieures a été observé dans certains secteurs ouverts, entraînant une augmentation de la superficie de l'habitat alors que les brins le constituant n'ont pas croît. C'est une des hypothèses qui a été retenue pour expliquer l'augmentation de la superficie du banc de l'Estuaire de la Loire externe entre 2013 et 2023 (TBM environnement, 2024). L'indicateur d'évolution de la surface semble ainsi peu pertinent pour déterminer l'effet d'une pression ou de son atténuation sans prendre en compte l'hydrodynamisme local des bancs situés dans des zones ouvertes, plus soumises au courant et aux tempêtes. Plus généralement, la distribution du maërl dépend de plusieurs facteurs environnementaux tels que la profondeur, la lumière, la nature du substrat, la teneur en vase, la salinité, les concentrations en nutriments et les conditions hydrodynamiques (Dutertre et al., 2015).

4.2. Influence des conditions environnementales sur le taux de recouvrement foliaire

Le taux de recouvrement foliaire des herbiers à zostères est à la fois fonction de la densité des pieds et du développement des feuilles (nombres de feuilles par pieds, surface des feuilles). Le taux de recouvrement foliaire apparaît globalement hétérogène au sein des sites et varie fortement entre les sites. Certains herbiers sont dominés par des recouvrements intermédiaires, tandis que d'autres présentent soit des recouvrements faibles, soit une forte proportion de secteurs très couverts.

Les variations inter-sites peuvent être liées aux conditions environnementales locales. En effet, les deux espèces sont caractérisées par une forte plasticité morphologique, tant à l'échelle de l'individu que des populations, reflétant une acclimatation aux conditions environnementales (Ouisse et al., 2018 ; Lacoste et al., 2025). Lacoste et al. (2025) montrent par exemple que pour *Zostera noltei*, des taux de recouvrement élevés sont notamment associés à des conditions de salinité élevée et de faibles concentrations en nutriments et que le développement des feuilles (nombre de feuilles par pieds et biomasse des feuilles par rapport à la biomasse des rhizomes) est corrélé positivement avec l'intensité de la lumière reçue durant l'immersion des pieds. Ils montrent également que pour *Zostera marina*, une plus forte densité de pieds a été associée à une plus grande intensité lumineuse et qu'à l'opposé une plus grande taille de feuilles est associée à une plus faible intensité lumineuse, ainsi qu'une plus faible salinité et plus faible concentration en phosphates.

Ainsi, un faible taux de recouvrement foliaire ne peut pas, à lui seul, être interprété comme le signe d'un mauvais état de conservation et inversement, un fort taux de recouvrement ne signifie pas que l'herbier est en mauvais état. Les distributions des taux de recouvrement obtenues dans le cadre de cette étude sont donc principalement descriptives : elles permettent de caractériser la structure des herbiers à un instant donné, mais ne suffisent pas à déterminer leur état écologique. Dans cette perspective, l'évolution temporelle du recouvrement apparaît plus informative que leur valeur à une date donnée pour détecter une éventuelle dégradation de l'habitat.

Par ailleurs, dans le cadre de la surveillance DCE, le taux de recouvrement est utilisé pour suivre l'évolution des herbiers et identifier d'éventuelles perturbations. L'indicateur DCE est théoriquement sensible à différentes pressions anthropiques, telles que les mouillages, le dragage ou certaines activités de pêche. La comparaison temporelle constitue donc une approche pertinente pour déterminer les sites susceptibles d'être soumis à des pressions anthropiques. Toutefois, une diminution du taux de recouvrement ou de la densité ne peut pas être directement attribuée à une augmentation d'une pression anthropique. Les variations naturelles des conditions environnementales doivent être prises en compte, en plus de l'évolution des pressions anthropiques.

4.3. Caractériser le maërl en surface

Les taux de recouvrement surfaciques en maërl total et en maërl vivants apparaissent hétérogènes au sein des sites et la répartition des classes est également variable entre les sites. La description de ces taux permet d'apprécier à un instant donné la structure de l'habitat mais ne permet pas de statuer sur son état écologique. Comme pour les autres métriques, l'obtention d'une série temporelle permettrait de déterminer si des changements ont lieu et ainsi de définir un état écologique allant dans un sens d'une amélioration ou d'une dégradation.

L'étude du taux de recouvrement surfacique en maërl total est avant tout évaluée pour distinguer les zones où le maërl est présent de celles où il est absent, afin de délimiter le périmètre de l'habitat. Il permet aussi de déterminer les zones où le recouvrement est inférieur et, au contraire, supérieur à 30% afin de distinguer la « présence de maërl » d'un « banc de maërl ». Il peut également informer sur la continuité ou sur la fragmentation de l'habitat. Plus l'habitat présente des secteurs avec des taux de recouvrement faibles, plus celui-ci est discontinu. Cette discontinuité n'est pas nécessairement le reflet de l'effet d'une pression mais peut relever de la morphologie d'un banc. Certains bancs (Camaret, Belle-Île-en-Mer, etc.) façonnés par la houle en ripple marks

présentent de nombreuses zones avec un pourcentage de recouvrement surfacique en maërl faible alors que d'autres zones présentent une forte concentration de maërl (Marzin & Pibot, 2021).

Le maërl vivant et le maërl mort sont évalués car ils font tous les deux parties intégrantes de la structure de l'habitat. Même si les brins ne sont plus vivants, ils persistent dans l'environnement. La durée de persistance de couches de maërl mort n'est pas fixée mais est estimée à plusieurs centaines d'années, voire millénaires (de Oliveira-Carlos et al., 2026). Par ailleurs, le maërl mort peut conserver sa fonction structurelle pour la macrofaune benthique. Suite à une expérience de recolonisation par les macroinvertébrés benthiques, aucune différence n'a été observée entre la diversité et l'abondance des macroinvertébrés des brins de maërl vivants et des brins de maërl morts (de Oliveira-Carlos et al., 2026).

Le taux de recouvrement surfacique en maërl vivant permet de caractériser la vitalité des bancs en surface. Si le maërl total renseigne sur la fonction de l'habitat, le maërl vivant doit lui aussi être évalué de façon indépendante car seul le maërl vivant est maintenu sur le long terme et continue à croître, permettant le maintien et le renouvellement de l'habitat.

4.4. En profondeur, une vitalité propre à chaque site

La vitalité en profondeur du maërl est apparue très variable à l'échelle intra-site. La vitalité moyenne à l'échelle inter-site varie également et est comprise entre 27,75% et 68,82%. Aucune valeur seuil de référence ne permet directement de traduire la vitalité en état écologique pour les sites étudiés. Les seuls bancs de maërl dont la vitalité a fait l'objet d'une calibration avec une grille de lecture en France sont ceux inclus dans Parc Naturel Marin d'Iroise (bancs dits de « Molène », de « Camaret » et de « Douarnenez ») (de Bettignies, 2025). Ces seuils ont été calibrés à partir de l'évolution des données propres à chaque banc et leur sont donc spécifiques. De plus, les seuils proposés sont différents en fonction de la saison d'échantillonnage et du banc. En effet, une variabilité saisonnière de la vitalité du maërl a été observée entre 2016 et 2020, avec une vitalité plus élevée en automne qu'au printemps particulièrement marquée pour le site de Molène (Tauran et al., 2022). Les seuils sont donc plus stricts en automne qu'au printemps pour Molène (de Bettignies, 2025). Cette dynamique n'est pas marquée pour les bancs de Camaret et Douarnenez mais des seuils différents ont tout de même été définis entre le printemps et l'automne. A titre d'exemple, la vitalité de 68,82% observée sur le site de la Baie de Morlaix traduirait un très bon état écologique en utilisant les seuils de Camaret et de Douarnenez (printemps comme automne) alors qu'il traduirait un bon état écologique sur la base du seuil de Molène au printemps, et un état écologique moyen sur la base du seuil de Molène en automne. Ainsi, la vitalité est propre à chaque banc. Cela peut s'expliquer par les conditions environnementales propres à l'emplacement du banc mais également par les pressions anthropiques exercées sur le banc dans le passé.

Pour permettre une détermination de seuils de lecture uniques à chaque banc, ou plus simplement permettre d'identifier si cette métrique évolue vers des valeurs favorables, l'acquisition de séries temporelles est essentielle. C'est l'évolution dans le temps de cette métrique pour chaque site qui informe sur l'état écologique du maërl. Les valeurs obtenues sur les ZSC à un instant donné ne sont donc pas interprétables à une échelle fine. Néanmoins, la vitalité n'est nulle sur aucun des sites étudiés : des brins vivants sont toujours présents.

Par ailleurs, cette métrique peut être utilisée comme indicateur de l'état des brins, donc de la structure de l'habitat en lui-même mais ne semble pas être un bon proxy pour caractériser la fonctionnalité de l'habitat. En effet, une étude menée sur le maërl de Belle-Île en mer (Barillé & Deleamarre, 2021) montre qu'aucune relation n'a été mise en évidence entre la densité de la faune et la quantité de maërl vivant en profondeur et que la densité d'invertébrés augmente avec la quantité de maërl total (à la fois vivant et mort). C'est donc la structure tridimensionnelle du maërl, indépendamment de sa vitalité, qui présente un intérêt pour la faune benthique. Dans cette perspective, la quantité de maërl total en profondeur apparaît aussi importante pour caractériser la structure et indirectement la fonctionnalité de l'habitat. Elle ne figure pourtant pas dans les métriques « classiques » évaluées pour caractériser l'état écologique du maërl. Sa mesure est en effet fortement dépendante de la profondeur de pénétration de la benne lors de l'échantillonnage : une pénétration plus importante entraîne

le prélèvement d'une quantité plus importante de maërl mort présent dans les couches profondes. Le maërl vivant étant principalement présent dans les couches superficielles, sa quantité est moins dépendante de la profondeur de pénétration de la benne.

4.5. De la taille des brins à la structure de l'habitat

Le taux de maërl total supérieur à 1 centimètre moyen est variable entre les sites et compris entre 11 et 47,6%. La taille des brins peut être utilisée comme indicateur de l'âge d'un banc de maërl. En raison de leur très faible vitesse de croissance, les brins de grande taille peuvent témoigner d'une croissance prolongée et donc d'individus potentiellement plus âgés. D'autre part, la taille des brins peut renseigner sur l'historique de perturbation du maërl. Le maërl ayant subi une pression physique se caractérisant par une érosion ou une fragmentation des brins va logiquement montrer de plus faibles tailles de brins. Cette pression physique peut provenir des conditions environnementales et/ou d'activités anthropiques directes. En effet, une étude sur des bancs de maërl irlandais montre que des brins plus exposés aux vagues sont plus petits que des brins situés dans des endroits plus abrités puisque les brins sont plus susceptibles d'être érodés ou cassés (De Grave et al., 2000). De même, une étude sur *Lithothamnion muelleri* présent dans le Golfe de Californie a montré qu'à la suite d'une tempête (dite Marty), le nombre de petits individus a augmenté et que le nombre d'individus plus grands, vieux et plus importants au niveau fonctionnel a significativement diminué, du fait de la fragmentation des brins (McConnico et al., 2014). Les pressions affectant la taille des brins peuvent aussi être d'origine anthropique. En effet, une étude menée sur *Lithothamnion corallioides* présent dans le canal de Minorque révèle que les brins situés dans une zone avec une activité de chalutage du fond plus intense étaient plus petits que dans des zones moins soumises au chalutage (Barberá et al., 2017).

La taille des brins peut aussi contribuer à évaluer la complexité de la structure tridimensionnelle de l'habitat. Cette complexité tridimensionnelle est importante pour assurer la fonctionnalité de l'habitat puisqu'une forte complexité est historiquement attribuée à une forte biodiversité (Jardim et al., 2022). En effet, l'accumulation des brins et leurs ramifications créent des espaces d'accueil pour la faune et la flore. L'analyse de la taille des brins ne suffit pas à caractériser cette complexité et doit être analysée conjointement avec la forme et la densité de ramifications des brins pour constituer un indicateur pertinent de la structure tridimensionnelle. Par ailleurs, cette structure tridimensionnelle est susceptible d'être influencée par les conditions environnementales, qui sont propres à chaque site, et qui doivent donc être prises en compte dans l'analyse. Sur dix bancs de maërl bretons, 31,5% de la variation de la complexité 3D de l'habitat a été expliquée par la granulométrie du substrat, l'hydrodynamisme et la profondeur (Jardim et al., 2022).

Le taux de grands brins supérieurs à 1 centimètre dépend donc de l'âge du banc de maërl et des pressions (d'origine naturelles comme anthropiques) qu'il a subi. La collecte de plusieurs données temporelles permettrait de discerner si un changement est observé au cours du temps et ainsi alerter sur un potentiel maintien, sur une dégradation ou sur une amélioration de l'état écologique du banc. Il devrait être évalué conjointement avec la forme des brins et la densité de leurs ramifications pour déterminer la complexité de la structure de l'habitat, ainsi qu'avec les variations de conditions environnementales. La collecte de ces informations pourrait donc permettre une meilleure interprétation des données déjà disponibles.

4.6. De la diversité aux perturbations : ce que révèle la macrofaune associée au maërl

L'analyse des changements de communautés de la macrofaune benthique constitue un bon indicateur de l'état de conservation d'un habitat marin benthique. En effet, ce sont souvent des organismes sédentaires, qui intègrent les changements environnementaux provenant à la fois de la colonne d'eau et des sédiments sous-jacents (Chauvel et al., 2026). Par ailleurs, les différentes espèces d'une communauté montrent une vulnérabilité différente en fonction des pressions. Le changement des espèces présentes peut donc révéler une ou plusieurs éventuelles pressions auxquelles l'habitat serait soumis.

De façon générale, face à des pressions, les communautés répondent de façon systématique par trois processus qui sont : (i) le renouvellement taxonomique (perte, remplacement ou colonisation des taxons), (ii) la redistribution des abondances relatives, et (iii) les changements de dominance causés par des taxons opportunistes ou tolérants (Chauvel et al., 2026).

Si elles sont acquises plusieurs fois dans le temps, les statistiques descriptives utilisées pour caractériser la macrofaune benthique permettent dans une certaine mesure de détecter des changements de diversité, d'abondance et des éventuels déséquilibres dans la répartition des individus par espèces, qui peuvent être signes de perturbations. Cependant, chaque ZSC étudiée n'a, soit pas fait l'objet de campagne de caractérisation quantitative de la macrofaune benthique, soit d'une unique campagne, au cours des dernières années. L'analyse de l'évolution temporelle n'est donc pas possible. En l'absence de valeurs de référence, l'interprétation des valeurs obtenues à un instant t n'est pas pertinente pour déterminer l'état écologique de l'habitat. Par ailleurs, elles ne peuvent pas être comparées avec les données obtenues dans le cadre du programme de suivi REBENT stationnel (qui sont notamment utilisées dans les cycles d'évaluation DCSMM) car celles-ci sont exprimées à une échelle de $0,1 \text{ m}^2$ et non de $0,3 \text{ m}^2$. La comparaison est d'ailleurs limitée par un ensemble de facteurs (méthode d'échantillonnage, taille des échantillons, procédures d'identification, saison d'échantillonnage). L'acquisition de données sur le long terme, comparables, s'impose ainsi comme essentielle.

De plus, l'utilisation d'indicateurs biologiques spécifiquement développés pour répondre à certaines pressions constitue une approche complémentaire aux statistiques descriptives de la macrofaune. Dans le cadre des suivis OFB, l'indicateur AMBI appliqué à l'ensemble de la macrofaune a déjà été calculé pour 5 programmes de caractérisation (Trégor-Goëlo, Côte de Granit Rose-Sept-Îles, Baie de Morlaix, Archipel des Glénan, Dunes et côtes de Trévigton). Néanmoins, cet indicateur appliqué à l'endofaune et l'épifaune à la fois n'est plus jugé adapté pour le maërl. Seulement l'endofaune doit être prise en compte pour le calcul de l'AMBI sur le maërl. Ainsi, l'AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) appliqué à l'endofaune et le GPBI (General-Purpose Biotic Index) appliqué à l'endofaune et à l'épifaune de façon indépendante ont été utilisés dans le cadre de l'évaluation de l'état écologique au titre de la DCSMM (Tauran et al., 2022). L'AMBI repose sur le classement des espèces en groupes écologiques selon leur sensibilité à l'enrichissement en matière organique. Il constitue un indicateur adapté pour renseigner les effets de pressions liées à l'eutrophisation et à l'enrichissement organique. Le GPBI repose quant à lui sur la réponse des abondances des différents taxons par rapport à des conditions de référence. Il permet de détecter plusieurs types de perturbations. Il a notamment été testé sur un gradient d'extraction de maërl dans l'archipel des Glénan, ainsi que sur des gradients de dragage, de chalutage et d'hypoxie, et a permis de discriminer des communautés soumises à différentes intensités de perturbation (Labrune et al., 2021). Le calcul de ces indicateurs est donc à privilégier dans les suivis futurs.

5. Perspectives

5.1. Suivis à venir

5.1.1. Homogénéisation des protocoles

L'enjeu prioritaire aujourd'hui concerne l'homogénéisation des protocoles pour permettre une interopérabilité des données dans le temps. L'un des objectifs du tableau de bord étant de pouvoir mesurer les changements dans le temps de l'état de conservation de l'habitat, il est essentiel que la même méthode d'échantillonnage soit répétable et répétée de façon effective dans le temps. La priorité est donc de rédiger un cahier des charges type qui sera fourni à tout acteur participant au suivi.

Bien que les méthodes de cartographie et les protocoles d'acquisition de connaissances aient rapidement évolué ces dernières décennies et continuent d'évoluer, anticiper les suivis en fixant un protocole commun peut permettre l'acquisition de données de meilleure qualité et surtout une réutilisation plus aisée de ces données par les gestionnaires une fois le marché d'étude clôturé.

Les deux principales méthodes utilisées pour la cartographie des bancs de maërl sont la délimitation par interpolation des prospections vidéo sous-marines et/ou la détection par sonar à balayage latéral (analyses acoustiques). Les observations directes du fond par vidéo ne permettent pas de détecter le maërl sur une grande surface, mais seulement à l'endroit où elles sont effectuées ce qui est limitant dans le cadre d'un habitat mobile. Il est donc préférable de commencer par une délimitation générale de l'habitat à l'aide d'un sonar. L'acoustique présente en effet une meilleure capacité de couverture spatiale et permet de cartographier les limites du fond à grande échelle. La caractérisation de la structure des fonds par cette méthode semble plus limitée. En effet, les bancs denses peuvent être correctement détectés par cette approche mais celle-ci est moins adaptée lorsque le maërl forme une couche mince, ou dans des zones peu profondes ou étroites qui ne sont pas accessibles par les navires de prospection (Hall-Spencer et al., 2010). Quand le maërl présente des brins de petite taille, il est aussi possible que celui-ci soit confondu avec du substrat grossier (Bio-Littoral, 2019). La validation des limites et de la nature de l'habitat par vidéo s'impose donc comme essentielle. Elle est aussi l'occasion de déterminer le taux de recouvrement en maërl total et en maërl vivant. Les deux approches sont donc complémentaires et sont à combiner si les moyens à disposition le permettent.

Par ailleurs, la rédaction d'un CCTP (Cahier des Clauses Techniques Particulières) type pour les suivis du maërl sur les sites Natura 2000 est en cours. Il n'existe en effet à ce jour pas de document cadre sur lequel s'appuyer. Ce CCTP permettra de lever les nombreuses confusions sur les définitions, les métriques à suivre et la méthode à utiliser pour les calculer. Il fixe notamment la délimitation entre « présence de maërl » et « banc de maërl » au seuil de 30% de recouvrement surfacique en maërl total (vivant + mort). Cela est important car cette définition n'a pendant longtemps pas été claire alors qu'elle est la base même de certaines cartographies. L'établissement d'un CCTP « type » permettra aussi de fixer les définitions des différentes métriques. La méthode étant en constante évolution, le cahier des charges devra bien sûr être mis à jour régulièrement, en collaboration avec des experts de l'habitat. Dans le cas où des caractérisations avaient déjà été effectuées, il se peut que la méthodologie employée à l'époque diffère trop pour permettre une comparaison temporelle effective de l'état de conservation de l'habitat avec des campagnes plus récentes, se basant sur ce nouveau cahier des charges. Bien que respecter ce nouveau cahier des charges soit prioritaire, convenir d'adaptations des modalités permettant de faciliter la comparaison sont à envisager. Cela peut aussi passer par une réinterprétation des données brutes anciennes. Les données brutes des inventaires de la macrofaune benthique peuvent par exemple être ré-employées afin de calculer les indicateurs récemment mis en avant lors de la dernière évaluation DCSMM (AMBI-maërl et GPBI-maërl), qui peuvent ensuite être comparés dans le temps.

En ce qui concerne les herbiers à zostères, la standardisation des méthodes de cartographie permettant une évaluation de l'évolution spatio-temporelle de l'habitat est plus avancée. Plusieurs références techniques pour la réalisation de leurs cartographies sont aujourd'hui disponibles tel que le guide méthodologique de Bajjouk et al. (2019), et l'inventaire des cartographies existantes dans le cadre des suivis DCE coordonnées par l'Agence de l'Eau (Campana et al., 2022). Plus récemment, il a été montré que combiner les sources de données (multi-capteurs/multi-plateformes/multi/résolutions), associées à différentes approches de traitement (imagerie, modèle statistique) permet une amélioration significative de la détection et de la caractérisation spatiale des herbiers à zostères (Bajjouk et al., 2026). La validation sur le terrain par des prospections à pied pour les herbiers intertidaux ou en mer pour les herbiers infralittoraux semble essentielle au regard du travail erroné qui a été produit en 2013 et 2018 pour la cartographie des herbiers à zostères naines de la Baie de Morlaix (Bio-Littoral, 2020). En effet, en absence de vérification terrain, il est fortement suspecté que les herbiers à zostères naines aient été confondus avec des algues vertes (Bio-Littoral, 2020). L'harmonisation doit également porter sur la période de suivi, les herbiers présentant des variations saisonnières de densité et de longueur des feuilles (La Rivière et al., 2022). L'objectif est de limiter l'effet de la saison sur l'évaluation des évolutions temporelles. Enfin, les classes de taux de recouvrement ont longtemps varié entre les suivis, limitant leur comparabilité. L'utilisation de classes harmonisées permet aujourd'hui de réduire cette hétérogénéité. Spiteri et al. (2002) préconisent notamment six classes de recouvrement (0 %, 1–25 %, 26–50 %, 51–75 %, 76–99 % et 100 %). Ces différents

éléments sont intégrés au CCTP type, afin de garantir, au-delà de la standardisation des protocoles, la pérennité et la réutilisation des données produites par les différents suivis.

5.1.2. Évaluer l'efficacité de la gestion

L'évaluation de l'efficacité de la gestion est un exercice distinct, mais complémentaire, de l'évaluation de l'état de conservation des habitats. Il concerne un autre volet scientifique d'appui à la mise en place de la DHFF (Louette et al., 2015). Il est en effet difficile d'estimer l'effet de la gouvernance des sites Natura 2000 sur la conservation des écosystèmes puisque de multiples facteurs influencent les états de conservation (Delannoy et al., 2020). Une combinaison de facteurs environnementaux et anthropiques, dont certains échappent au contrôle des gestionnaires, interviennent. L'état de conservation constitue ainsi davantage une mesure du résultat écologique qu'une mesure directe de l'efficacité de la gestion (Maciejewski et al., 2016). Une amélioration ou une dégradation d'une métrique d'état ne peut être interprétée comme la conséquence d'une mesure de gestion sans tenir compte de l'évolution des pressions anthropiques directes et des variations des conditions environnementales, qui résultent de dynamiques naturelles ou de pressions anthropiques.

L'influence des variations des conditions environnementales est un élément qui n'est pour l'instant pas pris en compte dans la caractérisation de l'état de conservation mais qui serait pourtant intéressant. Dans le cadre des suivis des herbiers à zostères, il serait pertinent de suivre des paramètres tels que la lumière, la turbidité, la profondeur, la concentration en nutriments, la salinité, la température, l'hydrodynamisme ou encore les dynamiques sédimentaires. Plusieurs études montrent que les réponses des herbiers aux changements environnementaux peuvent être complexes et non linéaires, et qu'elles résultent souvent de l'action combinée de plusieurs facteurs (Boström et al., 2014). Le maërl est lui aussi susceptible d'être influencé par les conditions environnementales et il serait intéressant de suivre ces mêmes paramètres. Le suivi de ces variables n'aurait pas forcément vocation à être intégrées au tableau de bord, mais constituent des éléments de contexte permettant d'interpréter les trajectoires des habitats et de mieux distinguer les effets potentiellement liés aux pressions anthropiques de ceux liés aux conditions purement environnementales.

Par ailleurs, une analyse croisée de l'état des habitats avec les pressions anthropiques s'exerçant sur les habitats, telle que préconisée par le CT88, apparaît particulièrement importante pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion. En effet, les actions de gestion mises en œuvre à l'échelle des sites Natura 2000 visent à diminuer ces pressions anthropiques directes, donc le suivi des pressions permet d'identifier si les actions mises en œuvre ont effectivement : (i) diminué les pressions s'exerçant sur l'habitat et (ii) permis d'améliorer l'état de conservation de l'habitat. Les tableaux de bord, renseignant à la fois les indicateurs d'état et de pression, permettent ce croisement (OFB, 2021c).

Cependant, la distinction entre effet des variations naturelles et des pressions anthropiques reste compliquée. Les dispositifs de suivis de type BACI (Before-After Control-Impact), reposant sur le suivi de secteurs impactés mais soumis à une mesure de gestion en parallèle de secteurs témoins (impactés ou non impactés n'ayant pas l'objet de mesure) permettent de distinguer l'effet des variations naturelles de celui de la mesure. Ce dispositif de suivi est donc particulièrement pertinent pour évaluer l'efficacité de la gestion. Des suivis BACI sont déjà mis en place sur plusieurs sites N2000 afin de suivre l'effet du remplacement de mouillages classiques par des mouillages écologiques (Marzin & Le Baron, 2023). La comparaison entre secteurs impactés et témoins, avant et après la mise en œuvre d'une mesure, permet ainsi de mieux isoler son effet que la seule comparaison de l'état d'un habitat entre deux dates.

5.1.3. Stratégie des futurs suivis

Afin de mieux prioriser les sites Natura 2000 en mer pour lesquels les suivis sont nécessaires et anticiper la mobilisation des moyens techniques et financiers, la mise en place d'une stratégie des suivis de l'état du maërl et des herbiers à zostères, sur les prochaines années, s'avère essentielle.

5.1.3.1. Maërl

Lors d'une discussion avec une partie de l'équipe de la DFM Atlantique, deux critères de priorisation des sites à suivre pour leur présence de maërl ont été définis : (i) le niveau de connaissance déjà acquis sur l'habitat (ii) l'existence de mesures de gestion susceptibles d'imposer un suivi de leur efficacité.

Le premier critère est donc le **niveau de connaissances**. Un site est classé prioritaire s'il n'a jamais fait l'objet d'une caractérisation « complète », qui permette de renseigner les différents paramètres nécessaires à l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat, tels que l'aire de répartition, la surface occupée, la structure et les fonctions de l'habitat. Pour le maërl un suivi dit « complet » est constitué au minimum d'une cartographie des enveloppes de l'habitat, ainsi que d'observations permettant de caractériser son taux de recouvrement en surface, et de prélèvements permettant de déterminer sa vitalité en profondeur, la taille des brins et les peuplements en macrofaune benthique associés.

Le deuxième critère concerne l'**existence ou non d'une mesure de gestion visant à réduire une pression identifiée, notamment les activités de pêche professionnelle**. Des mesures de mitigation de l'activité sont effectivement décidées à la suite d'« Analyses Risques Pêche (ARP) ». L'ARP est un dispositif obligatoire au titre de Natura 2000. Elle a pour objet d'évaluer si les activités de pêche professionnelle sont susceptibles de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites Natura 2000 et, lorsque c'est nécessaire, de définir les mesures de réduction de ces risques (Ministère de la Transition écologique, 2022). Pour le maërl présent en zone Natura 2000 en France, la majorité des mesures prises portent sur l'interdiction des activités de dragage sur une partie de l'habitat. En effet, l'ensemble des bancs français sont concernés par ces activités, alors même que l'impact négatif du dragage sur les habitats marins benthiques, dont le maërl, est très bien documenté (Eigaard et al., 2020).

Par ailleurs, le Document stratégique de façade (DSF) -qui constitue le document de référence pour la mise en œuvre des politiques publiques en mer à l'échelle de la façade, donc la DCSMM- fixe des objectifs environnementaux (OE) visant à réduire les pressions susceptibles de compromettre l'atteinte ou le maintien du bon état écologique. Le maërl est concerné par l'objectif D01-HB-OE06 qui vise à « réduire les perturbations physiques » susceptibles d'affecter l'intégrité des bancs de maërl. La mise en œuvre de cet objectif conduit notamment les gestionnaires à renforcer les mesures de conservation, notamment réglementaires (La Rivière et al., 2023). Des mesures sont déjà mises en place depuis plusieurs années et d'autres sont encore en cours d'arbitrage par l'État.

Différents types de mesures peuvent être prises à l'issue de l'ARP :

- L'interdiction de certains engins de pêche sur certains secteurs/habitats
- Une réduction des efforts de pêche (temps de pêche)
- Des adaptations techniques des engins utilisés...

La prise de mesure réglementaire à l'issue de l'ARP s'accompagne généralement d'un suivi de l'habitat afin d'appréhender l'efficacité de cette mesure. Ainsi, s'il n'existe pas, un état initial est réalisé lors de la prise de la mesure (date de l'entrée en vigueur de l'arrêté réglementaire) afin de servir de référence avec des suivis postérieurs. Les experts nationaux du maërl ont indiqué qu'un pas de temps d'environ cinq ans est recommandé pour observer des évolutions des paramètres structurels du maërl tels que le taux de recouvrement en surface, la vitalité en profondeur ou la taille des brins de maërl.

Ainsi, la combinaison des deux critères a permis d'établir une priorisation des sites qui doivent prochainement faire l'objet d'une campagne d'acquisition de connaissances (Tableau 5). Les deux sites qui sont prioritaires sont ceux de la Baie de Saint-Brieuc Est (BSBE) ainsi que du Cap d'Erquy-Cap Fréhel (CECF). Ils sont suivis des sites de la Baie de Morlaix (BM), de la Côte de Granit Rose-Sept-Îles (CGR), de Trégor-Goëlo (TG), de Belle-Île-en-Mer et de l'île de Groix (IG). Enfin, des suivis sont à envisager aux alentours de 2028 sur les sites de l'archipel des Glénan

(AG), des Dunes et côtes de Trévignon (TR) et de l'Estuaire de la Loire externe (EL), puis en 2025 sur le site des îles de Houat et Hoëdic (IH).

Pour rappel, l'évolution favorable ou défavorable du maërl ne peut pas être attribuée directement à la mesure de gestion car d'autres facteurs influent sur son état de conservation. Néanmoins, la comparaison du secteur sous l'effet de la mesure et d'un secteur témoin à proximité, dans des conditions environnementales a priori similaires, pourra permettre de conforter l'influence de la mesure. Par ailleurs, dans certains cas, les secteurs nouvellement interdits à l'issue des ARP, peuvent ne pas être sujets à l'activité de pêche (ou très peu). Ce n'est donc plus l'effet de la mesure qui est mesuré, mais plutôt l'évolution de l'état de conservation de l'habitat. C'est le cas pour le maërl de l'île de Groix qui a fait l'objet d'une mesure alors que l'activité était déjà limitée en raison des faibles ressources en coquilles Saint-Jacques, et du maërl dans le secteur de Trébeurden (au sein du site Côte de Granit Rose-Sept-Îles) pour lequel une mesure a été mise en place alors qu'il ne fait pas ou peu l'objet de pêche aux arts traînants.

Tableau 5 : Priorisation des suivis à mener sur le maërl présent au sein de Zones Spéciales de Conservation (ZSC), en fonction de l'état des connaissances actuel et des mesures mises en œuvre à la suite des "Analyses Risques Pêches" (ARP).

ZSC	Etat des connaissances		Mesures issues des ARP		Priorisation des suivis		
	Existence d'une caractérisation complète	Année	Description	Date d'entrée en vigueur	Besoin	Niveau de priorité	Année proposée
CECF	NON (absence de prélèvements)	/	Interdiction de la pêche à la drague sur une partie du maërl en cours d'arbitrage par l'Etat (ARP en 2022)	A venir	Acquérir des connaissances sur l'habitat et déterminer un état de référence à t0 pour le suivi ARP	Très élevé	Au plus tôt
BSBE	NON (absence de prélèvements)	/	Interdiction de la pêche à la drague sur une partie du maërl en cours d'arbitrage par l'Etat (ARP en 2022)	A venir	Acquérir des connaissances sur l'habitat et déterminer un état de référence à t0 pour le suivi ARP	Très élevé	Au plus tôt
TG	OUI	2020	Interdiction de la pêche aux arts traïnants sur le maërl du secteur de l'Ost Pic en cours d'arbitrage par l'Etat (ARP en 2022)	A venir	Renouveler les connaissances sur l'habitat et constituer un état de référence à t0 pour le suivi ARP	Elevé	Au plus tôt
CGR	OUI	2020	Interdiction de la pêche à la drague à coquilles Saint-Jacques sur maërl dans le secteur de Trébeurden (à l'origine secteur de l'île Tomé) + interdiction du chalutage à seiche sur le maërl en baie de Lannion	2019	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Elevé	Au plus tôt
BM	OUI	2020	Interdiction de la pêche à la drague à coquilles sur le maërl dans les secteurs de Guerhéon et à l'Est de l'île Callot	2021	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Elevé	Au plus tôt
AG	OUI	2023	Interdiction de la pêche à la drague sur le maërl dans plusieurs secteurs	2024	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Moyen	2028
TR	OUI	2023 (sauf cartographie qui date de 2012)	Interdiction de la pêche à la drague sur le maërl dans plusieurs secteurs	2024	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Moyen	2028
IG	OUI	2019 (sauf cartographie qui date de 2023)	Interdiction de la pêche à la drague sur une partie du maërl	2018	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Elevé	Au plus tôt
IH	OUI	2026	Interdiction de la pêche à la drague sur une partie du maërl	2025	Suivre l'effet de la mesure ARP à t+5 de l'entrée en vigueur	Faible	2031
EL	OUI	2023	Mesures en cours d'arbitrage (risques identifiés pour les arts traïnants et arts dormants sur le maërl suite à l'ARP en 2016-2019)	A venir	Renouveler les connaissances sur l'habitat et constituer un état de référence à t0 pour le suivi ARP	Moyen	2028
Belle-Île-en-Mer	OUI	2016 et 2021	Interdiction de la pêche à la drague à coquilles sur une partie du maërl	2017	Renouveler les connaissances sur l'habitat et suivre l'effet de la mesure ARP à t+10 de l'entrée en vigueur	Elevé	Au plus tôt

5.1.3.2. Herbiers à zostères

Lors d'une discussion avec des gestionnaires de site Natura 2000 et le responsable patrimoine naturel de la DFM Atlantique, plusieurs critères de priorisation des sites à suivre pour leur présence d'herbiers à zostères ont été définis (Tableau 6). Aucune hiérarchisation des critères n'est imposée ici : leur importance relative varie en fonction des besoins exprimés pour la gestion. Plus nombreux et complexes que pour le maërl, leur renseignement nécessite un important travail d'enquête auprès de chaque gestionnaire de chaque site, ainsi que des usagers du milieu qui n'a pas pu être réalisé dans le cadre de ce stage. L'objectif, ici, est donc de proposer des pistes qui permettront par la suite de déterminer une priorisation des sites.

L'un d'eux est, comme pour le maërl, le **niveau de connaissances**. Les plus anciennes cartographies sont à mettre à jour de façon prioritaire car elles sont le support de l'argumentation pour la mise en place de mesures de gestion visant à protéger les herbiers et doivent donc être valides. Pour les herbiers à zostères marines, plusieurs sites présentent des cartographies datant de plus de 6 ans (cf. Résultats, Figure 2B). Pour les herbiers à zostères naines, les cartographies ne sont également pas récentes, et aucune cartographie n'a été identifiée pour les herbiers à zostères naines de la Côte de Granit-Rose Sept-Îles (cf. Résultats, Figure 2C). Par ailleurs, un manque de caractérisation de la structure et des fonctionnalités des herbiers à zostères marines comme naines est constaté.

D'autres éléments peuvent conforter la nécessité d'une mise à jour d'une cartographie, tels que l'**observation de changements récents par les usagers réguliers du milieu**, notamment les plongeurs de loisirs ou les gestionnaires. Des changements directs de l'état de l'habitat mais aussi l'observation de nouvelles pressions ou l'intensification de pressions déjà présentes sont des éléments qui peuvent justifier une nouvelle cartographie. Des enquêtes pourraient être menées auprès des clubs de plongée et des pêcheurs. Par ailleurs, la mise en place d'une veille par les deux plongeurs de chaque service départemental de l'OFB pourrait être envisagée comme enquête de terrain préalable.

De plus, de nouvelles cartographies des herbiers à zostères vont être prochainement effectuées à l'échelle des masses d'eau, dans le cadre du programme de surveillance coordonnée par l'Agence de l'eau au titre de la DCE et par extension de la DCSMM. Dans une perspective de mutualisation des efforts, il convient que la DFM Atlantique **s'accorde avec l'Agence de l'eau** pour mutualiser les efforts de cartographie. Le calendrier des prochains suivis coordonnés par l'Agence de l'eau et opérés par l'IFREMER devra être pris en compte.

Enfin, comme pour le maërl, la mise en œuvre de nouveaux programmes d'acquisition de connaissances se base sur l'**existence de mesures de gestion** susceptibles de nécessiter un suivi de leur efficacité. Des suivis BACI sur les herbiers à zostères sont déjà initiés à la suite de la mise en place de mouillages écologiques et sont à poursuivre. Les suivis BACI sont aussi à mettre en œuvre suite à la mise en place de mesures telles que l'interdiction de la pêche professionnelle aux arts dormants sur les herbiers du Plateau rocheux de l'île d'Yeu ou encore l'interdiction de dragage des herbiers en Baie de Morlaix. Des enquêtes auprès des gestionnaires pourraient être réalisées pour connaître les actions de gestion récemment mises en œuvre. Ces enquêtes permettraient, par la même occasion, d'alimenter les indicateurs de pression et de réalisation dans les tableaux de bord des sites.

Tableau 6 : Proposition de critères de priorisation des suivis à mener sur les herbiers à zostères présents au sein de Zones spéciales de conservation.

Critères	
Niveau de connaissances insuffisant	Compatibilité avec le calendrier des suivis DCE/DCSMM
Observations de changements par les usagers du milieu	Existence de mesures de gestion

5.2. Vers une caractérisation de l'état écologique plus exhaustive

5.2.1. Intégrer d'autres sources de données

L'évaluation de l'état de conservation du maërl et des herbiers à zostères à l'échelle des sites Natura 2000 ne s'appuie pas uniquement sur les études commandées par l'OFB. D'autres sources de données pertinentes ont été identifiées et éventuellement mobilisées pour caractériser l'état des habitats : (i) les données stationnelles des programmes de suivi nationaux mise en œuvre pour évaluer l'état des habitats et des masses d'eau, et (ii) les données provenant de programmes de suivi de sciences participatives. Les suivis cadrés par les programmes nationaux permettent d'obtenir une longue série temporelle de données et ainsi de mieux comprendre la dynamique de ces habitats. Néanmoins, ils ne sont pas effectués dans tous les sites Natura 2000, et sont très localisés (échelle stationnelle), ne permettant pas de caractériser l'habitat à l'échelle du site. Les programmes participatifs sont quant à eux encore en développement.

Certains herbiers à zostères sont notamment suivis tous les ans, depuis une vingtaine d'années, dans le cadre de l'évaluation des masses d'eaux au titre de la DCE, et la macrofaune associée à ces mêmes herbiers est également suivie tous les ans afin d'alimenter l'évaluation au titre de la DCSMM qui intègre la fonctionnalité de l'habitat comme paramètre structurant de l'évaluation (Auby et al., 2018 ; Janson et al., 2018). Ces résultats sur la période 2012-2023 ont été intégrés aux fiches synthèse (exemple en annexe II). Plus récemment, depuis 2021, le dispositif OPHZ'S (Observatoire participatif des herbiers à zostères et syngnathidés) est initié sur plusieurs sites Natura 2000 de la façade (OFB/Marha, 2025). Ce programme participatif mobilisant des plongeurs de loisirs permet d'obtenir des informations a priori régulières et localisées sur la densité, la hauteur de canopée, la hauteur moyenne et la surface foliaire des herbiers. La méthode de traitement des données n'a pas encore été publiée mais un travail pourrait être initié pour intégrer ces données dans la caractérisation de l'habitat à l'échelle des sites Natura 2000.

Certains bancs de maërl sont suivis dans le cadre du réseau de suivi DCSMM, faisant suite au réseau REBENT Bretagne stationnel. Parmi les sites étudiés dans ce rapport, les bancs de maërl de la Baie de Saint-Brieuc Est, de la Baie de Morlaix, de l'archipel des Glénan et des Dunes et côtes de Trévignon sont suivis tous les ans, une fois en fin d'hiver et une fois en fin d'été, depuis une vingtaine d'années (Tauran et al., 2022). Pour chaque site, 3 stations (x 3 réplicats) réparties sur l'ensemble du site font l'objet de prélèvements permettant de déterminer la vitalité du maërl en profondeur ainsi caractériser la macrofaune associée. Les résultats et leur interprétation pour la période 2015-2020 ont directement été récupérés dans le dernier rapport d'évaluation du cycle 3 de la DCSMM pour alimenter les fiches synthèse par site Natura 2000 (Tauran et al., 2022). Par ailleurs, comme pour les herbiers à zostères, un protocole participatif de suivi des bancs de maërl par plongée et analyse de photo-quadrats est en cours de développement par l'IUEM et pourra dans le futur fournir des informations complémentaires sur l'état de l'habitat (de Bettignies et al., 2025).

5.2.2. Centrer l'évaluation sur les secteurs sous pressions

Les activités humaines exercées au sein du site Natura 2000 ne sont pas réparties de façon homogène. Certains secteurs sont reconnus par les gestionnaires comme des secteurs cibles pour la pratique de la pêche aux arts traînants, ou encore comme zone préférentielle de mouillage (notamment les zones côtières abritées). De ce fait, les niveaux de pressions exercés sur les habitats marins sont donc différents en fonction des secteurs du site Natura 2000. Dans ce sens, plusieurs gestionnaires ont soulevé la nécessité de réaliser l'analyse de l'état de conservation en fonction de secteurs différenciés par les activités pratiquées et donc le niveau de pression sur les habitats. Cette échelle d'analyse serait en effet plus pertinente pour réaliser une analyse croisée de l'état des habitats et des pressions et permettre d'évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre pour atténuer les pressions sur l'amélioration de l'état de conservation des habitats. L'analyse réalisée ici, à l'échelle de l'ensemble du site Natura 2000 n'est pas pertinente pour mesurer l'efficacité des mesures de gestion car elle floute les variations locales de l'état des habitats. L'analyse réalisée ici ne permet donc pas de répondre à l'un des objectifs identifiés du tableau de bord. Elle permet cependant :

- D'obtenir une vue synthétique des actions menées pour l'acquisition de connaissance de l'état de l'habitat au cours du cycle de gestion
- D'obtenir une vision d'ensemble de l'état de conservation des habitats
- Dans le futur (après l'acquisition de nouvelles données) d'évaluer l'évolution temporelle des principales caractéristiques de l'habitat

L'approche choisie au début de cette étude est l'analyse de l'état de conservation à l'échelle du site Natura 2000. Cette approche ne prétend pas être la plus juste. L'objectif est d'initier le travail sur les tableaux de bord en proposant une première approche qui évoluera au cours du temps. Ce choix a été fait pour limiter la charge de travail confiée aux gestionnaires pour la mise à jour future des tableaux de bord. Les gestionnaires qui le souhaitent pourront par la suite prendre en main l'analyse de données et l'adapter à une analyse par secteurs.

6. Conclusion

Cette étude a permis d'identifier et de synthétiser les données mobilisables pour caractériser l'état de conservation des herbiers à zostères et du maërl au sein de quatorze zones spéciales de conservation de la façade maritime Atlantique. Elle met en évidence une forte hétérogénéité des suivis entre habitats et entre sites. Le maërl bénéficie d'un niveau de connaissances relativement avancé grâce aux cartographies et aux campagnes de caractérisation. Les herbiers à zostères, et en particulier les zostères naines, restent insuffisamment documentés. De manière générale, l'absence d'homogénéité entre les méthodes de cartographie et l'absence de séries temporelles limitent fortement l'interprétation des métriques et ne permettent pas toujours de distinguer les changements réels des habitats des variations liées aux méthodes ou aux conditions environnementales.

Ces limites soulignent la nécessité de renforcer la standardisation et la régularité des protocoles de suivi, et d'intégrer davantage les conditions environnementales, les pressions exercées et les mesures de gestion mises en œuvre. L'intégration des données issues des programmes de surveillance nationaux qui a été initiée ainsi que la mobilisation de données de sciences participatives constituent des perspectives à développer pour une caractérisation plus complète des habitats. Ce travail a également permis de proposer des critères permettant d'identifier les sites devant prioritairement faire l'objet de nouveaux suivis des herbiers à zostères et d'établir une priorisation des prochains sites à suivre pour le maërl. L'ensemble de ce rapport constitue donc un outil permettant d'informer les gestionnaires sur l'état des connaissances relatives aux habitats étudiés, d'alimenter les tableaux de bord, et d'orienter les futures campagnes nécessaires à l'amélioration des connaissances et au suivi des effets des mesures de gestion.

Plus largement, cette démarche s'inscrit dans une perspective de développement des tableaux de bord par enjeu écologique à l'échelle des sites Natura 2000. D'autres habitats marins tels que les champs de laminaires ou les vasières, mais aussi les espèces d'oiseaux marins ou de mammifères marins doivent aussi faire l'objet d'une caractérisation. L'objectif à terme est de construire un tableau de bord de façade, qui centralisera et synthétisera les indicateurs d'état, de pression et de réalisation pour tous les enjeux écologiques et tous les sites afin de suivre l'évolution de l'état des enjeux et des pressions s'exerçant sur les sites.

Enfin, les résultats des suivis opérés par la DFM Atlantique ne sont pour le moment pas intégrés aux évaluations menées dans le cadre de la DCSMM. Leur mobilisation nécessite en effet une coordination entre les acteurs de la recherche, de la surveillance et de la gestion. Les données de la DFM sont néanmoins actuellement étudiées en vue d'une éventuelle contribution à la prochaine évaluation DCSMM, programmée au début du cycle 4 (2030-2036). Cette démarche pourrait également favoriser une mutualisation des données et des efforts de surveillance entre les différentes politiques de conservation, à l'échelle de la façade maritime Atlantique.

Bibliographie

- Auby, I., Oger-Jeanneret, H., Sauriau, P.-G., Hily, C., & Barillé, L. (2010). *Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique : Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité*. Ifremer. <https://envlit.ifremer.fr/content/download/122597/file/ATL-MEC-et-MET-Angiospermes.pdf>
- Auby, I., Bost, C.-A., Budzinski, H., Dalloyau, S., Desternes, A., Belles, A., Trut, G., Plus, M., Péré, C., Couzi, L., Feigné, C., & Steinmetz, J. (2011). *Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : État des lieux et recherche des causes* (Rapport RST/LER/AR/11.007). Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16507/14018.pdf>
- Auby, I., Oger-Jeanneret, H., Gouillieux, B., Grall, J., Janson, A.-L., Maguer, M., Rigouin, L., Rollet, C., Sauriau, P.-G., & Trut, G. (2018). *Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) : Zostera marina – Zostera noltei. Version 3* (Rapport Ifremer/ODE/UL/LER/AR/18.017). Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00471/58250/60782.pdf>
- Azcárate-García, T., Beca-Carretero, P., Cara-Ortega, C. L., Villamayor, B. M. R., et al. (2022). *Seasonal plant development and meadow structure of Irish and southern Spanish seagrass populations*. **Aquatic Botany**, **183**, 103569. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103569>
- Bajjouk, T., Cordier, C., Auby, I., Liabot, P.-O., Kerninon, F., Le Bouffant, N., Trut, G., & Oger-Jeanneret, H. (2019). *Cartographie des herbiers de zostères : Guide technique*. Ifremer, Réf. DYNECO/LEBCO/19-01/TB. <https://doi.org/10.13155/62528>
- Bajjouk, T., Ouisse, V., Marzloff, M. P., Blanchet-Aurigny, A., Cordier, C., Desroy, N., Liabot, P.-O., Lacoste, E., Vijayaraj, V., Auclair, E., Chercham, C., Rebeyrol, S., Boyé, A., Bourdier-Lombardot, C., Clément, R., Cugier, P., Droual, G., Fournier, J., Mouillard, R., Muller, H., Nunes, F., Rollet, C., Soissons, L., Van Paemelen, R., & Vasquez, M. (2026). *Projet Life Intégré Marha : État de conservation de l'habitat d'herbiers de zostères. Bilan d'activités de l'Ifremer pour le volet côtier – Rapport final*. Ifremer. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/62872?fic=doc00087217.pdf
- Barberá, C., Mallol, S., Vergés, A., Cabanellas-Reboredo, M., Díaz, D., & Goñi, R. (2017). Maerl beds inside and outside a 25-year-old no-take area. *Marine Ecology Progress Series*, **572**, 77–90. <https://doi.org/10.3354/meps12110>
- Barillé, A.-L., & Deleamarre, M. (2021). *Suivi du banc de maërl du site Natura 2000 de Belle-Île-en-Mer*. Bio-Littoral.
- Besset, M., Kervella, S., Ritt, B., & Patry, Y. (2022). *Synthèse bibliographique sur la turbidité et ses effets sur les écosystèmes (TURBIEGMP)* [Rapport final révisé]. i-Sea & setec in vivo. https://plan-gestion.parc-marin-gironde-pertuis.fr/drupal/sites/default/files/2022-11/TURBIEGMP_rapport_final_PNM_avec_annexes_V23_08_2022.pdf
- Bio-Littoral. (2019). *Cartographie du banc de maërl situé au nord du site Natura 2000 FR5300031 « Île de Groix »*. Office français de la biodiversité.
- Bio-Littoral. (2020). *Cartographie des herbiers de zostères du site Natura 2000 : Baie de Morlaix* (Marché n° 2018-83, rapport final, septembre 2020). Agence française pour la biodiversité.
- BIOMAERL Team. (1999). *Final report, BIOMAERL project (Coordinator: P. G. Moore, University Marine Biological Station Millport, Scotland), EC Contract No. MAS3-CT95-0020* (2 vols.). University Marine Biological Station Millport. <https://researchportal.plymouth.ac.uk/en/publications/final-report-in-2-vols-biomaerl-project-ec-contract-no-mas3-ct002/>

- Blake, C., & Maggs, C. A. (2003). Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. *Phycologia*, 42(6), 606–612. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-42-6-606.1>
- Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A.-C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustafsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Nielsen, S. L., Olesen, B., Olsen, J., Pihl, L., & Rinde, E. (2014). Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: Implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(3), 410–434. <https://doi.org/10.1002/aqc.2424>
- Boyé, A., Janson, A.-L., Robert, A., Grall, J., Sauriau, P.-G., Auby, I., Bajjouk, T., Rollet, C., Aschenbroich, A., Dessier, A., Paquignon, G., de Roton, G., Bizzozero, L., Bernard, G., Foveau, A., Ouisse, V., Schmitt, A., Vanalderweireldt, L., de Bettignies, T., Capietto, A., Gicquel, C., Blanchet, A., Dedieu, K., & Beauvais, S. (2022). Évaluation qualitative des herbiers de phanérogames : *Zostera noltei* et *Zostera marina*, SRM MMN, MC et GdG. In A. Boyé, A. Robert, A.-L. Janson, S. Beauvais, & K. Dedieu (Eds.), *Évaluation de l'état écologique des habitats benthiques en France métropolitaine au titre de la DCSMM : Rapport scientifique pour l'évaluation 2024 (cycle 3) du Bon État Écologique au titre du descripteur 1 – « Habitats benthiques » de la DCSMM* (pp. 151–235). Ifremer, PatriNat & Office français de la biodiversité. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00867/97882/106982.pdf>
- BRL Ingénierie. (2024). Formation – appui à la production des définitions des niveaux d'enjeux des sites Natura 2000. Office français de la biodiversité. [Présentation PowerPoint].
- Campana, M., Bizzozero, L., Bajjouk, T., Rollet, C., & Lissardy, M. (2022). *Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Loire-Bretagne. Étude préliminaire pour la mise à jour des données surfaciques relatives aux herbiers de zostères* (Rapport ODE/UL/LER/MPL/22.16). Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00812/92418/98573.pdf>
- Chauvel, N., Grall, J., Thiébaud, E., Houbin, C., & Pezy, J.-P. (2026). A general-purpose multivariate marine recovery index (MUMARINEX) for quantifying the influence of human activities on benthic habitat ecological status. *Ecological Indicators*, 188, 115002. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2026.115002>
- Conseil de l'Union européenne. (1992). *Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Journal officiel des Communautés européennes*, L 206, 7–50.
- de Bettignies, F., Beauvais, S., Janson, A.-L., Gamp, E., Gazay, C., La Rivière, M., & de Bettignies, T. (2025). *Indicateurs d'évaluation de l'état de santé des habitats benthiques marins : Synthèse en appui aux gestionnaires d'aires marines protégées*. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN-IRD). <https://hal.science/hal-05282999v2>
- De Grave, S., Fazakerley, H., Kelly, L., Guiry, M. D., Ryan, M., & Walshe, J. (2000, April). *A study of selected maerl beds in Irish waters and their potential for sustainable extraction*. Marine Institute. <https://oar.marine.ie/server/api/core/bitstreams/2508c7b8-6c1f-42c5-9d19-acfd9d0fbfd3/content>
- de Oliveira-Carlos, F. C., dos Santos Longo, P. A., Gutiérrez, J. L., Santos, C. S. G., Senna, A. R., & Pereira-Filho, G. H. (2026). The rolling stones' legacy: Rhodoliths retain their habitat function after algal death. *Marine Environmental Research*, 215, 107809. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107809>
- Delannoy, J., Beuret, J.-E., Cadoret, A., Chlous, F., Lesueur, M., Martel, L., Rey-Valette, H., & Ritschard, L. (2020). *Caractériser, améliorer, suivre et évaluer la gouvernance des sites Natura 2000 en mer* [Rapport de recherche]. Agrocampus Ouest, Université de Montpellier, Università di Corsica, Muséum national d'Histoire naturelle, & Aix-Marseille Université. <https://hal.science/hal-02910080>
- Dutertre, M., Grall, J., Ehrhold, A., & Hamon, D. (2015). Environmental factors affecting maerl bed structure in Brittany (France). *European Journal of Phycology*, 50(4), 371–383. <https://doi.org/10.1080/09670262.2015.1063698>

- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breimann, S. B., Dinesen, G. E., Geitner, K., & Rijnsdorp, A. D. (2020). Impact des engins de pêche et des intensités de pêche sur les lits de maërl : une approche expérimentale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 529, 151384. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151384>
- Grall, J. (2003). *Fiche de synthèse sur les biocénoses : Les bancs de maërl*. REBENT, Ifremer. <https://rebut.ifremer.fr/content/download/157794/file/FB01-2003-01.pdf>
- Grall, J., & Coïc, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Ifremer, DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT. https://rebut.ifremer.fr/content/download/157380/file/Grall_Synthese_indicateurs_benthos.pdf
- Grall, J., Guillaumont, B., & Bajjouk, T. (2009). *Fiche de synthèse d'habitat « Maërl »*. REBENT. https://rebut.ifremer.fr/content/download/157421/file/BIO03_Grall_Rebut_Natura2000_Maerl_Ed2009.pdf
- Hall-Spencer, J. M., Kelly, J., & Maggs, C. A. (2008). *Assessment of maerl beds in the OSPAR area and the development of a monitoring program*. Department of the Environment, Heritage and Local Government. [https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/Hall-Spencer et al 2008 OSPAR maerl.pdf](https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/Hall-Spencer_et_al_2008 OSPAR maerl.pdf)
- Hall-Spencer, J. M., Kelly, J., & Maggs, C. A. (2010). *Background document on maerl beds* (OSPAR Commission publication 491/2010). OSPAR Commission. https://www.researchgate.net/publication/230661931_Background_document_on_maerl_beds
- Hily, C., & Bajjouk, T. (2010). *Fiche de synthèse habitat « Herbiers » : Les herbiers de zostères*. Ifremer. [https://natura2000.ifremer.fr/content/download/27291/380872/file/Natura NOT 0025 fiche synthèse Her biers V1r0.pdf](https://natura2000.ifremer.fr/content/download/27291/380872/file/Natura_NOT_0025_fiche_synthese_Herbiers_V1r0.pdf)
- Janson, A.-L., Grall, J., & Maguer, M. (2018). *Extension méthodologique (protocole) pour le suivi stationnel de la macrofaune associée aux herbiers de Zostera marina – Recommandations DCSMM*. https://hal.science/hal-04945668/file/2018_DCSMM_ExtensionMethodologique_Zmarina_JansonGrallMaguer2018.pdf
- Jardim, V. L., Gauthier, O., Toumi, C., & Grall, J. (2022). Quantifying maerl (rhodolith) habitat complexity along an environmental gradient at regional scale in the Northeast Atlantic. *Marine Environmental Research*, 181, 105768. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105768>
- Kamenos, N. A., Moore, P. G., & Hall-Spencer, J. M. (2004a). Maerl grounds provide both refuge and high growth potential for juvenile queen scallops (*Aequipecten opercularis* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 313(2), 241–254. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.08.007>
- Kamenos, N. A., Moore, P. G., & Hall-Spencer, J. M. (2004b). Nursery-area function of maerl grounds for juvenile queen scallops *Aequipecten opercularis* and other invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 274, 183–189. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v274/p183-189/>
- Kamenos, N. A., Moore, P. G., & Hall-Spencer, J. M. (2004c). Small-scale distribution of juvenile gadoids in shallow inshore waters: What role does maerl play? *ICES Journal of Marine Science*, 61(3), 422–429. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.02.004>
- La Rivière, M., Aish, A., Gauthier, O., Grall, J., Guérin, L., Janson, A.-L., Labruno, C., Thibaut, T., & Thiébaud, E. (2015). *Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques* (Rapport SPN 2015-69, 52 p.). Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'Histoire naturelle. <https://mnhn.hal.science/mnhn-04263990/document>
- La Rivière, M., Delavenne, J., Janson, A.-L., Andres, S., de Bettignies, T., Blanchet, H., Decaris, F.-X., Derrien, R., Derrien-Courtet, S., Grall, J., Houbin, C., Latry, L., Le Gal, A., Lutrand, A., Menot, L., Percevault, L., Tauran, A., & Thiébaud, E. (2022). *Fiches descriptives des habitats marins benthiques de la Manche, de la Mer du Nord et de l'Atlantique*. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). <https://mnhn.hal.science/mnhn-04155798v1>

Labrune, C., Gauthier, O., Conde, A., Grall, J., Blomqvist, M., Bernard, G., Gallon, R., Dannheim, J., Van Hoey, G., & Grémare, A. (2021). A general-purpose biotic index to measure changes in benthic habitat quality across several pressure gradients. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(6), 654. <https://doi.org/10.3390/jmse9060654>

Lacoste, É., Boyé, A., Blanchet-Aurigny, A., Desroy, N., Auby, I., Bajjouk, T., Bourdier, C., Cimiterra, N., Cordier, C., Curd, A., Derrien, L., Foucault, É., Gaffet, J.-D., Ganthy, F., Rigouin, L., Rollet, C., Soissons, L., Tancray, A., & Ouisse, V. (2025). Regional and local variability in the morphometric traits of two emblematic seagrass species (*Zostera marina* and *Zostera noltei*) along the French coast. *Peer Community Journal*, 5, e24. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.524>

Lepareur, F. (2011). *Évaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 : Guide méthodologique* (Version 1, Rapport SPN 2011-3). Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle. <https://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/evaluation-de-l-etat-de-conservation-a1934.html>

Lepareur, F., Bertrand, S., Morin, E., Le Floc'h, M., Barré, N., Garrido, M., Riera, L., & Mauclert, V. (2018). *État de conservation des « Lagunes côtières » d'intérêt communautaire (UE 1150) : Méthode d'évaluation à l'échelle du site – Guide d'application* (Version 2)*. UMS PatriNat, Muséum national d'Histoire naturelle, Pôle-relais lagunes méditerranéennes. <https://www.documentation.eauetbiodiversite.fr/fr/notice/Etat-de-conservation-des-lagunes-cotieres-d-interet-communautaire-ue-1150-methode-d-evaluation-a-l-echelle-du-site-natura-2000-guide-d-application-version-2-100790>

Lorance, P., Leonardi, S., Pitel-Roudaut, M., Begot, E., & Desbois, Y. (2011). *Contribution thématique DCSMM : Évaluation de l'état initial « pression et impact » – Pression « abrasion » dans la sous-région marine Golfe de Gascogne*. Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16493/14005.pdf>

Louette, G., Adriaens, D., Paelinckx, D., & Hoffmann, M. (2015). Implementing the Habitats Directive: How science can support decision making. *Journal for Nature Conservation*, 23, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.12.002>

Maciejewski, L., Lepareur, F., Viry, D., Bensettiti, F., Puissauve, R., & Touroult, J. (2016). État de conservation des habitats : Propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, 71(1), 3–20. <https://doi.org/10.3406/revec.2016.1862>

Marzin, A. (2021a). *Les herbiers de zostère marine—Atlantique* [Monographie LIFE Marha]. Office français de la biodiversité. https://www.life-marha.fr/sites/default/files/2025-12/ATL_MONOGRAPHIE_Zostere_marine_V032023.pdf

Marzin, A. (2021b). *Les herbiers de zostère naine—Atlantique* [Monographie LIFE Marha]. Office français de la biodiversité. https://www.life-marha.fr/sites/default/files/2025-12/ATL_MONOGRAPHIE_Zostere_naine_V032023.pdf

Marzin, A., & Pibot, A. (2021). *Banc de maërl – Atlantique* [Monographie LIFE Marha]. Office français de la biodiversité. https://www.life-marha.fr/sites/default/files/2025-12/ATL_MONOGRAPHIE_Maerl_V032023.pdf

Marzin, A., & Le Baron, M. (2023). *Fiches pratiques pour la mise en œuvre de ZMEL et de mouillages écologiques en Atlantique, Manche et Mer du Nord*. Office français de la biodiversité. https://www.amp.milieumarinfrance.fr/upload/iedit/10/pj/4580_13662_Fiches_ZMEL_mouillages_ecologiques_2023.pdf

McConnico, L. A., Foster, M. S., Steller, D. L., & Riosmena-Rodríguez, R. (2014). Population biology of a long-lived rhodolith: The consequences of becoming old and large. *Marine Ecology Progress Series*, 504, 109–118. <https://doi.org/10.3354/meps10780>

- Ministère de la Transition écologique. (2022). *Guide méthodologique pour la réalisation des analyses de risque de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites Natura 2000 par les activités de pêche maritime professionnelle*. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/guide-arp_VF-1.pdf
- OFB. (2025). Lexique des principaux termes utiles dans la démarche d'élaboration d'un plan de gestion.
- OFB/Marha. (2025). *Bilan global du programme Marha – Sciences participatives (Marha SP) : Janvier 2021–mai 2025*. Life Marha. https://www.life-marha.fr/sites/default/files/2025-08/20250825_Bilan_Marha_SP_VF.pdf
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bengtsson, H., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., ... ter Braak, C. J. F. (2026). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.7-2) [R package]. CRAN. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Ouisse, V., et al. (2018). *Facteurs environnementaux contrôlant le développement de la biomasse des prairies d'herbiers marins de Zostera noltei après un déclin drastique (baie d'Arcachon, France)*. *Aquatic Botany*, 145, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.01.003>
- Pebesma, E. (2018). The r journal : Simple features for r: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1), 439-446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Riosmena-Rodríguez, R. (2017). Natural history of rhodolith/maërl beds: Their role in near-shore biodiversity and management. In R. Riosmena-Rodríguez, W. Nelson, & J. Aguirre (Eds.), *Rhodolith/maërl beds: A global perspective* (pp. 3–26). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_1
- Runde-Cariou, S., & Bosca, F. (s. d.). *Natura 2000 : Mais que fait l'OFB ?! Ou anatomie d'un menu terre-mer* [Présentation PowerPoint].
- Spitéri, M., Rollet, C., & Auby, I. (2022). *Contribution à la consolidation du protocole DCE pour le suivi de l'état écologique des herbiers à Zostera noltei : Création de schémas de pourcentage de recouvrement comme aide à l'évaluation de l'abondance des plantes*. Rapport AQUAREF 2022, 20 p. + annexes. Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00785/89711/>
- Tauran, A., Grall, J., Boyé, A., Robert, A., Janson, A.-L., Beauvais, S., & Dedieu, K. (2022). Évaluation des habitats sédimentaires côtiers / Bancs de maërl. In A. Boyé, A. Robert, A.-L. Janson, S. Beauvais, & K. Dedieu (Eds.), *Évaluation de l'état écologique des habitats benthiques en France métropolitaine au titre de la DCSMM : Rapport scientifique pour l'évaluation 2024 (cycle 3) du Bon État Écologique au titre du descripteur 1 – « Habitats benthiques » de la DCSMM* (pp. 237–298). Ifremer, PatriNat & Office français de la biodiversité. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00867/97882/106982.pdf>
- TBM environnement. (2024). *Caractérisation des bancs de maërl et réalisation d'un suivi sur le site Natura 2000 Estuaire de la Loire Sud – Baie de Bourgneuf (FR5202012)*. Office français de la biodiversité.
- von Schuckmann, K., Gues, F., Moreira, L., Liné, A., & de Pascual Collar, Á. (2025). Global ocean change in the era of the triple planetary crisis. *State of the Planet*, 6-osr9, 1-10. <https://doi.org/10.5194/sp-6-osr9-2-2025>
- 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(2), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.001>
- Yu, L., Khachatryan, M., Matschiner, M., Healey, A., Bauer, D., Cameron, B., Cusson, M., Emmett Duffy, J., Joel Fodrie, F., Gill, D., Grimwood, J., Hori, M., Hovel, K., Hughes, A. R., Jahnke, M., Jenkins, J., Keymanesh, K., Kruschel, C., Mamidi, S., ... Reusch, T. B. H. (2023). Ocean current patterns drive the worldwide colonization of eelgrass (*Zostera marina*). *Nature Plants*, 9(8), 1207-1220. <https://doi.org/10.1038/s41477-023-01464-3>

Webographie

Commissariat Général au Développement Durable. (2019). *L'impact de l'extraction de matériaux marins*. notre-environnement. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/biodiversite/les-mers-et-les-regions-cotieres/article/extraction-selective-de-materiaux-en-france-et-interactions-avec-le-milieu>. Consulté le 25 août 2026.

Commission OSPAR. (2023). 2. *Key messages*. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/synthesis-report/key-messages/>. Consulté le 25 août 2026.

Martel, P., Borges, J.-P., Pergent, G., & Lamare, V. (2021). *Zostera noltei*. <https://doris.ffesmm.fr/Especes/Zostera-noltei-Zostere-naine-935>. Consulté le 25 août 2026.

Ministère de la Transition écologique, & Office français de la biodiversité. (2025). *Principes de l'évaluation de l'état écologique*. <https://dcsmm.milieumarinfrance.fr/principes-de-levaluation-de-letat-ecologique>. Consulté le 25 août 2026.

Ministères Transition écologique, Aménagement du Territoire, Transports, Ville et Logement. (2018). *Réseau européen Natura 2000*. <https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/reseau-europeen-natura-2000>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (s. d.). *Les politiques et stratégies nationales pour la biodiversité*. <https://ofb.gouv.fr/les-politiques-et-strategies-nationales>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2020a). *Zostère marine*. <https://ofb.gouv.fr/especes/zostere-marine-zostera-marina>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2020b). *Zostère naine*. <https://ofb.gouv.fr/especes/zostere-naine-zostera-noltei>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2021a). *Comment rédiger les objectifs opérationnels ? | Accueil*. <https://ct88.espaces-naturels.fr/node/1935>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2021b). *Enjeux | accueil*. <https://ct88.espaces-naturels.fr/node/1918>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2021c). *Évaluation—Résultats de la gestion | accueil*. <https://ct88.espaces-naturels.fr/node/1921>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2021d). *Guide d'élaboration des plans de gestion des espaces naturels | Accueil*. <https://ct88.espaces-naturels.fr/guide-elaboration-des-plans-de-gestion>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2021e). *Les 5 ETAPES du cycle de gestion | Accueil*. <https://ct88.espaces-naturels.fr/node/1960>. Consulté le 25 août 2026.

OFB. (2025). *Natura 2000, intégrer les enjeux de biodiversité dans les activités humaines*. <https://ofb.gouv.fr/natura-2000-integrer-les-enjeux-de-biodiversite-dans-les-activites-humaines>. Consulté le 25 août 2026.

SDES. (2026). *Milieux marins et côtiers en France métropolitaine – États des connaissances en 2025*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/milieux-marins-et-cotiers-en-france-etats-des-connaissances-en-2025>. Consulté le 25 août 2026.

Services de l'Etat. (2026). *La Stratégie Nationale pour les Aires Protégées (SNAP 2030)*. Les services de l'État dans l'Essonne. <https://www.essonne.gouv.fr/Actions-de-l-Etat/Environnement-risques-naturels-et-technologiques/Milieux-naturels-Biodiversite/Strategie-Nationale-pour-les-Aires-Protegees-SNAP/La-Strategie-Nationale-pour-les-Aires-Protegees-SNAP-2030>. Consulté le 25 août 2026.

Annexes

Annexe I : Fiche « indicateur » de l'évolution de la surface des herbiers à zostères, accompagnée de sa fiche méthodologique.

FICHE INDICATEUR D'ÉTAT : EVOLUTION DE LA SURFACE DES HERBIERS À ZOSTÈRES

DESCRIPTION DE L'INDICATEUR:

Cet indicateur est utilisé pour caractériser l'état de conservation des habitats. Il renseigne sur le maintien, la régression ou l'augmentation de la superficie de l'habitat.

Causes d'évolution de l'indicateur

Deux situations sont à distinguer : les changements liés aux dynamiques naturelles de l'habitat et les changements liés aux pressions anthropiques. L'emprise spatiale des herbiers varie selon les conditions environnementales (dynamique sédimentaire, hydrodynamisme, lumière, température). De fortes variations intra- et inter- annuelles peuvent donc être observées sans que cela soit nécessairement l'effet d'une pression anthropique. Cependant, plusieurs pressions peuvent intervenir dans l'altération de la superficie de l'habitat au sein des sites Natura 2000: pêche à pied, pêche en mer (arts dormants et traînants), mouillages, conchyliculture, contaminations chimiques, eutrophisation, etc. Pour tenter de distinguer ces deux situations, une analyse croisée des pressions renseignées dans le tableau du bord du site peut être réalisée.

Enjeux écologiques

Herbiers à zostères marines et naines.

Couverture spatio-temporelle

En général, les herbiers au sein du site N2000 sont visés, mais il est possible que les cartographies dépassent le périmètre du site N2000. La fréquence des cartographies est variable en fonction des moyens disponibles.

Enjeux: herbiers à zostères

Type de suivi: AMP - interne DFM OFB

Fréquence: variable

Périmètre: herbiers dans le site N2000

Lien avec le DOCOB

OLT : Maintenir ou améliorer l'état de conservation

Niveau d'exigence : Maintien ou augmentation de la surface au sein du site

Lien avec les politiques publiques

- DHFF: critère de maintien de la surface
- DCSMM: D6C4, D6C5, D5C7
- DCE

Opérateur, source des données

Jeux de données disponibles dans la BDD OFB ou via les flux WFS du métacatalogue OFB. Ces données sont généralement collectées dans le cadre de la gestion des aires marines protégées à la délégation de façade maritime Atlantique de l'OFB.

DESCRIPTION DES MÉTRIQUES

Métrique : surface de l'enveloppe de l'habitat en ha, km² ou m²

Méthodologie: manipulation QGIS pour récupérer une surface déjà calculée dans le jeu de données ou calcul de la surface directement dans QGIS si elle n'existe pas déjà (voir détails du calcul dans la fiche méthodologique).

FICHE MÉTHODOLOGIQUE : CALCUL DE LA SURFACE D'UN HABITAT À L'ÉCHELLE D'UN SITE N2000

1. Sur QGIS, créer un nouveau projet et y télécharger le jeu de données (polygones) disponible dans la base de données interne de l'OFB. Ce jeu de données peut représenter uniquement les enveloppes des herbiers à zostères ou être une compilation de plusieurs habitats du site Natura 2000

2. Créer une nouvelle couche de données en ajustant la couche de polygones originale au périmètre du site Natura 2000 à l'aide de l'outil "Couper" (Vecteur → Geoprocessing Tools → Couper)

Si l'intersection n'est pas fructueuse car la géométrie est invalide, créer un tampon de 0 mètres de la couche originale et recommencer le processus de "Couper" à partir de ce tampon

3. Créer un nouveau champs attributaire (qu'on peut nommer area_ha) qui permet de déterminer la surface de chaque entité

(Clic droit sur la couche → Ouvrir la table d'attributs → Calculatrice de champ puis création d'un nouveau champ de type décimal avec comme expression " $\$area/10000$ " si la couche de données est en système de projection 2154 ou l'expression " $area(transform(\$geometry, 'EPSG:X', 'EPSG:2154')) / 10000$ " si la couche de données est en système de projection X)

4. Si la couche ne concerne pas uniquement les herbiers à zostères, trier les polygones de la nouvelle couche de données par types d'habitats (Clic droit sur la couche → Propriétés → Symbologie puis sélection de l'attribut "Catégorisé" dans le premier menu déroulant puis sélection du champ d'attribut renseignant le type d'habitat tel que hab_part dans le deuxième menu déroulant et cliquez sur OK)

Puis sélectionner les entités propres aux herbiers (Clic droit sur le nom de l'habitat → Sélectionner des entités)

5. Cliquez sur l'outil Statistiques et :

- sélectionner la couche de données dans le premier menu déroulant
- sélectionner le champ renseignant sur les surfaces (area_ha ou autre) dans le deuxième menu déroulant
- lire la valeur de surface des enveloppes de l'habitat dans la ligne "Somme"

Annexe II : Fiche synthèse permettant de décrire l'état de conservation des herbiers à zostères marines et naines de la ZSC de Trégor-Goëlo.

FICHE DE SYNTHÈSE : DONNÉES ASSOCIÉES AUX INDICATEURS D'ÉTAT DES HERBIERS À ZOSTÈRES DE TRÉGOR-GOËLO

Contexte : Dans le cadre de la mise en place de tableaux de bords uniques à chaque site Natura 2000 de la façade Atlantique, une synthèse des valeurs des indicateurs* d'état obtenus lors des différents suivis des habitats benthiques marins est effectuée afin de caractériser leur état de conservation et identifier des tendances.

**La définition des indicateurs présentés dans cette fiche de synthèse sont disponibles dans les "fiches indicateur"*

Site : ZSC FR5300010 – TREGOR-GOËLO

Habitats concernés :

- Herbiers à zostères marines (*Zostera marina*)
- Herbiers à zostères naines (*Zostera noltii*)

Données mobilisées :

- Jeux de données bancarisés dans la base de données de l'OFB (indiqués par *)
- Données présentées dans les rapports d'études, disponibles en interne de la DFM Atlantique de l'OFB.
 - Bio-Littoral, 2020, Cartographie des herbiers de zostères du site Natura 2000 Trégor-Goëlo, 77 p.

Herbiers à zostères marines (*Zostera marina*)

Evolution de la surface

Tableau 1 : Évolution de la surface des herbiers à zostères marines de la ZSC de Trégor-Goëlo, estimées à partir de cartographies, et métadonnées associées (date de publication, couverture temporelle, couverture spatiale et source des données).

Année d'édition	Surface (ha)	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source : nom du jeu de données
2007	625,10	1997-2007	Partielle (zone intertidale du site Natura 2000)	eco_atl_tregor_habitatsintertidaux_2007_ifremer_pol*
2007	571,89	1997-2007	Inconnue	bio_atl_bretagne_suivi_herbier_zostere_2007_rebent_pol*
2008	107,83	1998-2006	Partielle (autour de l'île de Bréhat et entre Kermouster et Lannion)	eco_atl_tregor_hab_benthique_rebent2007_pol*
2017	527,79	2008-2013	Site N2000	eco_atl_n2000_dhff_fr5300010_habitats_synth_ifremer_pol*
2013	894,68	2013	Site N2000	bio_atl_fr5300010_herbier_2013_ofb_pol*
2019	937,20	2019	Site N2000	bio_atl_fr5300010_herbier_2019_ofb_pol*

Tableau 2 : Tendances évolutives de la surface des herbiers à zostères marines de la ZSC de Trégor-Goëlo, niveau de confiance associé et justification.

Tendance évolutive	Interprétation
Relativement stable entre 1997-2007 et 2008-2016 puis augmentation en 2013 et entre 2013 et 2019.	Différences méthodologiques qui ne permettent pas de conclure sur la réelle évolution de l'habitat.

Justification
Entre 1997-2007 (ed. 2007) et 2019, la surface de l'enveloppe des herbiers à zostères marines a augmenté, passant d'environ 572 à 937 hectares. Des enveloppes déjà connues se sont étendues, notamment dans le secteur de Paimpol de l'Anse de Launay et de Bréhat Sud et d'autres sont apparues (Bio Littoral, 2019). A l'inverse, certaines enveloppes ont quant à elles disparu, notamment dans l'anse de Paimpol, où aucun herbier n'a été observé en 2019 sur les 11,4 ha précédemment cartographiés au sud du port de Ploubazlanec (Bio-Littoral, 2019). Des régressions sont également rapportées dans certains secteurs, comme celui du Sillon de Talbert et de Bréhat nord. Ces variations sont, probablement, à la fois dues à la dynamique naturelle des zostères et à une plus grande exhaustivité dans la détection des herbiers. Il est en effet possible que des herbiers déjà présents en 2007 n'aient pas été détectés à l'époque, mais plus tard en 2019. En effet, les méthodes de cartographie ont largement évolué depuis 2007. En 2007, la cartographie était réalisée par détournement de photographies aériennes alors qu'en 2019 il a été réalisé par segmentation (orientée-objet) et classification automatique d'images Pléiades, associée à des prospections sur le terrain, ce qui permet une meilleure exhaustivité. Même si la campagne de validation terrain fut importante, une partie de l'habitat n'a pas été validée, pouvant contribuer à une surestimation de la surface d'herbiers réellement présente sur le site.

Caractérisation de la structure de l'habitat en juin 2019 :

Tableau 3 : Métadonnées associées aux observations réalisées en 2019 pour la caractérisation des herbiers à zostères marines de la ZSC de Trégor-goëlo.

Année d'édition	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source : nom des jeux de données
2020	Juin 2019	Site N2000	Stations : us_atl_fr5300010_herbier_2019_station_ofb_pt* Enveloppe : bio_atl_fr5300010_herbier_2019_ofb_pol*

- [Taux de recouvrement](#)

Tableau 4 : Surface des herbiers à zostères marines (*Zostera marina*) de la ZSC de Trégor-Goëlo, associées à chaque classe de taux de recouvrement, parmi les enveloppes effectivement prospectées. Les observations sont réalisées à pied en zone intertidale et en bateau pour les secteurs plus profonds, à l'aide d'une lunette de Calfat (Aquascope) associée à un dispositif photo/vidéo. Les surfaces sont ensuite estimées à partir d'une partition de Voronoï des points d'observations.

Echantillonnage	Métrique		<25%	25-75%	>75%
197 points d'observation Q3 de la distance entre les points : 212 m Surface caractérisée : 683,36 sur 937,20 soit 72,91%	aux de recouvrement foliaire (%)	Surface associée (ha)	73,71	537,75	71,90
		Proportion relative par rapport à la surface caractérisée (%)	10,79	78,69	10,52

Masse d'eau FRGC07 Paimpol-Perros Guirec ; point L'Arcouest

Tableau 5 : Données DCE : évolution de la densité (nombre d'individus/m²) des zostères marines de la station "L'Arcouest" située au sein de la ZSC de Trégor-Goëlo, entre 2012 et 2024.

Année	Densité moyenne (nombre d'individus/m²)	Valeur de l'EQR	Interprétation
2012	279	0,40	Altérations majeures
2013	343	0,52	Altérations modérées
2014	378	0,58	Altérations modérées
2015	228	0,32	Altérations majeures
2016	156	0,25	Altérations sévères
2017	535	1,00	Amélioration
2018	366	0,51	Altérations modérées
2019	272	0.31	Altérations majeures
2020	280	0.32	Altérations majeures
2021	249	0.283	Altérations sévères
2022	259	0.289	Altérations sévères
2023	351	0.46	Altérations majeures
2024	329	0.41	Altérations majeures

Densité maximale (de référence) entre 2012 et 2017 = 574 (2004)

Densité maximale (de référence) entre 2017 et 2024 = 535 (2017)

Tableau 6 : Données DCMM : évolution de la richesse spécifique moyenne et de l'abondance de l'endofaune et l'épifaune respectivement, caractérisant les des zostères marines de la station "L'Arcouest" située au sein de la ZSC de Trégor-Goëlo, entre 2012 et 2023.

Métriques	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Richesse spécifique moyenne de l'endofaune	17	14	16	25	18	25	16	19	24	18	17	14
Richesse spécifique moyenne de l'épifaune	21	23	23	17	19	23	18	39	33	30	38	26
Abondance totale moyenne de l'endofaune	1363	1337	2278	4519	2396	3881	2111	1893	2833	1733	2089	1211
Abondance totale moyenne de l'épifaune	20	12	14	6	7	17	11	28	35	15	43	58

Herbiers à zostères naines (*Zostera noltei*)

Evolution de la surface

Tableau 7 : Evolution de la surface des herbiers à zostères naines de la ZSC de Trégor-Goëlo, estimées à partir de cartographies, et métadonnées associées (date de publication, couverture temporelle, couverture spatiale et source des données).

Année d'édition	Surface (ha)	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source : nom du jeu de données
2007	182,29	1993-2007	Inconnue	bio_atl_bretagne_suivi_herbier_zostere_2007_rebent_pol*
2008	8,04	2002-2006	Partielle (autour de l'île de Bréhat et entre Kermouster et Lannion)	eco_atl_tregor_hab_benthique_rebent2007_pol*
2017	350,30	2008-2013	Inconnue	eco_atl_n2000_dhff_fr5300010_habitats_synth_ifremer_pol*
2013	261,26	2013	Site N2000	bio_atl_fr5300010_herbier_2013_ofb_pol*
2019	216,81	2019	Site N2000	bio_atl_fr5300010_herbier_2019_ofb_pol*

Tableau 8 : Tendances évolutive de la surface des herbiers à zostères naines de la ZSC de Trégor-Goëlo, niveau de confiance associé et justification.

Tendance évolutive	Interprétation
Augmentation entre 1993-2007 et 2008-2013 puis diminution en 2013 et diminution de nouveau en 2019.	Différences méthodologiques qui ne permettent pas de conclure sur la réelle évolution de l'habitat.

Justification
Entre 1993-2007 (ed. 2007) et 2019, la surface de l'enveloppe des herbiers à zostères naines a augmenté, passant d'environ 182 à 217 hectares. Comme pour les herbiers à zostères marines, les variations sont contrastées selon les secteurs : on note des augmentations comme des diminutions de surfaces, ainsi que la disparition d'enveloppes anciennement cartographiées et la mise en évidence de nouvelles enveloppes. Ces variations sont, probablement, à la fois dues à la dynamique naturelle des zostères et à une plus grande exhaustivité dans la détection des herbiers. Il est en effet possible que des herbiers déjà présents en 2007 n'aient pas été détectés à l'époque, mais plus tard en 2019. En effet, les méthodes de cartographie ont largement évolué depuis 2007. En 2007, la cartographie était réalisée par détournement de photographies aériennes alors qu'en 2019 il a été réalisé par segmentation (orientée-objet) et classification automatique d'images Pléiades, associée à des prospections sur le terrain, ce qui permet une meilleure exhaustivité. Même si la campagne de validation terrain fut importante, une partie de l'habitat n'a pas été validée, pouvant contribuer à une surestimation de la surface d'herbiers réellement présente sur le site.

Caractérisation de la structure de l'habitat en juin 2019 :

Tableau 9 : Métadonnées associées aux observations réalisées en 2019 pour la caractérisation des herbiers à zostères naines de la ZSC de Trégor-goëlo.

Année d'édition	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source : nom des jeux de données
2020	Juin 2019	Site N2000	Stations : us_atl_fr5300010_herbier_2019_station_ofb_pt* Enveloppe : bio_atl_fr5300010_herbier_2019_ofb_pol*

- Taux de recouvrement

Tableau 10 : Surface des herbiers à zostères naines (*Zostera noltei*) de la ZSC de Trégor-Goëlo, associées à chaque classe de taux de recouvrement, parmi les enveloppes effectivement prospectées. Les observations sont réalisées à pied en zone intertidale. Les surfaces sont ensuite estimées à partir d'une partition de Voronoï des points.

Echantillonnage	Métrique		<25%	25-75%	>75%
79 points d'observation Q3 de la distance entre les points : 200 m Surface caractérisée : 183,77 sur 216,81 soit 84,76%	Taux de recouvrement foliaire (%)	Surface associée (ha)	11,79	157,91	14,07
		Proportion relative par rapport à la surface caractérisée (%)	6,41	85,93	7,66

Masse d'eau FRGT03 ; point Le Trieux

Tableau 11 : Données DCE : évolution du taux de recouvrement (%) des zostères naines de la station "Le Trieux" située au sein de la ZSC de Trégor-Goëlo entre 2012 et 2024.

Année	Taux de recouvrement	Valeur de l'EQR	Interprétation
2012	47,1	/	
2013	28	0,39	Altérations majeures
2014	34	0,52	Altérations modérées
2015	37	0,59	Altérations modérées
2016	30	0,44	Altérations majeures
2017	25,4	0,34	Altérations majeures
2018	28,3	0,40	Altérations majeures
2019	25	0.33	Altérations majeures
2020	20	0.253	Altérations sévères
2021	42	0.78	Faibles signes de perturbation
2022	32	0.48	Altérations majeures
2023	33	0.5	Altérations modérées
2024	53	1	Amélioration

% de recouvrement maximal (de référence) entre 2012 et 2023 = 47.1 (2012)

% de recouvrement maximal (de référence) en 2024 = 53 (2024)

Annexe III : Fiche synthèse permettant de décrire l'état de conservation du maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo.

FICHE DE SYNTHÈSE : DONNÉES ASSOCIÉES AUX INDICATEURS D'ÉTAT DU MAËRL DE TRÉGOR-GOËLO

Contexte : Dans le cadre de la mise en place de tableaux de bords uniques à chaque site Natura 2000 de la façade Atlantique, une synthèse des indicateurs* d'état obtenus lors des différents suivis des habitats benthiques marins est effectuée afin de caractériser leur état de conservation et identifier des tendances.

**La définition des indicateurs présentés dans cette fiche de synthèse sont disponibles dans les "fiches indicateurs"*

Site : ZSC FR5300010 – TREGOR-GOELO

Habitat concerné :

- Maërl

Données mobilisées :

- Jeux de données bancarisés dans la base de données de l'OFB (indiqués par *)
- Données présentées dans les rapports d'études, disponibles en interne de la DFM Atlantique de l'OFB
- IDRA BIO LITTORAL, 2021, Amélioration des connaissances sur la cartographie et la caractérisation du maërl en Bretagne Nord, Site Natura 2000 "Trégor-Goëlo" - FR5300010, 89 p.

Maërl

Evolution de la surface

Tableau 1 : Évolution de la surface du maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo et métadonnées associées (date de publication, couverture temporelle, couverture spatiale et nom du jeu de données).

Année d'édition	Surface (ha)	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source (nom du jeu de données ou du rapport)
2007	2214,35	1967-2002	Partiel (secteur de l'Ost-Pic uniquement)	bio_atl_bretagne_maerl_2007_ifremer_multisource_pol*
2013	33,68	2012	Partielle	eco_atl_tregor_habitatsbenthiques_2013_ifremer_pol*
2013	5719,17	2008-2013	Secteurs de l'Ost Pic et du Trieux-Bréhat)	eco_atl_n2000_dhff_fr5300010_habitats_synth_ifremer_pol*
2021	2026,39	2020	Secteurs de l'Ost Pic et du Trieux-Bréhat	bio_atl_bzhnd_maerl_2021_ofb_pol*

Tableau 2 : Tendance évolutive de la surface du maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo, niveau de confiance associé et justification.

Tendance évolutive	Interprétation
Augmentation entre 1967-2002 et 2008-2013 puis diminution en 2020. Globalement stable entre 1967-2002 et 2020.	Variations liées à des différences méthodologiques.

Justification
Les cartographies réalisées en 2007, 2013 et 2020 montrent une importante variation de la surface des enveloppes de l'habitat. La cartographie de 2007 permet de déterminer une surface d'environ 2214 hectares. Seul le principal banc de maërl, dit de "l'Ost-Pic" (situé à l'Est de la baie de Paimpol) y est cartographié. La cartographie de 2013 indique une surface d'environ 5719 hectares. Ce doublement de la surface de l'habitat par rapport à 2007 est principalement dû à une extension du banc de l'Ost-Pic. Cette extension peut s'expliquer par l'emploi d'une différence méthodologique pour détourer l'habitat, avec en 2013 un détournement plus grossier, qui enveloppe une zone globale sans détailler les zones de substrat nu. Il est aussi possible que sous l'effet de l'hydrodynamisme, les brins de maërl les plus en surface (car pouvant être présents sur une couche d'une épaisseur de plusieurs mètres) se soient éparpillés. Donc il y aurait une diminution de l'épaisseur mais une augmentation de la surface horizontale. De plus, l'augmentation de la surface peut s'expliquer par le détournement de nouveaux bancs de maërl entre Trieux et Bréhat, qui n'avaient pas été cartographiés en 2007. La cartographie de 2020 met en évidence les deux principales zones de présence de maërl et de bancs de maërl, dans les secteurs de l'Ost-Pic et du Trieux-Bréhat, pour une enveloppe surfacique totale de 2026 hectares, soit deux fois moins qu'en 2013. La surface a diminué de plus de 50%, pour se rapprocher de celle estimée en 2007. La délimitation des bancs de l'Ost-Pic et de Trieux-Bréhat semble être plus réduite qu'en 2013. Mais le banc de l'Ost-Pic est relativement stable si on le compare à la cartographie de 2007. Cela peut encore une fois s'expliquer par des différences méthodologiques. En effet, depuis les années 2020, la définition d'un banc de maërl dans les études de l'OFB a évolué. Dans cette cartographie de 2020, seuls les bancs de maërl avec du maërl vivant ont été cartographiés alors qu'en 2013 le maërl mort a été pris en compte, menant à une plus grande estimation de la surface (IDRA BIO LITTORAL, 2021). Il est donc délicat de statuer sur une évolution effective de la surface de l'habitat.

Caractérisation de la structure et la fonctionnalité de l'habitat en juillet, septembre et novembre 2020 :

Tableau 3 : Métadonnées associées à l'étude portant sur la caractérisation du maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo en 2020.

Année d'édition	Couverture temporelle	Couverture spatiale	Source : nom des jeux de données
2021	Vidéos : juillet et septembre 2020 Prélèvements : novembre 2020	Secteurs de l'Ost Pic et du Trieux-Bréhat	Stations : us_atl_bzhnd_maerl_2021_station_ofb_pt* Enveloppe : bio_atl_bzhnd_maerl_2021_ofb_pol*

- Taux de recouvrement en maërl vivant (2D, surfacique)

Tableau 4 : Surface du maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo associées à chaque classe de taux de recouvrement en maërl total (vivant + mort) et en maërl vivant. Les surfaces ont été déterminées par la méthode des polygones de Voronoï, à partir des données stationnelles déterminées en juillet et septembre 2020.

Echantillonnage	Métrique		0	]0-5]	]5-15]	]15-25]	]25-50]	]50-75]	]75-100]
56 points d'observation vidéo, avec 5 poses chacun Q3 de la distance entre les points : 304 m Surface caractérisée : 1749, 77 sur 2026,39 soit 86,35%	Taux de recouvrement en maërl vivant (%)	Surface associée	3,31	109,79	838,43	619,35	178,89	0	0
		Proportion relative par rapport à la surface caractérisée	0,19	6,27	47,92	35,40	10,22	0	0

- [Vitalité \(par prélèvements\)](#)

Tableau 5: Vitalité prélevée minimale, moyenne ($\pm$ écart-type), médiane et maximale caractérisant le maërl de la ZSC de Trégor-Goëlo en novembre 2020. Les stations concernées par les prélèvements sont celles pour lesquelles le taux de recouvrement surfacique du maërl vivant est supérieur ou égal à 5, et principalement pour les stations]15-25]% et]25-50]%.

Echantillonnage	Métrique	Valeur minimale (%)	Valeur moyenne $\pm$ écart-type (%)	Valeur maximale (%)	Valeur médiane (%)	Dire du bureau d'étude sur l'état de conservation
30 stations de prélèvements à la benne Van Veen de 0,1 m ² , avec sous échantillonnage de 1/64m ² , 2 réplicats par station	Vitalité (=surface de maërl vivant/ (1/64 m ²) (par prélèvements)	0	62,57 ($\pm$ 42,99)	180,69	59,89	Moyen/Élevé

- [Taux de brins >1 cm](#)

Tableau 6 : Taux de brins supérieurs à 1 cm minimal, moyen ($\pm$ écart-type), maximal et médian, caractérisant le maërl de la ZSC de Trégor Goëlo en novembre 2020.

Echantillonnage	Métrique	Taux minimal	Taux moyen ($\pm$ écart-type)	Taux maximal	Taux médian
130 stations de prélèvements à la benne Van Veen de 0,1 m ² , 1 réplicat par station	Taux de brins >1cm (%) (par prélèvements)	0	47,56 ($\pm$ 26,67)	98,86	51,25

- [Peuplements benthiques](#)

Tableau 7 : Densité, richesse spécifique totale, indice de diversité de Shannon, indice d'équitabilité de Piélou caractérisant la macrofaune benthique du maërl de la ZSC de Trégor Goëlo en novembre 2020.

Echantillonnage	Métriques	Minimum	Maximum	Moyenne ($\pm$ écart-type)	Médiane	Dire du bureau d'étude sur l'état de conservation
12 stations de prélèvements à la benne Van Veen de 0,1 m ² , 3 réplicats par station	Densité (nb d'individus/m ²)	1107	6507	2501.42 ($\pm$ 1388.54)	2405	Elevé
	Richesse spécifique totale	79	114	98.17 ($\pm$ 10.60)	97	
	Diversité de Shannon	4.13	5.74	5.17 ($\pm$ 0.49)	5.25	
	Equitabilité de Piélou	0.61	0.9	0.80 ($\pm$ 0.08)	0.83	

Annexe IV : Tableau de bord des herbiers à zostères marines des îles de Houat et Hoëdic (en cours de construction).

Indicateur / Métrique	Métriques	Type	Fréquence	Périmètre	Suivi/Source	Lien politiques public	2018	2019	2020	2021	2022	2023*	2024	2025	2026	Evolution (MAJ 07/26)
Evolution de la surface de l'habitat	Surface de l'habitat (ha)	Etat	Ponctuel	Surfacique	OFB (SIMM)	DHFF, DCSMM, DCE	N/A	N/A	N/A	N/A	16,61 (1998-2022)	N/A	N/A	N/A	N/A	Indéterminée
Evolution du taux de recouvrement	Surfaces par classes des taux de recouvrement (ha) et proportions relatives (%)	Etat	Ponctuel	Stationnel	OFB (SIMM)	DHFF, DCSMM, DCE	N/A	N/A	N/A	N/A	- Classe (parmi enveloppe de l'habitat) : 0,71 ha – 12 % - Classe 0-5 % : 0 ha – 0 % - Classe 5-25 % : 0,85 ha – 15 % - Classe 25-50 % : 2,61 ha – 46 % - Classe 50-75 % : 1,56 ha – 27 % - Classe 75-100 % : 0 ha – 0 % Surface caractérisée de 6 hectares (zone intertidale + subtidale partielle au Nord de Houat et de Hoëdic)	N/A	N/A	N/A	N/A	Indéterminée
Evolution de la surface d'habitat perturbée due à la pêche professionnelle au fond arts trainants	Surface de l'habitat bénéficiant d'une mesure réglementaire	Pression	Ponctuel	Surfacique	Arrêté réglementaire	DSF D01-HB-OE05-ind3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	↗ 100%	→ 100%	
	Nombre de contrôles	Pression	Annuel?	?	?									?	?	
	Taux d'infractions	Pression	Annuel?	?	?									?	?	
Evolution de la surface d'habitat perturbée due à la pêche arts dormants plaisance/professionnelle	Surface de l'habitat bénéficiant d'une mesure réglementaire	Pression	Ponctuel	Surfacique	Arrêté réglementaire	DSF D01-HB-OE05-ind3	0	0	0	0	0	0	0	↗ 1,704 ha (12% ARP)		
	Nombre de contrôles réalisés	Pression	Annuel	Points GPS	CACEM		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	?	?	
	Nombre d'infractions	Pression	Annuel	Points GPS	CACEM		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	?	?	
Evolution de la surface d'habitat perturbée due au mouillage	Surface d'habitat bénéficiant d'interdiction d'ancrage/mouillage	Pression	Ponctuel	Surfacique	AMP	DSF D01-HB-OE05-ind1	0	0	0	↗ 5,66ha	→ 5,66ha	→ 5,66ha	→ 5,66ha	→ 5,66ha		
	Nombre de dispositifs de moindre impacts installés/remplacés	Pression	Annuel	Surfacique	AMP	?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Nombre de contrôles	Pression	Annuel	Points GPS	CACEM		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	↗ 3		
	Taux d'infraction	Pression	Annuel	Points GPS	CACEM		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	100 %		
	Indicateur de pression des mouillages sur l'herbier (Isea)	Pression	Tous les 6 ans	Surfacique	prestation OFB	DSF D01-HB-OE05-ind1; D01-HB-OE05-ind2	58% de la surface des herbiers (13ha) soumis à pression nulle 42% de la surface des herbiers (13ha) soumis à pression faible									
Evolution de la surface d'habitat perturbée due à la pêche à pied loisir	Nombre de pêcheurs à pied (comptage national)	Activité	Annuel	Surfacique	AMP via le réseau Littorée		N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A		

Annexe V : Métadonnées (mois et année d'échantillonnage, nombre de stations, Q3 de la distance entre les points au plus proche voisin) associées aux études ayant relevées les distributions des taux de recouvrement foliaire par classes (<25%, 25-75%, >75%) des herbiers à zostères marines et des herbiers à zostères naines des ZSC étudiées. La surface caractérisée, correspondant à la surface à laquelle une valeur de taux de recouvrement a pu être attribuée selon la méthode définie (cf. 2.2.3.2. Taux de recouvrement), et la surface de l'ensemble de l'habitat connue à ce jour (donne la plus récente) sont également indiquées.

Nom de la Zone Spéciale de Conservation	Année et mois d'échantillonnage	Nombre de stations	Q3 de la distance au plus proche voisin entre les stations (m)	Surface caractérisée (ha)	Surface de l'ensemble de l'habitat (ha)
Herbiers à zostères marines					
TREGOR-GOELO	juin 2019	197	212	683	937 (2019)
CÔTE DE GRANIT ROSE - SEPT ILES	mai 2016	112	100	51	51 (2016)
BAIE DE MORLAIX	mai 2019	147	201	408	489 (2020)
ROCHES DE PENMARC'H	avr. 2016	7	20	0,26	53 (2012)
ARCHIPEL DES GLENAN	mai 2016	253	100	295	323 (2016)
ILES HOUAT-HOEDIC	juin/août/ septembre 2022	37	71	6	17 (2022)
PLATEAU ROCHEUX DE L'ILE D'YEU	septembre 2018	/	/	79	79 (2018)
Herbiers à zostères naines					
MASSIF DUNAIRE GAVRES-QUIBERON ET ZONES HUMIDES ASSOCIEES	septembre 2021	207	71	77	269 (2021)
TREGOR-GOELO	juin 2019	79	200	184	217 (2019)

Annexe VI : Métadonnées (mois et année d'échantillonnage, nombre de stations, Q3 de la distance entre les points au plus proche voisin) associées aux études ayant relevées les distributions des taux de recouvrement surfaciques en maërl des ZSC étudiées. La surface caractérisée, correspondant à la surface à laquelle une valeur de taux de recouvrement a pu être attribuée selon la méthode définie (cf. 2.2.3.2. Taux de recouvrement), et la surface de l'ensemble de l'habitat connue à ce jour sont également indiquées.

Nom de la Zone Spéciale de Conservation	Année et mois d'échantillonnage	Nombre de stations	Q3 de la distance au plus proche voisin entre les stations (m)	Surface caractérisée (ha)	Surface de l'ensemble de l'habitat (ha)
CAP D'ERQUY, CAP FREHEL	juillet/septembre 2021	250	300	2526	2827 (2021)
BAIE DE SAINT-BRIEUC-EST	juillet/septembre 2021	162	299	1348	1352 (2021) 1333 (2025)
TREGOR-GOELO	juillet/septembre 2020	256	304	1750	2026 (2020)
CÔTE DE GRANIT ROSE - SEPT ILES	septembre 2020	32	300	126	126 (2020)
BAIE DE MORLAIX	juil. 2020	69	224	120	120 (2021)
ARCHIPEL DES GLENAN	avril 2023	85	501	1458	1466 (2023)
DUNES ET COTES DE TREVIGNON	avril 2023	28	997	1866	1921 (2012)
ILE DE GROIX	avril 2019	134	300	1327	1350 (2019)
ILES HOUAT-HOEDIC	juin/septembre 2022	102	71	33	1143 (2022)
ESTUAIRE DE LA LOIRE EXTERNE	février 2023	190	/	593	593 (2023)

Annexe VII : Métadonnées (mois et année d'échantillonnage, nombre de stations et de réplicats) associées aux études ayant réalisé des prélèvements de maërl en profondeur permettant de déterminer la vitalité en profondeur, la taille des brins et la macrofaune benthique associée au maërl des ZSC étudiées.

Nom de la Zone Spéciale de Conservation	Année et mois d'échantillonnage	Vitalité en profondeur		Taille des brins		Macrofaune benthique	
		Nombre de stations	Nombre de réplicats	Nombre de stations	Nombre de réplicats	Nombre de stations	Nombre de réplicats
TREGOR-GOELO	novembre 2020	130	2 x 0,1 m ² avec sous-échantillonnage de 1/64 m ²	130	1 x 0,1 m ²	12	3 x 0,1 m ²
CÔTE DE GRANIT ROSE - SEPT ILES	décembre 2020	37	2 x 0,1 m ² avec sous-échantillonnage de 1/64 m ²	37	1 x 0,1 m ²	4	3 x 0,1 m ²
BAIE DE MORLAIX	novembre/décembre 2020	83	2 x 0,1 m ² avec sous-échantillonnage de 1/64 m ²	83	1 x 0,1 m ²	7	3 x 0,1 m ²
ARCHIPEL DES GLENAN	mai 2023	89	2 x 0,1 m ² avec sous-échantillonnage de 1/64 m ²	89	1 x 0,1 m ²	8	3 x 0,1 m ²
DUNES ET COTES DE TREVIGNON	mai 2023	15	2 x 0,1 m ² avec sous-échantillonnage de 1/64 m ²	15	1 x 0,1 m ²	4	3 x 0,1 m ²
ILE DE GROIX	avril 2019	/	/	/	/	6	3 x 0,1 m ²
ESTUAIRE DE LA LOIRE EXTERNE	février 2023	10	1 x 0,1 m ²	10	1 x 0,1 m ²	10	3 x 0,1 m ²

Résumé

Mots clés : état de conservation, maërl, herbiers, zostères, tableau de bord, Natura 2000, zone spéciale de conservation

Les herbiers à zostères (*Zostera marina* et *Zostera noltei*) et le maërl sont des habitats marins à forte valeur écologique, mais particulièrement vulnérables. Leur suivi et l'évaluation de leur état de conservation constituent donc des enjeux importants pour la gestion des sites Natura 2000. Dans ce contexte, cette étude vise à contribuer à la construction de tableaux de bord permettant de caractériser leur état de conservation, à l'échelle de quatorze Zones Spéciales de Conservation (ZSC) de la façade maritime Atlantique française.

Un inventaire des suivis réalisés a été effectué à partir des données bancarisées par l'Office français de la biodiversité (OFB). Les métriques disponibles ont été sélectionnées selon leur pertinence pour renseigner les paramètres d'évaluation de l'état de conservation définis par la Directive « Habitats, Faune, Flore ». Ainsi, les données retenues ont été harmonisées et agrégées à l'échelle des sites Natura 2000 afin de produire des synthèses directement mobilisables dans les tableaux de bord. Toutefois, l'absence de séries temporelles suffisamment homogènes et la variabilité des méthodes de suivi ont fortement limité l'analyse des évolutions temporelles. Le travail s'est donc principalement concentré sur une caractérisation de la situation des habitats à un instant donné et sur l'état des connaissances disponibles. Ces limites ne permettent pas de conclure de manière robuste sur l'évolution de l'état de conservation des habitats à l'échelle des sites étudiés. Elles mettent néanmoins en évidence les principales lacunes de connaissances et les besoins d'amélioration des protocoles de suivi. Ce travail fournit ainsi aux gestionnaires des données harmonisées et des éléments de synthèse nécessaires à l'alimentation progressive des tableaux de bord Natura 2000. Il permet également d'identifier les sites et habitats nécessitant prioritairement de nouveaux suivis et de proposer des pistes d'amélioration pour les futures campagnes d'acquisition et d'évaluation. Sur le long terme, cette démarche s'inscrit dans la construction d'un tableau de bord de façade permettant de centraliser et de suivre l'évolution de l'état des habitats et des pressions de l'ensemble des enjeux écologiques des sites Natura 2000, à l'échelle de la façade maritime Atlantique.

Abstract

Keywords: conservation status, maerl, seagrass meadows, *Zostera*, dashboard, Natura 2000, Special Area of Conservation

Seagrass meadows (*Zostera marina* and *Zostera noltei*) and maerl beds are marine habitats of high ecological value, but are particularly vulnerable. Their monitoring and the assessment of their conservation status are therefore important issues for the management of Natura 2000 sites. In this context, this study aims to contribute to the development of dashboards for characterising the conservation status of these habitats across fourteen Special Areas of Conservation (SACs) along the French Atlantic maritime façade.

An inventory of existing monitoring activities was conducted using data stored by the French Biodiversity Agency (OFB). The available metrics were then selected according to their relevance for informing the conservation status assessment parameters defined by the Habitats Directive. The selected data were subsequently harmonised and aggregated at the Natura 2000 site scale in order to produce summaries that could be directly incorporated into the dashboards. However, the lack of sufficiently homogeneous time series and the variability in monitoring methods greatly limited the analysis of temporal changes. The study therefore mainly focused on characterising the condition of the habitats at a given point in time and assessing the available state of knowledge. These limitations prevent robust conclusions from being drawn regarding changes in the conservation status of the habitats at the scale of the sites studied. Nevertheless, they highlight the main knowledge gaps and the need to improve monitoring protocols. This work therefore provides managers with harmonised data and summary information needed to progressively populate Natura 2000 dashboards. It also makes it possible to identify sites and habitats that should be prioritised for new monitoring activities and to propose avenues for improving future data acquisition and assessment campaigns. In the long term, this approach contributes to the development of a maritime-façade-wide dashboard designed to centralise data and monitor changes in the condition of habitats and pressures affecting all ecological features of Natura 2000 sites across the French Atlantic maritime façade.