

Suivis écologiques 2024 dans le site Natura 2000
FR 930 2001 « lagune du Brusc »



Partenariat

—

Office Français de la Biodiversité
Institut Océanographique Paul Ricard



AIRE
MARINE
PROTÉGÉE

N 2000

L'Institut Océanographique Paul Ricard est situé sur l'île des Embiez, au centre du site Natura 2000 FR 930 2001 géré par l'OFB. L'IOPR réalise régulièrement des suivis de la biodiversité sur ce site N2000 (figure 1). Afin de maintenir un bon état des connaissances sur ce site Natura 2000 nous avons réalisé une série de suivis écologiques en 2024.

- Évolution de la limite basse des herbiers de Posidonie
- État du récif nord de la Lagune du Brusuc
- Évaluation des abondances des populations d'holothuries
- Détection précoce des espèces invasives
- Diversité de la communauté ichthyologique sous contrainte de la qualité et de la diversité de l'habitat

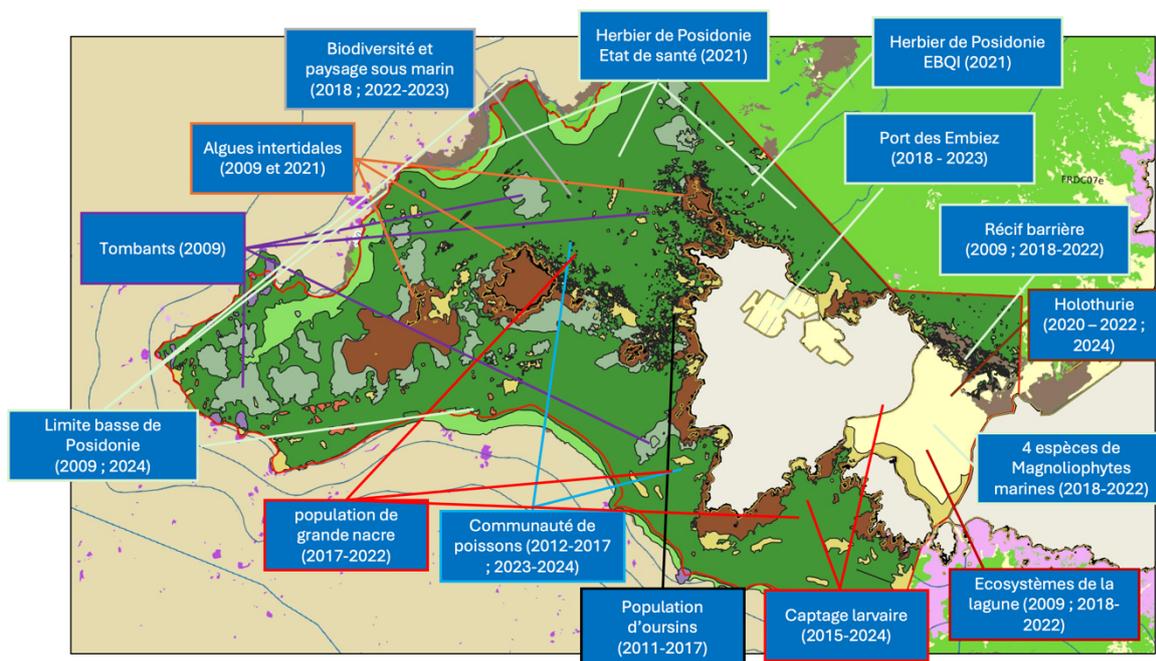


Figure 1. Liste des suivis écologiques effectués par l'IOPR depuis la création du site N2000 en 2009

Rapport rédigé par : Rémy Simide, Sylvain Couvray et Yael Hatret

Contributions :

Plongées : Rémy Simide, Sylvain Couvray et Clément Madelaine

Conceptualisation, écriture et édition : Rémy Simide, Sylvain Couvray et Yael Hatret

Traitement et analyses des données : Sylvain Couvray, Yael Hatret, Clément Madelaine et Rémy Simide

Photos, visuels, modèles et graphiques : Rémy Simide, Yael Hatret et Sylvain Couvray

Coordination administrative et direction : Claire Lemoine

Contact : remy.simide@institut-paul-ricard.org

Ce document peut être cité comme suit :

Institut Océanographique Paul Ricard, 2025, Suivis écologiques 2024 dans le site Natura 2000 FR 930 2001 « Lagune du Brusuc ». 100 pp.

Table des Matières

Évolution de la limite basse des herbiers de Posidonie	4
Suivi écologique	4
Recommandations sur les mesures de gestion	8
État du récif nord de la lagune du Brusac	12
Suivis écologiques	12
Recommandations sur les mesures de gestion	21
Évaluation des abondances des populations d'holothuries	23
Synthèse : intérêt écologique des holothuries, pêche et gestion.....	23
Biologie et dynamique des populations	23
Rôle écologique et interactions avec les herbiers marins	24
L'holothurie : une ressource halieutique.....	25
Gestion de la ressource	27
Mise en place de mesure de gestion sur les territoires français	28
Mesures de gestion mises en place en Méditerranée.....	29
Suivis écologiques : protocole innovant et populations autour des Embiez.....	29
Introduction.....	29
La lagune du Brusac.....	30
Le site Natura 2000.....	32
Méthode de comptage à l'échelle du paysage écologique.....	39
Recommandations sur les mesures de gestion	41
Détection précoce des espèces invasives	43
Diversité de la communauté ichthyologique sous contrainte de la qualité et de la diversité de l'habitat	48
Contexte	48
Méthode	49
Composition de l'assemblage de poissons à l'échelle du site	51
Structure des assemblages de poissons dans les différents habitats du site.....	52
Abondance et biomasse	52
Richesse et diversité spécifique	54
Richesse et diversité phylogénétique	55
Influence de la profondeur	55
Composition trophique des assemblages de poissons	55
Importance de la prise en compte de la mosaïque d'habitats pour la conservation des assemblages de poissons	57
Recommandations sur les mesures de gestions	59
Recommandations générales	61
Bibliographie.....	62
Annexes	Erreur ! Signet non défini.

Évolution de la limite basse des herbiers de Posidonie

Suivi écologique

Posidonia oceanica (L.) Delile est une Magnoliophyte marine appartenant à la famille des Posidoniaceae. Endémique à la Méditerranée, c'est-à-dire strictement cantonnée à cette mer, elle constitue l'un de ses écosystèmes les plus emblématiques. La posidonie s'étend en formant des herbiers sur des fonds allant de la surface jusqu'à une quarantaine de mètres de profondeur. Sur l'ensemble du bassin méditerranéen, elle colonise entre 2,5 et 5 millions d'hectares (Pergent et al., 1995). Les herbiers de posidonie sont des habitats remarquables, apportant des bienfaits et services écosystémiques : zone de nurserie, puits de carbone, habitat pour 20 à 25 % de la biodiversité méditerranéenne, barrière naturelle à la houle, piège à sédiments, etc. Les herbiers de posidonie sont protégés, au niveau national depuis l'arrêté du 19 juillet 1988, et au niveau européen par leur classement en annexe 1 des habitats prioritaires le 21 mai 1992. Malgré ces mesures de protection, les herbiers de posidonie sont globalement en régression (Boudouresque et al. 2009).

Une cartographie des herbiers de posidonie de l'ensemble du site N2000 lagune du Brusco a été réalisée en 2008, lors de la réalisation du DOCOB Natura 2000 Lagune du Brusco, ainsi que des caractérisations de l'herbier en limite basse, des récifs barrières sud et nord de la lagune du Brusco, et dans des zones de mouillages forains. Cette étude a été réalisée afin de définir l'état et les enjeux de conservation des herbiers du site (Rouanet et al., 2008). Elle a mis en évidence dans cette zone sensible : des marques de labourage, arrachage et destructions de l'herbier de posidonie causées par les ancres ; la dissémination potentielle des algues invasives ; les risques liés aux rejets d'eaux usées, pollution de surface par hydrocarbures, rejets de déchets dans le milieu, diffusion de substances toxiques ; ainsi que la perturbation par le bruit des moteurs. Cette étude préconisait de poursuivre les inventaires et d'actualiser régulièrement les données cartographiques et des paramètres écologiques.



Figure 2.

Plongeur de l'IOPR en train d'évaluer la condition écologique de l'herbier de posidonie

En 2014, le bureau d'étude Galatée a réalisé une actualisation des données concernant l'état de conservation des herbiers suivant les mêmes protocoles et sur les mêmes stations. Depuis 2018, l'Institut océanographique Paul Ricard réalise des suivis des herbiers marins dans la lagune du Brusco, dans le cadre du programme de restauration écologique de la Lagune du Brusco (SARLAB), d'une convention scientifique avec l'AFB (Sub Dec n°2019/74) et d'un projet européen H2020, MaCoBioS (Figure 2).

En 2008 et en 2014, la limite inférieure des herbiers de posidonie du site montrait des signes de régression. Les stations suivies s'appellent « limite basse nord », « limite basse ouest » et « limite basse sud » (figure 3).

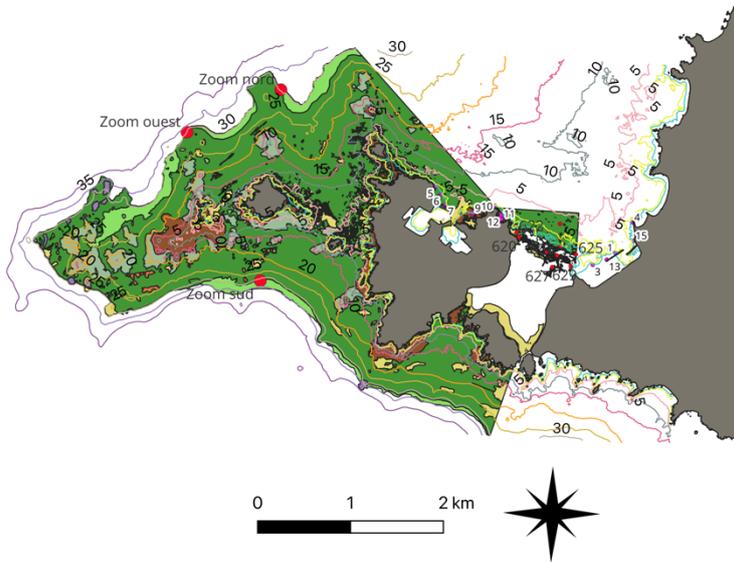


Figure 3.

Emplacement des trois sites de suivis historiques de la limite basse

En 2008, onze bornes de géomètres ont été placées par station le long de la limite basse de posidonie. Ce marquage permanent permet de fixer un repère temporel de la limite basse de posidonie à partir de 2008. Le site des Embiez étant toujours soumis diverses pressions anthropiques il est important d'évaluer si le niveau de pression en encore impactant, stable ou si les conditions environnementales sont redevenues suffisamment bonnes pour une reconquête des herbiers. En 2014, le rapport de Galatée (Galatée, 2014) faisait état d'un état écologique similaire à 2008 avec la présence de nombreuses structures érosives. De plus, au niveau des bornes retrouvées en 2014, il est indiqué que l'herbier de posidonie est resté stable, sans régression ou progression.

En 2014, toutes les balises ont été retrouvées sur le site « limite basse ouest », mais seulement trois et deux respectivement pour les sites « limite basse nord » et « limite basse sud ». En 2024 nous avons également retrouvé toutes les balises sur le site « limite basse ouest », mais aucune sur les deux autres sites malgré des plongées en recycleur de plus d'une heure trente par site (les photos en première page et en figure 4 ont été prises sur le site « limite basse sud » où nous avons observé un groupe de poissons-lunes). Les deux sites nord et sud sont des sites où les pêcheurs professionnels posent leurs filets (il y avait d'ailleurs un filet sur le site « limite basse nord » le jour de notre plongée). Les balises doivent y avoir été arrachées au fil des années. Le seul site de référence restant est donc le site « limite basse ouest » (la synthèse des sorties terrains des suivis 2024 est présenté en annexe 0).

En 2022, nous avons effectué un suivi écologique de cinq herbiers de Posidonie, aux l'Embiez, au cap Sicié (x2) et à Porquerolles (x2). La limite basse que nous avons suivie au niveau des Embiez se trouvait sur le site « limite basse ouest ». Sur ces sites nous avons relevé 22 indicateurs de l'écosystème. Afin de proposer des résultats robustes et répétables, nous plaçons nos points d'échantillonnage dans la partie homogène de l'herbier, même en limite basse. Ce protocole nous permet d'éviter les biais d'échantillonnages liés à la forte variabilité naturelle de l'herbier au contact d'un écotone. C'est pourquoi nous ne comparerons pas nos résultats aux rapports de 2008 et 2014 pour lesquels la répétabilité n'est pas assurée, mais uniquement aux autres sites suivis en 2022. Sur le site « limite basse ouest » la densité en faisceaux était de $91,3 \pm 21,9$ faisceaux.m⁻² alors qu'en limites basses des 4 autres sites, les

valeurs étaient plus élevées, entre $129 \pm 28,6$ faisceaux.m⁻² et $141,3 \pm 28$ faisceaux.m⁻². Cette densité, la plus faible, peut être considérée comme médiocre à normal à la profondeur de cette zone soit 29-30 mètres (d'après Pergent et al., 2008 et Pergent-Martini et al., 2010). Par contre, ce site est celui avec la plus forte présence de rhizomes plagiotropes. Les autres indicateurs de la biodiversité ne sont pas notablement différents des sites de Porquerolles, dans l'aire du parc national de Port-Cros, et du cap Sicié qui est lui faiblement protégé. On notera la présence de $5,2 \pm 1,3$ feuille par faisceaux en moyenne sur le site « limite basse ouest » et un enfouissement au niveau du faisceau (les écailles étaient généralement sous le sédiment).



Figure 4.

Station de nettoyage et zone de repos pour un groupe de 8 poissons lunes dans le site N2000 en long d'une limite basse de posidonie

Sur ce site, contrairement aux conclusions de 2008 et de 2014, il y a une évolution notable de la limite basse de posidonie (figure 5). Sur la photogrammétrie, les balises ont été replacées (points rouges) ainsi que la limite basse dessinée en 2008 (le trait rouge).

On constate une progression franche de la limite basse de l'herbier au droit d'au moins quatre des onze balises. En particulier, au droit des balises 2 ; 3 ; 4 ; et 7 (numérotation croissante du haut vers le bas) la progression de la posidonie serait respectivement de 1,9 m ; 11,5 m ; 6,3 m ; et 1,9 m (voir les annexes 1 à 11). Les annexes 1 à 11 présentent l'évolution de l'herbier au niveau de chaque balise incluant les photos du rapport de 2008 et celles de 2024. Après comparaison avec les visuels de 2008 et 2014 et après discussion avec l'un des plongeurs de la mission 2008, il apparaît que les balises n'ont pas été placés à la limite du dernier faisceau de posidonie, mais plutôt à la limite considéré comme étant la limite franche d'un herbier continue (voir par exemple les photos de 2008 des annexes 1 et 10). Cette stratégie ne permet pas d'affirmer une surface de progression de l'herbier, car il est complexe de définir, au jugé, ce qui pouvait être considéré en 2008 comme un herbier continue ou un herbier épars. Ce biais méthodologique montre l'intérêt de la photogrammétrie pour suivre la limite basse des herbiers de posidonie. Cette technique permet à la fois d'avoir une surface précisément délimitée, mais également de conserver une orthomosaïque essentielle à un suivi d'évolution de la limite basse dans le temps.

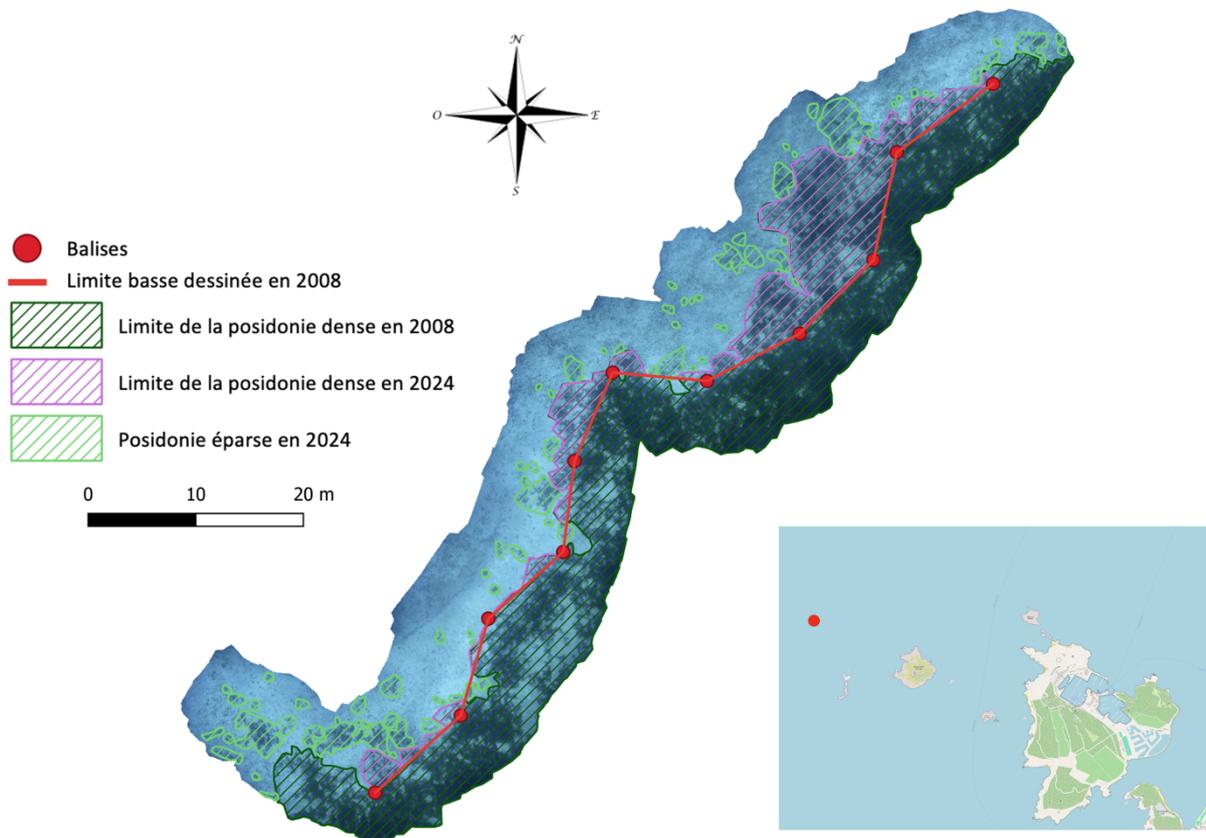


Figure 5. Site de « limite basse ouest »

Même si, aux vues des éléments ci-dessus, il apparaît impossible de quantifier la progression de l'herbier, plusieurs éléments essentiels peuvent néanmoins être démontrés.

- Contrairement aux conclusions des rapports de 2008 et de 2014, nous ne constatons aucune régression de l'herbier en 2024 sur le site « limite basse ouest ».
- On observe une progression de l'herbier de posidonie sur certains secteurs de la limite basse suivie. Cette progression est probablement liée à la densification de faisceaux épars déjà présents en 2008 bien qu'aucune affirmation en ce sens ne puisse être formulée. Sur 100 mètres linéaires d'herbier, on constate un gain de 241 m² depuis 2008.
- La progression la plus forte est observée dans le secteur nord, autour de la 3^{ème} balise avec une progression d'environ 10 m linéaires au droit de celle-ci. L'extension horizontale d'un herbier de posidonie se compte normalement en cm.an⁻¹ (Marbà et al., 1996) ce qui appuie l'hypothèse de la densification de faisceaux épars plutôt que d'une croissance plagiotrope le long de la limite basse.
- Sur la majorité des balises, l'herbier n'a pas du tout progressé depuis 2008. Cela montre la forte hétérogénéité d'évolution qui peut être observée sur les quelques dizaines de mètres linéaires. Cela démontre : (1) une inertie forte de la limite basse ; (2) l'importance de suivre un herbier à grande échelle, à la fois spatiale et temporelle ; (3) et cela remet en question l'intérêt d'un indicateur classique lié à l'état de santé d'un herbier de posidonie, à savoir la présence de rhizomes plagiotropes, qui sont nombreux sur ce site malgré la stagnation de l'herbier sur la plupart des balises depuis au moins 16 ans.
- De nouveaux faisceaux épars de posidonie sont observés jusqu'à plusieurs mètres après la « limite » de l'herbier.
- Aucun faisceau de posidonie n'a été observé au-delà du petit talus de matte morte, situé à 32 m de profondeur. Cette ligne représente peut-être la limite historique de l'herbier dense de posidonie.

Recommandations sur les mesures de gestion

Les paramètres physico-chimiques de l'eau qui ont conduit à la régression de la limite basse de la posidonie il y a au moins 20 ans ne sont plus présents. On peut supposer que l'herbier a le plus régressé lors du développement de l'urbanisation côtière à partir des années 50 et jusqu'à la mise en place progressive des réseaux d'assainissement des eaux usées et de ruissellement. Actuellement, l'herbier est capable de progresser, bien que ce soit limité à certains points d'observations. Des mesures de gestion ambitieuses sur le site pourraient favoriser l'apparition de nouveaux faisceaux et de densifier les patchs épars au-delà de la limite basse actuelle. En effet, la productivité d'un herbier de posidonie dépend en partie du cycle des nutriments (dans la colonne d'eau et dans les sédiments) qui est favorisé par un écosystème équilibré et dynamique (Figure 6). Or, le site Natura 2000 « lagune du Brusco » se caractérise par un déséquilibre important du réseau trophique de la communauté ichtyologique en faveur des herbivores ainsi que d'une biomasse faible de cette communauté souvent prise comme indicatrice de l'état de santé et de la productivité d'un écosystème (Couvray, 2020). Ainsi des mesures de protection sur ce site Natura 2000 pourraient favoriser la reconquête de la limite basse historique des herbiers de posidonie.



Figure 6. Modèle conceptuel de l'évolution d'un herbier en fonction de l'augmentation ou de la réduction de pressions (voir les détails dans les livrables 3.1 et 1.2 du projet H2020, MaCoBioS, disponibles en ligne : <https://cordis.europa.eu/project/id/869710/results>). En utilisant l'outil dynamique en ligne on remarque dans l'exemple présenté sur cette figure que la réduction de la surpêche (levier représenté par le point vert dans le « panneau de contrôle de scénario ») favorise la biomasse de l'herbier (les quatrième et cinquième histogrammes en partant du haut représentent la progression des compartiments « biomasse souterraine de l'herbier » et « biomasse aérienne de l'herbier »). Lien vers l'interface dynamique : <https://macobios.vercel.app/fr/fcm/scenarios/seagrass>

En considérant tout d’abord le talus de matte morte de posidonie sur 32 m de profondeur comme la limite basse de référence historique et d’autre part la limite basse du site identifiée en 2008, le potentiel de recolonisation pour ce site N2000 serait de 30,5 hectares (Figure 7).

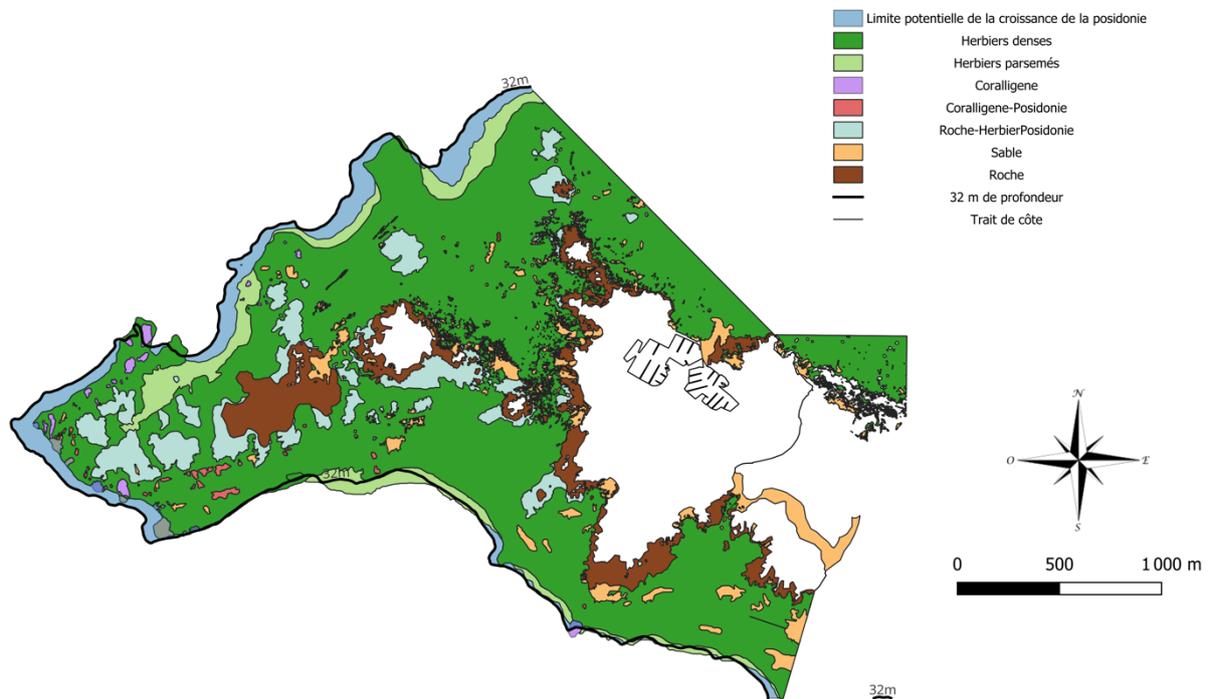


Figure 7. Extension possible de l’herbier de posidonie en sa limite basse (en bleu) pour rejoindre un ancien tombant de matte visible sur environ 32-33 m de profondeur.

En considérant que la limite basse potentielle correspond à la limite de la zone euphotique, définie par la quantité de lumière nécessaire à la croissance de la posidonie, celle-ci se situe à environ 35 m autour du site Natura 2000 (Castellan et al., 2022 ; Figures 8 et 9). Dans ce cas, le potentiel de recolonisation est estimé à 63 hectares. Dans une perspective d’augmentation de la séquestration du carbone à long terme et de recherche de cas d’étude sur la restauration passive des écosystèmes, nous recommandons de renforcer significativement le niveau de protection du site Natura 2000 « Lagune du Brusç » afin de favoriser, entre autres, la reconquête de ces hectares d’herbiers de posidonie.

Afin de tester l’hypothèse selon laquelle une protection renforcée d’un site peut favoriser la reconquête des herbiers de posidonie, nous recommandons la mise en place d’une ZNP sur le site Natura 2000 « Lagune du Brusç », la redéfinition de la limite basse de la posidonie à l’échelle du site, ainsi que l’amorce de son suivi régulier.

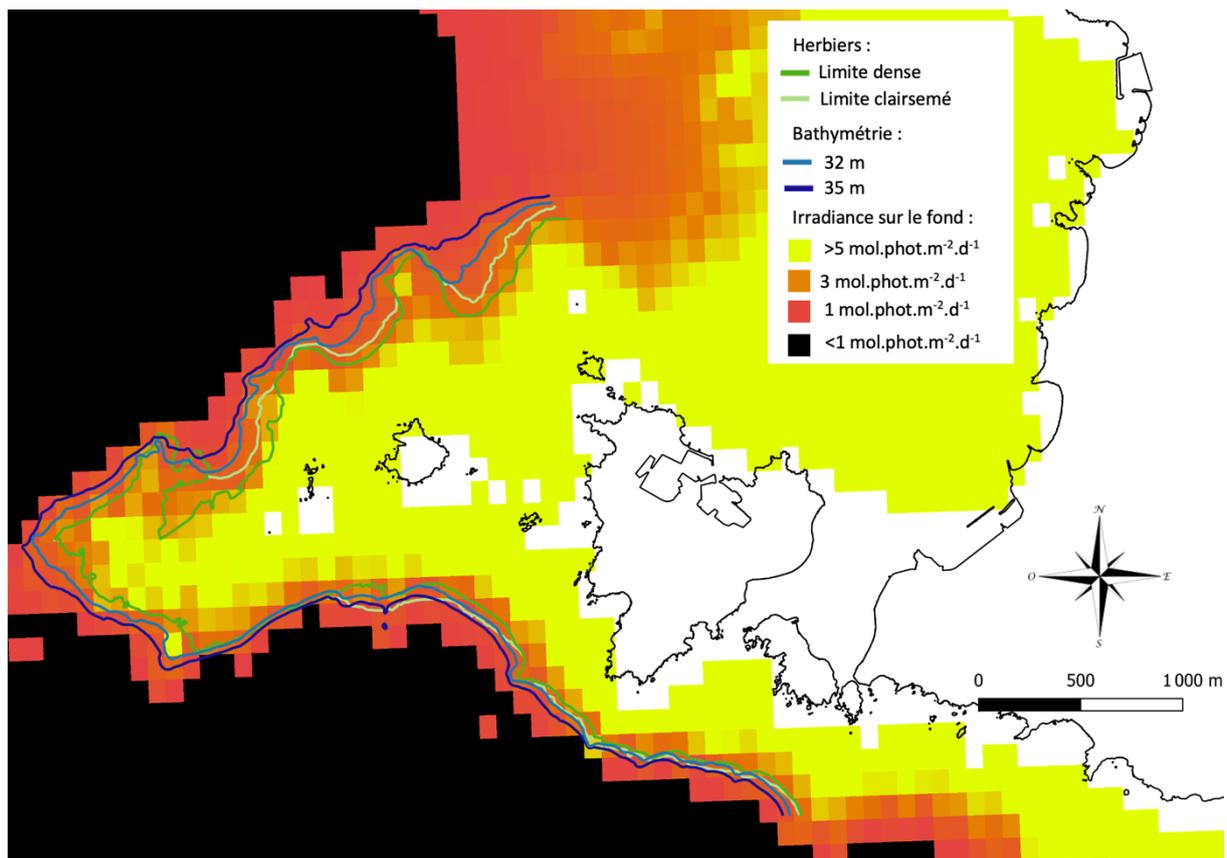


Figure 8. Irradiance au fond (quantité de lumière sur le fond), profondeur et de la limite basse de posidonie. Une variable limitante pour la posidonie est la quantité de lumière nécessaire à la photosynthèse. La limite de la zone euphotique est à $1 \text{ mol.phot.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. La quantité de lumière limitante pour la posidonie est entre cette valeur et 2 à $3 \text{ mol.phot.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Autour des Embiez la limite théorique de croissance de la posidonie en limite est donc sensiblement à 35 m de profondeur

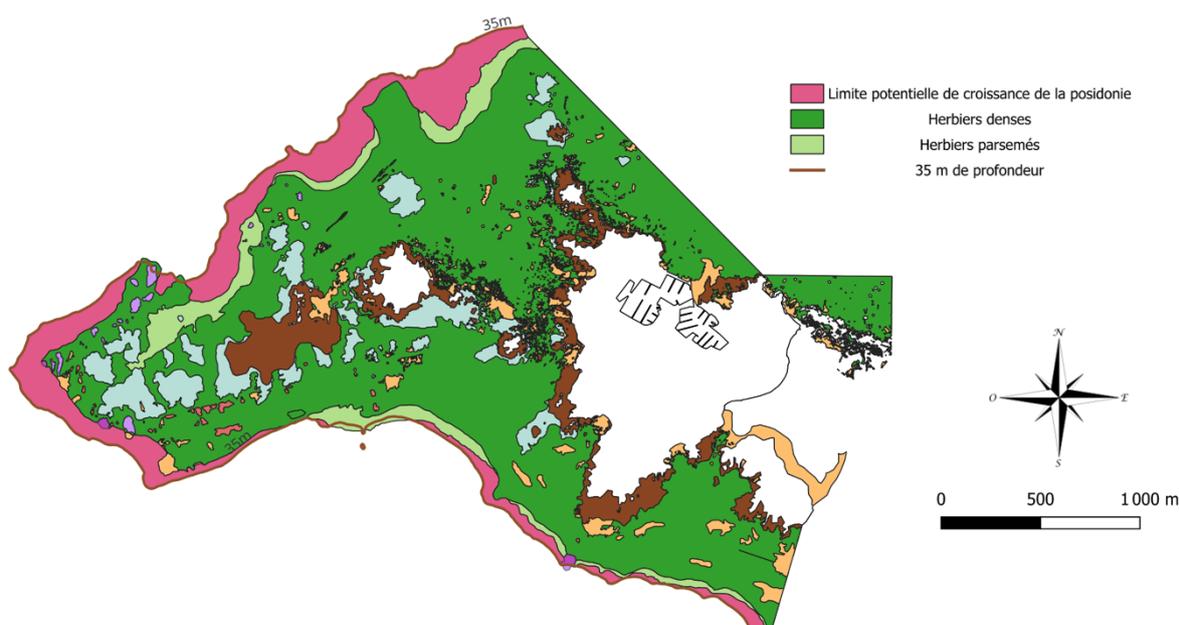


Figure 9. Extension possible de l'herbier de posidonie en sa limite basse (en rose) en suivant l'isobathe 35 m



Récif de posidonie de la baie du Brus

État du récif nord de la lagune du Brusc

Suivis écologiques

La posidonie est une plante marine caractérisée par ses faisceaux de feuilles, ses rhizomes et ses racines. Ses rhizomes peuvent être rampants (plagiotropes) ou dressés (orthotropes), et leur accumulation, combinée à celle des racines et des sédiments, donne naissance à une formation biogénique spécifique appelée la matte. Cette structure est presque imputrescible dans le milieu marin et peut s'accumuler. La croissance verticale des rhizomes orthotropes permet la formation de mattes pouvant atteindre plusieurs mètres de hauteur (Molinier et Picard, 1952) et sous certaines conditions hydrodynamiques, l'herbier peut atteindre la surface. Lorsque cela se produit, on parle alors de récif de posidonie. Parmi les neuf espèces du genre *Posidonia*, seule *P. oceanica*, endémique de la Méditerranée, est capable de constituer ces formations récifales. Par conséquent, ces récifs se trouvent uniquement en Méditerranée. Les récifs de posidonie constituent une structure vivante unique au sein de la biosphère. Toutefois, leur présence coïncide souvent avec des zones côtières aménagées, ce qui a conduit à la disparition de nombreux récifs (Holon et al., 2015 ; Rouanet et al., 2019). En raison de leur croissance extrêmement lente, la formation de nouveaux récifs à l'échelle humaine n'est pas possible, faisant des récifs existants de véritables vestiges écologiques.



Figure 10. Récif de posidonie de la lagune du Brusc. À marée basse, les feuilles peuvent dépasser de la surface de l'eau.

La baie du Brusc se distingue par sa configuration particulière, située entre le littoral et un ensemble d'îles comprenant le Petit Gaou, le Grand Gaou et les Embiez. Cette disposition engendre la présence de trois passes étroites au sud : celles du Petit Gaou, du Grand Gaou et des Embiez. L'entrée de la baie, orientée vers le nord, est encadrée à l'ouest par les Embiez et à l'est par le Brusc. L'originalité du site réside dans la présence d'un récif barrière non pas en fond de baie, mais à son entrée, une caractéristique unique parmi les récifs connus en Méditerranée. Cette configuration crée un vaste lagon, souvent désigné sous le nom de "Lagune du Brusc".



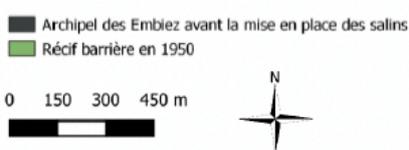
Figure 11. Au premier plan, les trois passes et au second plan le lagon du Brusco

La formation de ce récif à l'entrée de la baie pourrait être liée à l'histoire géographique du site. Avant l'aménagement des salins sur l'île des Embiez en 1068, deux îles distinctes existaient : l'île de la Tour Fondue et l'île des Embiez. Cette configuration insulaire initiale éclaire la genèse probable du récif. Ce dernier bénéficie d'une protection naturelle contre la houle d'est et les largades, tout en étant partiellement abrité des effets du mistral par la pointe nord des Embiez à l'ouest et par l'île de la Tour Fondue à l'est."



Figure 12.

Représentation probable du récif de la baie du Brusco avant la mise en place des premiers salins entre l'île des Embiez et l'île de la tour fondue au XIème siècle. Figure reproduite du précédent rapport pour l'AFB, Simide et Abello, 2020.



Le détournement des îles est effectué à partir des données historiques et sur la base des photographies aériennes de 1950 et 2017 (en fond la photo 2017). Le récif barrière représenté est celui de 1950 (voir la dernière partie de ce rapport pour les détails sur son détournement).

Le récif du Brus, d'une longueur d'environ 3 km, se compose à la fois de portions de récifs frangeants, situés parallèlement à la côte, et d'un récif barrière qui délimite la lagune du Brus de la mer ouverte. En raison de son rôle central dans la dynamique hydrologique et le fonctionnement du lagon, le récif barrière a fait l'objet d'une attention scientifique plus soutenue, reléguant ainsi l'étude des récifs frangeants au second plan. Si des données scientifiques de référence existent pour le récif barrière (e.g. Simide et Abello, 2020 ; Rouanet et al., 2009 ; Bonhomme et al., 2015 ; Creocan, 2013 ; Francour et Sartoretto, 1991) aucune étude exhaustive n'a, jusqu'à présent, caractérisé l'ensemble du récif. Ce rapport propose donc une première description complète et précise de sa structure et de son extension. Pour ce faire, un relevé cartographique a été réalisé à partir d'une photomosaïque obtenue par un survol de drone en septembre 2024, complété par des vérifications *in situ* (Figure 13).

La délimitation des contours du récif repose sur une méthodologie comparable à celle adoptée par Simide et Abello en 2020 (Figure 14). Sur la face interne du récif, la profondeur maximale atteinte par la matte de l'herbier de posidonie est de 0,75 m. Afin d'assurer une cohérence méthodologique, la délimitation de la partie externe du récif a été fixée à cette même profondeur, sauf dans les zones où un profil distinct est visible (trou d'eau ou petit tombant de matte). Cette limite bathymétrique correspond également à la fermeture de la masse d'eau par le récif, comme l'indiquent les relevés de température réalisés en 2019 (Simide et Abello, 2020). Autrement dit, le récif joue un rôle de barrière physique séparant le lagon de la mer ouverte. Cette transition s'opérant globalement aux alentours de 0,75 m de profondeur. Toutefois, la donnée bathymétrique à 0,25 m de résolution n'est disponible que pour la section du récif barrière, elle est de 1 m pour le reste du site N2000. Pour les récifs frangeants, la délimitation repose donc sur la structure de la matte, privilégiant soit une profondeur proche de 1 m, soit une structuration évidente de la matte comme un tombant de matte (Annexe 12). Le service écosystémique d'atténuation de la houle fourni par le récif frangeant s'opérant jusqu'à plusieurs mètres de profondeur, une délimitation plus large (allant ici jusqu'à 3 m) est cohérente avec ses fonctions écologiques.

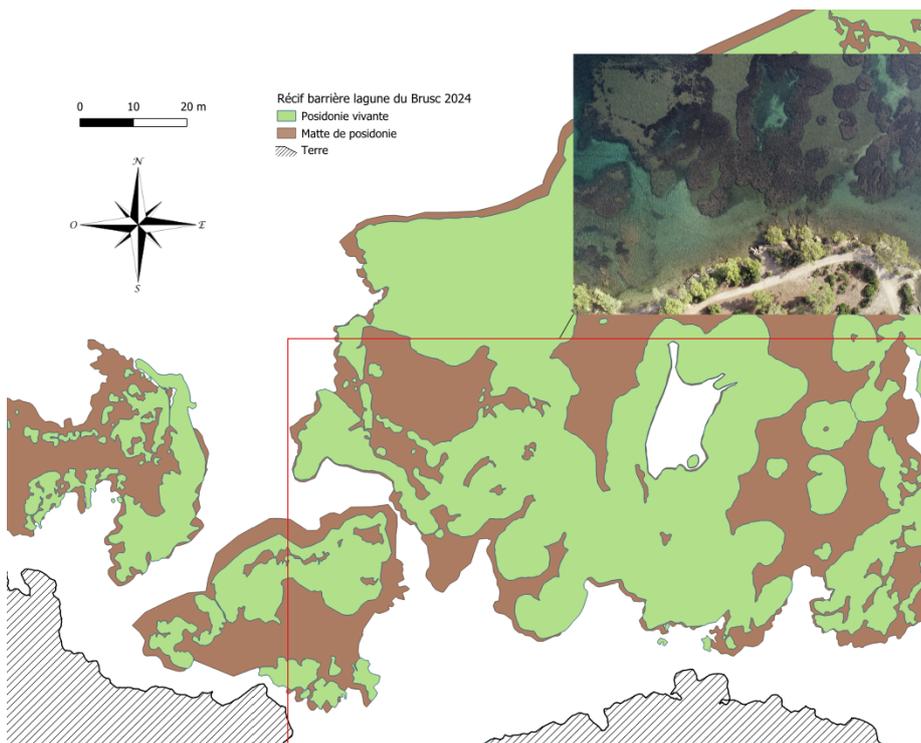


Figure 14.

Exemple de détournement de la posidonie vivante et de la matte de posidonie sur le récif. Toutes les zones ambiguës (e.g. litière de feuilles mortes, tombant de matte) sont contrôlées par vérité terrain

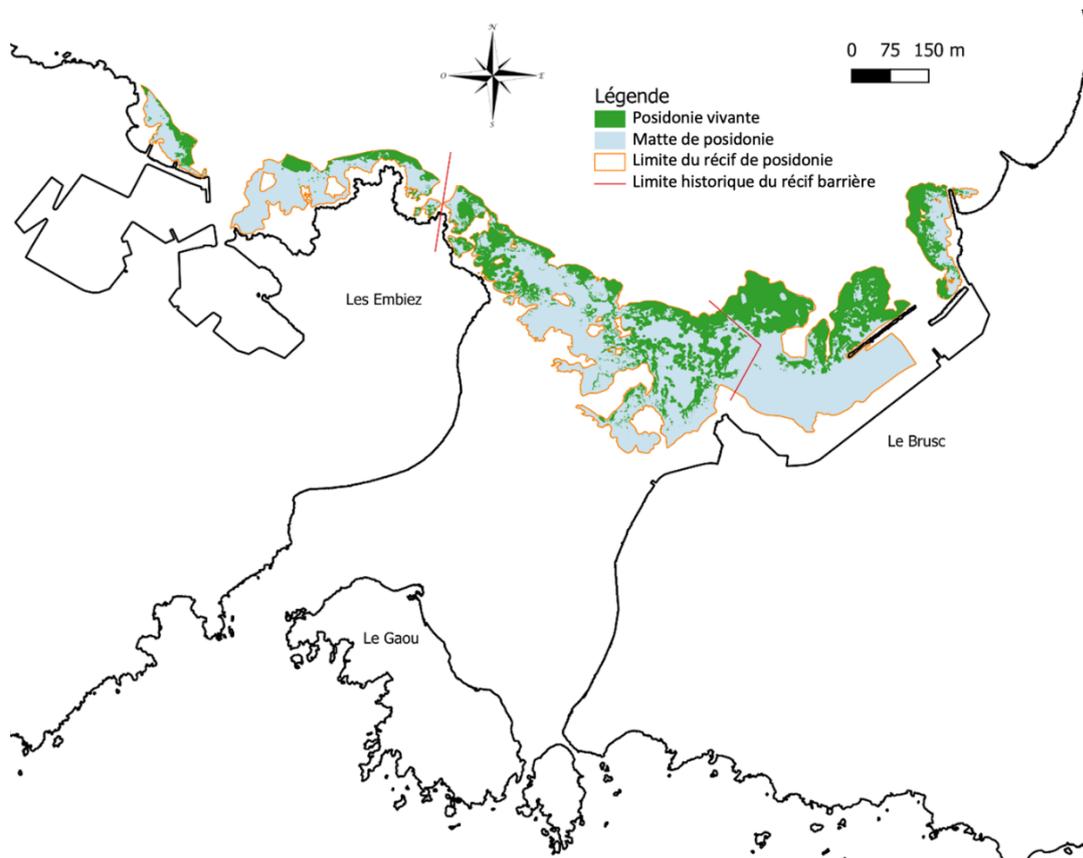


Figure 13. Récif de la baie du Brusca en 2024.

À son extrémité nord-ouest, le récif commence juste avant la plage artificielle des salins. Il longe ensuite la digue du port des Embiez. La large interruption dans la structure de la matte a été réalisée pour permettre le passage des navires lors des travaux de création du port des Embiez en 1962. Les emprises artificielles sur le récif, par des modifications humaines du trait de côte ont été décrites dans le rapport et dans l'article Simide et Abello de 2020 et les figures correspondantes sont reproduites en annexes à ce rapport (annexes 13 et 14) et en figure 15 ci-après. Le récif reprend à l'ouest de l'entrée du port des Embiez par une large section de matte morte. Il rejoint ensuite les Embiez un peu avant la pointe du Canoubié. Sur cette zone, on retrouve un herbier sur roche jusqu'à la portion considérée dans les précédents travaux de recherche comme le récif barrière de posidonie. Le récif barrière est un mélange de posidonie vivante et de matte morte. Ce profil n'est ni surprenant, ni nécessairement indicatif d'un mauvais état de santé de l'herbier. En effet, la croissance verticale de l'herbier induit qu'il se retrouve, en approchant de la surface, dans des conditions physico-chimiques critiques pour sa propre survie, notamment en termes de température (Molinier et Picard, 1952 ; Bonhomme et al., 2015). La configuration unique de ce récif avec la présence des trois passes au sud du lagon permet un renouvellement de la masse d'eau suffisant pour permettre à ce récif de se maintenir partiellement vivant. Ce point crucial de la « respiration lagunaire » par le renouvellement de la masse d'eau est largement abordé dans le rapport de 2020 et sera brièvement discuté dans un prochain paragraphe. Le récif barrière se poursuit ensuite dans l'enceinte portuaire du Brusca - même s'il serait plus juste de l'écrire dans le sens inverse – et se termine par une portion de récif frangeant le long du littoral du Brusca jusqu'à la plage artificielle des Charmettes.

En 2024, le récif de la baie du Brusc s'étend sur un peu plus de 7,5 hectares et la proportion de posidonie vivante est d'environ 35 %. Sur la partie du récif barrière, la superficie de posidonie vivante est de presque 31 000 m² (Tableau 1).

Zone	Superficie de matte (m ²)	Superficie de posidonie vivante (m ²)	Proportion de posidonie vivante (%)
Récif de la baie du Brusc	215 691	75 353	34,93
Récif barrière	96 252	30 894	32,1

Tableau 1. Superficie du récif de la baie du Brusc.

Les récifs de posidonie sont des biostructures dont la dynamique d'évolution est très faible. Ils se forment sur plusieurs centaines voire plusieurs milliers d'années. À l'échelle d'une vie humaine, leur dynamique naturelle devrait être presque nulle. À l'inverse, ces récifs sont des ensembles très vulnérables, car la posidonie proche de la surface se retrouve naturellement dans des conditions extrêmes pour sa propre survie.

La régression d'un récif de posidonie sur quelques années est donc un phénomène alarmant et certainement irréversible à notre échelle de temps. Vu l'importance d'un récif en termes de services écosystémiques, en particulier de protection du littoral, mais également dans la formation d'un paysage écologique unique (comme la lagune du Brusc), il est important de suivre l'évolution des récifs et d'apporter les mesures de gestion et de protection nécessaire à leur maintien.

Le récif de la baie du Brusc forme un ensemble écologique unique en son genre, la lagune du Brusc, dont le fonctionnement écologique est identique à celui d'un lagon. L'ensemble de ce site est fortement modelé par les activités anthropiques, notamment par l'artificialisation importante du trait de côte et par les installations portuaires (Figure 15).

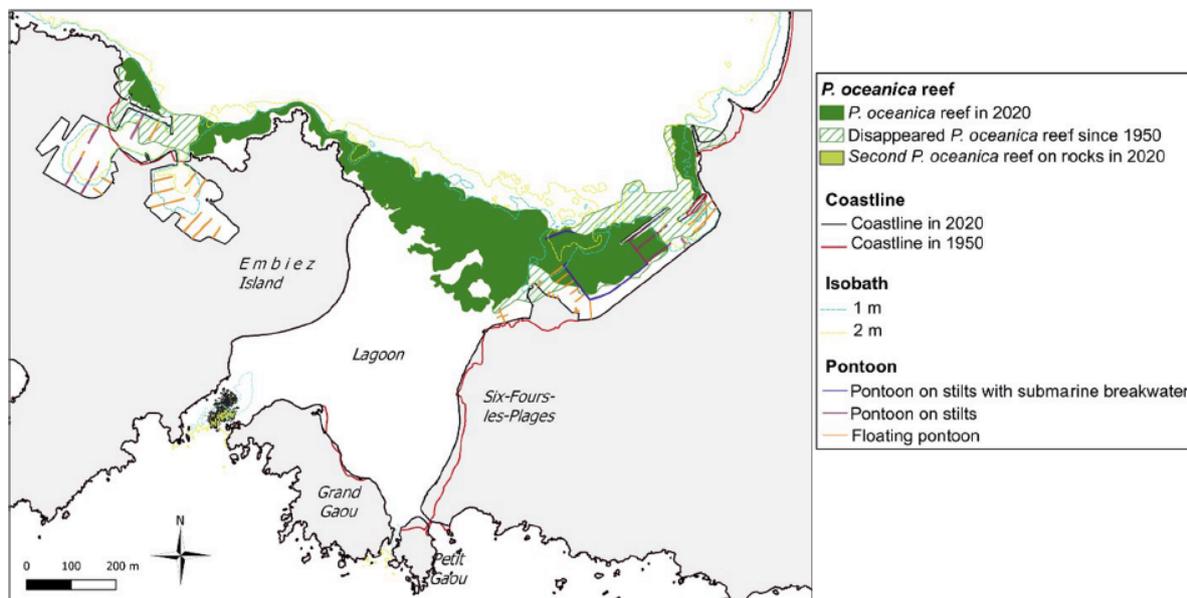


Figure 15. Le lagon du Brusc et le récif de posidonie, incluant les installations portuaires et les évolutions du trait de côte entre 1950 et 2020. Le grand récif de posidonie au nord du lagon est représenté par sa matte (herbier mort et herbier vivant confondu) et le petit récif de posidonie sud (non traité dans ce rapport) est représenté par la posidonie vivante car c'est un herbier sur roche. Reproduit de Simide and Abello, Vie Milieu, 2020.

Malgré son importance écologique et patrimoniale, le récif de la baie du Brusç a été largement dégradé au cours des dernières décennies. Sa surface aurait été divisée par 2,8 entre 1944 et 1986 (Francour et Sartoretto, 1991) en particulier par les infrastructures portuaires créées directement sur la matte. Plus récemment, la partie vivante du récif barrière avait régressé de presque 11 % entre 2004 et 2020 ce qui est extrêmement rapide et met en danger la survie de cette biostructure à court terme. La modification de la circulation du flux d'eau dans le lagon suite aux aménagements dans le port du Brusç avait été identifiée comme la cause principale de cette régression (Couvray et al., 2020 ; Simide et Abello, 2020). Entre 2020 et 2024, la superficie de la posidonie vivante s'est stabilisée avec une augmentation marginale de 0,2% (Tableau 2 et Figure 16).

Évolution de la superficie de posidonie vivante dans le récif barrière

Année	Superficie (m ²)
2004	34 705
2020	30 817
2024	30 894

Tableau 2. Évolution de la superficie de posidonie vivante dans la partie du récif barrière.

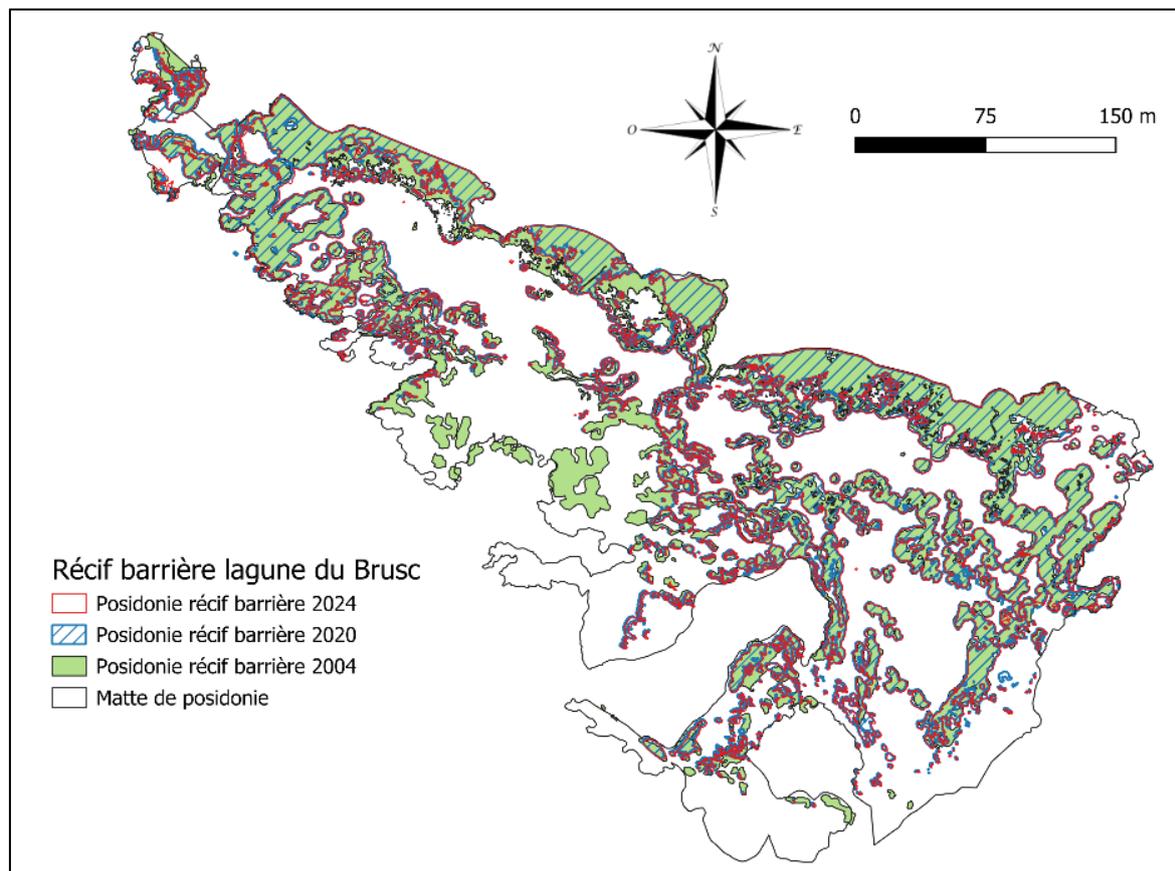


Figure 16. Évolution de la partie vivante du récif barrière entre 2004, 2020 et 2024.

Si la superficie de l'herbier semble stable entre 2020 et 2024, le taux de recouvrement de posidonie sur certains patches a largement diminué. En effet, le détournement de la posidonie à partir des images aériennes ne reflète pas le recouvrement en posidonie (Figure 13). Sur la quasi-totalité du récif barrière, nous ne retrouvons pas de modification notable de ce recouvrement entre les images aériennes de 2020 et de 2024 (e.g. Figure 17).

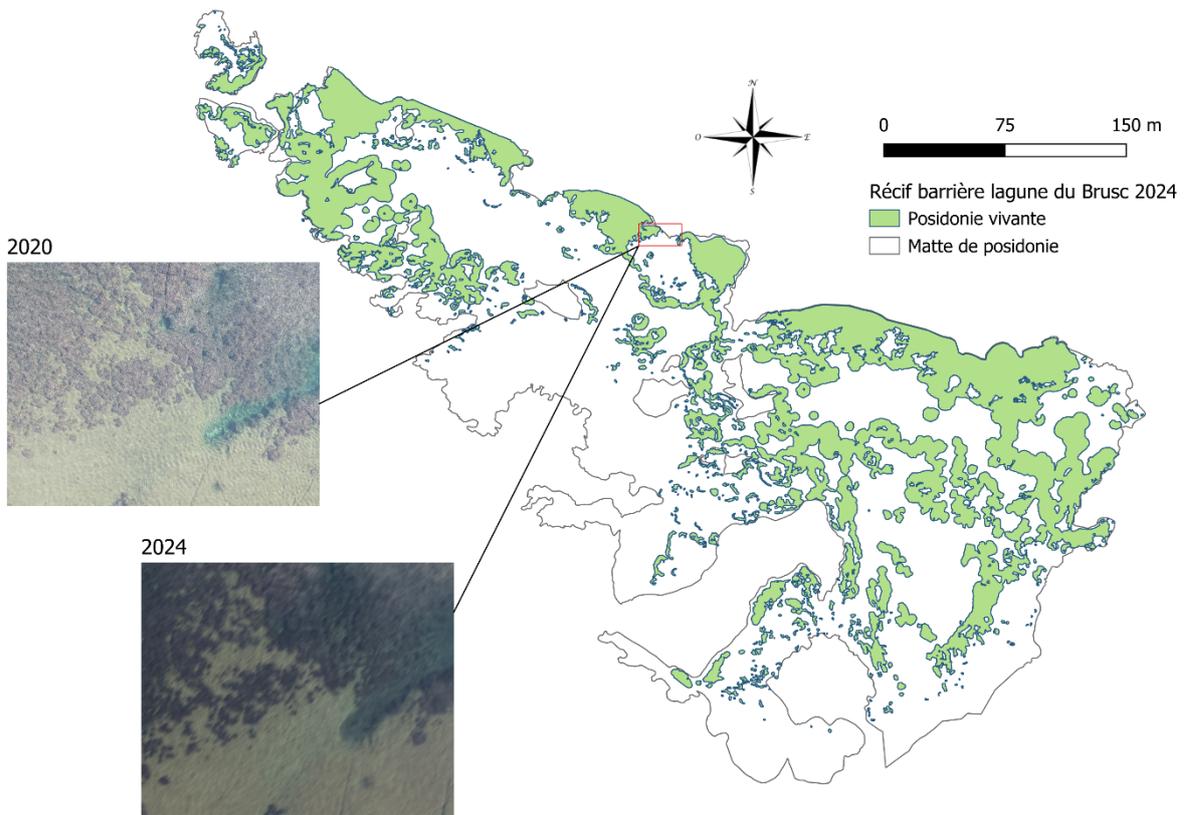


Figure 17. Photographies aériennes de la même zone d'herbier en 2020 et en 2024.

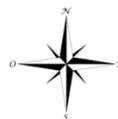
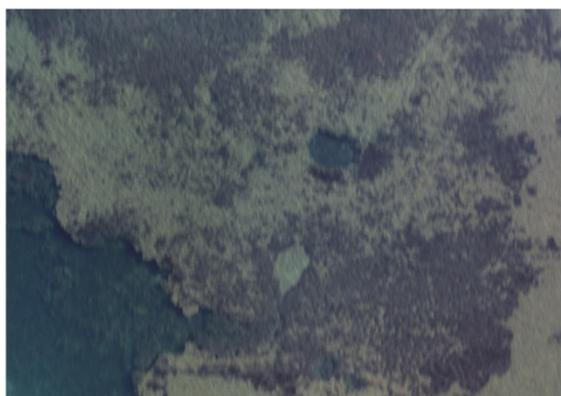
Sur deux zones, l'une à l'ouest du récif barrière (Figure 18) et l'autre à l'est du récif (Figure 19) on visualise une érosion conséquente du recouvrement en posidonie vivante. Les photos aériennes ont été prises à la même période de l'été, et la posidonie sur ces deux zones a des feuilles courtes, ce qui exclut une variation du recouvrement par une différence de canopée de l'herbier (liée à la longueur des feuilles qui peuvent largement dépasser la limite des derniers faisceaux de posidonie). Face à ce constat, il est probable d'observer une disparition de la posidonie vivante de ces deux zones dans les années à venir.

De plus, de nouvelles cicatrices sont visibles dans la structure de la matte et de la posidonie vivante, causées par les échouages de navires. On le visualise tout particulièrement dans les zones proches du port du Brusco (Figures 20 et 21) ce qui est probablement lié à l'augmentation du nombre de navires dans ce port, ainsi qu'à l'augmentation de la fréquentation du plan d'eau.

2020



2024



0 75 150 m

Récif barrière lagune du Brusuc 2024

Posidonie vivante
Matte de posidonie

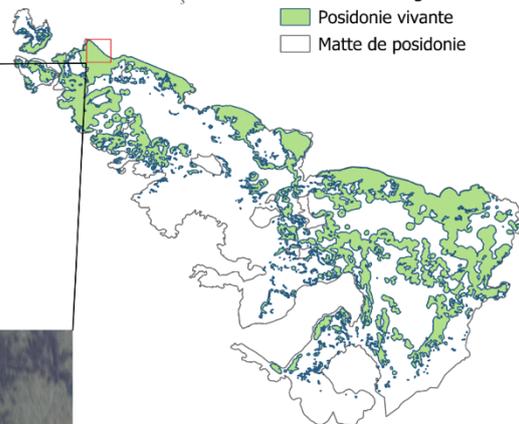
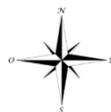
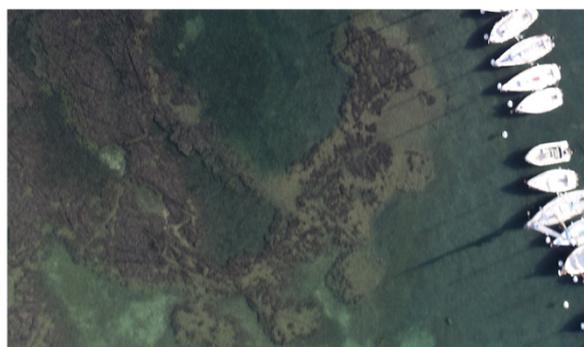


Figure 18. Photographies aériennes d'une zone à l'ouest du récif barrière en 2020 et en 2024.

2020



2024



0 75 150 m

Récif barrière lagune du Brusuc 2024

Posidonie vivante
Matte de posidonie

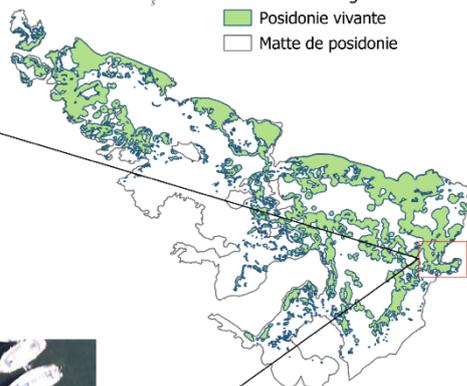


Figure 19. Photographies aériennes d'une zone à l'est du récif barrière en 2020 et en 2024.

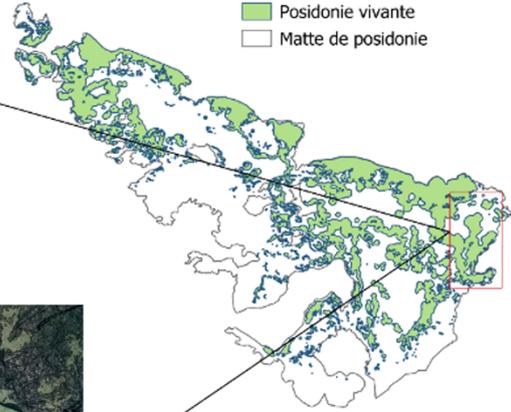
2020



0 75 150 m

Récif barrière lagune du Brusac 2024

■ Posidonie vivante
□ Matte de posidonie



2024

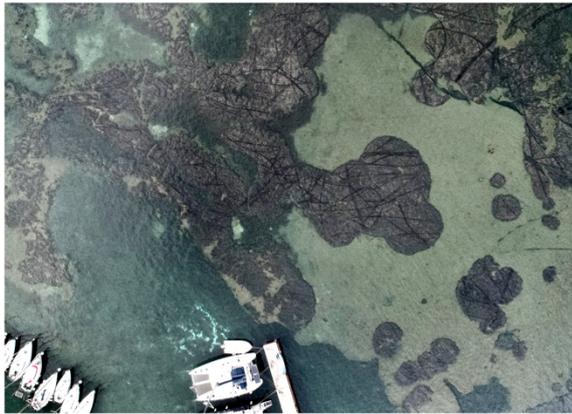


Figure 20. Photographies aériennes d'une zone proche du port en 2020 et en 2024. Les cicatrices dans la posidonie vivante et la matte sont bien visibles et plus nombreuses en 2024.



Figure 21.

660 faisceaux arrachés par le safran d'un seul voilier de 12 mètres de long.

Recommandations sur les mesures de gestion

Sur ce site N2000, les mesures de gestion existantes sont conçues principalement pour protéger la lagune. Dans cette espace : interdiction du mouillage et de la circulation des engins à moteur, mais également de la navigation des engins de plage et engins nautiques non immatriculés à l'exception de la pratique de la pirogue, du kayak et de l'aviron en scull ; interdiction de piétinement ; balisage du récif barrière ; mouillage organisé sur ancre écologique dans la partie est de la lagune ; promotion de bonnes pratiques ; communication et sensibilisation auprès du public ; suivis scientifiques. Vu la présence de nombreux impacts d'échouages dans la structure du récif, en particulier dans la zone du récif barrière, le balisage du récif n'est pas suffisamment visible et/ou respecté. Nous recommandons de reprendre les pictogrammes, peu ou plus visibles sur les bouées, ainsi que de réfléchir à un moyen de rendre cette limite de navigation plus évidente. De plus, continuer et renforcer la sensibilisation des usagers sur cette réglementation, incluant les locations journalières, reste important. Enfin, pour garantir une réglementation réellement appliquée, il serait pertinent d'envisager un pouvoir de police sur ce site. Celui-ci pourrait notamment inclure un enregistrement vidéo de cette limite (depuis les Embiez et le port du Brusca), permettant d'identifier l'immatriculation des navires la franchissant. De plus, dans les espaces N2000, les activités susceptibles d'affecter un site de manière significative devraient faire l'objet d'une évaluation des incidences, même si ces activités sont situées en dehors du site N2000. Dans ce cadre, une attention particulière doit être portée aux deux ports qui sont au plus proche du récif. En particulier, le port du Brusca, construit directement sur celui-ci, contraint le flux d'eau en raison du développement de ses infrastructures. Cette restriction limite la respiration lagunaire et menace la survie du récif barrière. Enfin, le changement climatique, avec l'augmentation de la fréquence des tempêtes et l'élévation de la température, risque à terme de menacer la survie des récifs de posidonie qui sont naturellement en conditions extrêmes pour leurs propres survies. Favoriser le bon état de santé des récifs, en réduisant au maximum les impacts d'origines anthropiques, est donc un élément essentiel pour leur permettre de s'acclimater au changement climatique.



Suivi scientifique par comptage visuel en plongée sous-marine

Évaluation des abondances des populations d'holothuries

Synthèse : intérêt écologique des holothuries, pêche et gestion

Biologie et dynamique des populations

Les holothuries appartiennent à l'embranchement des échinodermes. Elles se distinguent par un corps mou, allongé et cylindrique, entouré d'un cercle de tentacules autour de la bouche. Ces organismes benthiques colonisent divers habitats, depuis les zones côtières jusqu'aux abysses, et évoluent sur différents types de substrats. Leur taille varie généralement entre 10 et 30 cm, bien que certaines espèces atteignent des dimensions plus importantes. Actuellement, plus de 1 700 espèces sont recensées à travers les océans et mers du monde. Les holothuries sont gonochoriques, ce qui signifie que les sexes sont séparés et que les gamètes mâles et femelles sont produits par des individus distincts (Guzmán et al., 2003). La reproduction est sexuée, avec une fécondation externe qui se produit lorsque les gamètes sont libérés dans la colonne d'eau (Guzmán et al., 2003). L'œuf fécondé donne naissance à une larve nageuse après 3 à 4 jours. Celle-ci traverse plusieurs stades de développement (auricularia → doliolaria → pentactula) avant de se métamorphoser en juvénile benthique, morphologiquement similaire à l'adulte (Figure 22). La durée de vie larvaire, qui varie de 10 à 30 jours, est influencée par les conditions environnementales, notamment la température de l'eau (Domínguez-Godino et al., 2018).

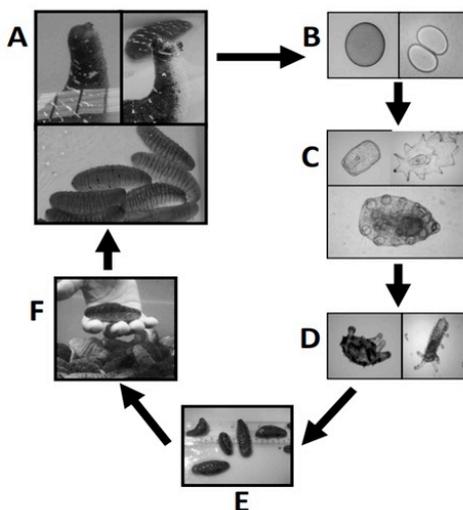


Figure 22.

A. Stock de géniteurs matures et activité de frai. B. Ovule fécondé et division cellulaire (48 heures). C. Stade planctonique (10-14 jours) composé de trois stades différents (en haut à gauche dans le sens des aiguilles d'une montre : Gastrula, larves d'Auricularia, Doliolaria). D. Le stade benthique consiste en deux stades différents (de gauche à droite : Pentactula, juvénile précoce). E. Juvénile à 1 g. F. Juvénile à 10 g (4 mois) (Source : Junus et al., 2017).

Le succès de la reproduction dépend directement de la densité des géniteurs, car la rencontre des gamètes dans l'eau est d'autant plus probable que leur concentration est élevée (Levitan, 2004). Lorsque la densité des individus matures est insuffisante, l'effet Allee limite fortement le recrutement des juvéniles. Décrit par Allee (1931), ce phénomène met en évidence une corrélation entre le taux de croissance de la population et sa densité, à condition que celle-ci ne descende pas sous un seuil critique (Berec et al., 2007). En deçà de ce seuil, la population risque de s'effondrer et ne peut se maintenir que par l'apport d'individus issus d'autres populations (Berec et al., 2007).

La dispersion larvaire joue un rôle essentiel dans la dynamique des populations. Plus la durée de vie larvaire est longue, plus la dispersion est importante (Pineda et al., 2007). En conséquence, les larves ont peu de chances d'être recrutées dans leur zone de naissance

(Junus et al., 2017). Leur capacité de nage, combinée aux courants marins, favorise la connectivité des populations à large échelle géographique (Domínguez-Godino et al., 2018). Cette connectivité repose sur la migration des larves (populations sources) vers d'autres populations locales (populations puits), où elles atteignent la maturité sexuelle et se reproduisent.

Les holothuries ont un comportement agrégatif, entraînant une distribution hétérogène dans leur habitat (Shiell & Knott, 2010). Elles forment parfois des agrégats denses, ce qui favorise la fécondation en augmentant la probabilité de rencontre des gamètes (Shiell & Knott, 2010). Lorsque la densité est trop faible, l'absence d'agrégats reproductifs réduit considérablement la production de larves (Pennington, 1985).

De par leur comportement à l'état adulte et leur dispersion larvaire, la disparition d'une population locale d'holothurie peut indirectement perturber celles des zones adjacentes en diminuant l'apport de larves nécessaires au recrutement des juvéniles et donc au maintien de ces populations.

Rôle écologique et interactions avec les herbiers marins

Les holothuries jouent un rôle fondamental dans les écosystèmes benthiques, notamment en tant qu'organismes détritivores (Purcell et al., 2016). Une douzaine d'espèces vivent enfouies dans les sédiments, participant activement à la bioturbation, un processus essentiel à la perméabilité et l'oxygénation des fonds marins (Solan et al., 2004). En consommant la matière organique accumulée sur les fonds, elles limitent l'enrichissement excessif en nutriments et contribuent au recyclage des éléments nutritifs.

Les holothuries libèrent du phosphore inorganique et de l'azote, jouant ainsi un rôle clé dans la fertilisation des écosystèmes benthiques (Purcell et al., 2016). Elles digèrent des composés riches en azote organique et les transforment en formes inorganiques, assimilables par les producteurs primaires (Webb et al., 1977 ; Mukai et al., 1989). De plus, leurs excréments alcalins influencent l'acidification locale de l'eau, en augmentant temporairement le pH des sédiments (Hammond, 1981).

Plus de 200 espèces de symbiotes (parasites ou commensaux) issues de sept embranchements ont été recensées dans les holothuries, renforçant ainsi la biodiversité marine (Purcell et al., 2016). Elles occupent également une place dans le réseau trophique, servant de proies à divers prédateurs, tels que les étoiles de mer, crustacés, gastéropodes et poissons (Francour, 1997 ; Dance et al., 2003).

En Méditerranée, certaines espèces comme *Holothuria tubulosa* jouent un rôle crucial dans la dégradation de la litière des herbiers de posidonie, facilitant ainsi le recyclage de la matière organique (Coulon & Jangoux, 1993). L'efficacité de ce processus est directement proportionnelle à la densité et à la taille des individus (Costa et al., 2014).

L'élimination expérimentale des holothuries dans un herbier a révélé une baisse de la vitalité et de la productivité des plantes marines (Wolkenhauer et al., 2010). Ce déclin pourrait être attribué à une carence en nutriments ou à une accumulation excessive de litière organique, réduisant ainsi la pénétration lumineuse et la photosynthèse (Wolkenhauer et al., 2010). Une diminution des populations d'holothuries pourrait donc affecter l'état de santé et la croissance des herbiers.

L'holothurie : une ressource halieutique

Répartition et évolution des pêcheries

Les holothuries constituent une ressource halieutique très prisée dans les pays asiatiques. Environ 70 espèces sont officiellement exploitées commercialement à grande échelle à travers le monde. Parmi elles, *Apostichopus japonicus* est la plus pêchée, en raison de sa forte demande sur le marché chinois (Robinson et Lovatelli, 2015). *Holothuria scabra* occupe la deuxième place des captures mondiales et représente une part significative des exportations de bêche-de-mer en provenance d'Inde, du Sri Lanka et de Madagascar (Conand, 1986). D'autres espèces, telles que *Holothuria nobilis* et *Holothuria fuscogilva*, figurent également parmi les plus prisées de cette industrie, en raison de leur goût recherché, de leur grande taille (jusqu'à 60 cm de longueur) et de l'épaisseur de leur tégument (Conand, 1986). De plus, la rentabilité de leur capture est particulièrement élevée, un spécimen vivant pouvant peser jusqu'à 4 kg (Conand, 1986).

Les captures mondiales d'holothuries ont considérablement augmenté au cours des six dernières décennies, passant de 2 300 tonnes de poids humide en 1950 à 30 500 tonnes en 2006 (Anderson et al., 2011). En 2017, la production mondiale a été multipliée par neuf par rapport à 2006, atteignant 280 000 tonnes (De Ruyg, 2020).

Surexploitation et diversification des espèces cibles

L'exploitation intensive des holothuries a conduit à une surexploitation généralisée des populations dans la plupart des zones de pêche mettant en péril de nombreuses espèces (Anderson et al., 2011 ; Conand, 1986). La demande croissante, combinée à l'effondrement des stocks des espèces les plus convoitées, a conduit à un report de l'effort de pêche vers des espèces de moindre valeur commerciale ou vers des populations situées dans de nouvelles régions. Par exemple, *Actinopyga echinites*, *Actinopyga miliaris* et *Thelenota ananas*, considérées comme des espèces de valeur commerciale intermédiaire, font désormais l'objet d'une pression de pêche accrue (Conand, 1986).

Depuis 1950, les zones de pêche des holothuries ont connu une expansion géographique considérable (Anderson et al., 2011). Entre 1950 et 1963, cette activité était principalement concentrée en Asie, notamment au Japon et en Corée du Sud (Anderson et al., 2011). À partir de 1963, elle s'est progressivement étendue à d'autres régions du monde, notamment en Afrique, où elle a débuté en Tanzanie en 1963 et à Madagascar en 1975, ainsi qu'en Océanie, où elle est pratiquée en Australie depuis 1987 (Anderson et al., 2011).

L'exploitation des holothuries s'est également développée sur le continent américain dès 1983, avec des pêcheries établies au Canada (1982), aux États-Unis (1983), ainsi qu'au Mexique (1988) et au Chili (1992) (Anderson et al., 2011).

En Méditerranée, les stocks d'holothuries ont commencé à être exploités en Turquie dès 1996, puis en Égypte en 1998. Cette activité s'est intensifiée dans les années 2000, notamment en Espagne (depuis 2006) et au Portugal (depuis 2009) (González-Wangüemert et al., 2018). Ces dernières années, de nouvelles espèces sont devenues des cibles commerciales dans cette région. *Holothuria tubulosa*, par exemple, est désormais consommée en Turquie, où elle est préparée selon des méthodes traditionnelles asiatiques. De même, *Parastichopus regalis* fait l'objet d'une pêche intensive en Espagne (González-Wangüemert et al., 2018). *Holothuria polii*

et *Holothuria mammata* sont également de plus en plus exploitées en Méditerranée (Domínguez-Godino et al., 2018).

Développement de la pêche illégale

Face à une demande croissante et à la raréfaction des stocks, la pêche illégale s'est développée à l'échelle mondiale. Des pêcheurs vietnamiens et indonésiens, par exemple, pratiquent une récolte clandestine des holothuries dans les eaux australiennes, utilisant des techniques de dissimulation sous-marine pour éviter les contrôles. À Madagascar, certaines techniques de pêche interdites, telles que la plongée sous-marine, sont utilisées pour capturer ces espèces, tandis que d'autres pêcheurs opèrent illégalement dans les eaux des pays voisins. En Colombie, bien que la pêche et l'exportation des holothuries soient interdites par la loi, une activité illégale de grande ampleur a été signalée dans certaines régions du pays (Conand, 2018).

Risques et conséquences liés à la surexploitation

L'étude menée par Purcell et al. (2013) met en évidence les conséquences alarmantes de la surexploitation des stocks d'holothuries, notamment dans la région Indo-Pacifique (Figure 23). À l'échelle mondiale :

- 20 % des pêcheries sont considérées comme épuisées
- 38 % sont surexploitées
- 14 % sont exploitées au maximum de leur capacité, sans possibilité de croissance
- 27 % sont encore sous-exploitées ou modérément exploitées, notamment dans les eaux profondes et tempérées, ou dans des zones où des moratoires ou des restrictions sont en place

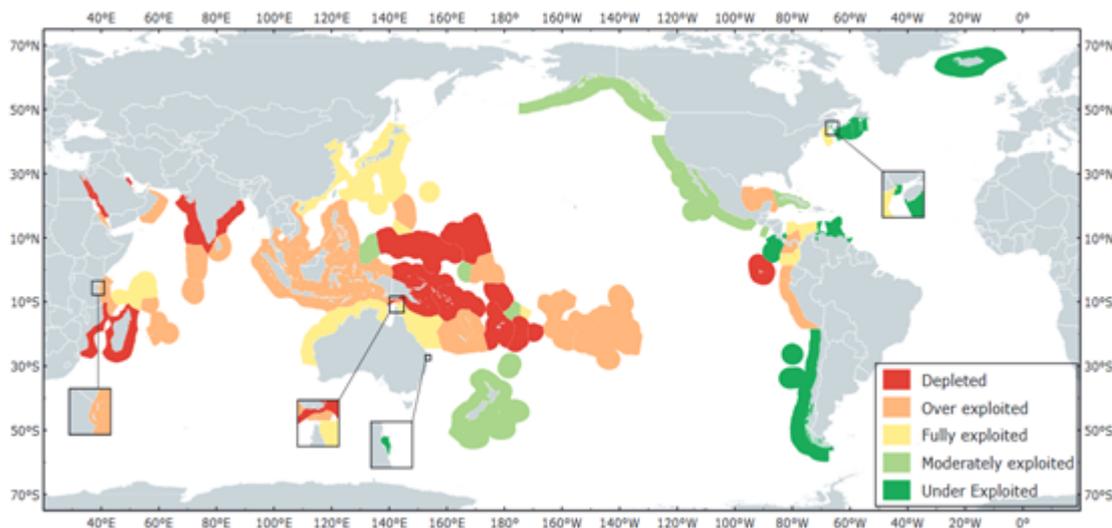


Figure 23 : Situation des pêcheries d'holothuries dans les pêcheries mondiales (Source : Purcell et al., 2013).

Lorsque la pêche débute dans une zone, l'exploitation peut être trop rapide, ne laissant pas le temps aux stocks de se régénérer. Il existe donc un risque d'effondrement immédiat (Anderson et al., 2011). Par ailleurs, après l'arrêt de l'exploitation, certaines populations peinent à se reconstituer en raison de l'effet Allee, ce qui peut conduire à leur disparition locale (Lane & Limbong, 2013). Ce phénomène est particulièrement préoccupant en Indonésie, où plusieurs espèces d'holothuries ont pratiquement disparu.

Outre les impacts directs sur les espèces concernées, la disparition des holothuries peut avoir des conséquences écosystémiques majeures. En Méditerranée, par exemple, la surexploitation de ces organismes pourrait gravement impacter les herbiers marins, en particulier ceux de posidonie et de cymodocée ainsi que les autres écosystèmes.

Gestion de la ressource

Face à la surexploitation des stocks d'holothuries, de nombreuses stratégies de gestion ont été mises en place à l'échelle mondiale afin de limiter la pression exercée sur ces populations et de garantir une exploitation durable. Les principales mesures adoptées comprennent la création de zones de pêche interdites, la mise en place de moratoires, la restriction de l'accès aux ressources via des licences, l'application de quotas, l'établissement de tailles minimales de capture, la régulation des engins de pêche et la mise en place de droits territoriaux de pêche.

La création de zones de pêche interdites constitue une mesure largement utilisée pour préserver les populations exploitées. Ces zones permettent de limiter la pression anthropique et favorisent la régénération des stocks. Plusieurs études ont montré que la densité et la diversité des espèces commerciales de concombres de mer sont significativement plus élevées dans les zones protégées par rapport aux zones exploitées. En Égypte, par exemple, les stocks d'holothuries sont plus abondants dans les zones fermées à la pêche (Lawrence et al., 2005). La mise en place de ces zones est d'autant plus efficace lorsqu'elle est réalisée en concertation avec les pêcheurs et les acteurs locaux, ce qui favorise leur acceptation et leur respect (Bruckner, 2006).

Dans certains pays, la fermeture complète des pêcheries a été adoptée comme solution d'urgence face à l'effondrement des stocks. Ces moratoires, bien que difficiles à imposer sur le plan socio-économique, permettent aux populations d'holothuries de se reconstituer. Cependant, ils nécessitent des alternatives économiques pour les communautés de pêcheurs affectées.

La limitation de l'accès aux ressources par l'instauration de systèmes de licences constitue une autre approche visant à réduire la pression de pêche. En restreignant le nombre de navires et de pêcheurs autorisés, cette mesure permet de mieux encadrer les captures et d'assurer une répartition plus équitable des bénéfices économiques. Certaines coopératives de pêcheurs ont mis en place des systèmes où les licences sont attribuées uniquement aux professionnels dont l'activité principale repose sur la pêche aux holothuries (Alesna et al., 2004).

L'application de quotas de capture est une mesure couramment utilisée pour limiter les prélèvements à un niveau compatible avec le renouvellement des stocks. Ces quotas, exprimés en nombre d'individus ou en biomasse maximale prélevée, sont généralement définis sur la base d'évaluations scientifiques des stocks disponibles. Toutefois, l'absence de données actualisées sur la dynamique des populations d'holothuries complique leur mise en œuvre dans certaines régions.

L'instauration de tailles minimales de capture repose sur la nécessité de garantir que les individus aient atteint leur maturité sexuelle avant d'être prélevés. Cette mesure est essentielle pour assurer le maintien du recrutement des populations. Cependant, pour

certaines espèces, les connaissances biologiques restent insuffisantes pour déterminer précisément ces seuils de maturité (Baker-Médard & Ohl, 2019).

Les restrictions sur les engins de pêche permettent de limiter l'impact des méthodes de capture sur les populations d'holothuries. À Madagascar, par exemple, l'utilisation de la plongée sous-marine pour la récolte des concombres de mer est interdite. En Papouasie-Nouvelle-Guinée, l'usage de lampes de poche et de feux de surface est également prohibé afin de réduire l'intensité de la pêche nocturne (Baker-Médard & Ohl, 2019).

Enfin, la mise en place de droits territoriaux de pêche (TURF - Territorial Use Rights for Fisheries) accorde aux communautés locales ou aux groupes de pêcheurs des droits exclusifs d'exploitation sur une zone définie. Ce système est utilisé dans certaines régions du Mexique où des concessions sont accordées aux coopératives de pêcheurs exploitant des espèces benthiques, dont les holothuries (Baker-Médard & Ohl, 2019).

Mise en place de mesure de gestion sur les territoires français

En Polynésie française, une réglementation spécifique a été adoptée afin d'adapter la gestion des holothuries aux particularités locales. Un atelier technique organisé en 2011 par la FAO, l'ACIAR et l'université South Cross d'Australie a permis de définir des mesures de gestion précises. Parmi celles-ci figurent la limitation du nombre de pêcheurs autorisés, la restriction de la pêche à cinq espèces d'holothuries, la mise en place de tailles minimales de capture, l'instauration d'une fermeture obligatoire de trois mois par an et la désignation de zones de protection couvrant au moins un tiers des biotopes exploités. De plus, la pêche n'est autorisée que de jour, et uniquement à la main. Des quotas individuels sont attribués aux pêcheurs et gérés par un comité dédié (Stein, 2018). En 2020, deux espèces (*Holothuria whitmaei* et *Holothuria fuscogilva*) ont été inscrites à l'annexe II de la Convention de Washington (CITES), ce qui a limité leur commerce international et freiné leur exploitation.

En Corse, un arrêté préfectoral a interdit en 2019 le prélèvement de toutes les espèces d'holothuries (Arrêté n° R20-2019-06-18-002 portant interdiction de l'exploitation des holothuries sur le littoral de la Corse). Cet arrêté a été adopté à la suite d'un signalement effectué par les agents de la Riserva Naturali di i Bucchi di Bunifaziu (RNBB) et de l'interpellation, par les services de l'État en mer, de braconniers ayant capturé 200 kg d'holothuries au port de Figari. À la suite de cette opération, l'Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica, gestionnaire de la réserve naturelle, a alerté la Direction Interrégionale de la Mer Méditerranée (DIRM) sur la nécessité d'un cadre réglementaire plus strict afin de mieux encadrer l'exploitation des holothuries autour de la Corse. Cette mesure a également été soutenue par la Prud'homie de pêche de Bunifaziu et le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Élevages Marins de Corse, témoignant ainsi de la prise en compte, par les acteurs du secteur halieutique, de l'importance écologique des holothuries pour le milieu marin et des recommandations issues des travaux scientifiques. Afin de préserver les usages traditionnels, cet arrêté a été aménagé pour inclure une dérogation de prélèvement destinée aux pêcheurs professionnels et de loisir, à des fins d'appâts. Les professionnels sont ainsi autorisés à capturer jusqu'à 5 kg par mois et par navire, tandis que la pêche récréative est limitée à 4 holothuries par jour (voir les détails fournis par l'Office de l'Environnement Corse https://www.oec.corsica/Arrete-portant-interdiction-de-l-exploitation-des-holothuries-sur-le-littoral-de-la-Corse_a1622.html).

Mesures de gestion mises en place en Méditerranée

Outre la réglementation en Corse, plusieurs autres mesures de gestion ont été mises en place en Méditerranée pour encadrer l'exploitation des holothuries. Par exemple, en Espagne, la pêche d'holothuries, notamment *Parastichopus regalis*, est soumise à des quotas et à des périodes de fermeture saisonnières pour limiter la pression exercée sur les stocks. En Turquie, des restrictions ont été mises en place sur la taille minimale des individus capturés et sur les méthodes de pêche utilisées. Pour citer un dernier exemple, en Grèce, des études sont en cours pour évaluer l'état des populations locales d'holothuries et proposer des mesures de gestion adaptées.

Suivis écologiques : protocole innovant et populations autour des Embiez

Introduction

Les holothuries ont une répartition hétérogène sur le fond. Elles ne sont pas visibles partout. De plus, de nombreuses holothuries sont cachées en journée dans la posidonie ou sous des roches par exemple. Il est important d'évaluer les populations d'holothuries à partir d'un protocole suffisamment robuste et reproductible. Pour les espèces avec un comportement agrégatif, ou les espèces rares, il est préférable d'avoir une surface échantillonnée élevée. Les suivis visuels en plongée sous-marine (UVC, « underwater visual census ») traditionnels sont le plus souvent effectués sur de petites surfaces, car le temps d'immersion est court, la visibilité est faible et la vitesse de déplacement est lente. Classiquement, les suivis des populations d'holothuries sont effectués sur des transects, entre 10 et 100 m de long pour 1 à 2 mètres de largeur (i.e. Kazanidis et al., 2010 ; Skewes et al., 1998 ; Sabino Rupp et al., 2024 ; Conand et al., 2003 ; Dissanayake et al., 2011 ; Shiell et al., 2005 ; Hernandez-Flores et al., 2015 ; Asha et al., 2015). Pour autant, d'autres méthodes permettant un échantillonnage plus vaste commencent à être utilisées, à l'aide d'un ROV (Baharin et al., 2025) ; d'un drone (Li, et al., 2021) ou de photogrammétrie tractée sur scooter (Ventura et al., 2025). Dans cette étude nous avons employé et optimisé l'utilisation de ces deux derniers outils. Dans la lagune du Brusca, nous avons utilisé un drone (DJI Phantom 4 Pro) pour effectuer nos transects et les orthomosaïques ont été réalisées à l'aide du logiciel DroneDeploy. En mer, entre l'île du Grand Rousseau et les Embiez (entre 4 et 8 m de profondeur), et au large du Grand Rousseau (entre 35 et 15 m de profondeur) nous avons utilisé un appareil photo fixé sur un scooter (Figure 24). Pour ce dernier protocole, des repères métrés (quadrats) sont posés régulièrement sur le fond afin de déterminer la surface obtenue sur la photomosaïque. L'assemblage des photos et les modèles photogrammétriques ont été construits à l'aide du logiciel MetaShape.

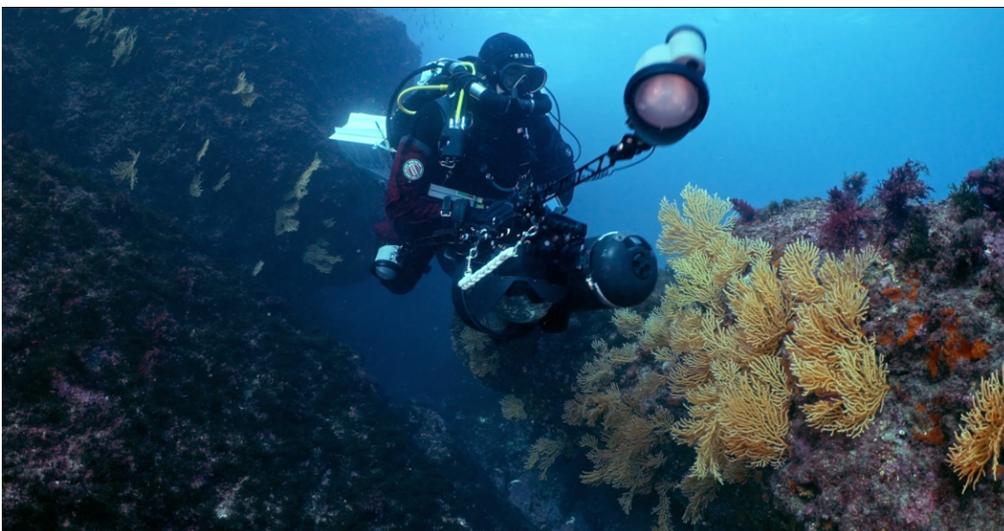


Figure 24 :

Appareil photo fixé sur un scooter pour la réalisation de transects par photogrammétrie.

Les trois espèces d'holothuries communément observables sur les fonds meubles de l'infralittoral méditerranéen sont *Holothuria tubulosa*, *H. poli* et *H. mammata*. L'identification spécifique repose sur une évaluation approfondie de leurs attributs physiques, telle que la forme, la couler, l'anneau calcaire ou la présence/absence de tubules de Cuvier. Cette évaluation est chronophage sous l'eau alors que ces trois espèces partagent les mêmes fonctions écologiques et font partie du même stock en cas de pêche légale ou illégale. C'est pourquoi nous considérons les individus sous le terme général « d'holothurie » (*Holothuria spp.*).

Dans cette étude, nous poursuivons trois objectifs. D'une part, nous souhaitons continuer à suivre l'évolution critique de la population d'holothuries dans la lagune du Brus. D'autre part, nous visons à caractériser cette population au sein du site Natura 2000. Enfin, nous souhaitons promouvoir et recommander le suivi des populations d'holothuries le long du littoral en utilisant la méthode des transects photogrammétriques.

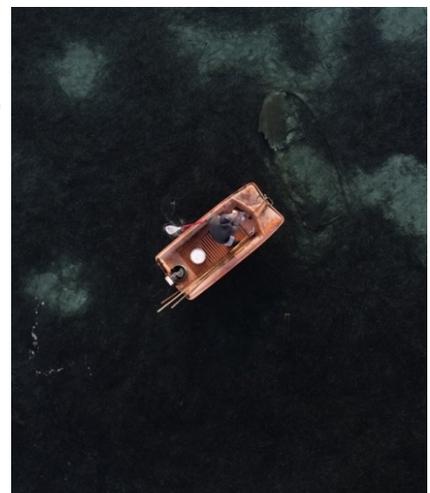
La lagune du Brus

La lagune du Brus est passée d'un milieu sablo-vaseux recouvert d'herbiers de cymodocée au début des années 2000, à un milieu principalement sableux, ne comptant aujourd'hui plus que quelques petits patches de zostères et de cymodocée. La principale cause de cette régression est le remplacement des sédiments riches en matières organiques et minérales par un sédiment appauvri, issu du rechargement des plages environnantes (Couvray et al., 2020). Afin de favoriser le retour des herbiers dans la lagune, il est essentiel de restaurer un sédiment riche en nutriments, permettant l'ancrage et le développement des racines des plantes marines. Dans ce contexte, la bioturbation et le recyclage des nutriments assurés par les holothuries pourraient jouer un rôle clé dans la régénération des sédiments et le rétablissement des herbiers.

Cependant, une activité non déclarée de pêche aux holothuries a été identifiée dans la lagune à partir de 2018 avant d'être arrêtée fin 2020 sous l'action de l'Institut Océanographique Paul Ricard, de l'OFB et de la mairie de Six-Fours-les-Plages. Depuis, quelques pêcheurs de loisirs continuent de prélever occasionnellement des holothuries dans la lagune à des fins d'appâts pour la pêche. Pour cela ils utilisent une technique adaptée à la faible profondeur du site en utilisant une pagaie, ou une perche pour se déplacer (à la manière d'une gondole), et pour piquer les holothuries depuis leur barque dans laquelle ils se déplacent debout (Figure 25).



Figure 25. Pêcheur d'holothuries dans la lagune :
« À la gondole » en 2023 à gauche.
À la pagaie en 2024 à droite.



En 2020, nous avons comptabilisé par observation visuelle en PMT dans la lagune 2,8 holothuries.100 m⁻² (Annexe 15) alors que, par exemple, la densité dans une lagune fortement anthropisée de la côte méditerranéenne tunisienne est supérieure à 29 holothuries.100 m⁻² (Ben Mustapha et Hattour, 2017). Ce résultat montrait la très faible densité d'holothuries dans la lagune après la période de braconnage. En 2021 la densité d'holothuries dans la lagune a continué de diminuer pour atteindre 1,6 holothuries.100 m⁻² (observation visuelle en PMT). En 2020 et 2021, les suivis ont été respectivement effectués sur 3000 m² et 2240 m². En novembre 2024, le suivi a été effectué en drone. Contrairement aux autres suivis, seules les zones dégagées ont été prises en compte, car l'observateur n'a pas accès aux holothuries dissimulées sous les feuilles d'herbiers ou les roches. La superficie échantillonnée s'élève à 17 129 m². Seules 4 holothuries ont été recensées, soit une densité quasi nulle de 0,02 holothuries.100 m⁻² (Figure 26).

Vu le faible nombre d'holothuries encore présent et la facilité de les prélever sur ce site, il est fortement recommandé d'interdire tous les prélèvements d'holothuries dans la lagune. Notons d'ailleurs que le fait de se déplacer « en gondole » dans la lagune est interdit, car seuls sont autorisés les pirogues, kayaks et avirons en scull¹.

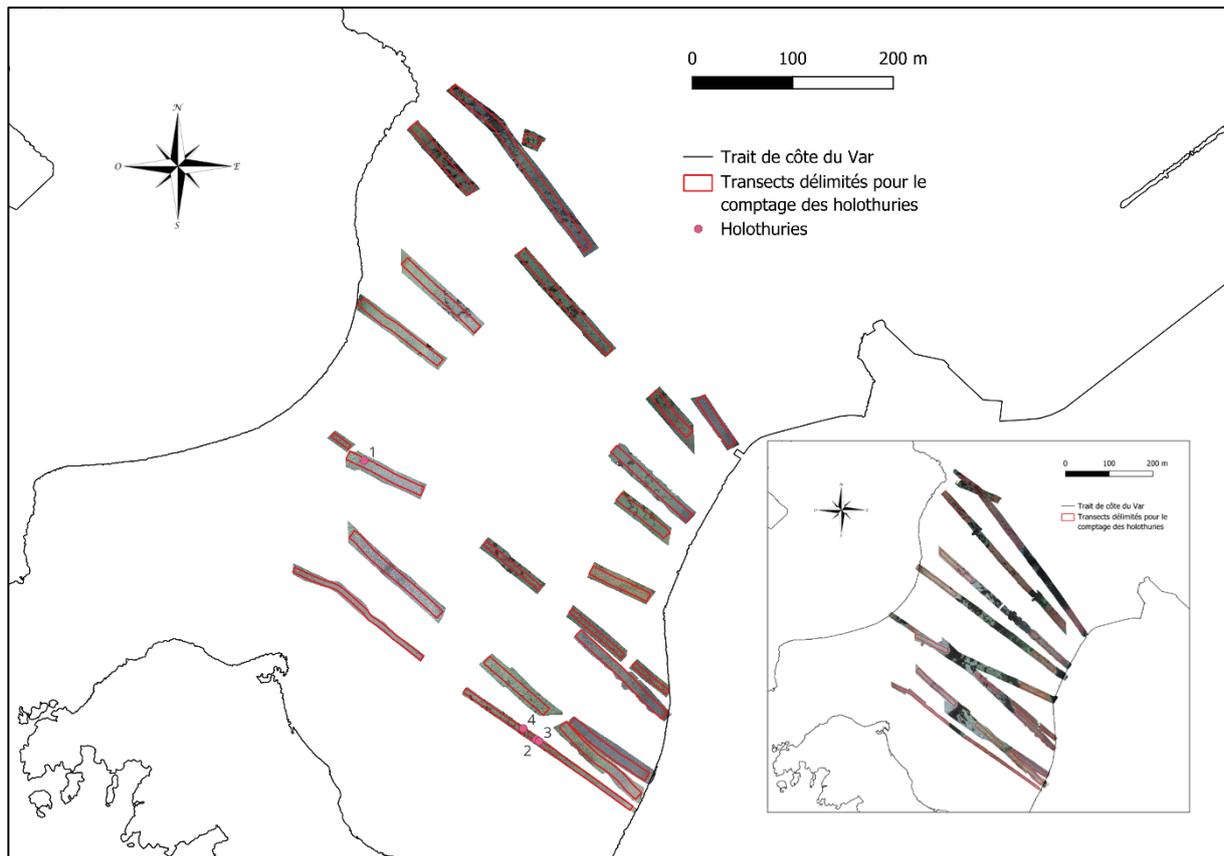


Figure 26. Transects drone et comptage des holothuries. Les orthomosaiques avant l'élimination des zones à risque de biais d'observation par la présence d'individus dissimulés sont présentés dans la pastille en bas à droite.

¹ Cette réglementation a tacitement été adapté pour permettre à la barque sportive du club nautique du Brusuc et aux paddles de naviguer dans la lagune.

Le site Natura 2000

Dans la portion du site N2000 qui comprend la lagune du Brusç nous avons observé des holothuries sur tous les habitats : sableux, rocheux, herbier de posidonie, herbier de zostère, herbier de cymodocée et matte morte (données 2020 et 2021, annexe 15). La modification du sédiment et la pression de pêche, même très faible, ont suffi à faire diminuer la population d'holothuries de la lagune à un niveau presque nul en 2024. Compte tenu de l'importance écologique de cet animal et du risque de pression accrue liée à la pêche, qu'elle soit légale ou illégale, il est essentiel de réaliser un inventaire de la population sur l'ensemble du site Natura 2000.

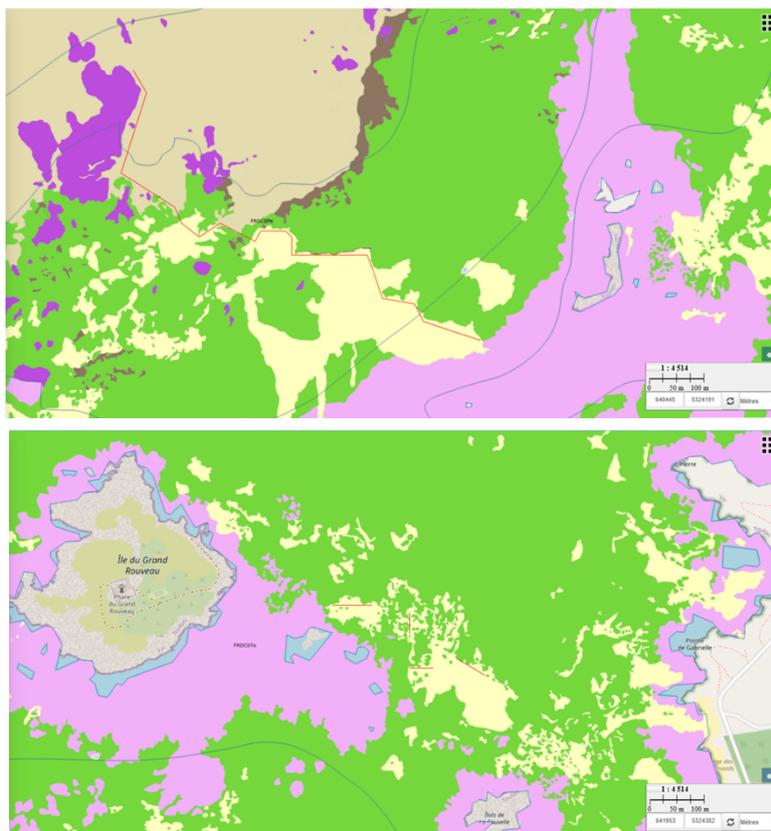


Figure 27 :

En haut, parcours sur le site « profond ». Les plongeurs suivent l'écotone in situ. Le tracé réel est donc légèrement différent de celui présenté sur le fond de carte Donia expert (Andromède océanologie, AERMC).

En bas, les transects sur le site peu profond.

Deux zones de comptages ont été déterminées, l'une en profondeur (35-15 m) et l'autre peu profonde (4-8 m) (Figure 27). Le protocole est détaillé dans la prochaine partie. Dans la zone profonde, l'échantillonnage a été réalisé sur une superficie de 3 364 m², couvrant une longueur de 841 mètres sur une largeur de 4 mètres. Sur ce transect 1188 holothuries ont été comptabilisées, soit une moyenne de 35,3 holothuries.100 m⁻² (Figure 28). Cependant, la densité des holothuries n'est pas homogène en fonction de l'habitat meuble considéré. Les abondances sont fortes en limite basse de posidonie et le long d'une roche coralligène, avec respectivement 70 et 43 holothuries.100 m⁻² alors qu'elles sont beaucoup plus faibles sur les zones sableuses moins profondes. La quantité de matière organique sur le substrat meuble, identifié qualitativement par la couleur et l'aspect du sédiment, semble être un critère déterminant de l'abondance des holothuries. Il y a 16 holothuries.100 m⁻² pour la zone sableuse en intermatte de posidonie avec une faible quantité de matière organique et presque aucune holothurie pour la zone sableuse en intermatte avec un sable fin, très clair et homogène, entre 20 et 15 m de profondeur (Tableaux 3 et 4 et Figures 29, 30, 31 et 32).

Habitat	Nombre d'holothuries			
	Coralligène	Limite basse de posidonie	Intermatte	Intermatte 2
Profondeur (m)	35-30	30-27	27-20	20-15
Substrat	Sable coquillé, maerl, algues brunes	Sable coquillé	Sable coquillé	Sable fin
Matière organique	Abondante	Abondante	Faible	Très faible
0-5 m	10	10	1	0
5-10 m	6	17	3	1
10-15 m	5	14	3	0
15-20 m	8	17	8	0
20-25 m	8	18	1	0
25-30 m	15	19	1	0
30-35 m	5	15	2	0
35-40 m	8	15	5	0
40-45 m	13	11	4	0
45-50 m	4	13	5	0
50-55 m	2	18	1	0
55-60 m	7	9	7	0
60-65 m	10	11	5	0
65-70 m	12	10	5	0
70-75 m	15	23	4	0
75-80 m	13	11	6	0
80-85 m	7	11	1	0
85-90 m	7	10	0	0
90-95 m	6	13	1	0
95-100 m	12	14	0	0

Tableau 3. Nombre d'holothuries par section de 5 mètres de longueur (sur 4 mètres de largeur) en fonction des caractéristiques des habitats.

Habitat	Holothuries.100m ⁻²	Variance
Coralligène	43,3	68,5
Limite basse de posidonie	69,8	70,8
Intermatte (20 m)	15,8	29,1
Intermatte (15 m)	0,25	0,25

Tableau 4. Variation de l'abondance en holothuries selon les habitats

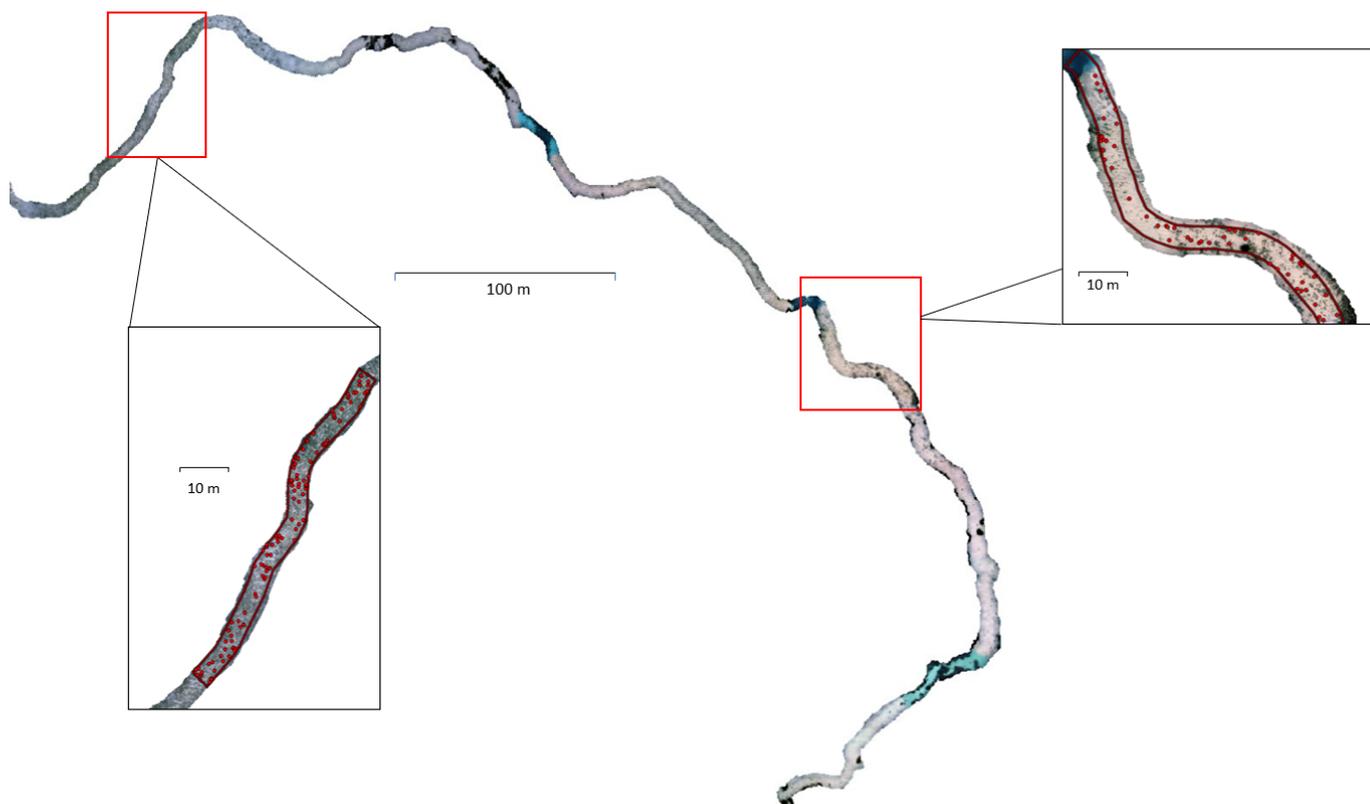


Figure 28. Visualisation de l'orthomosaïque de 841 m de long entre 35 et 15 m de profondeur. Sur les deux pastilles sont représentés des zooms de l'orthomosaïque avec la largeur de la zone de comptage fixée à 4 mètres (pourtour noir) et chaque holothurie est identifiée par un point rouge. Le rendu des virages n'est pas précis sur l'orthomosaïque à cause de la déformation de la lentille de l'appareil photo et de la technique d'alignement des points du modèle.

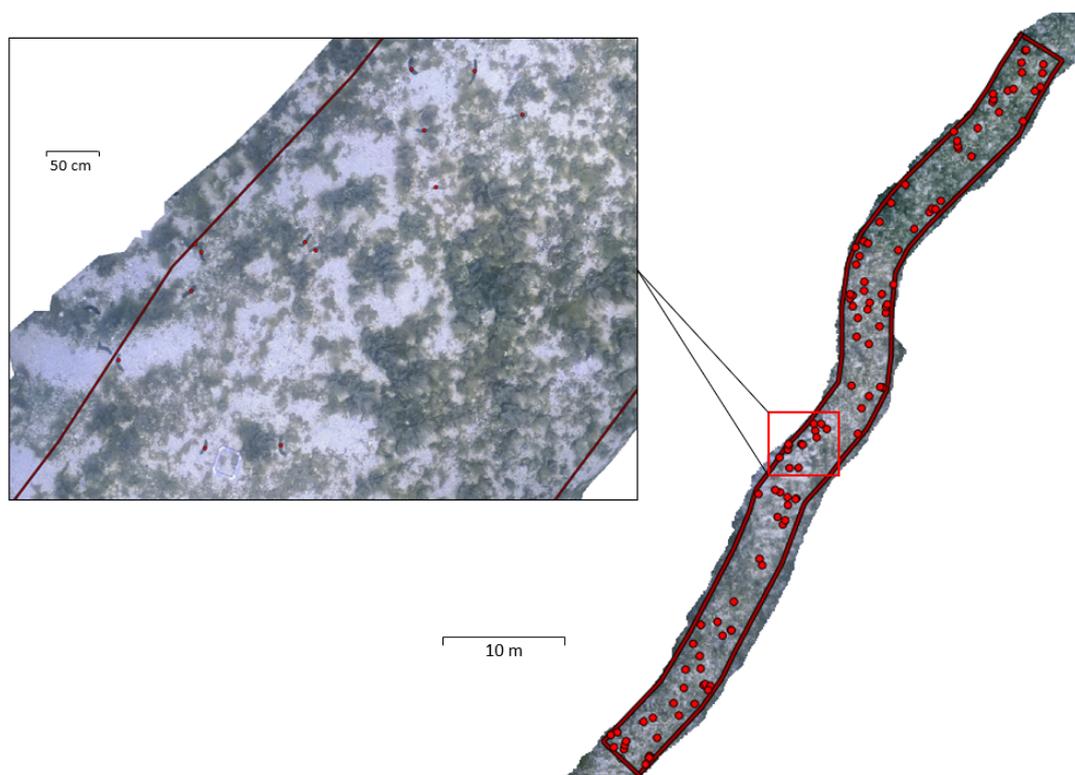


Figure 29. Zoom sur une partie du fond meuble qui longe une roche coralligène.

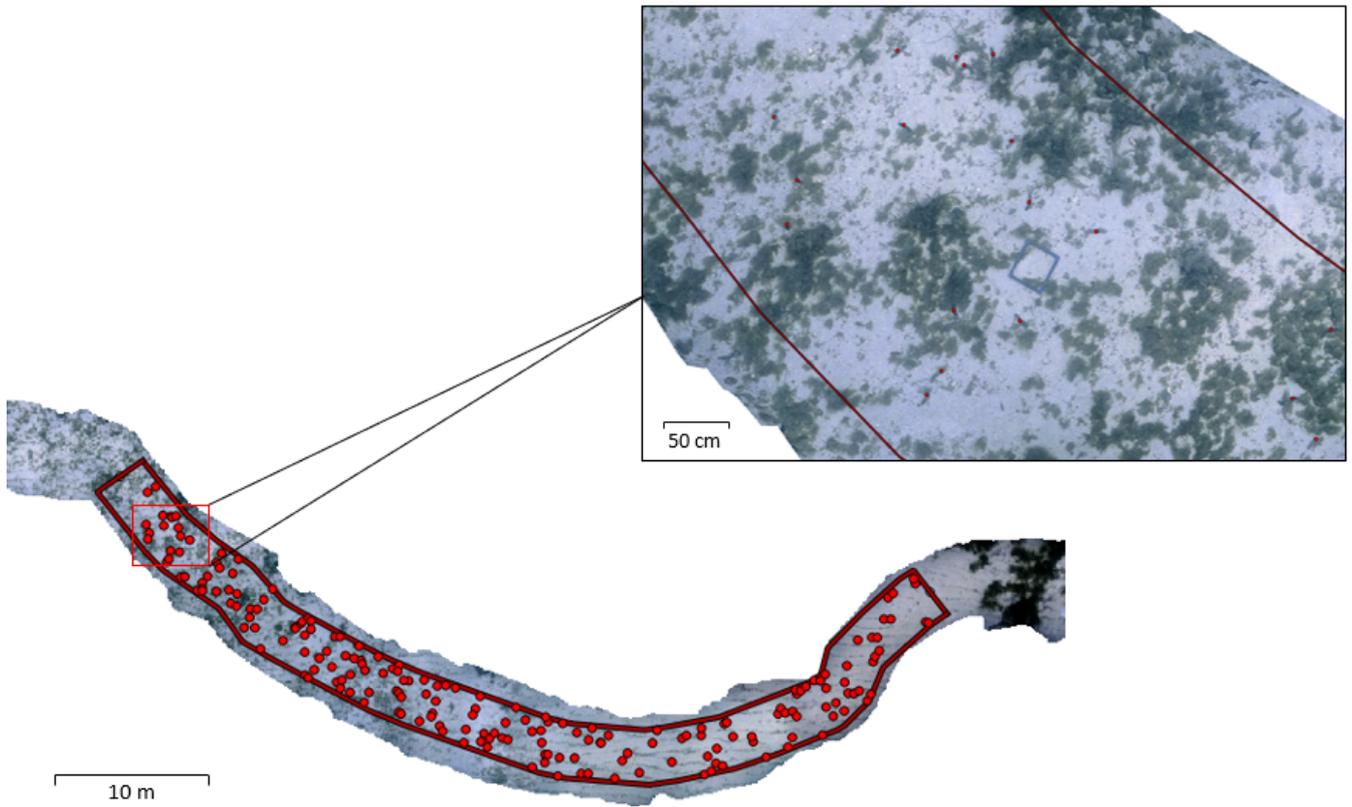


Figure 30. Zoom sur une partie du fond meuble qui longe la limite basse de posidonie.

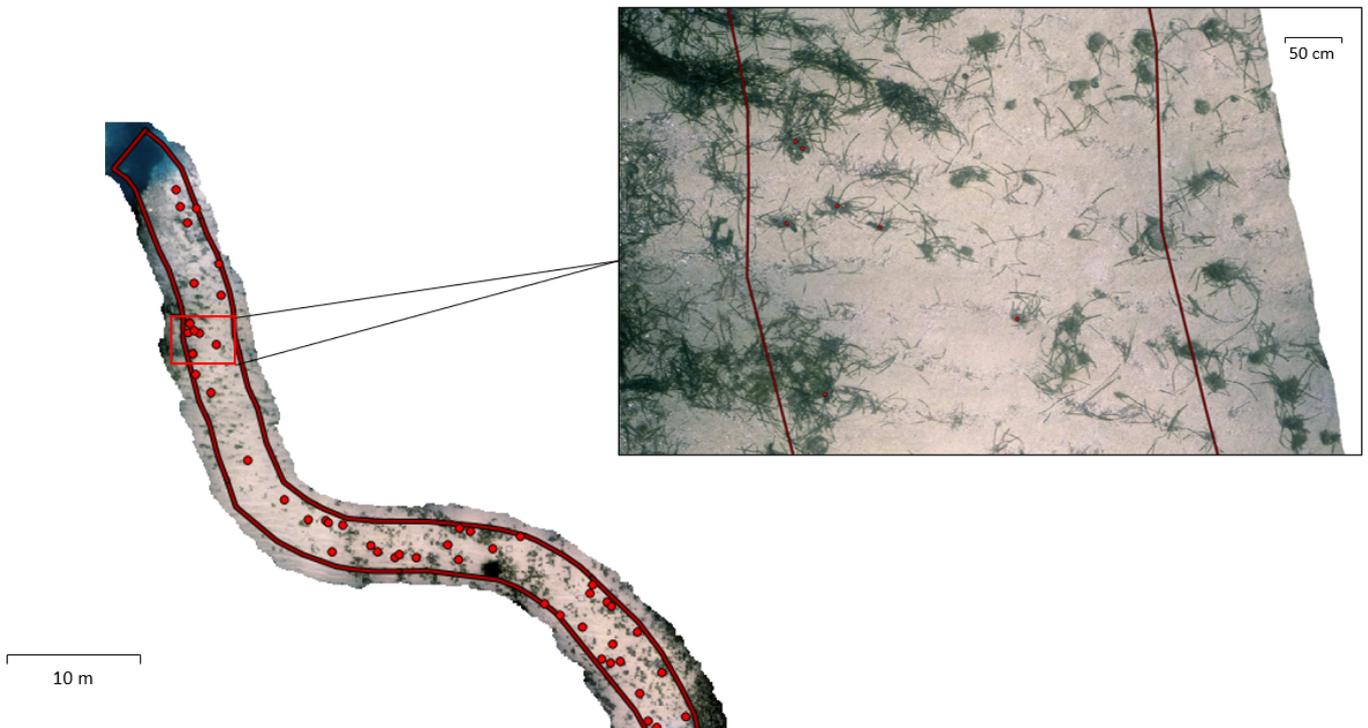


Figure 31. Zoom sur une partie du fond meuble qui longe l'intermatte de posidonie entre 27 et 20 m de profondeur.

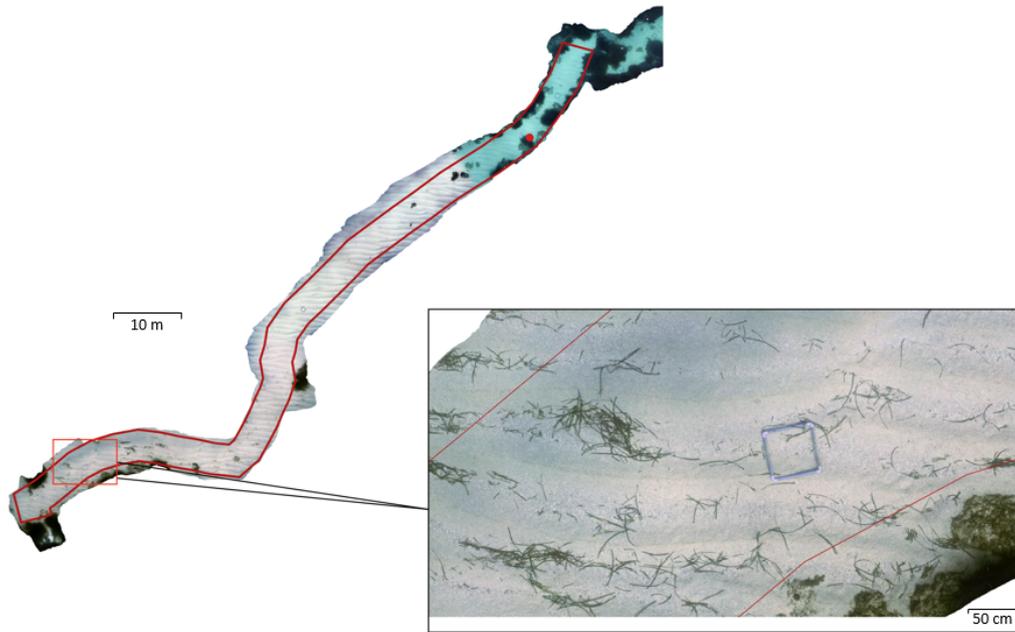


Figure 32. Zoom sur une partie du fond meuble qui longe l'intermatte de posidonie entre 20 et 15 m de profondeur.

Sur la zone peu profonde entre l'île du Grand Rouveau et l'île des Embiez, 4 transects distincts ont été réalisés pour une surface totale de 1373 m². Bien que l'habitat meuble considéré soit relativement homogène (visuellement les zones de sable en intermatte de posidonie), la quantité d'holothuries varie entre 0,4 et 5,3 holothuries.100 m⁻² (Tableau 5 et figures 33 à 36).

	Transect 1	Transect 2	Transect 3	Transect 4	Total
Surface (m ²)	366,4	378,14	378,76	249,87	1373,17
Nombre d'holothuries	3	14	20	1	38
Abondance moyenne (Ind.100m ⁻²)	0,82	3,70	5,28	0,4	2,77

Tableau 5. Abondance en holothuries entre les îles des Embiez et du Grand Rouveau.

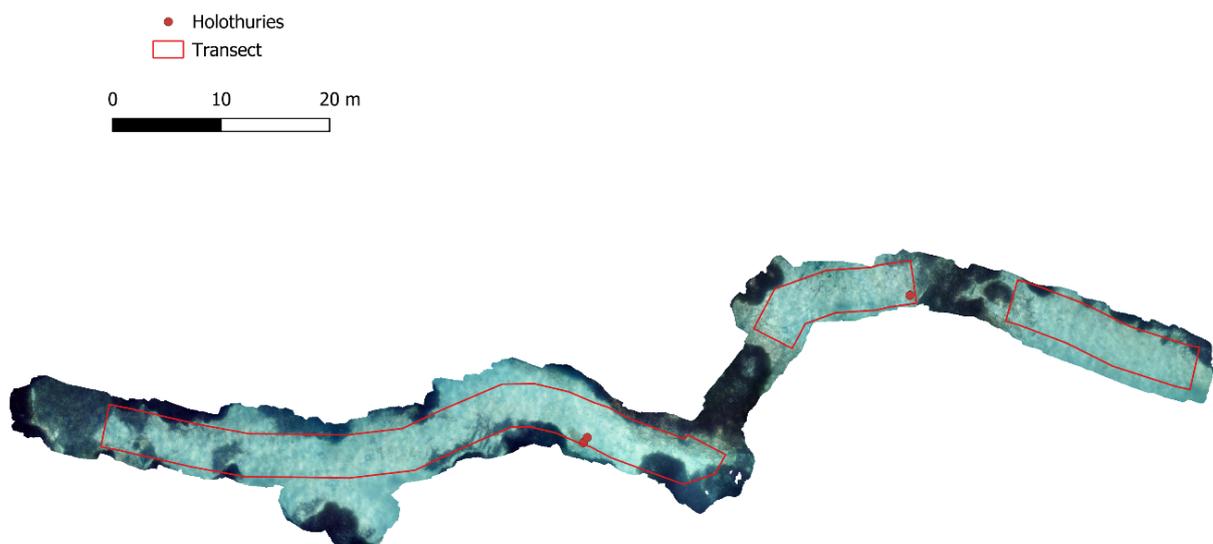


Figure 33. Premier transect entre les Embiez et le Rouveau. Les zones de comptage sont dans les cadres rouges et les holothuries sont indiquées par un point rouge.

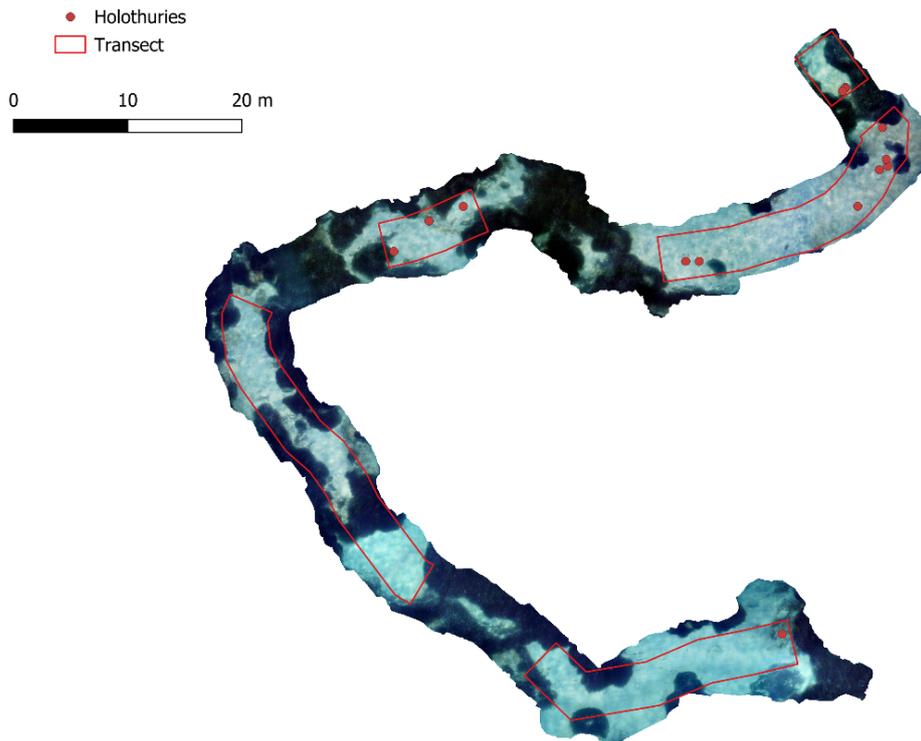


Figure 34. Deuxième transect entre les Embiez et le Rouveau. Les zones de comptage sont dans les cadres rouges et les holothuries sont indiquées par un point rouge.

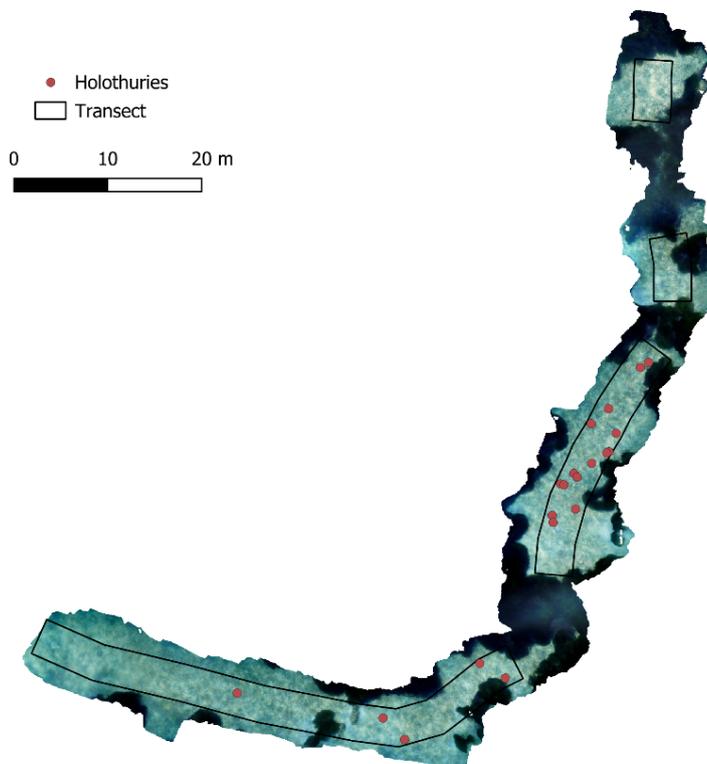


Figure 35. Troisième transect entre les Embiez et le Rouveau. Les zones de comptage sont dans les cadres noirs et les holothuries sont indiquées par un point rouge.

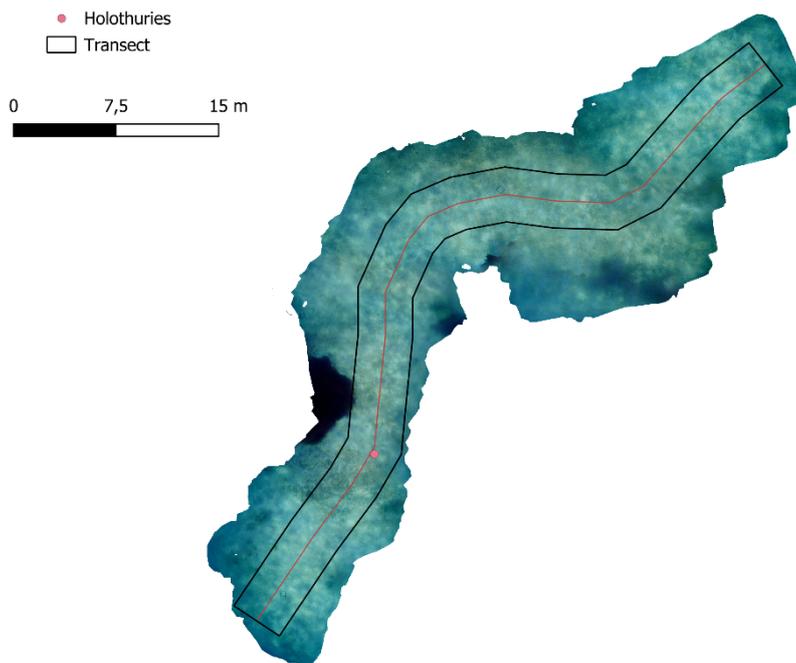


Figure 36. Quatrième transect entre les Embiez et le Rouveau. Les zones de comptage sont dans les cadres noirs et les holothuries sont indiquées par un point rouge.

Ces résultats apportent un premier point de référence, en 2024, sur les abondances des holothuries dans le site N2000 « lagune du Brusac ». La variabilité des abondances est très forte, mais la population peut être retrouvée en grande densité, en particulier le long de la limite basse de posidonie (Figure 37).



Figure 37. On trouve presque toujours un grand nombre d'holothuriers le long des limites basses de posidonie.

Méthode de comptage à l'échelle du paysage écologique

Vu l'importance écologique des holothuries et la faible prise en compte de ces échinodermes dans les recensements de biodiversité, nous recommandons d'inclure leur population dans les suivis écologiques le long du littoral méditerranéen français. Dans ce rapport, nous proposons un protocole robuste pour effectuer ces suivis écologiques. Pour ce faire, nous mettons en avant un protocole qui permet de couvrir une grande distance en peu de temps, tout en ciblant un habitat caractéristique et d'intérêt pour les holothuries, la limite basse de posidonie.

La répartition des holothuries n'est pas homogène en fonction des habitats. De plus, leur répartition au sein d'un habitat est en partie agrégative avec une variance forte entre des zones d'échantillonnages proches (Tableau 3). Enfin, de nombreux individus sont dissimulés. Afin de contourner ces critères qui favorisent les biais d'échantillonnage, nous avons développé un protocole dédié au suivi des holothuries.



Figure 38.

Transect de 150 m de long associé à un scooter sous-marin.

Nous recommandons d'effectuer les suivis uniquement sur un substrat meuble « visible ». Les holothuries adultes, visibles en journée (les jeunes étant le plus souvent dissimulés sous des roches ou dans la matre), mesurent généralement entre 20 et 30 cm. Il ne faut pas que les roches, les algues, la posidonie, ou encore la litière détritque soient d'une taille suffisante pour dissimuler des holothuries adultes. Sur ce type de substrat meuble, les holothuries ne peuvent donc pas échapper à l'œil de l'observateur. Il faut également que cette zone de comptage soit au contact d'un habitat dans lequel les holothuries peuvent s'abriter. En effet, les holothuries sont plus abondantes au niveau d'un écotone (interface entre deux habitats). Afin de suivre les holothuries sur un habitat préférentiel pour ces espèces, nous recommandons de définir la limite basse de posidonie comme zone de référence. Ces suivis peuvent être réalisés indépendants d'une saisonnalité, car le nombre d'holothuries reste stable au cours de l'année (observation personnelle ; Ventura et al., 2025).

Afin d'avoir un effort d'échantillonnage suffisant pour lisser la variabilité spatiale d'occurrence des holothuries, nous recommandons d'utiliser la photogrammétrie comme méthode d'échantillonnage. Cette technique permet à l'opérateur de se placer plusieurs mètres au-dessus du substrat et d'avancer continuellement le long de la limite basse de posidonie. Cela permet de réaliser un transect de plusieurs milliers de mètres carrés en l'espace d'une seule

plongée. Afin d'accroître encore l'efficacité et la sécurité de l'opérateur, nous recommandons de monter l'appareil photo sur un scooter sous-marin.

Pour déterminer précisément la surface d'échantillonnage, il est nécessaire de disposer de référentiels de taille réguliers tout au long du transect. En effet, la déformation des images, due à l'alignement des photos et aux caractéristiques de la lentille de l'appareil photo, empêche l'utilisation d'un unique référentiel de taille sur l'ensemble du modèle photogrammétrique. Plusieurs méthodes peuvent être employées, telles que : réaliser une plongée géoréférencée, déposer un repère métré à intervalles réguliers (méthode utilisée dans ce rapport), déployer un mètre ruban le long du transect (Figure 38) ou encore associer un repère visuel métré aux prises de vue à l'aide de lasers.

Le comptage des holothuries est ensuite effectué sur l'orthomosaique. Chaque individu est repéré (indépendamment de l'espèce) et compté directement sur le rendu visuel (Figure 39 et Figure 40 (4)).



Figure 39. Résolution sur une orthomosaique effectuée avec un appareil photo Sony alpha 7c (réglages : ISO5000 ; f11 ; 1/250s). Les holothuries y sont parfaitement visibles.

Afin de connaître la surface d'échantillonnage il est nécessaire de définir un largeur sur l'orthomosaique, dans notre cas fixé à 4 mètres (Figure 40).

Nous proposons de répliquer ce protocole sur les sites Natura 2000 « habitats posidonie » afin d'acquérir une donnée de référence des populations d'holothuries le long du littoral méditerranéen français.

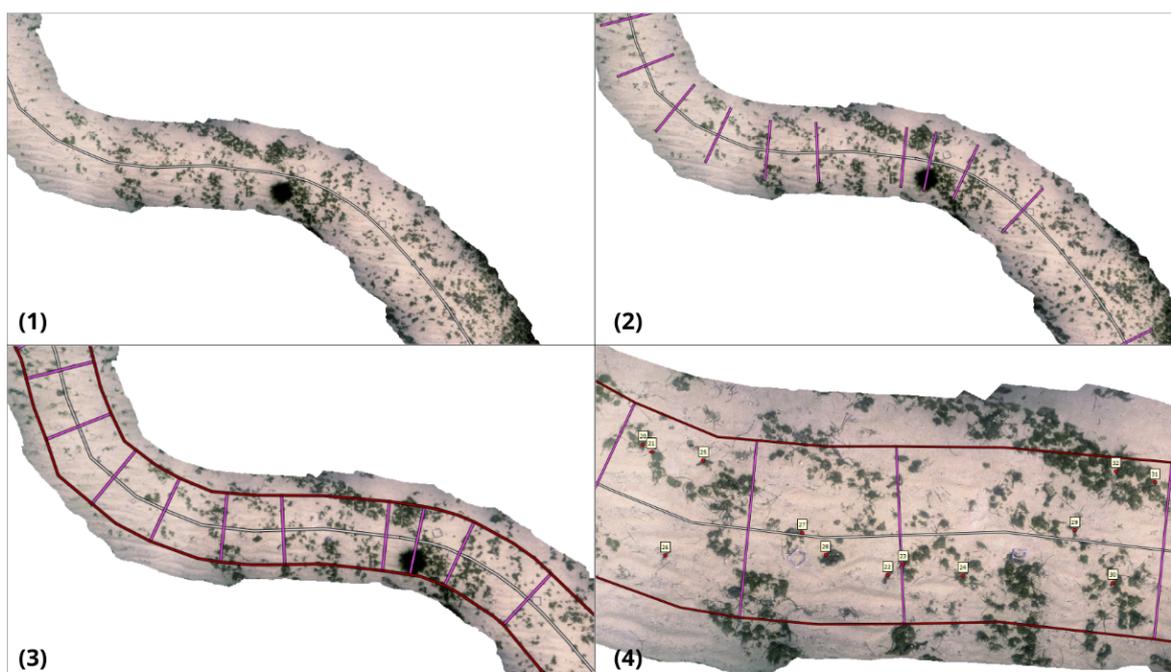


Figure 40. Détermination de la surface d'échantillonnage. Ce travail peut être effectué sous plusieurs logiciels, tel que QGIS. Ici sont présentés les étapes sous Metashape une fois le référentiel spatial effectué : (1) placer un axe central le long du transect, (2) y fixer des axes perpendiculaires d'une longueur de 4 mètres, (3) rejoindre les lignes et (4) compter les holothuries présentes dans les limites du transect.

Recommandations sur les mesures de gestion

Vu l'importance écologique des holothuries, et leur vulnérabilité à la pêche (légale et illégale), nous recommandons de définir et d'appliquer, à l'échelle de la façade méditerranéenne française continentale, une interdiction du prélèvement de ces organismes à l'exception d'un prélèvement mineur pour les appâts de pêche.

Vu l'importance écologique des holothuries dans le remaniement des sédiments et le cycle des nutriments, le besoin d'amélioration de la qualité du substrat de la lagune du Brus, et la quasi-disparition de ces organismes dans cet espace, nous recommandons leur protection stricte dans cet espace en y interdisant toute forme de prélèvement. Un protocole de translocation d'holothuries afin de réensemencer la lagune et ainsi favoriser le retour des herbiers, peut également être envisagé.

Vu le manque de données de référence sur les populations d'holothuries le long du littoral méditerranéen français, et le risque lié à la pêche illégale, nous proposons de répliquer ces suivis sur les sites Natura 2000 « habitats posidonie » afin d'acquérir une donnée de référence des populations d'holothuries le long du littoral méditerranéen français.



Girelle paon et girelle commune

Détection précoce des espèces invasives

L'ADN environnemental (ADNe) constitue une avancée majeure dans la surveillance des écosystèmes marins, notamment pour la détection précoce des espèces invasives. Ces dernières arrivent généralement en faible nombre lors des premières phases de leur installation, rendant leur identification par les méthodes d'observation visuelle particulièrement difficile. En effet, les approches basées sur l'observation directe ou la capture d'individus reposent sur des probabilités de rencontre faibles lorsque les populations sont encore rares. Pourtant, la régulation d'une espèce invasive, ainsi que l'adaptation des activités potentiellement impactées par sa présence, sont bien plus aisées à mettre en place avant qu'elle ne devienne dominante.

L'ADNe permet ici de contourner cette limitation en détectant des traces génétiques laissées dans la colonne d'eau par les organismes (e.g. cellules, mucus) sans nécessiter la capture ou l'identification directe des individus. Cette méthode est donc bien adaptée aux espèces rares, fuyantes, nocturnes ou encore cryptobenthiques qui échappent largement aux autres méthodes de suivis.

Un autre défi de la détection précoce réside dans le fait que les experts sur le terrain ne disposent pas toujours des connaissances spécifiques nécessaires pour identifier visuellement une espèce exotique récemment introduite. L'ADNe, en s'appuyant sur des bases de données de séquences génétiques, permet une identification objective et standardisée, y compris pour des taxons méconnus ou difficiles à différencier morphologiquement. En Méditerranée, les séquences *Tele01* et *Pleo* utilisées en métabarcoding offrent la possibilité de comparer les séquences obtenues à une base de données quasi exhaustive des espèces de poissons susceptibles d'être présentes dans la région.

Ainsi, en offrant une détection rapide, non invasive et précise, l'ADNe s'impose comme un outil essentiel pour anticiper et limiter l'établissement des espèces invasives en milieu marin. Une détection précoce permet d'activer rapidement des mesures de gestion adaptées, avant que des impacts potentiellement irréversibles ne se produisent. Par ailleurs, la détection de signaux faibles annonçant l'apparition de certaines espèces constitue également un indicateur de changements plus systémiques des écosystèmes, liés par exemple au réchauffement de la masse d'eau. Ce phénomène a déjà été observé au cours des dernières années avec l'apparition du barracuda *Sphyraena viridensis* ou de la girelle paon *Thalassoma pavo* en Méditerranée. L'évolution actuelle de la communauté ichthyologique souligne également la nécessité d'adapter les stratégies des pêcheries (Pita et al., 2021), pour lesquelles une détection précoce renforcera la capacité de résilience face aux effets du changement climatique.

Les pompages d'eau de la couche superficielle ont été réalisés le 26 septembre 2023 en partenariat avec l'équipe Marbec de l'université de Montpellier (Figure 41). Ce suivi a pour vocation à se pérenniser dans le temps et d'être intégré à un jeu de données regroupant plusieurs aires marines protégées. La convention avec l'OFB 2024 nous a permis d'une part d'externaliser l'extraction de l'ADNe des échantillons et d'autre part de les analyser dans notre contexte spécifique de détection d'espèces invasives.

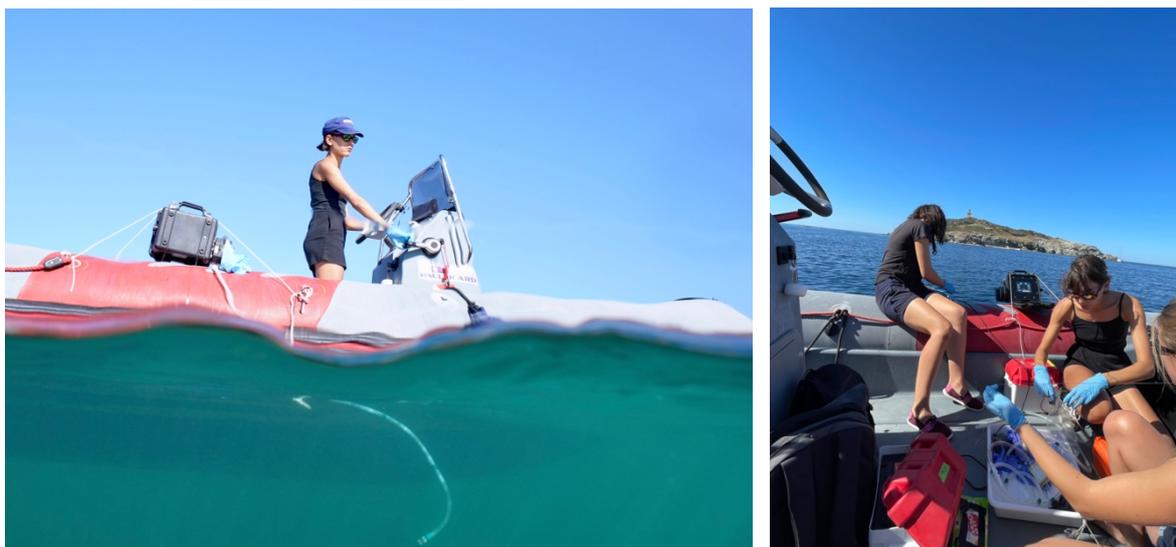


Figure 41. À gauche, le pompage est réalisé dans le premier mètre de profondeur avec le navire en déplacement à vitesse lente pour couvrir une large zone. À droite, traitement des filtres par Midoli Goto, Lola Romant, Marie Orblin de Marbec et Rémy Simide de l'IOPR pour la conservation de l'ADNe avant son extraction en laboratoire.

Trois sites très distincts en termes d'habitats ont été échantillonnés : la lagune du Brusç, le port des Embiez et le pourtour de l'île du Grand Rouveau et passant par le site « Basse Renette » et les « Magnons ». Autour du Grand Rouveau, un total de 37 espèces a été détecté et conservé après traitement et tri des données. Dans la lagune 54 espèces ont été détecté ainsi que 21 dans le port des Embiez (tableau 6).

Grand Rouveau	Lagune	Port des Embiez
<i>Aidablennius sphyinx</i>	<i>Aidablennius sphyinx</i>	<i>Chelon auratus</i>
<i>Apogon imberbis</i>	<i>Apogon imberbis</i>	<i>Chelon labrosus</i>
<i>Belone belone</i>	<i>Belone belone</i>	<i>Chelon ramada</i>
<i>Boops boops</i>	<i>Boops boops</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
<i>Chelon auratus</i>	<i>Chelon auratus</i>	<i>Diplodus annularis</i>
<i>Chromis chromis</i>	<i>Chelon labrosus</i>	<i>Diplodus puntazzo</i>
<i>Coris julis</i>	<i>Chromis chromis</i>	<i>Diplodus sargus</i>
<i>D. Dentex</i> et/ou <i>P. auriga</i> et/ou <i>P. pagrus</i>	<i>Coris julis</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>D. Dentex</i> et/ou <i>P. auriga</i> et/ou <i>P. pagrus</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>
<i>Diplodus annularis</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Gobius cobitis</i>
<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diplodus annularis</i>	<i>Gobius niger</i>
<i>Diplodus sargus</i>	<i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Labrus merula</i> et/ou <i>L. viridis</i> et/ou <i>C. melanocernus</i>
<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Diplodus sargus</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>
<i>Engraulis encrasicolus</i>	<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>Mullus barbatus</i>
<i>Euthynnus alletteratus</i>	<i>Engraulis encrasicolus</i>	<i>Mullus surmuletus</i>
<i>Labrus merula</i> et/ou <i>L. viridis</i> et/ou <i>C. melanocernus</i>	<i>Gobius ater</i>	<i>Oblada melanura</i>

<i>Lepadogaster lepadogaster</i>	<i>Gobius bucchichi</i>	<i>Pagellus acarne</i>
<i>Lipophrys trigloides</i>	<i>Gobius niger</i>	<i>Pagellus bogaraveo</i>
<i>Mobula mobular</i>	<i>Gobius cobitis</i>	<i>Sarpa salpa</i>
<i>Mola mola</i>	<i>Lepadogaster candolii</i>	<i>Sparus aurata</i>
<i>Mullus surmuletus</i>	<i>Lipophrys trigloides</i>	<i>Sphyraena sphyraena</i>
<i>Muraena helena</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i>	
	<i>Millerigobius</i>	
<i>Oblada melanura</i>	<i>macrocephalus</i>	
<i>Oedalechilus labeo</i>	<i>Mullus barbatus</i>	
<i>Parablennius incognitus</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	
<i>Parablennius zvonimiri</i>	<i>Oblada melanura</i>	
<i>Sardina pilchardus</i>	<i>Oedalechilus labeo</i>	
	<i>Parablennius</i>	
<i>Sardinella aurita</i>	<i>gattorugine</i>	
<i>Sarpa salpa</i>	<i>Parablennius pilicornis</i>	
<i>Sciaena umbra</i>	<i>Parablennius rouxi</i>	
	<i>Parablennius</i>	
<i>Serranus scriba</i>	<i>sanguinolentus</i>	
<i>Sparus aurata</i>	<i>Parablennius zvonimiri</i>	
<i>Spicara maena</i>	<i>Parablennius incognitus</i>	
<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	<i>Pegusa nasuta</i>	
<i>Symphodus tinca</i>	<i>Salaria pavo</i>	
<i>Trachurus spp.</i>	<i>Sardina pilchardus</i>	
	<i>Sardinella aurita</i>	
	<i>Sarpa salpa</i>	
	<i>Scorpaena notata</i>	
	<i>Scorpaena porcus</i>	
	<i>Seriola dumerili</i>	
	<i>Serranus scriba</i>	
	<i>Solea senegalensis</i>	
	<i>Sparus aurata</i>	
	<i>Spicara maena</i>	
	<i>SpondylIOSoma</i>	
	<i>cantharus</i>	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	
	<i>Symphodus tinca</i>	
	<i>Synodus saurus</i>	
	<i>Thalassoma pavo</i>	
	<i>Trachurus spp.</i>	
	<i>Tripterygion</i>	
	<i>tripteronotum</i>	
	<i>Uranoscopus scaber</i>	
	<i>Xiphias gladius</i>	

Tableau 6. Liste d'espèces de poissons détectées par ADNe sur les trois sites échantillonnés.

La base de données de traits fonctionnels, FishMed (Albouy et al., 2015) regroupe les 635 espèces de poissons potentiellement retrouvés en Méditerranée. Nous avons comparé la liste d'espèces retrouvées autour des Embiez avec la variable FishMed « origine géographique » de l'espèce de poissons. Puis, par espèce, nous avons complété, validé ou amendé par la littérature scientifique cette information ce qui nous a permis de comparer les espèces présentes autour des Embiez avec la liste des espèces indigènes (locales) et non indigènes.

Parmi les 70 espèces différentes répertoriées dans le tableau 6, et même en incluant les 6 espèces supplémentaires issues du jeu de données brut mais écartées en raison du manque de robustesse des observations, aucune espèce invasive de poissons n'a été détectée autour de l'île des Embiez.

Comme indiqué en introduction, les observations visuelles sont peu efficaces pour détecter, les espèces rares, les espèces cryptobenthiques, fuyantes ou pélagiques. À cela s'ajoute l'obstacle à l'identification d'une nouvelle espèce par l'œil du naturaliste plongeur. Ce jeu de données nous permet de valider l'intérêt de l'ADN environnemental pour combler ces limites et identifier une nouvelle espèce invasive.

Rareté : le Gobie de Bellotti (*Gobius ater*) est une espèce très rare qui n'a été retrouvée par observation visuelle que deux fois en Méditerranée française, en Corse et à Marseille (Kovacic et al., 2022). Lors de cette campagne d'échantillonnage, il a été détecté dans la lagune du Brusca et dans le port des Embiez.

Expertise visuelle : la sole-pole sombre (*Pegusa nasuta*) est également une espèce rare, dont la reconnaissance visuelle est très complexe, car c'est un poisson plat dissimulé dans le sédiment au morphotype assez classique de ce type d'espèces.

Cryptobenthique : un nombre important d'espèces cryptobenthiques sont présentes dans le jeu de données tel que des espèces de lépadogaster (*lepadogaster spp.*) visibles en plongée sous-marine presque uniquement en retournant des galets.

Fuyant et pélagique : Autour du Grand Rouveau des espèces très rarement observées en plongée par leur comportement fuyant tel que la thonine commune (*Euthynnus alletteratus*) et pélagique et rare tel que la raie mobula (*Mobula mular*).

En conclusion, si aucune espèce invasive n'a été détectée dans cette campagne d'échantillonnage, la méthode ADNe ainsi que la base de données de référence pour les poissons sont suffisamment robustes pour être un outil essentiel de détection précoce des espèces invasives de poissons. Des campagnes d'échantillonnages et de séquences sont en cours au laboratoire Marbec pour acquérir des bases de données solides pour d'autres taxons et ainsi accroître au-delà des poissons le champ d'application de la détection d'espèces invasives.



Algues mucilagineuses sur le coralligène de la plate aux mérours

Diversité de la communauté ichthyologique sous contrainte de la qualité et de la diversité de l'habitat

Contexte

Les poissons côtiers du littoral méditerranéen français sont étudiés depuis plusieurs décennies (Tortonese 1964 ; Harmelin-vivien & Harmelin, 1975 ; Dufour et al. 1995). Ils représentent un pan important de la biodiversité de notre littoral et un compartiment essentiel pour le fonctionnement des écosystèmes marins côtiers (Sala et al., 2012). Les services écosystémiques qu'ils apportent sont la régulation de la biodiversité, en contribuant notamment au cycle des nutriments ; les apports culturels avec principalement l'activité de plongée sous-marine ; et l'approvisionnement pour la pêche professionnelle à petit métier et la pêche de loisir (IUCN, 2013). La communauté ichthyologique est également soumise à de nombreuses pressions telles que le changement climatique, la dégradation de ses habitats, la pêche ou la pollution (chimique et sonore). Les assemblages ichthyologiques sont influencés par la nature et la structuration tridimensionnelle de l'habitat ainsi que par l'état de santé des communautés d'organismes qui structurent l'habitat. Les pressions anthropiques et la dégradation des habitats peuvent donc modifier les assemblages ichthyologiques.

Situé entre le Parc national de Port-Cros et le Parc national des Calanques, le site Natura 2000 « Lagune du Brusc » présente des enjeux de conservation du patrimoine naturel tout aussi importants. La beauté de ces paysages terrestres et sous-marins, à la fois riche et diversifiés rend ce lieu particulièrement attractif. Ainsi, ce site est soumis à de nombreuses pressions anthropiques telles que la surfréquentation plaisancière, les activités portuaires ou la pêche (Rouanet et al., 2008). En quelques décennies, les activités de pêche ont fortement augmenté dans cette zone, principalement pour la pêche récréative (pêche à la ligne et chasse sous-marine) (Font et Lloret 2014). Les assemblages de poissons ont également été affectés par la perte d'habitats (en particulier les nurseries). Les impacts de mouillage des bateaux ou des filets de pêche (arrachage de posidonie, coralligène brisé...), l'augmentation de la turbidité de l'eau, ou la sur-sédimentation peuvent également avoir des conséquences délétères pour les habitats marins. Les habitats sont aussi soumis aux conséquences du réchauffement climatique tel que la mortalité des gorgones et d'autres animaux fixés liée aux canicules marines ou le développement excessif d'algues mucilagineuses.



Figure 42 : Paysage caractéristique du site N2000 « Lagune du Brusc ».

L'objectif de cette étude est de caractériser les assemblages de poissons en lien avec la structure et la qualité et des conditions écologiques des habitats qu'ils fréquentent dans le site Natura 2000 « Lagune du Brusç » (Figure 42). Ces connaissances permettent de mieux cibler ou justifier des mesures de gestion à mettre en place sur ce site pour protéger les habitats et les peuplements de poissons associés.

Méthode

Les suivis ont été réalisés sur 15 sites sélectionnés en fonction des types d'habitats présents, répartis entre 1 m et 40 m de profondeur. Les habitats ciblés incluent les fonds sableux, les fonds rocheux, les herbiers de posidonie ainsi que le coralligène (Tableau 7 ; Figure 43).

Les points d'échantillonnage sont situés au sein de l'aire du site Natura 2000 « Lagune du Brusç », à l'exception des deux points placés sur l'habitat coralligène, ainsi que les deux points sur l'habitat sableux profond. En effet, la délimitation du site Natura 2000 suit principalement la limite inférieure des herbiers de posidonie, située à environ 30 m de profondeur. Ainsi, la majorité des zones à coralligène, situées au-delà de cette profondeur, ne sont pas incluses dans le périmètre du site. Toutefois, dans une logique de cohérence scientifique et afin de prendre en compte l'ensemble des habitats du paysage écologique, nous avons intégré des points d'échantillonnage en dehors de la limite administrative du site.

Les points d'échantillonnage ont été sélectionnés par un échantillonnage aléatoire stratifié. C'est-à-dire qu'ils ont été déterminés en fonction de la profondeur et du type d'habitat présent à partir de la cartographie Donia Expert (DONIA EXPERT : Cartographie détaillée des habitats marins - Données consultées sur la plateforme de surveillance MEDTRIX) ; de retours d'expérience terrain et de prospections, puis les réplicats de suivis ont été positionnés de manière aléatoire sur chaque site.

Point d'échantillonnage	Habitat	Zone	Site	Date	Profondeur moyenne (m)	Température moyenne (°C)
roche_surface_1	roche	surface	Cauvelle	25/07/2024	1	23
roche_surface_2	roche	surface	Magnons	25/07/2024	1	23
roche_1	roche	intermédiaire	Guenaud	19/07/2024	13	17
roche_2	roche	intermédiaire	Magnons	19/07/2024	16	17
roche_3	roche	intermédiaire	Magnons	19/07/2024	14	17
posidonie_coeur_herbier_1	posidonie	cœur_herbier	Guenaud	19/07/2024	17	17
posidonie_coeur_herbier_2	posidonie	cœur_herbier	Magnons	19/07/2024	21	17
sable_1	sable	intermédiaire	Guenaud	19/07/2024	19	17
sable_2	sable	intermédiaire	Magnons	19/07/2024	23	17
posidonie_limite_basse_1	posidonie	limite_basse	Cougoussa	18/07/2024	25	17
posidonie_limite_basse_2	posidonie	limite_basse	Plate aux merous	25/07/2024	28	17
coralligene_1	coralligene	coralligene	Cougoussa	18/07/2024	30	17
coralligene_2	coralligene	coralligene	Plate aux merous	25/07/2024	29	17
sable_profond_1	sable	profond	Cougoussa	18/07/2024	38	17
sable_profond_2	sable	profond	Plate aux merous	25/07/2024	39	17

Tableau 7. Caractéristique pour chaque point d'échantillonnage de l'habitat, la localisation, la profondeur moyenne et la température au moment de l'échantillonnage.

La caractérisation des assemblages de poissons a été réalisée par recensement visuel en plongée sous-marine (UVC). Les inventaires ont été réalisés en été, entre le 18 et le 25 juillet, période de l'année où les peuplements de poissons fréquentant les petits fonds côtiers sont établis et stables, à l'exception des juvéniles pour lesquels les espèces s'établissent progressivement tout au long de la saison estivale. Les comptages ont été réalisés sur 6 points

fixes de 3 m de rayon pour chaque point d'échantillonnage. Les comptages sur points fixes permettent d'étudier les peuplements de poissons ainsi que l'habitat auquel ils sont associés à l'échelle du micro-habitat, c'est-à-dire de l'ordre de quelques mètres carrés. Les réplicats sont espacés les uns des autres d'environ 15 mètres pour une couverture moyenne par site de 700 m².

Tous les poissons visibles ont été recensés à l'exception des petites espèces cryptobenthiques et des espèces strictement pélagiques. La taille (longueur totale) des individus rencontrés a été estimée à 0,5 cm près pour les individus mesurant entre 1 et 5 cm, à 2 cm près pour les individus mesurant entre 6 et 50 cm et à 5 cm pour les plus grands individus.

En complément, une caractérisation de l'habitat a été effectuée à l'aide d'indicateurs qualitatifs et quantitatifs par photo quadrats et photogrammétrie d'une petite zone de chaque point d'échantillonnage. Les photo-quadrats permettent de tirer des indicateurs de l'état de santé de l'habitat et la photogrammétrie des indicateurs de la structuration et de la complexité de cet habitat.

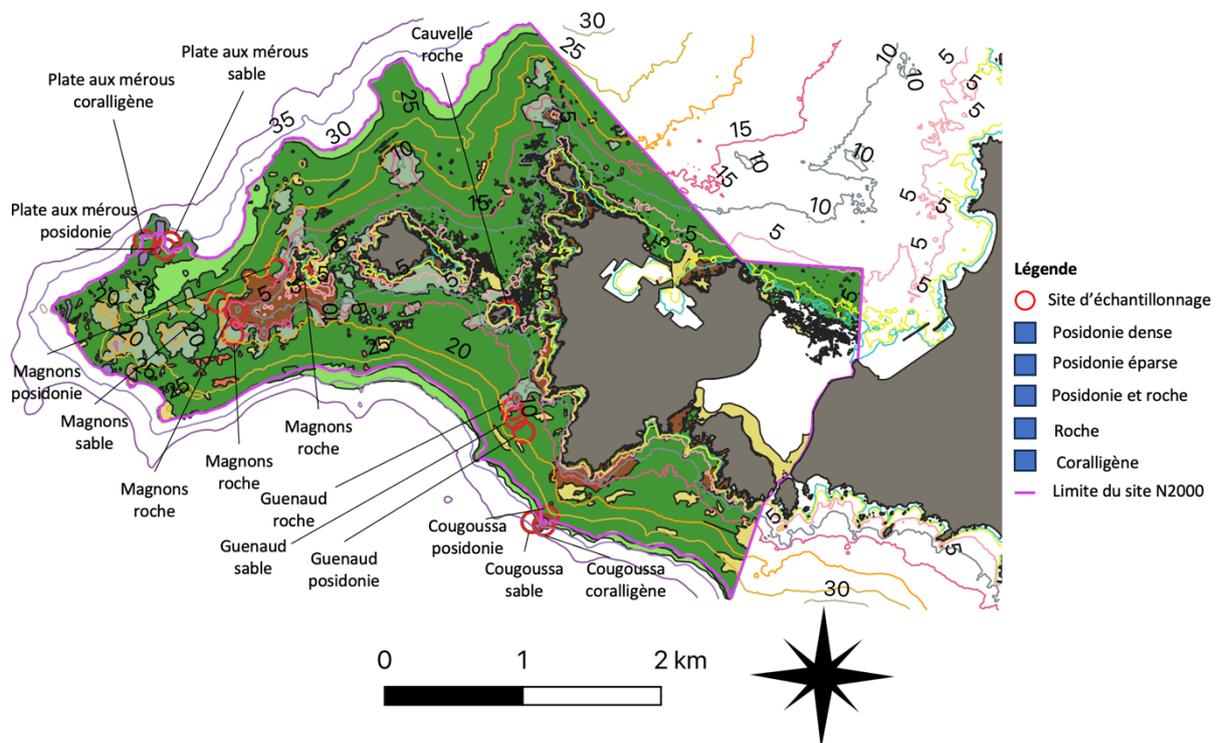


Figure 43. Sites d'échantillonnage.

Les plongées ont été réalisées en recycleur à circuit fermé pour gagner en efficacité, en temps d'immersion et en profondeur. Afin de pouvoir passer d'un point d'intérêt à un autre et de caractériser l'habitat, les déplacements ont été faits à l'aide de scooters sous-marins.

Les analyses statistiques et la visualisation des données ont été effectuées à l'aide du logiciel R Studio. La normalité des données a été évaluée à l'aide du test de Shapiro-Wilk, et la linéarité a été vérifiée au moyen d'une régression linéaire.

Sur les 90 points fixes de comptages répartis sur les 15 points de suivis dans cette étude, un total de 8131 poissons a été comptabilisé, appartenant à 34 espèces. Parmi eux, 8034 individus appartenant à l'ensemble des espèces observées étaient des adultes et 96 individus de 11 espèces différentes étaient des juvéniles.

Pour la suite de l'analyse des résultats, seuls les individus adultes ont été conservés dans le jeu de données, les juvéniles ayant été exclus afin d'obtenir une caractérisation plus précise des assemblages de poissons sur la zone d'étude.

Composition de l'assemblage de poissons à l'échelle du site

À l'échelle du site, les assemblages de poissons sont largement dominés, en termes d'abondance, par quelques espèces très communes. *Chromis chromis* est de loin la plus abondante avec $19,2 \pm 61,6$ ind./10m², suivie par *Anthias anthias* avec $5,7 \pm 24,3$ ind./10m² et *Coris julis* avec $2,8 \pm 2,7$ ind./10m².

D'autres espèces, comme *Boops boops* ($0,88 \pm 3,53$ ind./10m²), *Thalassoma pavo* ($0,48 \pm 1,22$ ind./10m²) et *Diplodus vulgaris* ($0,29 \pm 1,88$ ind./10m²), sont également bien représentées, bien que dans une moindre mesure.

La majorité des espèces apparaissent en densité très faible, voire sporadique, sur l'ensemble des relevés. C'est particulièrement le cas pour *Murena helena*, *Pagellus acarne*, *Symphodus cinereus*, *Labrus viridis*, *Labrus mixtus* ou *Oblada melanura* pour lesquelles un seul individu de chacune de ces espèces a été observé.

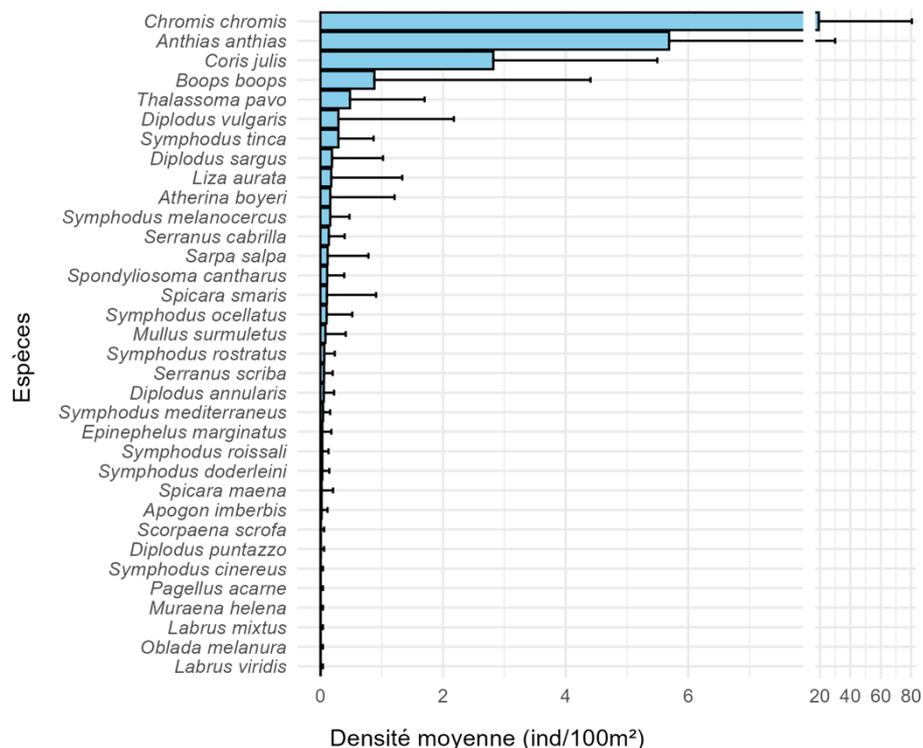


Figure 44. Densités moyennes des espèces présentes dans l'ensemble des sites échantillonnés.

Les fortes valeurs des erreurs standards soulignent une importante disparité spatiale de la répartition des espèces, traduisant la diversité des habitats et des niches écologiques spécifiques exploitées par chaque espèce et pris en compte dans la stratégie d'échantillonnage. Ce phénomène est renforcé par la présence de certaines espèces grégaires qui se déplacent en bancs (e.g. *Chromis chromis*, *Boops boops*), tandis que d'autres, plus territoriales ou rares, montrent une distribution plus localisée (e.g. *Epinephelus marginatus*, *Muraena helena*).



Figure 45 :

Epinephelus marginatus au premier plan et *Chromis chromis* au second plan.

Structure des assemblages de poissons dans les différents habitats du site

Abondance et biomasse

L'abondance des poissons de la zone d'étude varie considérablement en fonction des habitats (Figure 47). Les habitats coralligènes et rocheux se distinguent par des valeurs élevées, avec une abondance maximale observée dans coralligène_1 (181,9 Ind/10m²) et coralligène_2 (120,9 Ind/10m²). En revanche, les habitats sableux profonds affichent des abondances très faibles, en particulier sable_profond_2 (0,707 Ind/10m²). Les habitats à posidonie présentent des abondances intermédiaires, mais posidonie_coeur_herbier_1 (2,6 Ind/10m²) présente une valeur nettement plus faible que les autres zones de posidonie, mettant en évidence des variabilités spatiales de composition des assemblages de poissons pour un même type d'habitat.

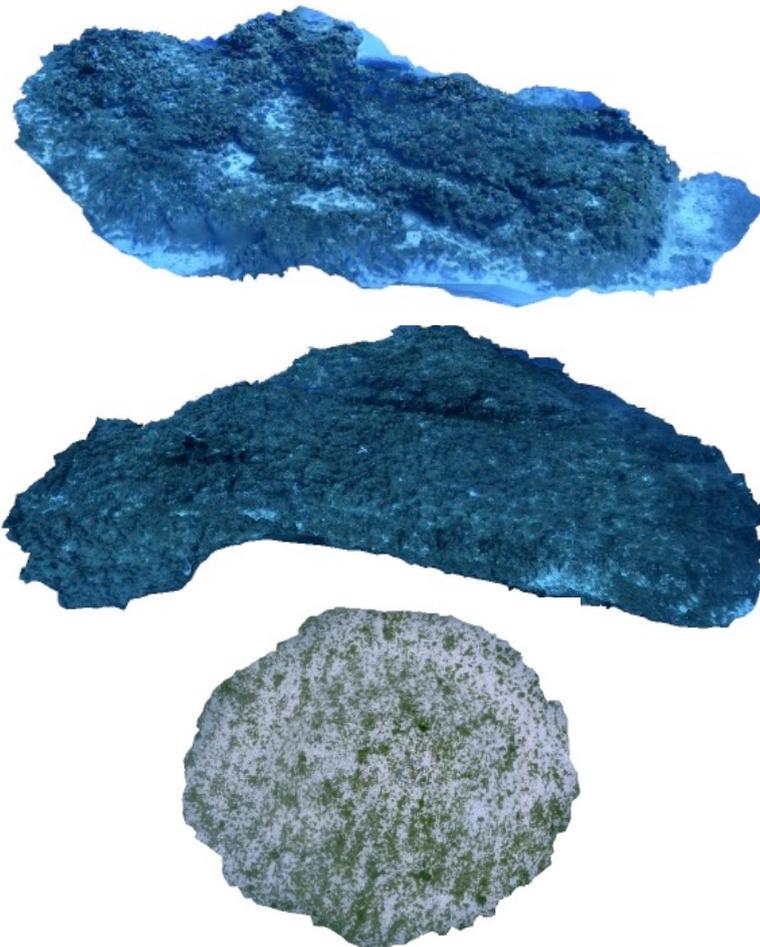


Figure 46.

Les liens vers les modèles animés sont indiqués entre parenthèses. De haut en bas, modèles photogrammétriques de coralligène_1, Cougoussa :

(https://youtu.be/Prr_88sgLf8),

de coralligène_2, plate aux mérours :

(<https://youtu.be/PuHmpNFDr40>)

et de sable_profond_2, plate aux mérours :

(<https://youtu.be/zv8Uu57QMCw>)

Les modèles photogrammétriques et la synthèse des indicateurs de l'habitat de tous les sites sont présentés en annexes 16 à 30.

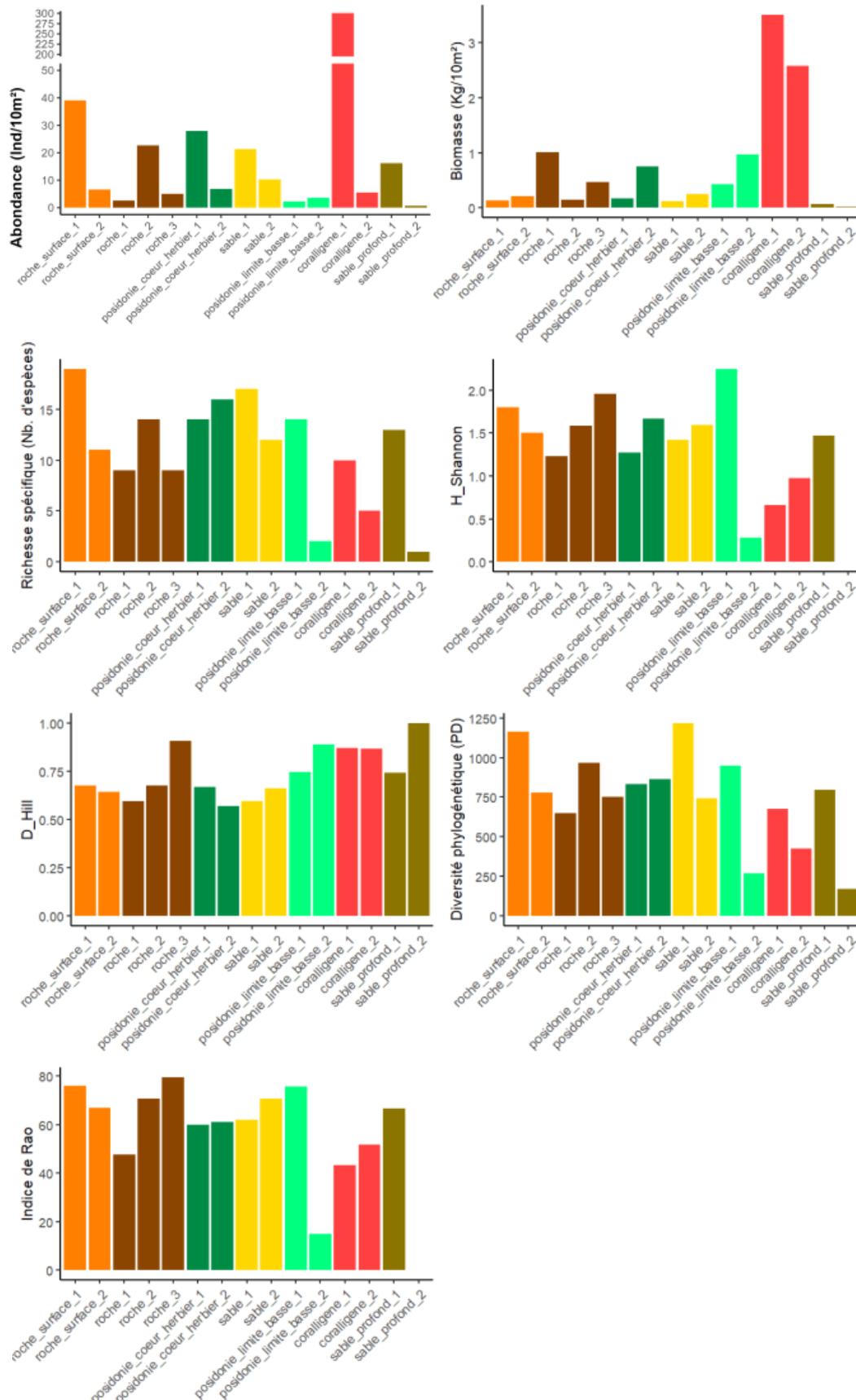


Figure 47 : Valeurs moyennes d'abondance, de richesse spécifique, des indices de diversité taxonomiques et phylogénétiques de la communauté ichthyologique pour chacun des 15 sites échantillonnés.

La biomasse moyenne suit une tendance similaire, avec des valeurs élevées dans coralligène_1 (3,5 kg/10m²) et coralligène_2 (2,6 kg/10m²), traduisant la présence d'espèces de grande taille ou en forte densité. C'est effectivement le cas pour coralligène_1 où 7 mérours bruns (*Epinephelus marginatus*) ont été observés, pesant plusieurs kilogrammes chacun. À l'inverse, les habitats sableux et certains points à habitats de posidonie affichent des biomasses plus faibles, notamment sable_profond_2 (0,02 kg/10m²), ce qui confirme la rareté des espèces présentes et/ou leur petite taille (Figure 48).

L'analyse du test de Kruskal-Wallis a révélé une différence significative de l'abondance entre les différents habitats ($\chi^2 = 39.36$, $p < 0.0001$). Les résultats du test post-hoc de Dunn indiquent que le coralligène présente une abondance significativement plus élevée que les habitats posidonie ($p < 0.0001$), roche ($p = 0.0009$) et sable ($p < 0.0001$). De plus, une différence significative a été observée entre l'habitat roche et l'habitat sable ($p = 0.0022$). En revanche, aucune différence significative n'a été détectée entre posidonie et roche ni entre posidonie et sable. Ces résultats suggèrent que l'habitat coralligène offre des conditions particulièrement favorables à une forte abondance d'individus. Toutefois ces fortes valeurs sont essentiellement imputables à l'espèce *Anthias anthias* présente en banc de plusieurs centaines d'individus sur le site coralligène_2 (Figure 47).

Richesse et diversité spécifique

La richesse spécifique (RS), qui correspond au nombre d'espèces recensées dans chaque habitat, varie de 1 (sable_profond_2) à 19 (roche_surface_1) (Figure 47). Les habitats rocheux et à coralligène affichent les valeurs les plus élevées, ce qui est cohérent avec leur complexité structurelle favorisant une biodiversité importante. L'analyse du test de Kruskal-Wallis a mis en évidence une différence significative de la richesse spécifique entre les habitats ($\chi^2 = 41.17$, $p < 0.0001$). Les résultats du test post-hoc de Dunn montrent que l'habitat sable présente une richesse spécifique significativement plus faible que les habitats coralligènes ($p < 0.0001$), posidonie ($p = 0.0009$) et roche ($p < 0.0001$). En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre le coralligène, la posidonie et la roche.

Les indices de diversité spécifique confirment ces tendances. L'indice de Shannon (H'), qui mesure à la fois la richesse spécifique et l'équilibre entre les espèces, atteint des valeurs maximales dans roche_2 (1,956) et roche_surface_1 (1,801), témoignant d'une communauté bien répartie entre les différentes espèces. En revanche, les habitats posidonie_limite_basse_2 (0,283) et sable_profond_2 (0,000) affichent des valeurs très faibles, révélant une forte dominance d'une ou de quelques espèces adaptées à ces milieux (principalement *Coris julis*).

L'indice de Hill (D_Hill), qui prend également en compte l'équilibre de la diversité spécifique, suit la même tendance. Il est maximal dans les habitats rocheux et coralligènes, en particulier dans roche_2 (0,906) et roche_surface_1 (0,675), et minimal dans les habitats sableux profonds (sable_profond_2 : 1,000) signifiant une absence de diversité au sein de cet habitat. Ces résultats indiquent que les habitats offrant une structure complexe, tels que le coralligène, la roche et dans une moindre mesure la posidonie, favorisent une diversité plus élevée que les environnements sableux, où l'homogénéité du substrat et le manque de refuges limitent l'installation d'un grand nombre d'espèces. Il est toutefois à préciser que la technique de comptage visuel (UVC) ne permet pas de compter précisément les espèces cryptobenthiques.

La diversité et les abondances mesurées pour cet habitat doivent donc être sous-estimées dans notre jeu de données.

Richesse et diversité phylogénétique

L'analyse de la richesse phylogénétique à travers l'indice PD (Phylogenetic Diversity) et de la diversité phylogénétique à travers l'indice de Rao met en évidence des différences marquées entre habitats (Figure 47). Les valeurs les plus élevées de PD sont observées dans les habitats coralligènes et rocheux, indiquant la présence d'espèces phylogénétiquement diverses. Par exemple, roche_1 (PD = 1219,268) et roche_surface_1 (PD = 1162,047) affichent les valeurs maximales, suggérant une grande diversité évolutive.

Contrairement à l'indice PD qui mesure la richesse phylogénétique, l'indice de Rao prend en compte l'abondance des espèces et leur distance phylogénétique. Il est également élevé dans ces habitats structurés, avec des valeurs maximales pour roche_2 (79,578) et roche_surface_1 (75,901), confirmant que ces milieux abritent des espèces phylogénétiquement éloignées et bien réparties en termes d'abondance.

À l'inverse, les habitats sableux et certaines zones de posidonie en limite basse affichent des valeurs plus faibles en diversité phylogénétique. L'habitat sableux en profondeur présente une diversité phylogénétique extrêmement faible au point sable_profond_2. Bien que l'indice PD indique la présence d'une certaine richesse évolutive (PD = 168,926), l'indice de Rao (0,000) révèle une homogénéité totale des lignées représentées. Cela signifie qu'une seule espèce, la girelle *Coris julis*, domine cet habitat.

Influence de la profondeur

Le test de corrélation de Spearman n'a pas mis en évidence de relation significative entre la profondeur et l'abondance des individus ($\rho = -0.077$, $p = 0.471$), suggérant que d'autres facteurs, tel que l'habitat pourrait jouer un rôle plus déterminant dans la structuration des populations marines. En revanche, une corrélation négative significative a été observée entre la profondeur et la richesse spécifique ($\rho = -0.353$, $p = 0.0006$), indiquant une diminution progressive de la diversité des espèces avec l'augmentation de la profondeur.

Bien que l'analyse statistique révèle un effet significatif de la profondeur sur la richesse spécifique, il est nécessaire de prendre en compte la répartition des habitats selon la profondeur pour bien interpréter ces résultats. En effet, la caractérisation d'un habitat comprend ses composantes biologiques (si une ou plusieurs espèces forment un habitat comme la posidonie ou le coralligène) mais également ses composantes physico-chimiques et géomorphologique tel que la profondeur. La profondeur est donc bien un paramètre structurant de l'habitat, encore trop souvent exclu des discussions sur la fonctionnalité écologique ou de la dynamique d'un écosystème.

Composition trophique des assemblages de poissons

L'analyse de la composition trophique des assemblages de poissons met en évidence des différences marquées entre les habitats étudiés (figure 48).

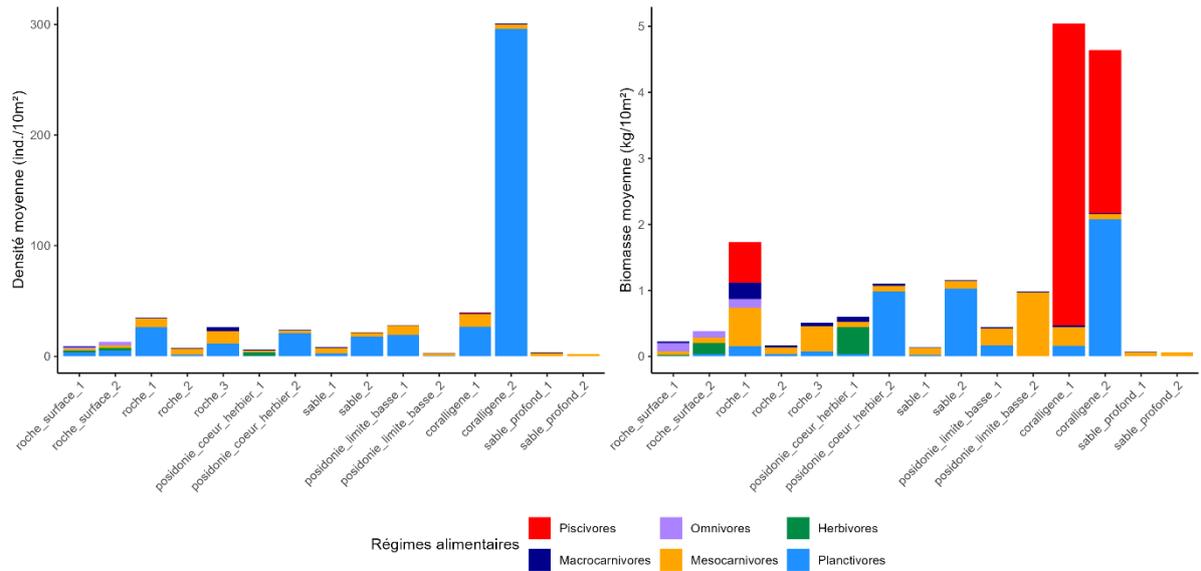


Figure 48. Composition trophique des assemblages de poissons pour chaque site d'étude exprimé en abondance et en biomasse cumulés pour chaque groupe trophique (régime alimentaire).

Les habitats coralligène et dans une moindre mesure le point roche_1 présentent les biomasses les plus élevées, en raison d'une forte dominance des piscivores et macrocarnivores, notamment *Epinephelus marginatus* et *Scorpaena scrofa*, dont les biomasses sont élevées. Par exemple, dans coralligene_1, la biomasse des piscivores atteint 4,57 kg/10m², représentant la fraction la plus importante de l'assemblage trophique. De même, coralligene_2 a une biomasse élevée en piscivores (2,47 kg/10m²), accompagnée d'une forte présence de planctivores (2,07 kg/10m²) représentés par *Anthias anthias*. Ces résultats suggèrent que les habitats structurés tels que les récifs coralligènes et rocheux offrent des refuges et des ressources favorisant la présence de prédateurs supérieurs, probablement en raison d'une plus grande disponibilité de proies et de microhabitats. Les habitats coralligènes et rocheux sont les plus diversifiés en termes de régimes trophiques. Il est toutefois à noter la disparité de composition de réseau trophique des assemblages de poissons entre les différents sites à habitat rocheux échantillonnés. Seul le point roche_1 présente des biomasses élevées, en raison de la présence de quelques individus d'*Epinephelus marginatus* et *Scorpaena scrofa*, dont les biomasses sont élevées. Les autres points montrent des densités, des biomasses et une diversité trophique beaucoup moins élevées que pour les points à coralligène malgré une structuration tridimensionnelle similaire voir supérieure des habitats rocheux. Ces résultats sont similaires avec ces des suivis des assemblages de poissons des petits fonds marins de l'ouest toulonnais (Couvray 2020 ; Couvray et al 2023). Dans cette étude, les assemblages de poissons des fonds rocheux de 8 sites, dont 3 dans le site NATURA 2000 Lagune du Brusc ont été suivis par comptage visuel sur transects entre 2012 et 2023. Cette étude met en évidence que les peuplements de poissons des petits fonds côtiers rocheux de la zone sont relativement riches et abondants, mais que leur composition est peu diversifiée, caractérisée par la prédominance de quelques espèces appartenant à des niveaux trophiques inférieurs. En comparaison, les assemblages de poissons dans la zone de non-prélèvement de Pot-Cros dans des habitats et profondeurs comparables présentent des compositions trophiques plus diversifiées avec une dominance des niveaux trophiques supérieurs (Astruch et al 2018).

Les herbiers de posidonie ont une composition trophique plus équilibrée, caractérisée par une présence notable d'herbivores, de macrocarnivores et de planctivores. Dans *posidonie_coeur_herbier_1*, la biomasse des herbivores, exclusivement représenté par les saupes (*Sarpa salpa*) atteint 0,41 kg/10m², tandis que les mésocarnivores et planctivores contribuent également de manière significative. Cette tendance est confirmée dans *posidonie_limite_basse_1* et 2, où l'on observe une forte biomasse de mésocarnivores (jusqu'à 0,96 kg/10m² dans *posidonie_limite_basse_2*), surtout des *Coris julis*, traduisant un assemblage structuré autour de chaînes trophiques intermédiaires.

Les habitats sableux présentent des assemblages moins diversifiés, largement dominés par les mésocarnivores et quelques planctivores, particulièrement en zones profondes, ce qui traduit un réseau trophique simplifié. Dans *sable_profond_2*, la biomasse totale est extrêmement faible, exclusivement dominée par les mésocarnivores (*Coris julis*).

Importance de la prise en compte de la mosaïque d'habitats pour la conservation des assemblages de poissons

L'analyse des assemblages de poissons de la zone d'étude met en évidence une forte variabilité en termes d'abondance, de richesse et de diversité selon les habitats. Les habitats coralligènes et, dans une moindre mesure, les habitats rocheux se distinguent par une biodiversité élevée et des biomasses conséquentes, soutenant des assemblages complexes dominés par des prédateurs supérieurs et des planctivores en bancs denses. À l'inverse, les habitats sableux affichent une faible diversité et biomasse, illustrant un réseau trophique plus simplifié. Les herbiers de posidonie présentent quant à eux une composition trophique plus équilibrée.

Les caractéristiques principales des habitats ont été regroupés sous des indicateurs de qualité et de structuration. Leur synthèse est regroupée dans les annexes 16 à 30. Ces résultats montrent qu'aucun site n'est spécifiquement dégradé en termes de qualité d'habitat. Par exemple, les roches de Magnons, réputé pour être un site fréquemment utilisé par la pêche professionnelle, n'est pas un site dégradé. Le jour du suivi du site Magnons 1, un filet de pêche était présent (visible sur le modèle photogrammétrique en annexe 24). La présence de coralligène, dont des gorgones, devenu rares dans les vingt premiers mètres de profondeur à cause des canicules marines de ces dernières années, ne sont pas impactées par la présence de ce filet (Figure 49). A contrario, entre ce site Magnons 1 et le site posidonie « Magons » nous avons retrouvé un filet fantôme dont l'impact récurant sur le fond et la capacité de pêche maintenu sur une très longue durée, à un rôle dévastateur significatif.

Chaque habitat contribue de manière spécifique à la structuration de l'écosystème marin et accueille des assemblages de poissons plus ou moins spécifiques. Bien que certains milieux se distinguent par une plus grande abondance ou richesse spécifique, aucun habitat ne peut être négligé dans une approche de conservation globale. En effet, la mosaïque d'habitats joue un rôle fondamental dans le maintien de la complexité, de la productivité et de la diversité des peuplements ichtyologiques (taxonomique, phylogénétique, fonctionnelle ; et génétique assurée par la connectivité). La diversité des structures disponibles permet de répondre aux besoins écologiques variés des espèces, en offrant des refuges, des zones de reproduction, d'alimentation et de croissance pour les juvéniles et les adultes. Cette connectivité entre

habitats est essentielle pour assurer la résilience des populations de poissons face aux perturbations environnementales.



Figure 49 :

Filet à proximité de gorgones jaunes sur le site échantillonné « Magnons 1 ». Aucune nécrose ou casse n'a été observée sur ces gorgones.

En particulier, l'habitat coralligène se révèle être un élément clé de cette dynamique, offrant des conditions favorables à la diversité et à la présence d'espèces emblématiques comme *Epinephelus marginatus*, ou à forte valeur commerciale comme *Scorpaena scrofa*. De plus, il soutient un assemblage complexe où prédateurs supérieurs, mésocarnivores et proies coexistent, favorisant un équilibre trophique plus stable. À l'inverse, les zones sableuses, servent de corridors écologiques, tout en offrant une qualité d'habitat qui peut être riche facilitant les déplacements entre habitats structurés (e.g. présence de maerl et d'algues brunes, annexes 29 et 30).

Bien qu'il ne soit pas actuellement inclus dans le périmètre du site Natura 2000, l'habitat coralligène apparaît comme un élément clé dans la structuration des assemblages de poissons et la conservation de la biodiversité marine de ce site. Son importance écologique justifie une prise en compte accrue dans les mesures de gestion et de conservation, notamment en raison de sa contribution à la stabilité des écosystèmes marins et au maintien des interactions trophiques essentielles. La préservation de la mosaïque d'habitats dans son ensemble est donc cruciale pour garantir la pérennité des peuplements ichtyologiques et assurer la durabilité des ressources halieutiques.

Recommandations sur les mesures de gestions

Actuellement, le site Natura 2000 « Lagune du Brusç » ne fait l'objet d'aucune réglementation spécifique en mer ouverte (i.e. en dehors de l'enceinte de la lagune) pour protéger les peuplements de poissons dans cette aire marine protégée.

La richesse et la diversité des habitats constituant la mosaïque d'habitats marins de ce site permettent d'accueillir des assemblages de poissons à la fois abondants, riches et diversifiés à l'échelle du paysage écologique. Toutefois ces assemblages sont impactés par l'activité de pêche, notamment par la forte pression de pêche plaisancière, affectant particulièrement la structuration trophique des assemblages au détriment des plus hauts niveaux trophiques, particulièrement ciblés par la pêche. Ce phénomène est particulièrement marqué sur les habitats rocheux. De plus, des actes de braconnage sont fortement suspectés dans site au vu des faibles densités de mérou brun dans l'habitat rocheux, de leur petite taille et de leur comportement craintif envers les plongeurs (Couvray 2020 ; Couvray et al 2023).

Le film archive « par 18 mètres de fonds », tourné dans l'archipel Embiez en 1942 par les « Mousquemers » dont faisait partie le commandant Cousteau est la preuve en image que 80 ans en arrière, les peuplements de poissons du site Natura 2000 « Lagune du Brusç » étaient très productifs et dominés par les espèces piscivores. Les mérous étaient très nombreux, peu farouches et de grande taille. Une scène du film montre une partie de chasse sous-marine sur une demi-journée dans laquelle un seul homme (Frédéric Dumas) prélève 8 poissons, dont trois gros mérous et une liche pour un poids total de 82 kg. Actuellement, le faible nombre de mérous et leur petite taille peut clairement révéler que le moratoire régulant les prélèvements n'ont pas permis de restaurer leurs populations affectées par des décennies de pratique de la chasse sous-marine dans cette zone, mais aussi qu'il se maintient une pression de braconnage dans la zone d'étude. La surveillance allouée à cette aire marine protégée ne semble pas être suffisante pour produire un effet dissuasif envers les actes de braconnage.

Il est envisageable (bien que non démontré) que la présence des deux parcs nationaux de part et d'autre de cette zone crée un effet de report de la pression de pêche sur ce site. Cette zone, caractérisée par des enjeux de conservation élevés en raison de la richesse de ses habitats marins, mérite une attention particulière pour la protection des peuplements de poissons dans un but d'améliorer l'efficacité des mesures de conservation globale du milieu marin. L'altération de la structure des assemblages de poissons induits par des décennies de diverses activités de pêche a des répercussions directes ou indirectes (dont le surpâturage par les saupes) sur les habitats marins, dont ceux qui font l'objet de mesures de conservation dans ce site Natura 2000 au titre de la directive habitats.

Nous recommandons la création d'une zone de non-prélèvement, à minima autour de la zone des Magnons, sur un périmètre suffisamment étendu pour y inclure un panel d'habitat représentatif de la zone entre la surface et plus de 40 mètres de fond. Bien que ne faisant pas partie du site Natura 2000 selon sa délimitation administrative, l'intégration de l'habitat à coralligène dans les stratégies de gestion du site permettra d'assurer l'efficacité de cette mesure de gestion en améliorant la résilience des assemblages de poissons et la pérennité des services écosystémiques associés à l'échelle du paysage écologique.



La grande richesse des fonds meubles profonds. Ici, bivalve, algue brune, maerl et autres algues encrustantes, litière de posidonie

Recommandations générales

Compte tenu de l'intérêt patrimonial et écologique du lagon du Brusuc, de l'importance du récif barrière de posidonie dans la dynamique et le fonctionnement du lagon, ainsi que de la dégradation actuelle de ce récif barrière^{1,2,3}, nous recommandons de renforcer les mesures de gestion et de protection du récif barrière.

Étant donné la restauration lente des herbiers dans le lagon du Brusuc¹, la faible qualité des sédiments¹, ainsi que la quasi-disparition des holothuries^{1,5,6}, qui jouent un rôle clé dans la bioturbation et le cycle des nutriments, nous préconisons leur protection stricte dans l'enceinte du lagon. De plus, nous suggérons d'envisager un programme de translocation afin de favoriser la restauration passive des herbiers de cymodocée dans le lagon.

La richesse ichtyologique de la lagune du Brusuc est en particulier liée à la présence de nombreuses espèces cryptobenthiques⁷, ainsi que la prépondérance d'individus juvéniles¹ (non ciblés par la pêche). Étant donné l'absence effective de pêche professionnelle dans la lagune et la limitation de la pêche de plaisance à des pratiques depuis le bord ou en kayak, nous ne recommandons pas d'augmenter le niveau de protection de la lagune. En particulier, l'instauration d'une zone de non-prélèvement ne semble pas nécessaire, les prélèvements actuels étant déjà limités et non impactants.

Vu le déséquilibre trophique de la communauté ichtyologique du reste du site N2000 « lagune du Brusuc »^{8,9,10,11}, et vu le potentiel de restauration passive de l'herbier de posidonie en sa limite basse (jusqu'à 63 hectares) qui pourrait théoriquement être facilité par la restauration du cycle des nutriments¹², nous proposons de définir une zone de non-prélèvement et/ou une régulation forte des activités de pêche professionnelle et de plaisance sur l'ensemble du site Natura 2000. Par ailleurs, compte tenu de l'importance de la mosaïque d'habitats de ce site^{10,11,13}, nous proposons d'inclure les roches coralligènes à proximité dans les futures mesures de gestion.

Étant donné l'importance écologique des holothuries et le risque d'effondrement des populations liés à la pêche légale ou illégale⁶, nous recommandons de caractériser les populations sur l'ensemble du littoral méditerranéen français, et de mettre en place une interdiction de leur exploitation, à l'image de l'arrêté préfectoral corse de 2019.

Rapports et travaux IOPR

¹ Rapports SAR-LAB. Programme de restauration écologique de la Lagune du Brusuc

² Rapport IOPR, OFB, Le grand récif barrière de posidonie de la baie du Brusuc

³ Chapitre de ce rapport « État du récif nord de la lagune du Brusuc »

⁴ Simide and Abello, The unique feature of a Posidonia oceanica reef and lagoon along the French Mediterranean coast, 2020

⁵ IOPR, évaluation de la population d'holothuries de la Lagune du Brusuc, 2020, 2021

⁶ Chapitre de ce rapport « Évaluation des abondances des populations d'holothuries »

⁷ Chapitre de ce rapport « Détection précoce des espèces invasives »

⁸ Couvray, Six years of monitoring of fish assemblages in shallow bottoms around the Embiez Islands and Cap Sicié, 2020

⁹ Couvray, Madelaine, Simide, Suivis des assemblages de poissons des petits fonds marins de l'ouest toulonnais, 2023

¹⁰ IOPR, Étendre au large notre vision de la diversité et des fonctions de l'ichtyofaune côtière

¹¹ Chapitre de ce rapport « Diversité de la communauté ichtyologique sous contrainte de la qualité et de la diversité de l'habitat »

¹² Chapitre de ce rapport « Évolution de la limite basse des herbiers de posidonie »

¹³ IOPR, H2020 MaCoBioS, Suivis à l'échelle du paysage écologique

Bibliographie

- Albouy, C., Lasram, F. B. R., Velez, L., Guilhaumon, F., Meynard, C. N., Boyer, S., ... & Mouillot, D. (2015). FishMed: Traits, phylogeny, current and projected species distribution of Mediterranean fishes, and environmental data: Ecological Archives E096-203. *Ecology*, 96(8), 2312-2313.
- Alesna, E. B., Dizon-Corrales, J. Q., & Cabangbang, A. U. S. T. E. R. L. I. T. O. (2004). Commercial fisheries licensing system. In *In turbulent seas: The status of Philippine marine fisheries* (pp. 200–201). DABFAR (Department of Agriculture-Bureau of Fisheries and Aquatic Resources). Coastal Resource Management Project.
- Allee, W. (1931). *Animal aggregations: A study in general sociology*. University of Chicago Press.
- Anderson, S. C., Flemming, J. M., Watson, R., & Lotze, H. K. (2011). Serial exploitation of global sea cucumber fisheries. *Fish and Fisheries*, 12(3), 317–339. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00397.x>.
- Arrêté n° R20-2019-06-18-002 portant interdiction de l'exploitation des holothuries sur le littoral de la Corse. (2019). Office de l'Environnement de la Corse. Accessible sur <https://www.oec.corsica/attachment/1607577/>
- Asha, P. S., Diwakar, K., Santhanavalli, G., & Manisseri, M. K. (2015). Comparative distribution and habitat preference of the sea cucumber *Holothuria atra* Jaeger at protected and unprotected sites in Thoothukudi region of Gulf of Mannar, south-east coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, 62(1), 52-57.
- Astruch, P., Boudouresque, C.-F., Rouanet, E., Le Diréach, L., Bonhomme, P., Bonhomme, D., Goujard, A., Ruitton, S., & Harmelin, J.-G. (2018). A quantitative and functional assessment of fish assemblages of the Port-Cros Archipelago (Port-Cros National Park, north-western Mediterranean Sea). *Janvier*, 17-82.
- Baharin, U. N. A., & Kamarudin, K. R. (2025). Using remote controlled vehicles (ROV) as a tool for sea cucumber conservation: A review. *Maritime Technology and Research*, 7(3), Manuscript-Manuscript.
- Baker-Médard, M., & Ohl, K. N. (2019). Sea cucumber management strategies: Challenges and opportunities in a developing country context. *Environmental Conservation*, 46(4), 267–277. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000183>
- Berec, L., Angulo, E., & Courchamp, F. (2007). Multiple Allee effects and population management. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(4), 185-191.
- Bonhomme, D., Boudouresque, C. F., Astruch, P., Bonhomme, J., Bonhomme, P., Goujard, A., & Thibaut, T. (2015). Typology of the reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, and the discovery of extensive reefs in the Gulf of Hyères (Provence, Mediterranean). *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 29, 41-73.

- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Pergent, G., Shili, A., & Verlaque, M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review.
- Bruckner, A. W. (Ed.). (2006). Proceedings of the CITES workshop on the conservation of sea cucumbers in the families Holothuriidae and Stichopodidae (NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR 34). Silver Spring, MD: NOAA. 244 pp
- Castellan, G., Angeletti, L., Montagna, P., & Taviani, M. (2022). Drawing the borders of the mesophotic zone of the Mediterranean Sea using satellite data. *Scientific Reports*, 12(1), 5585.
- Conand, C. (1986). Les ressources halieutiques des pays insulaires du Pacifique. 2: Les holothuries (FAO Fisheries Technical Paper No. 272/2). Rome: FAO.
- Conand, C., & Mangion, P. (2003). Les holothuries des récifs frangeants de La Réunion: diversité, distribution, abondance et structure des populations. *La Bêche-de-mer*, bulletin d'information de la CPS, 17, 27-33.
- Costa, V., Mazzola, A., & Vizzini, S. (2014). *Holothuria tubulosa* Gmelin 1791 (Holothuroidea, Echinodermata) enhances organic matter recycling in *Posidonia oceanica* meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461, 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.08.008>
- Coulon, P., & Jangoux, M. (1993). Feeding rate and sediment reworking by the holothuroid *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) in a Mediterranean seagrass bed off Ischia Island, Italy. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 201–204. <https://doi.org/10.3354/meps092201>
- Couvray, S. (2020). Six years of monitoring of fish assemblages in shallow bottoms around the Embiez islands and cap Sicié (French Mediterranean Sea). *Vie et Milieu*, 70(3-4), 83-87.
- Couvray, S., Madelaine, C., & Simide, R. (2023). *Suivis des assemblages de poissons des petits fonds marins de l'Ouest toulonnais – 2023* (32 p.).
- Creocéan (2013) Marché Public s'étude sur les causes de l'ensablement de la lagune du Brus. Dossier 1-12214-G, Ville de Six-Fours-les-Plages, 61 pp
- Dance, S. K., Lane, I., & Bell, J. D. (2003). Variation in short-term survival of cultured sandfish (*Holothuria scabra*) released in mangrove-seagrass and coral reef flat habitats in Solomon Islands. *Aquaculture*, 220, 495–505.
- de Rugy, A. G. (2020). Le marché de l'holothurie en France: Etat des lieux et pistes de développement (Doctoral dissertation, Master's thesis, Agrocampus Ouest, 65 rue de Saint-Brieuc, 35042 Rennes).

- Dissanayake, D. C. T., & Stefansson, G. (2012). Habitat preference of sea cucumbers: *Holothuria atra* and *Holothuria edulis* in the coastal waters of Sri Lanka. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(3), 581-590.
- Domínguez-Godino, J. A., & González-Wangüemert, M. (2018). Breeding and larval development of *Holothuria mammata*, a new target species for aquaculture. *Aquaculture Research*, 49(4), 1430–1440. <https://doi.org/10.1111/are.13597>
- Dufour, V., Jouvenel, J. Y., & Galzin, R. (1995). Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8(1), 17-25.
- Font, T., & Lloret, J. (2014). Biological and ecological impacts derived from recreational fishing in Mediterranean coastal areas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 22(1), 73-85. <https://doi.org/10.1080/10641262.2013.823907>.
- Francour, P. (1997). Predation on holothurians: A literature review. *Invertebrate Biology*, 116, 52–60.
- Francour, P., & Sartoretto, S. (1991). Impact des aménagements portuaires sur les peuplements ichthyologiques en Méditerranée occidentale. *Vie et Milieu*, 41(3-4), 279-286.
- Galatea (2014) Suivi de l'évolution du massif barrière de posidonie et de l'impact du mouillage sur le site Natura 2000 Lagune du Brusuc, rapport pour la Ville de Six-Fours-les-Plages, 73 pp
- González-Wangüemert, M., Domínguez-Godino, J. A., & Cánovas, F. (2018). The fast development of sea cucumber fisheries in the Mediterranean and NE Atlantic waters: From a new marine resource to its over-exploitation. *Ocean & Coastal Management*, 151, 165–177. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.10.002>.
- Guzmán, H., Guevara, C., & Hernández, I. (2003). Reproductive cycle of two commercial species of sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea) from Caribbean Panama. *Marine Biology*, 142(2), 271–279. <https://doi.org/10.1007/s00227-002-0939-X>.
- Hammond, L. S. (1981). An analysis of grain size modification in biogenic carbonate sediments by deposit-feeding holothurians and echinoids (Echinodermata). *Limnology and Oceanography*, 26, 898–906.
- Harmelin-Vivien, M. L., & Harmelin, J. G. (1975). Présentation d'une méthode d'évaluation « in situ » de la faune ichthyologique. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros*, 1, 47-52.
- Hernández-Flores, A., Condal, A., Poot-Salazar, A., & Espinoza-Méndez, J. C. (2015). Geostatistical analysis and spatial modeling of population density for the sea cucumbers *Isostichopus badionotus* and *Holothuria floridana* on the Yucatan Peninsula, Mexico. *Fisheries Research*, 172, 114-124.

- Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchoucha, M., Delaruelle, G., Tribot, A. S., & Deter, J. (2015). Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS One*, 10(8), e0135473.
- Junus, S., Kwong, P. J., & Khoo, G. (2018). A review on the recent advances in the biology and aquaculture technology of *Holothuria scabra*. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 4(2). <https://doi.org/10.18331/SFS2018.4.2.2>.
- Kazanidis, G., Antoniadou, C., Lolas, A. P., Neofitou, N., Vafidis, D., Chintiroglou, C., & Neofitou, C. (2010). Population dynamics and reproduction of *Holothuria tubulosa* (Holothuroidea: Echinodermata) in the Aegean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(5), 895-901.
- Kovačić, M., Pillon, R., & Renoult, J. P. (2022). Identification of enigmatic Mediterranean fish *Gobius ater* Bellotti, 1888 (Teleostei: Gobiidae) based on morphology from underwater photographs. *Journal of fish biology*, 101(5), 1381-1384.
- Lane, D. J. W., & Limbong, D. (2013). Catastrophic depletion of reef-associated sea cucumbers: resource management/reef resilience issues for an Indonesian marine park and the wider Indo-Pacific. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(4), 505–517. <https://doi:10.1002/aqc.2421>.
- Lawrence, A. J., Ahmed, M., Hanafy, M., Gabr, H., Ibrahim, A., & Gab-Alla, A. A. F. A. (2005). Status of the sea cucumber fishery in the Red Sea-the Egyptian experience. *FAO Fisheries Technical Paper*, 79-90.
- Levitan, D. R. (2004). Density-dependent sexual selection in external fertilizers: Variances in male and female fertilization success along the continuum from sperm limitation to sexual conflict in the sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*. *American Naturalist*, 164(3), 298–309.
- Li, J. Y., Duce, S., Joyce, K. E., & Xiang, W. (2021). Seecucumbers: Using deep learning and drone imagery to detect sea cucumbers on coral reef flats. *Drones*, 5(2), 28.
- Marbà, N., Duarte, C. M., Cebrián, J., Gallegos, M. E., Olesen, B., & Sand-Jensen, K. (1996). "Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline." *Marine Ecology Progress Series*, 137, 203-213.
- Molinier, R., Picard, J. (1952). Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. Océanogr.*, 27 (3): 157-234
- Mukai, H., Koike, I., Nishihira, M., & Nojima, S. (1989). Oxygen consumption and ammonium excretion of mega-sized benthic invertebrates in a tropical seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 134, 101–115

- Mustapha, K. B., & Hattour, A. (2017). Estimation de la population des holothuries des régions Jarzouna Metline, El Hawar (Ras Jbel) et la lagune de Bizerte (Bizerte, Nord de la Tunisie). *INSTM Bulletin: Marine and Freshwater Sciences*, 44, 147-163.
- Pennigton, J. T. (1985). The ecology of fertilization of echinoid eggs: The consequences of sperm dilution, adult aggregation, and synchronous spawning. *Biological Bulletin*, 169, 417–430.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., & Boudouresque, C. F. (2008). A review of the use of *Posidonia oceanica* seagrass meadows as a biological indicator of environmental conditions: Proposals for new monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 56(9), 1609-1617. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.017>
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. (1995). Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : État des connaissances. *Mésogée*. 54. 3-27.
- Pergent-Martini, C., Le Ravallec, C., Pasqualini, V., & Pergent, G. (2010). *Posidonia oceanica*: From ecological status to site management and policy implications. *Journal of Environmental Management*, 91(12), 2577-2586. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.011>
- Pineda, J., Hare, J. A., & Sponaugle, S. (2007). Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanography*, 20(4), 22–39.
- Pita, I., Mouillot, D., Moullec, F., & Shin, Y. J. (2021). Contrasted patterns in climate change risk for Mediterranean fisheries. *Global Change Biology*, 27(22), 5920-5933
- Purcell, S. W., Mercier, A., Conand, C., Hamel, J.-F., Toral-Granda, M. V., Lovatelli, A., & Uthicke, S. (2013). Sea cucumber fisheries: Global analysis of stocks, management measures and drivers of overfishing. *Fish and Fisheries*, 14(1), 34–59. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00443.x>.
- Robinson, G., & Lovatelli, A. (s.d.). Global sea cucumber fisheries and aquaculture.
- Rouanet, E., Bonnefont, J.L., Durand, R. (2009). Site Natura 2000 FR 9302001 « Lagune du Brusca » - Document d'Objectifs - Tome 1 : Diagnostics écologiques et socio-économiques, enjeux et objectifs de conservation hiérarchisés. Convention cadre Etat/Communauté d'agglomération Toulon Provence Méditerranée - Institut Océanographique Paul Ricard.102 pp + annexes 81 pp
- Rouanet, E., Goujard, A., Barralon, E., Boudouresque, C. F., Boursault, M., Boussard, A., ... & Schohn, T. (2019, January). Inventory and mapping of *Posidonia oceanica* reefs of the French Mediterranean coast. In *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (pp. 1-148). SPA/RAC.
- Rouanet, E., Lelong, P., Lecalard, C., Rebillard, D., Mauffray, M., Rauby, T., Aublanc, P., Bonnefont, J.-L., & Martin, Y. (2008). Etude des biocénoses marines du site Natura

2000 FR 9302001 "Lagune du Brusc". Contrat Communauté d'Agglomération Toulon Provence Méditerranée – Institut Océanographique Paul Ricard, 169 pp.

- Rupp, G. S., Cacciatori-Marenzi, A. W., Ventura-de-Souza, R., & Schroeder, R. (2024). Population survey of *Holothuria* (*Halodeima*) *grisea* (Aspidochirotida: Holothuriidae) at its limit of geographic distribution in the Western South Atlantic. *Revista de Biología Tropical*, 72.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinis, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Fraschetti, S., & al. (2012). The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLOS ONE*, 7(2), e32742. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032742>
- Shiell, G. R. (2005). Density of *Holothuria nobilis* and distribution patterns of common holothurians on coral reefs of northwestern Australia. *FAO FISHERIES TECHNICAL PAPER*, 231-238.
- Shiell, G. R., & Knott, B. (2010). Aggregations and temporal changes in the activity and bioturbation contribution of the sea cucumber *Holothuria whitmaei* (Echinodermata: Holothuroidea). *Marine Ecology Progress Series*, 415, 127–139. <https://doi.org/10.3354/meps08685>
- Simide, R., & Abello, C. (2020). Le grand récif barrière de posidonie de la baie du Brusc. Rapport d'étude pour l'Agence Française pour la Biodiversité. *IOPR*, 54 p.
- Simide, R., & Abello, C. (2020). THE UNIQUE FEATURE OF A *POSIDONIA OCEANICA* REEF AND LAGOON ALONG THE FRENCH MEDITERRANEAN COAST. *VIE ET MILIEU-LIFE AND ENVIRONMENT*, 70(3-4), 291-295.
- Skewes, T., Dennis, D., & BurrIDGE, C. (2000). Survey of *Holothuria scabra* (sandfish) on Warrior Reef, Torres Strait. Report to Queensland Fisheries Management Authority, Queensland, Australia.
- Solan, M., Cardinale, B. J., Downing, A. L., Engelhardt, K. A. M., Ruesink, J. L., & Srivastava, D. S. (2004). Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science*, 306(5699), 1177–1180.
- Stein, A. (2018). Mise au point et application de la réglementation sur la pêche des holothuries en Polynésie française.
- Tortonese, E. (1964). The main biogeographical features and problems of the Mediterranean fish fauna. *Copeia*, 98-107.
- UICN France (2013). Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.2 : les écosystèmes marins et côtiers. Paris, France.
- Ventura, D., Rakaj, A., Lasinio, G. J., Sangiovanni, G. M., Poggio, D., Mastrantonio, G., ... & Moro, S. (2025). Detecting habitat preferences and monitoring population

dynamics of sea cucumbers in coastal ecosystems through underwater photogrammetry. *Journal of Environmental Management*, 377, 124589.

- Webb, K. L., D'Elia, C. F., & Dupaul, W. D. (1977). Biomass and nutrition flux measurements on *Holothuria atra* populations on windward reef flats at Enewetak, Marshall Islands. In D. L. Taylor (Ed.), *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium* (pp. 410–415). Miami: University of Florida.
- Wolkenhauer, S.-M., Uthicke, S., Burrige, C., Skewes, T., & Pitcher, R. (2010). The ecological role of *Holothuria scabra* (Echinodermata: Holothuroidea) within subtropical seagrass beds. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(2), 215–223. <https://doi.org/10.1017/S0025315409990518>

Annexes

ANNEXE 0

Tableau de synthèse des sorties terrain

Étude (thématique)	Site	Habitat	point d'échantillonnage	Profondeur moyenne (m)	Dates de sortie terrain	activités réalisées
Communauté ichtyologique	Cauvelle	roche	roche_surface_1	1	25/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Cougoussa	coralligène	coralligene_1	30	18/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Cougoussa	posidonie	posidonie_limite_basse_1	25	18/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, caractérisation de l'herbier et benthos sur quadras
Communauté ichtyologique	Cougoussa	sable	sable_profond_1	38	18/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique
Communauté ichtyologique	Guénaud	posidonie	posidonie_coeur_herbier_1	17	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, caractérisation de l'herbier et benthos sur quadras
Communauté ichtyologique	Guénaud	posidonie	posidonie_limite_basse_1	17	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, caractérisation de l'herbier et benthos sur quadras
Communauté ichtyologique	Guénaud	roche	roche_1	13	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Guénaud	sable	sable_1	19	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique
Communauté ichtyologique	Magnons	posidonie	posidonie_coeur_herbier_2	21	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, caractérisation de l'herbier et benthos sur quadras
Communauté ichtyologique	Magnons	roche	roche_2	16	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Magnons	roche	roche_3	13	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Magnons	roche	roche_surface_2	1	25/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Magnons	roche	roche_3	14	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Magnons	sable	sable_2	23	19/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique
Communauté ichtyologique	Plate aux mérus	coralligène	coralligene_2	29	25/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, 15 photoquadrats
Communauté ichtyologique	Plate aux mérus	posidonie	posidonie_limite_basse_2	28	25/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique, caractérisation de l'herbier et benthos sur quadras
Communauté ichtyologique	Plate aux mérus	sable profond	sable_profond_2	39	25/07/2024	Comptages poissons sur 6 points, photos pour modèle photogrammétrique
Holothuries	Large des Magnons	sable en écotone	Profond	entre 15 et 35	07/06/2024	Test de protocole de positionnement de repères métrés pour photogrammétrie
Holothuries	Large des Magnons	sable en écotone	Profond	entre 15 et 35	18/07/2024	Positionnement et retrait de repères métriques, photos pour modèle photogrammétrique
Holothuries	Grand Rouveau - Embiez	sable en écotone	Peu profond	entre 4 et 8	18/07/2024	Positionnement et retrait de repères métriques, photos pour modèle photogrammétrique
Holothuries	Lagune du Brusc	sable à l'écotone	Lagune du Brusc	1	27/11/2024	photos en drone pour modèle photogrammétrique
Holothuries	Lagune du Brusc	sable	Lagune du Brusc	1	29/11/2024	photos en drone pour modèle photogrammétrique
Holothuries	Lagune du Brusc	sable	Lagune du Brusc	1	02/12/2024	photos en drone pour modèle photogrammétrique
Limite basse posidonie	Rouveau Nord	posidonie	Limite basse Nord	28	06/06/2024	Recherche de balises
Limite basse posidonie	Rouveau Nord	posidonie	Limite basse Ouest	28	05/06/2024	Recherche de balises, photos pour modèle photogrammétrique
Limite basse posidonie	Rouveau Sud	posidonie	Limite basse Sud	28	06/06/2024	Recherche de balises
Récif barrière	Récif barrière Nord	posidonie	Récif barrière Nord	2	04/09/2024	photos en drone pour modèle photogrammétrique
Récif barrière	Récif barrière Nord	posidonie	Récif barrière Nord	2	04/09/2024	photos en drone pour modèle photogrammétrique
Récif barrière	Récif barrière Nord	posidonie	Récif barrière Nord	1	03/09/2024	caractérisation de l'herbier sur quadras
Espèces invasives	Lagune du Brusc	paysage sous-marin, colonne d'eau	Lagune du Brusc	1	26/09/2023	Pompage d'eau, traitement des filtres
Espèces invasives	Port des Embiez	paysage sous-marin, colonne d'eau	Port des Embiez	1	26/09/2023	Pompage d'eau, traitement des filtres
Espèces invasives	Magnons	paysage sous-marin, colonne d'eau	Magnons	1	26/09/2023	Pompage d'eau, traitement des filtres

ANNEXE 1



2008

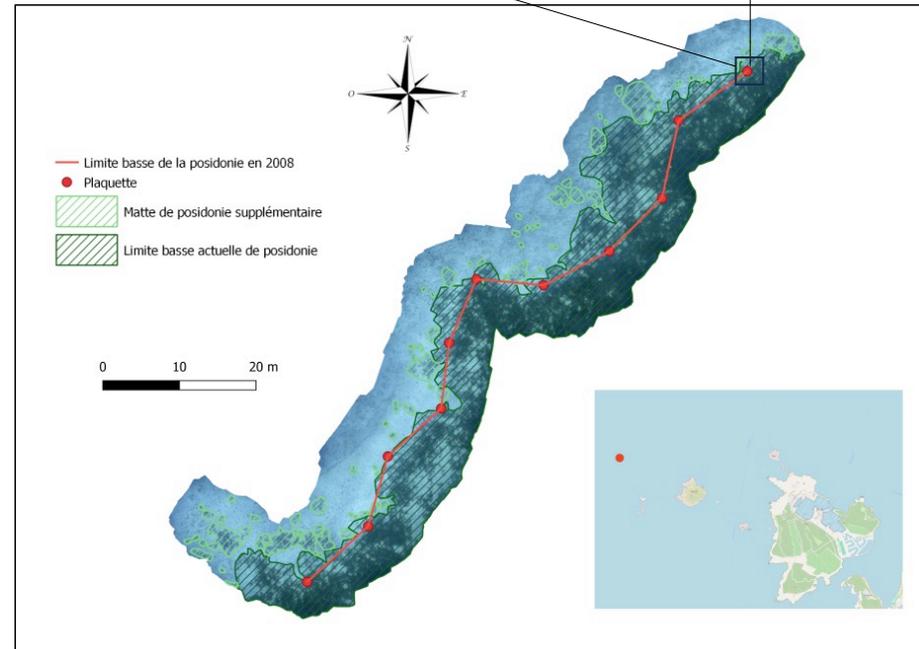


Balise 1



2024

Progression théorique de la posidonie : 0,97 mètres





2008

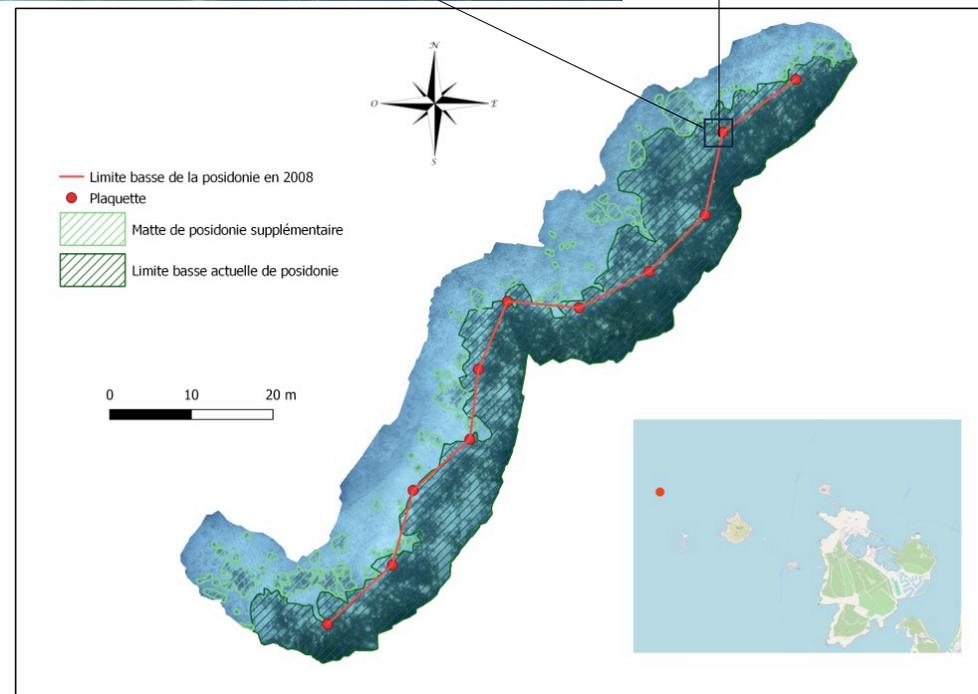


Balise 2



2024

Progression théorique de la posidonie : 2,04 mètres



ANNEXE 3

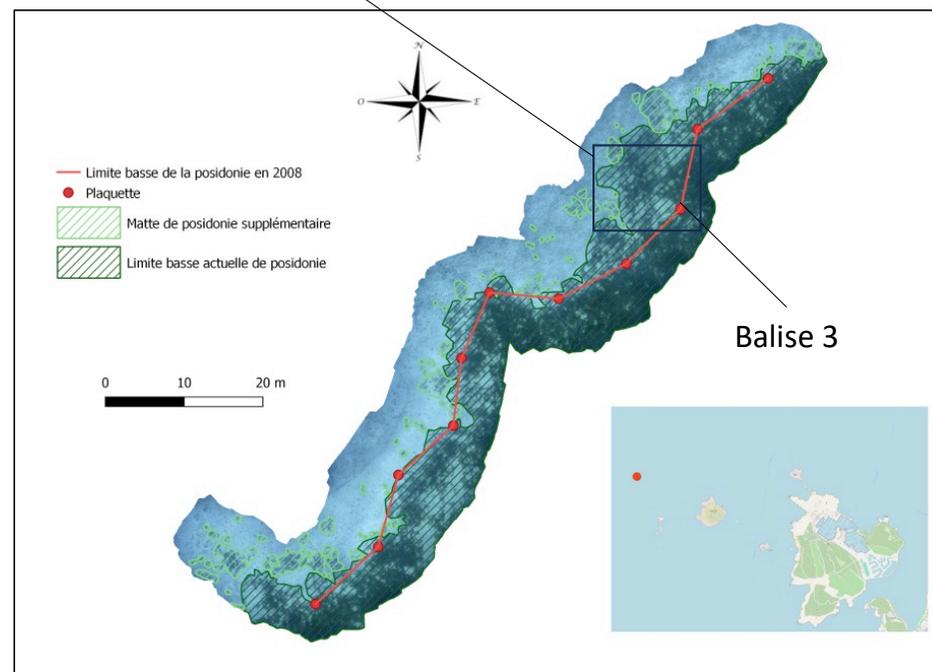


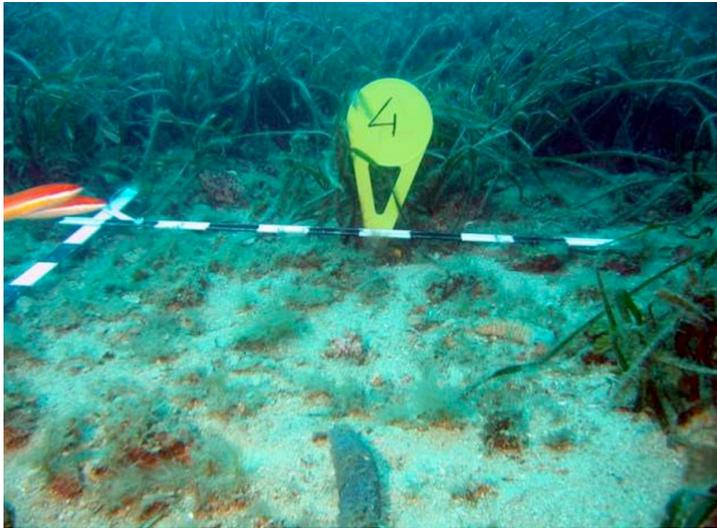
2008



2024

Progression théorique de la posidonie : 11,49 mètres



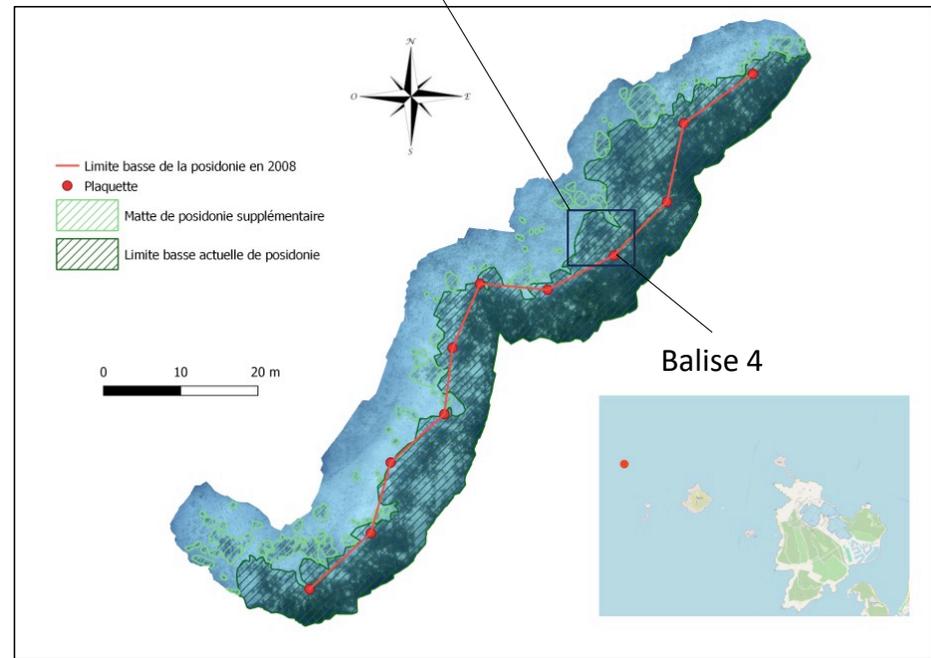
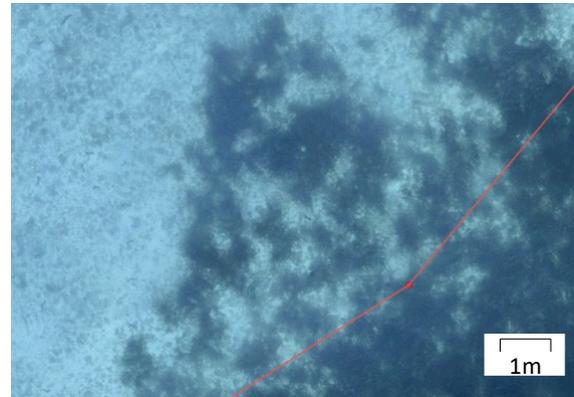


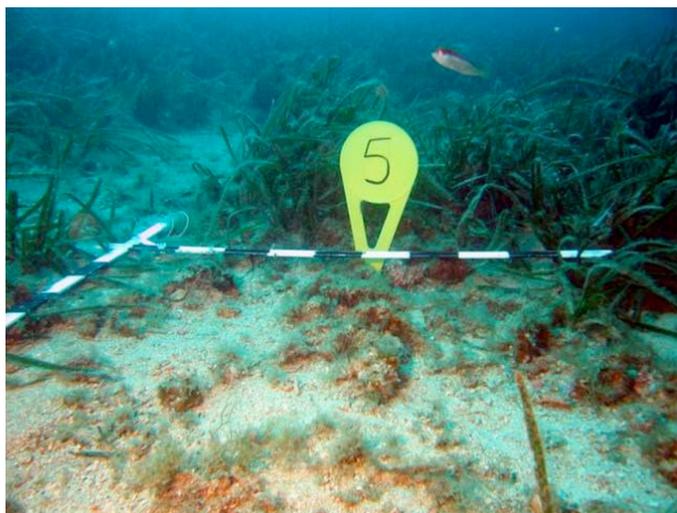
2008



2024

Progression théorique de la posidonie : 6,34 mètres



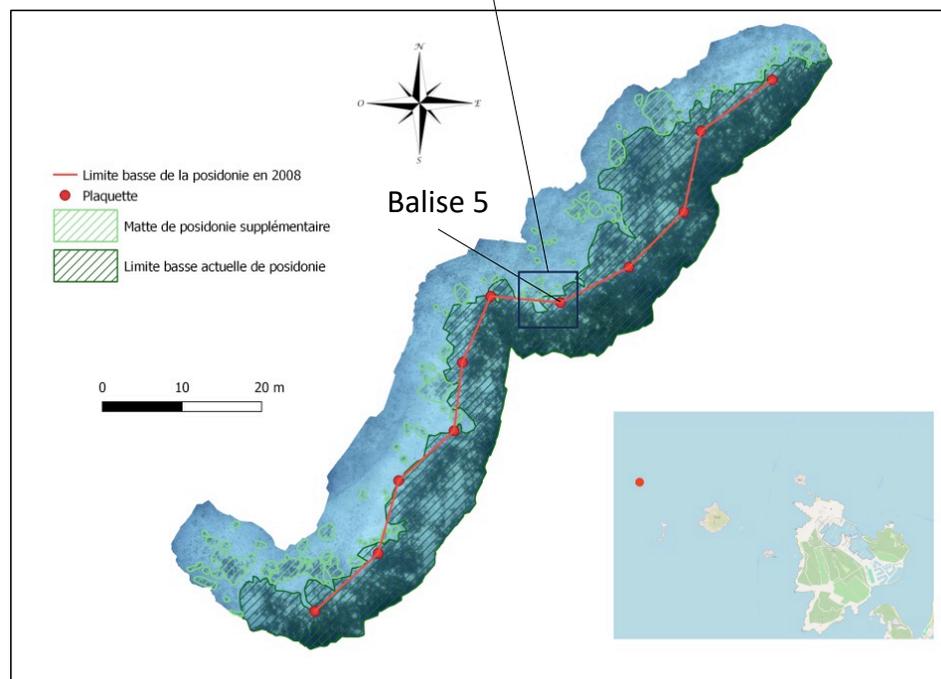
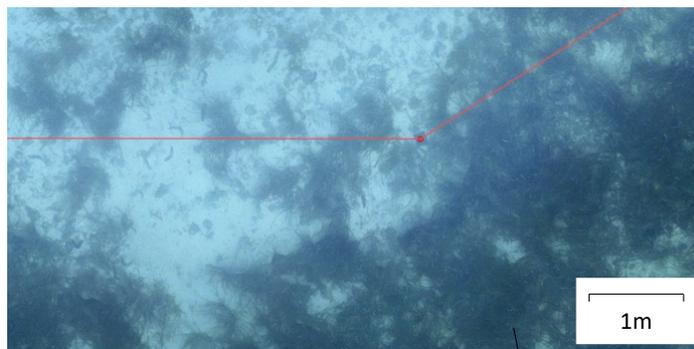


2008



2024

Progression théorique de la posidonie : 0,86 mètres





2008

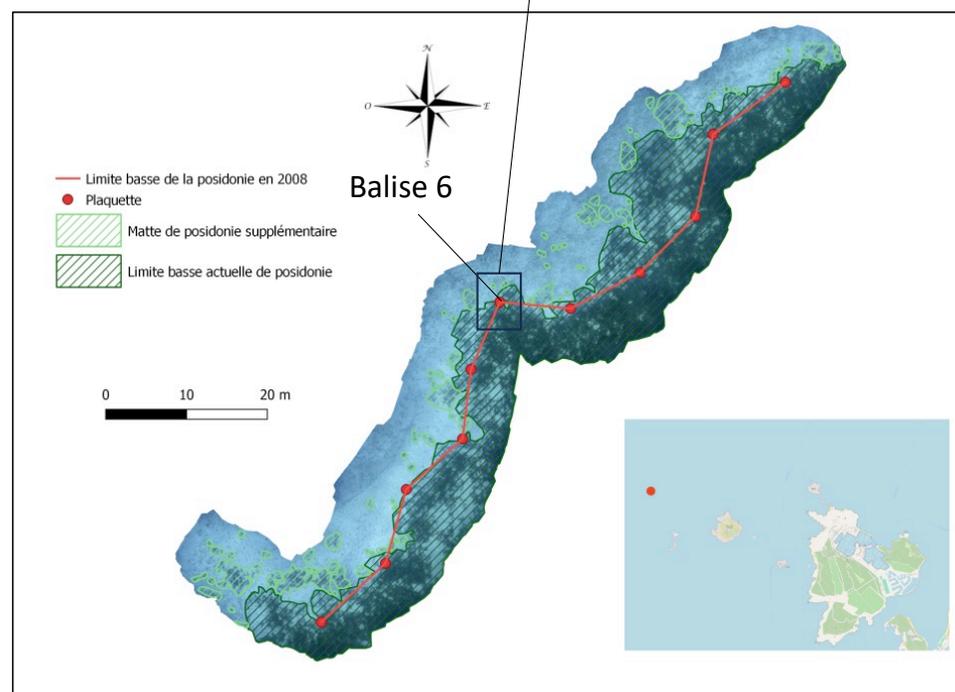


2024

Progression théorique de la posidonie : 0 mètres



ANNEXE 6



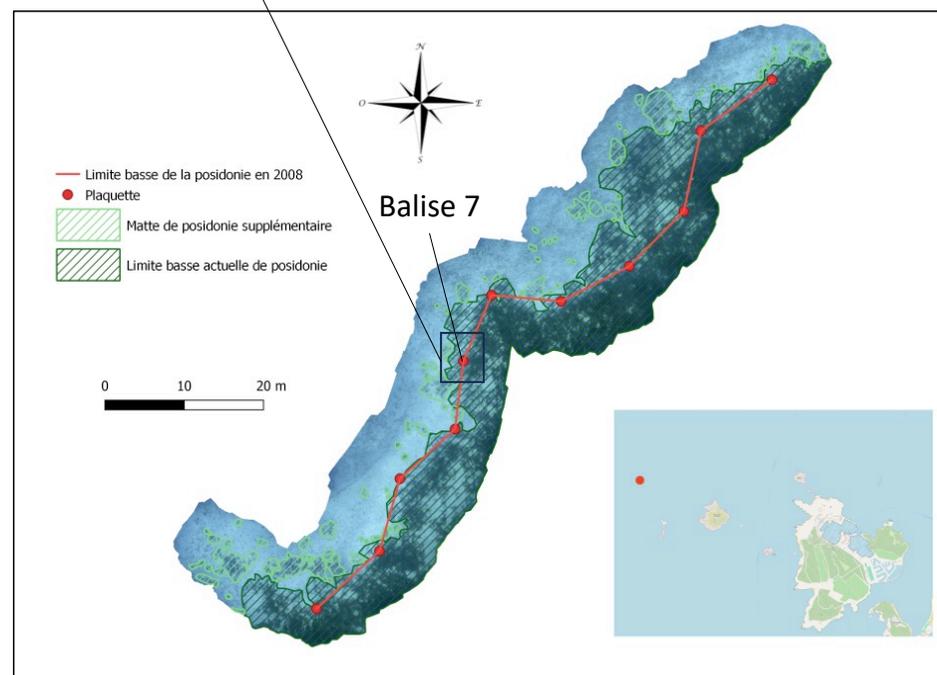


2008



2024

Progression théorique de la posidonie : 1,92 mètres



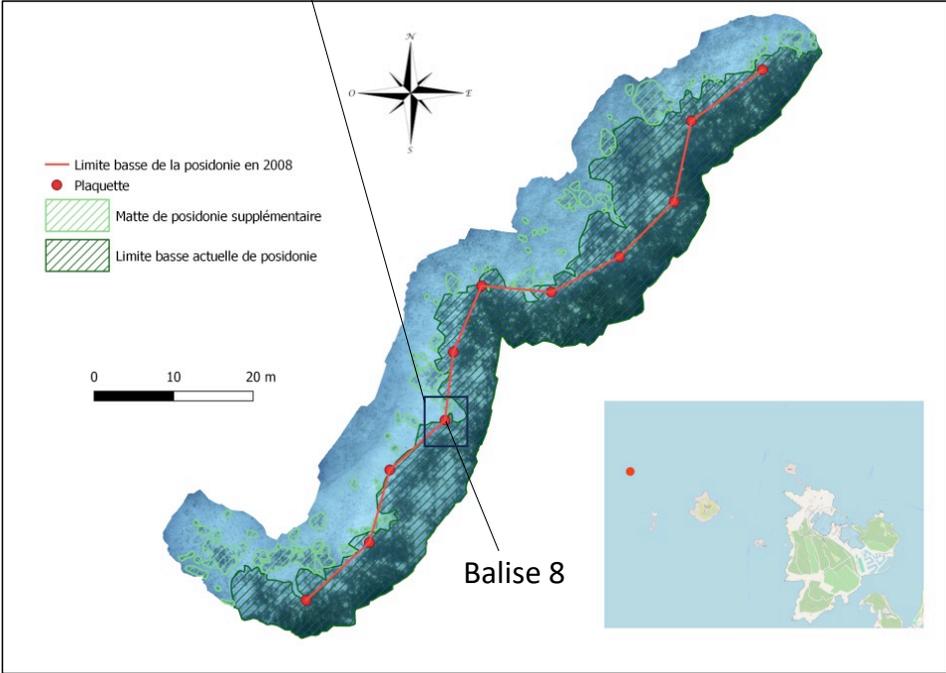
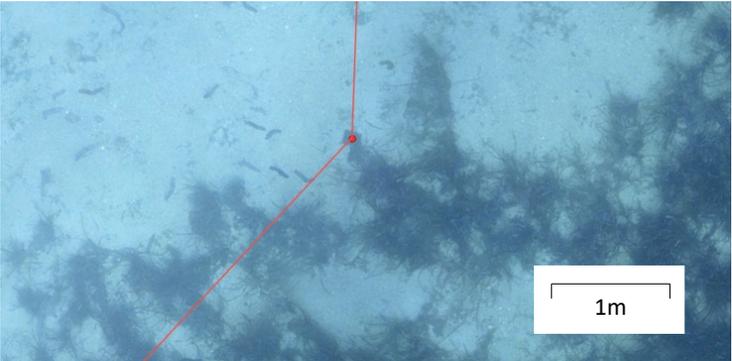


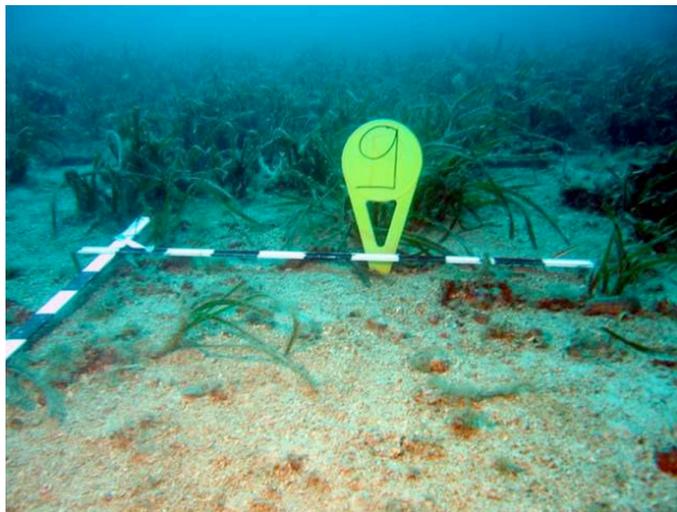
2008



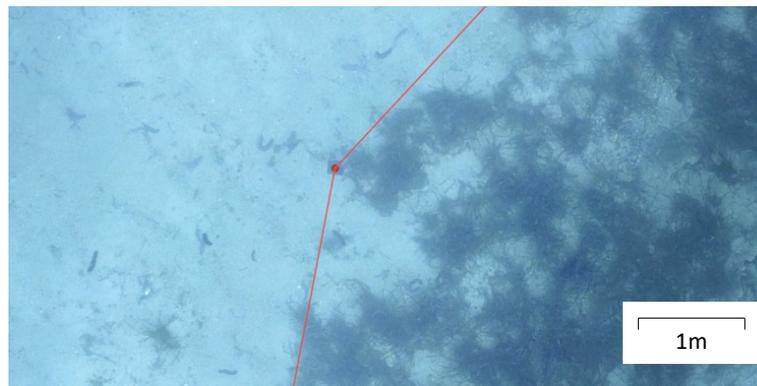
2024

Progression théorique de la posidonie : 0 mètres



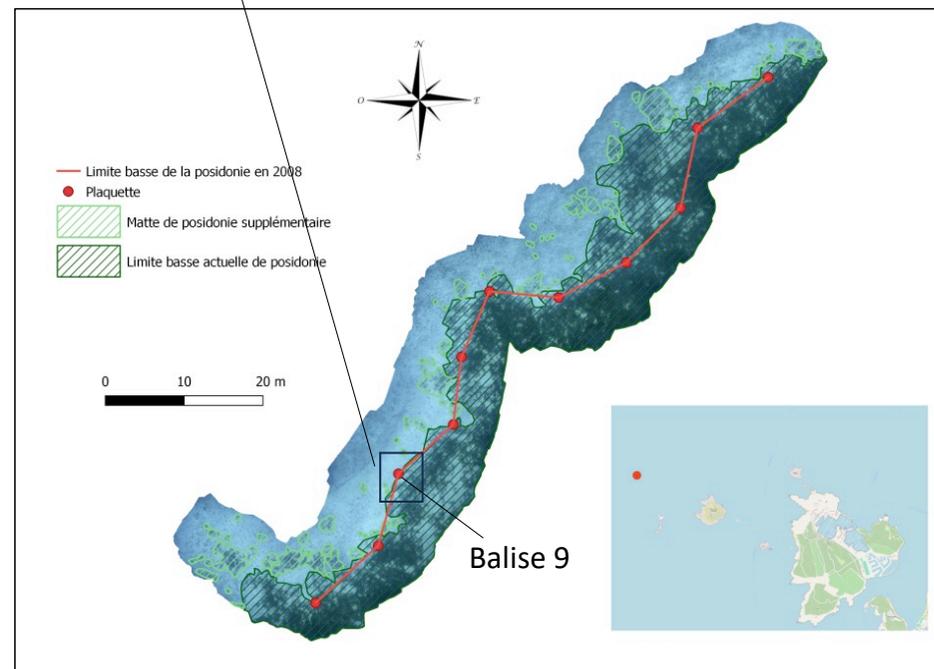


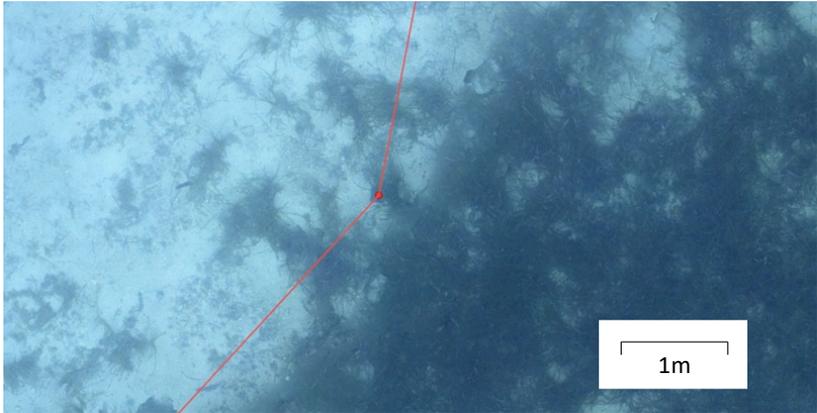
2008



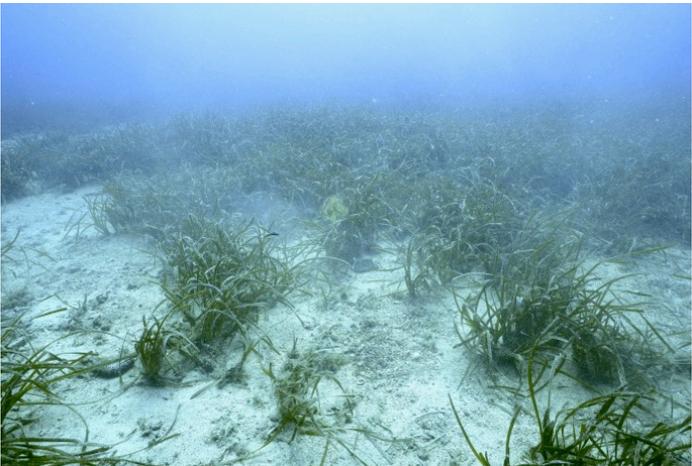
2024

Progression théorique de la posidonie : 0 mètres



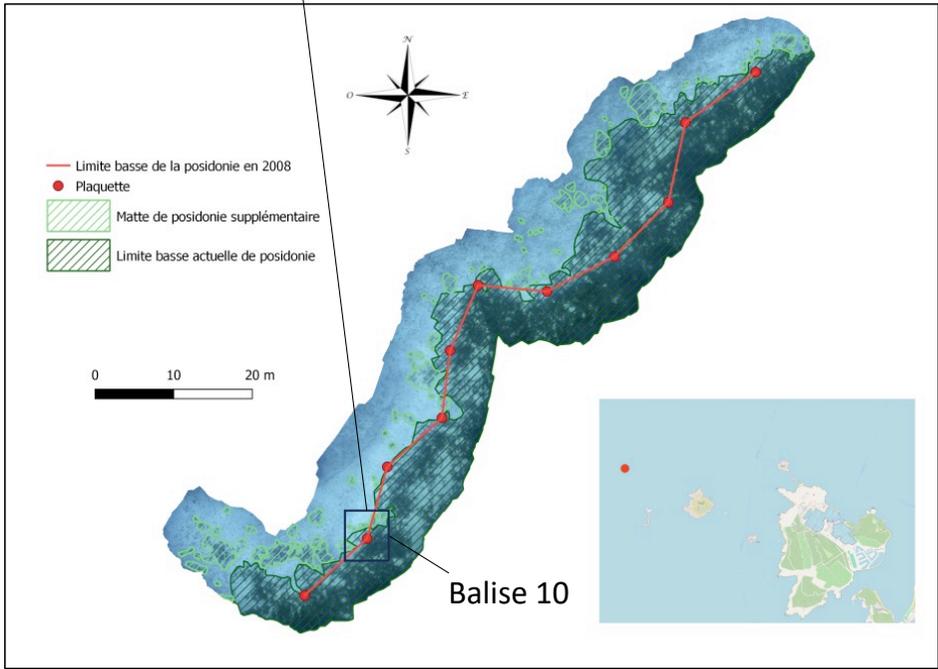


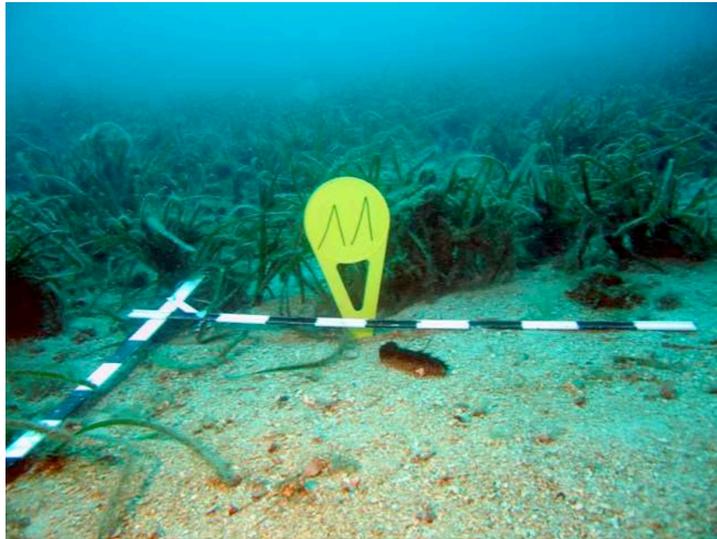
2008



2024

Progression théorique de la posidonie : 2,02 mètres





2008

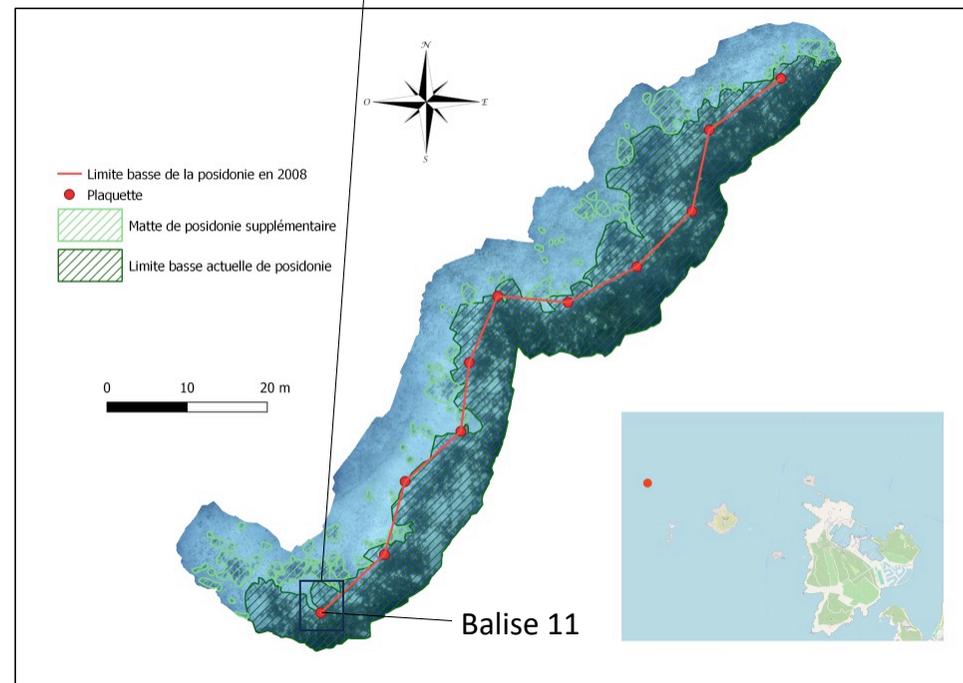


2024

Progression théorique de la posidonie : 0 mètres

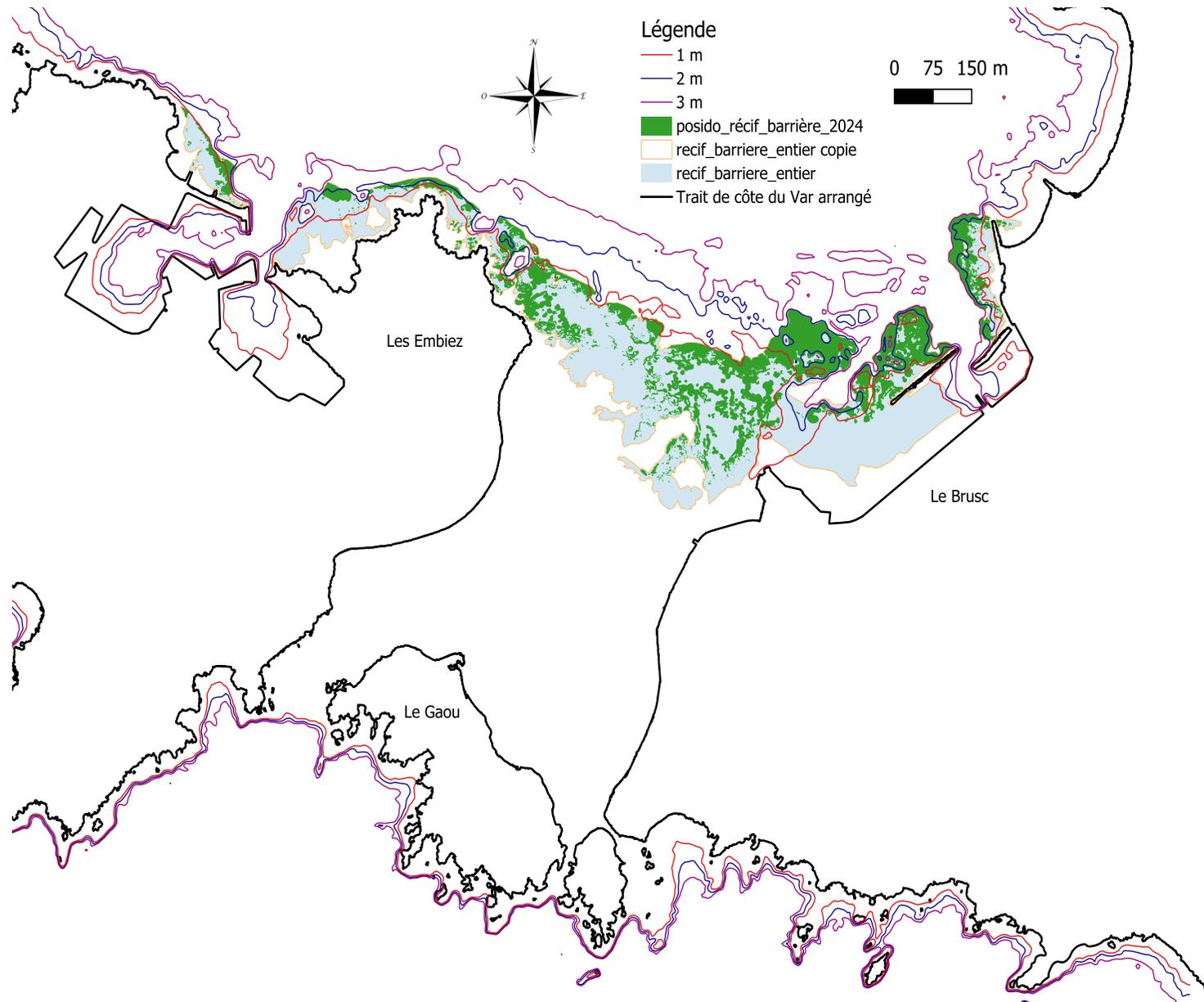


ANNEXE 11



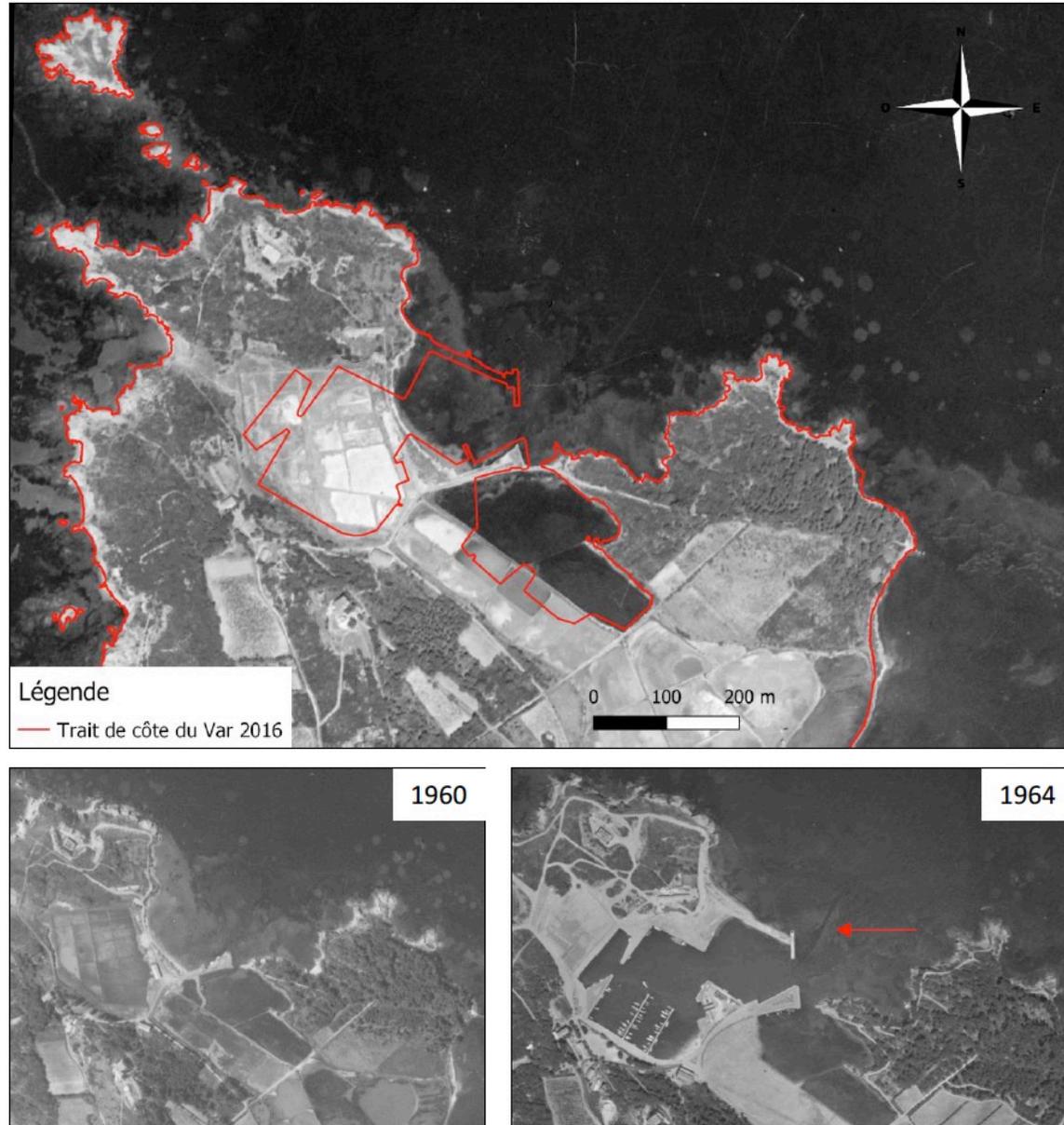
ANNEXE 12

Délimitation du récif de posidonie et bathymétrie de la zone



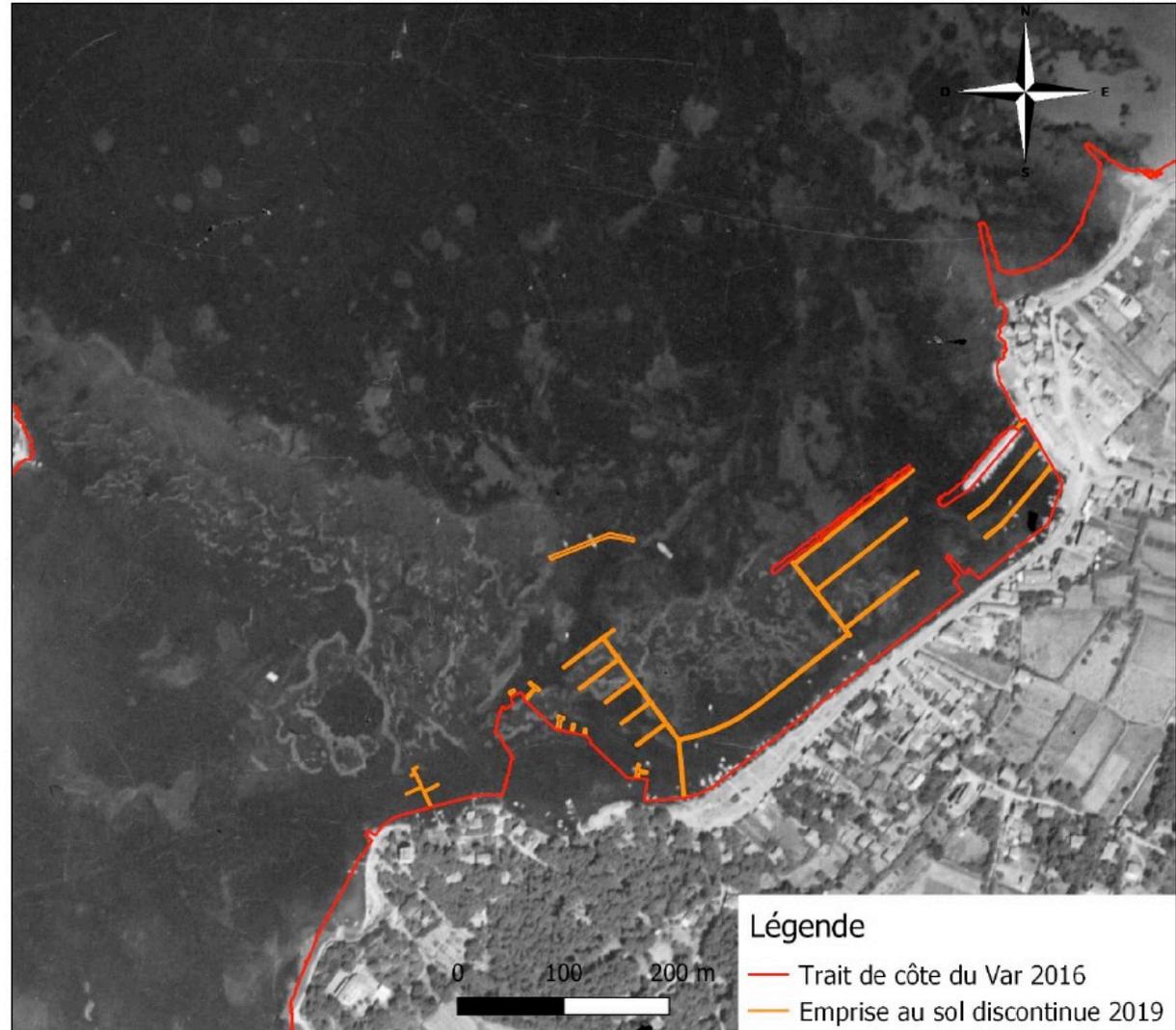
ANNEXE 13

Évolution du trait de côte de l'île des Embiez au niveau du récif.
En haut, photographie aérienne de 1950 lorsque les anciens salins étaient encore présents.
En bas, chenal d'accès au port des Embiez pris dans la structure du récif, réalisé entre 1960 et 1964.



ANNEXE 14

Évolution des aménagements portuaires au Brusuc entre la photographie aérienne de 1950 et 2019.



ANNEXE 15

Ci-contre, poster de synthèse du comptage d'holothuries dans la lagune du Brusuc en 2020, mission pour l'OFB

EVALUATION DE LA POPULATION D'HOLOTHURIES DE LA LAGUNE DU BRUSUC

Depuis le début des années 2000 la quantité d'holothuries (*Holothuria spp*) - aussi appelé concombres de mer - de la lagune du Brusuc est en fort déclin. Cependant il n'existait aucune donnée précise sur la population d'holothuries dans la lagune à ce jour. Afin de mesurer leur abondance, un échantillonnage aléatoire de 30 transects de 50 mètres de long sur 2 mètres de large, sur lesquels tous les individus sont recensés, a été effectué en juin 2020. Cet effort d'échantillonnage permet de couvrir près de 1% de la surface de la lagune (hors récifs barrières).

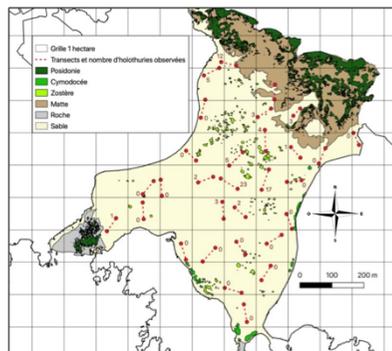


Figure 1 : Transects et nombre d'holothuries rencontrés dans la lagune du Brusuc

Chiffres clés

Densité d'holothurie (individus.100 m ²)	2,8
Nombre médian d'holothuries par transect	0
Estimation du nombre total d'holothurie dans la lagune	≈ 9600

Figure 2 : Exploitation des résultats des transects

On retrouve dans la lagune 2,8 holothuries.100 m² en moyenne dont la plupart des individus sont de l'espèce concombre de mer ensablé (*Holothuria polii*). En comparaison, dans la lagune fortement anthropisée de Bizerte sur la côte méditerranéenne tunisienne, la densité est de 29,3 holothuries.100 m² [1].

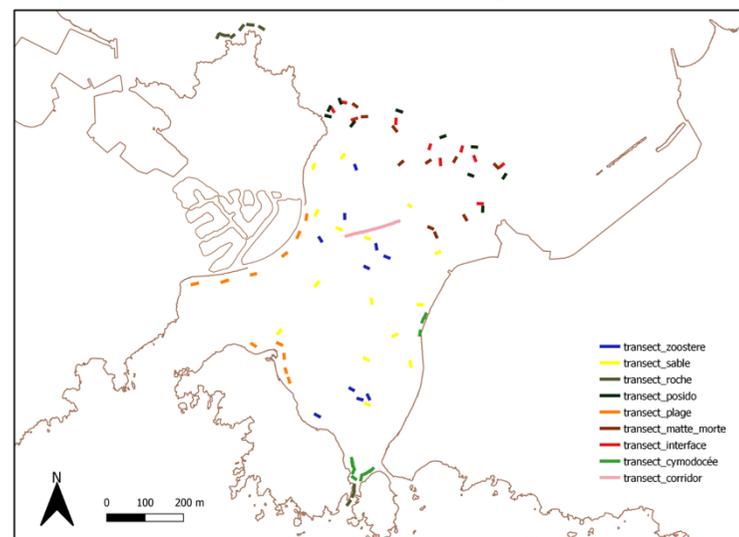
La répartition des holothuries est hétérogène au sein de la lagune. Avec une médiane à 0 il est plus probable de ne pas observer d'holothurie sur un transect que d'en voir mais quelques zones présentent une densité importante allant jusqu'à 23 holothuries.100 m². Cette répartition n'est pas liée à la présence d'herbiers le long du transect. La faible densité en holothuries n'est donc pas directement liée au taux de recouvrement en herbiers de la lagune.

Les causes les plus probables sont un appauvrissement en matières organiques du sédiment [2] dont se nourrissent les holothuries et la surpêche dont l'activité est observée sur la zone [3].

La faible densité en holothuries de la lagune du Brusuc est un indicateur de la perte de dynamisme biologique de ce site. Par exemple, les holothuries minéralisent la matière organique ce qui favorise le développement des herbiers. Leur faible abondance est donc également un frein à la reconquête des herbiers dans la lagune du Brusuc.

[1] Ben Mustapha et Hattour, 2017 ; [2] Couvray, Simide, et al., 2020 ; [3] Simide et Abello, 2020

Ci-dessous, carte du comptage d'holothuries dans la lagune du Brusuc en 2021, mission pour le programme SAR-LAB financé par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.
Transects de 10 m de long sur 2 m de large

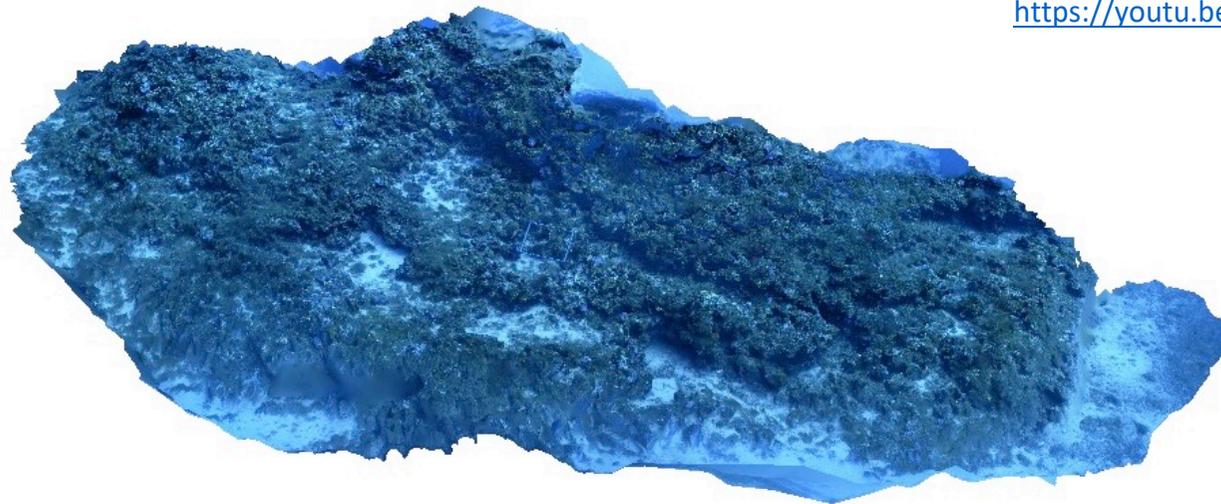




Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Recouvrement par les bioconstructeurs	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Bioconstructeur parmi le vivant	Taux de nécrose	Corail rouge	Algues filamenteuses (% parmi les algues)
89,7	10,3	1,4	0	12	0,7	0,8	1,54	0	0	0,5

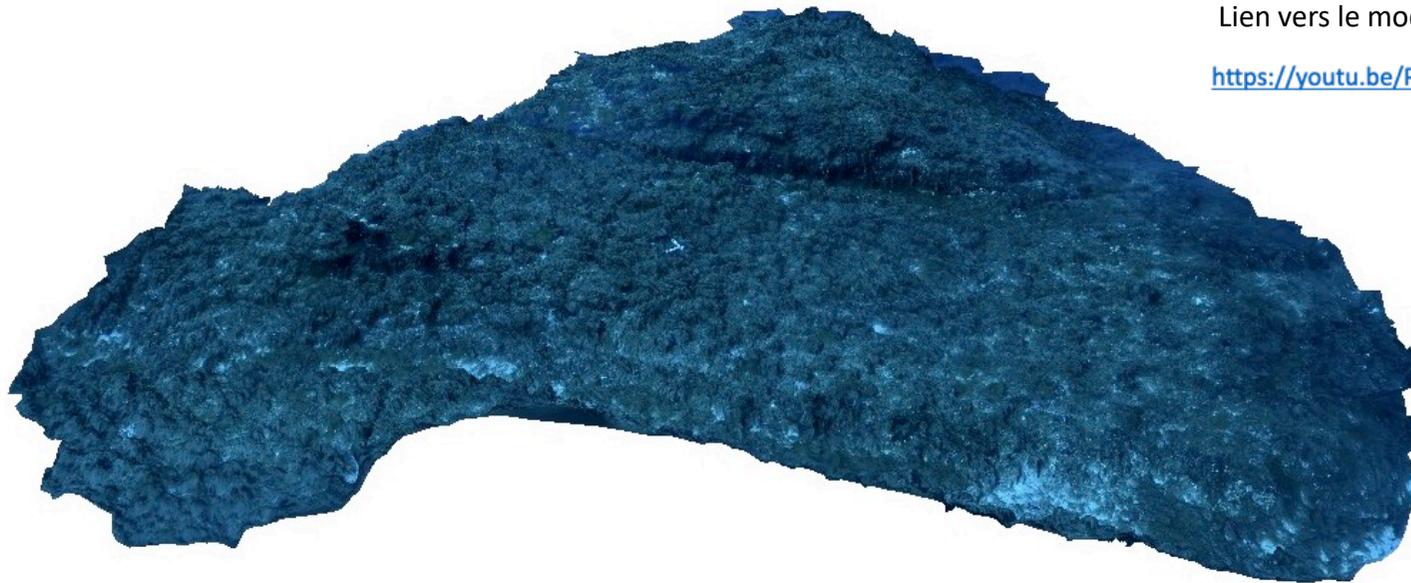
Lien vers le modèle animé

https://youtu.be/Prr_88sgLf8





Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Recouvrement par les bioconstructeurs	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Bioconstructeur parmi le vivant	Taux de nécrose	Corail rouge	Algues filamenteuses (% parmi les algues)
95,3	4,7	1,6	0	13	0,5	0,6	1,7	0	0	50,8

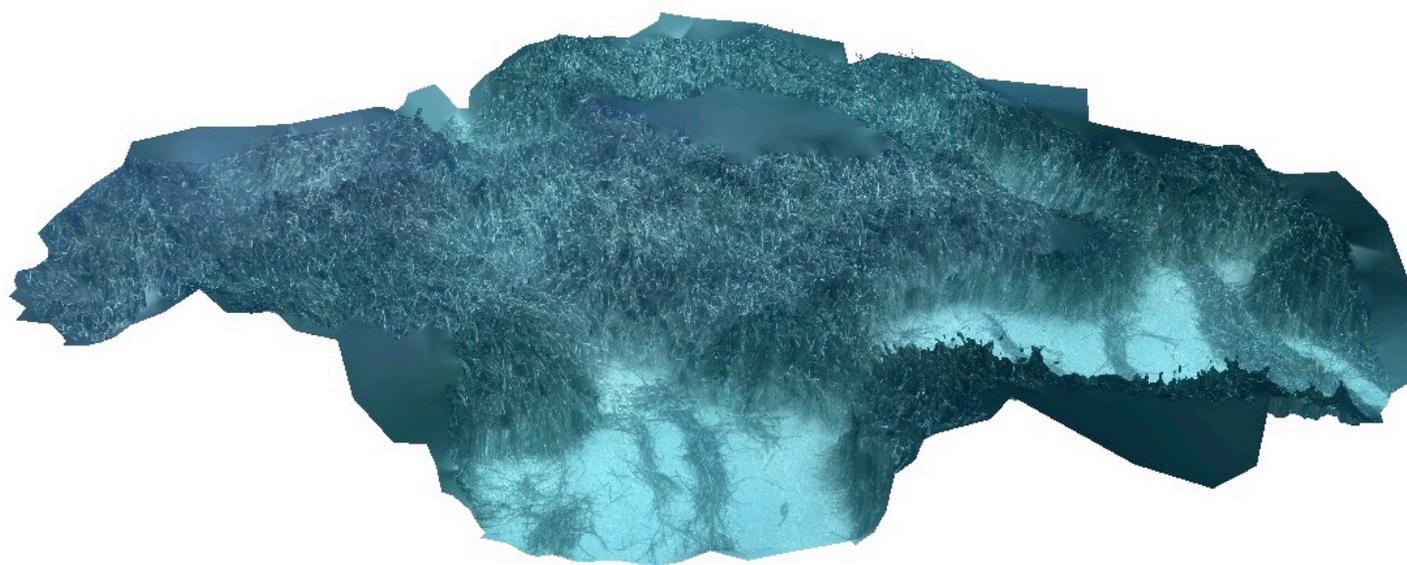


Lien vers le modèle animé

<https://youtu.be/PuHmpNFDr40>

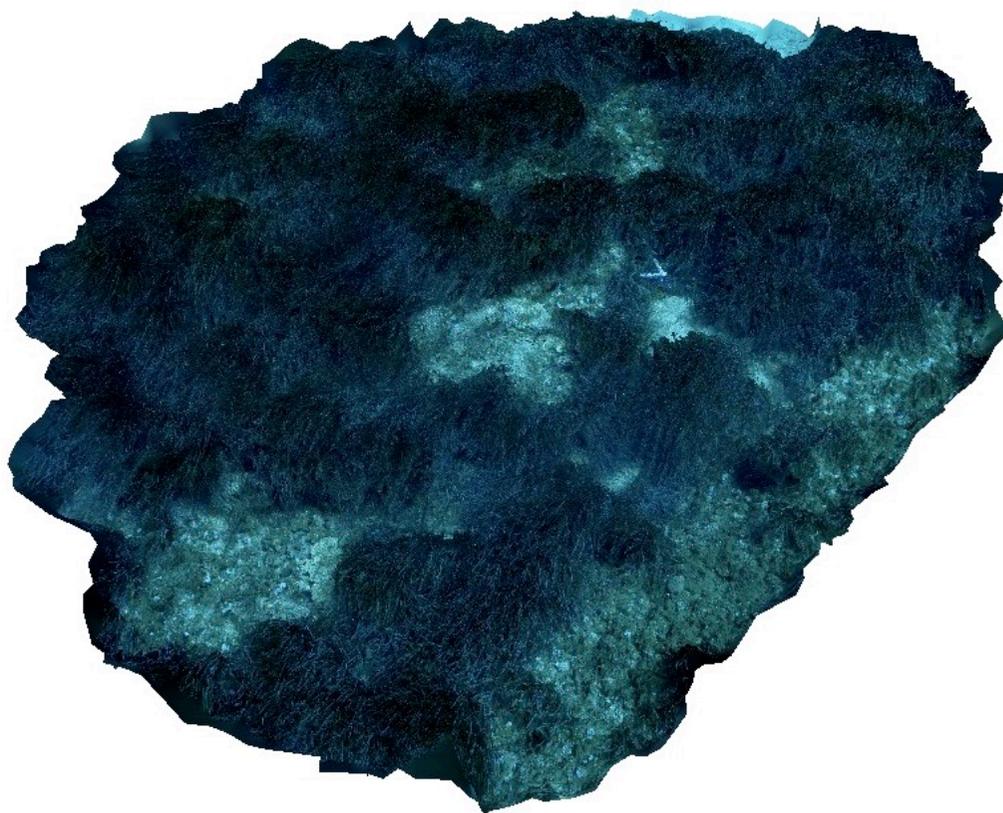


Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Epiphytes (%)	Petits benthos	Enfouissement
3	0,86	0,7	55	0	Ecaille/feuille/rhizome



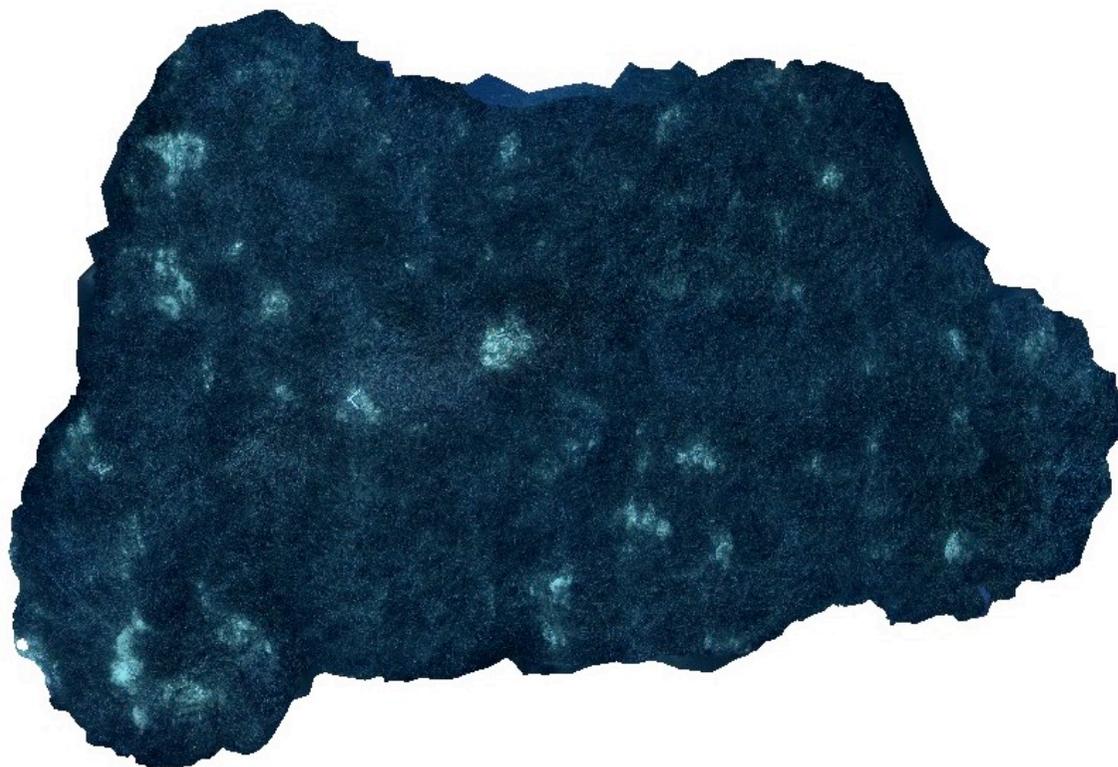


Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Epiphytes (%)	Petits benthos	Enfouissement
9	0,84	0,82	70	Moyen	Faisceaux/feuille/rhizome





Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Epiphytes (%)	Petits benthos	Enfouissement
8	0,91	0,87	70	Faible	Faisceaux

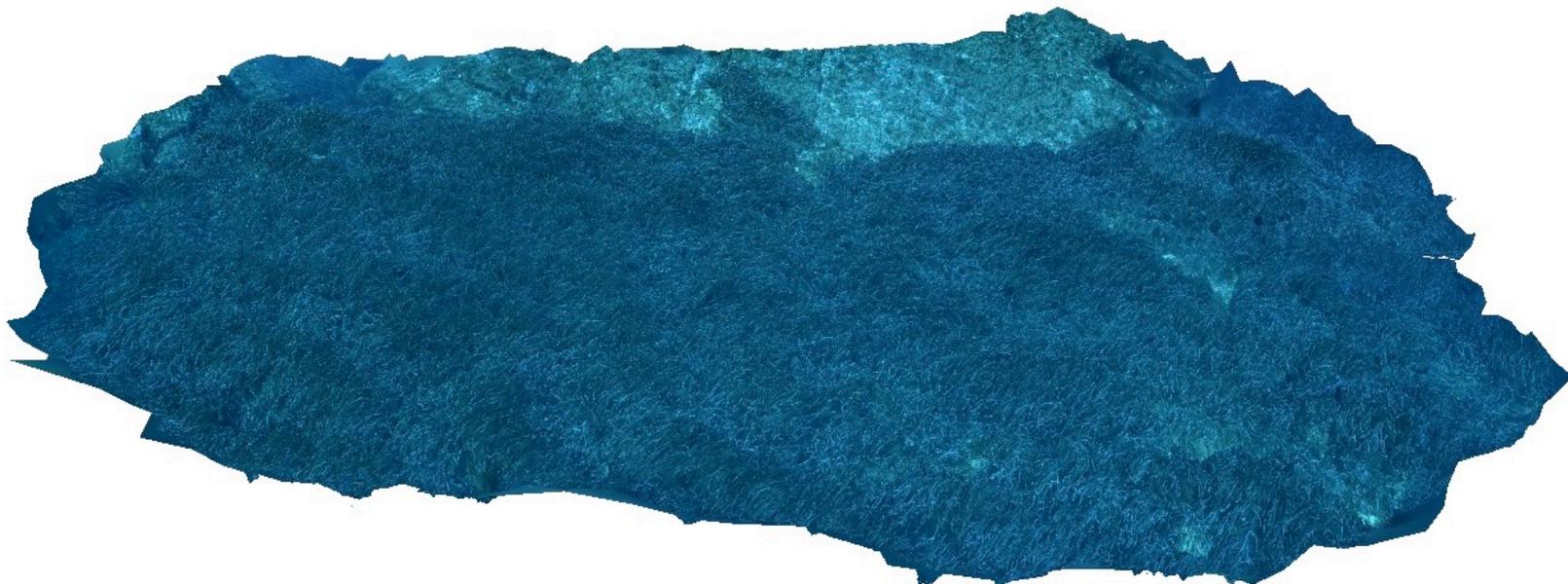




Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Epiphytes (%)	Petits benthos	Enfouissement
2	0,97	0,51	75	0	Rhizome

Lien vers le modèle animé

<https://youtu.be/0-nPzmDF4G0>



Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Strate algale au recouvrement le plus élevé	Espèces dominantes de macrophytes
98,4	1,6	0	4	0,5	0,4	Brousse	Padina pavonica

Lien vers le modèle animé
<https://youtu.be/VOPvu9Ygcao>

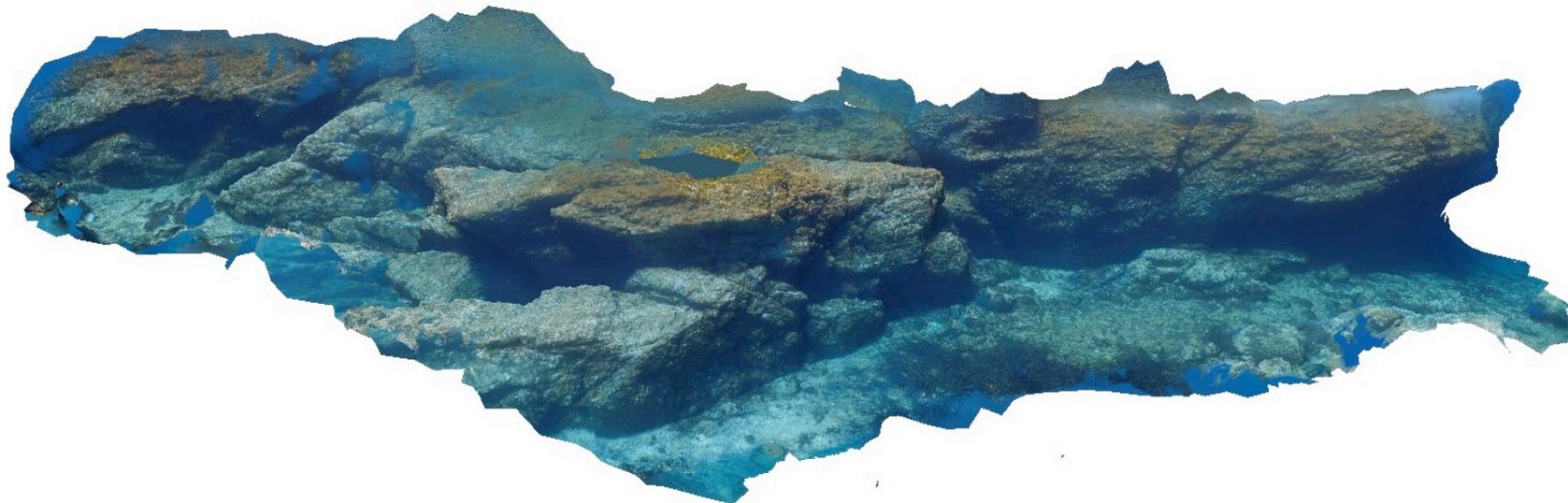




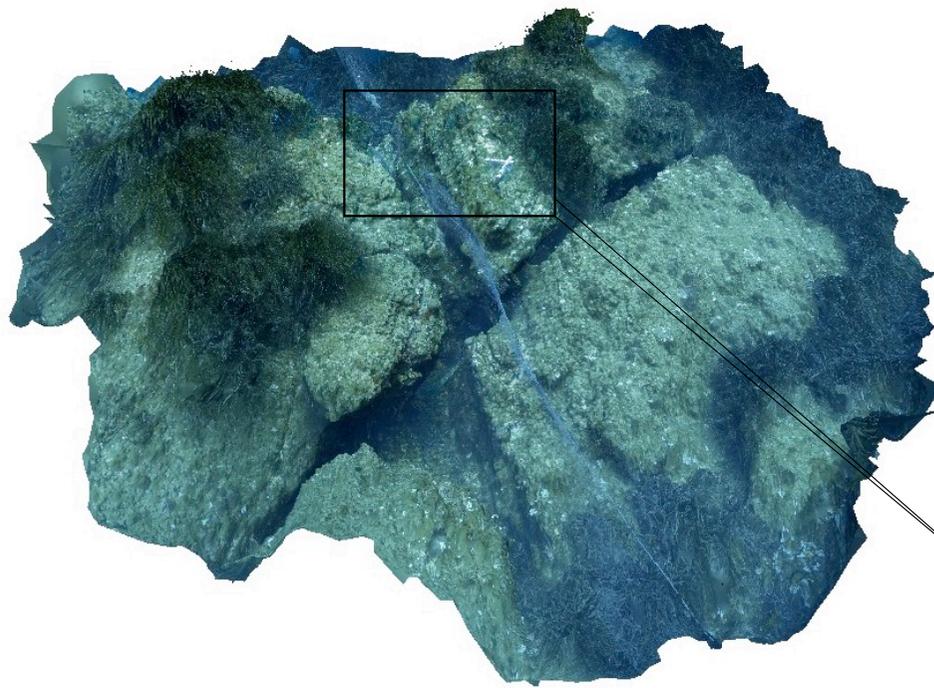
Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Strate algale au recouvrement le plus élevé	Espèces dominantes de macrophytes
98,6	1,4	0	3	0,096	0,04	Brousse	Padina pavonica

Lien vers le modèle animé

https://youtu.be/bOoTmS2jl_c



Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Strate algale au recouvrement le plus élevé	Espèces dominantes de macrophytes
99	1	0	9	0,7	0,7	Brousse	Dictyota sp.



Lien vers le modèle animé

<https://youtu.be/PsQAHc7GyKM>

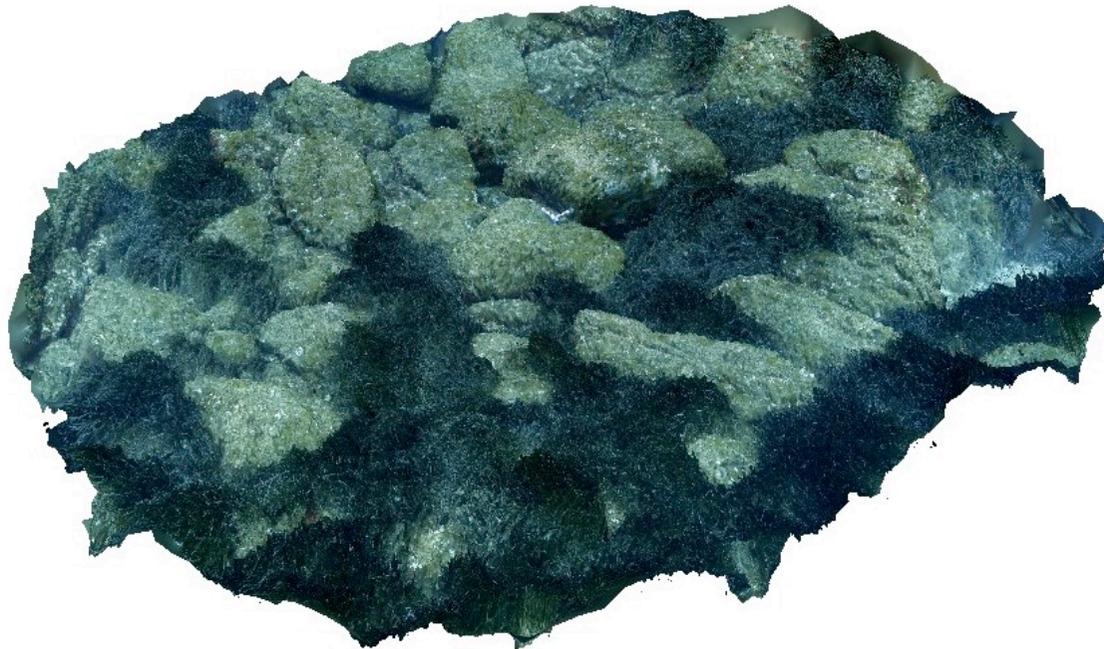


Filet de pêche sur le site

Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Strate algale au recouvrement le plus élevé	Espèces dominantes de macrophytes
100	0	0	7	0,2	0,2	Brousse	Dictyota sp.

Lien vers le modèle animé

https://youtu.be/t_i29BBIV8w

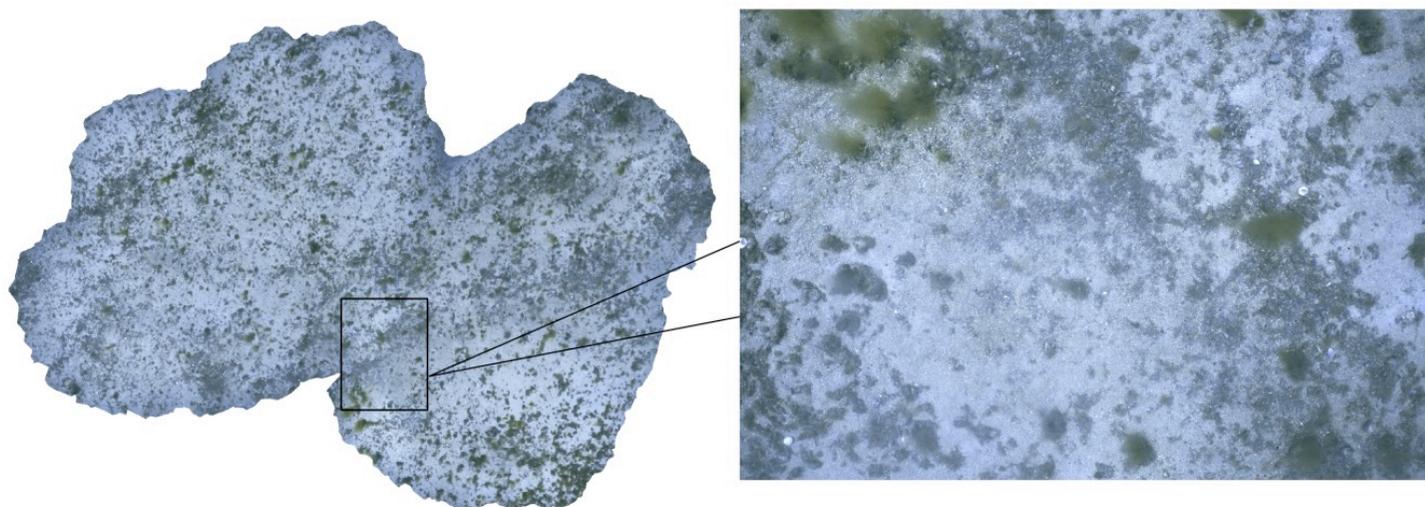


Recouvrement par le vivant	Recouvrement par le sédiment	Cavité micro-échelle	Richesse spécifique	Diversité J'	Diversité Is	Strate algale au recouvrement le plus élevé	Espèces dominantes de macrophytes
99,8	0,2	0	13	0,7	0,8	Brousse	Dictyota sp.





			Recouvrement (%)		
Type de sédiment	Maerl	Algues brunes	Sable	Maerl	Algues brunes
Sable coquillé	oui	oui	61	18	21

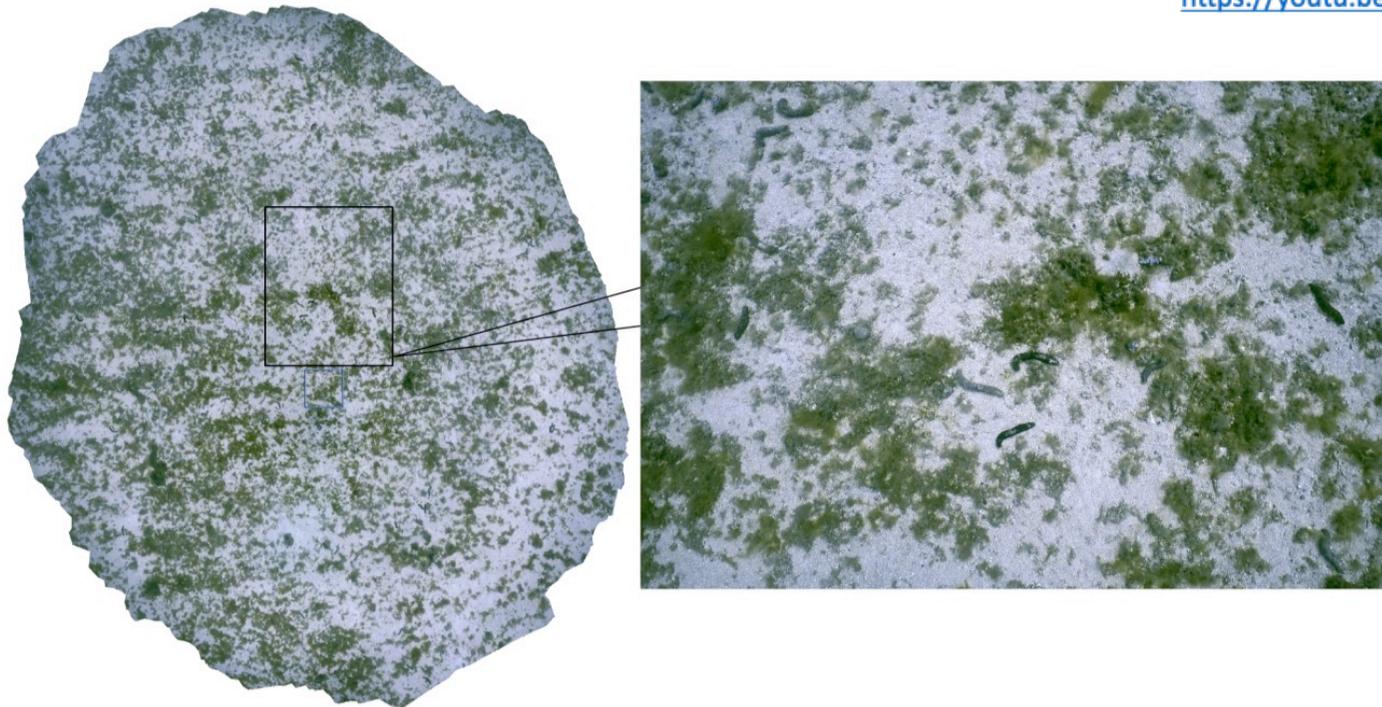




Type de sédiment	Maerl	Algues brunes	Recouvrement (%)		
			Sable	Maerl	Algues brunes
Sable coquillé	non	oui	49,5	0	50,5

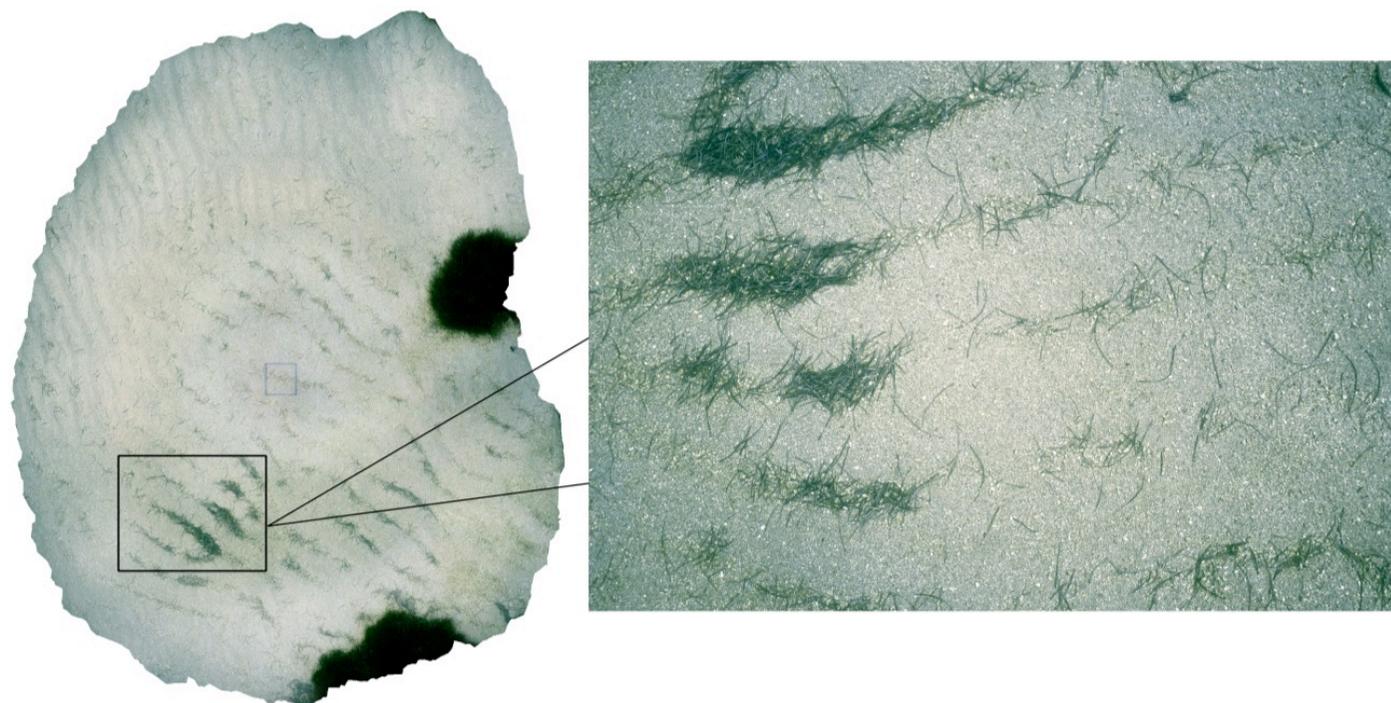
Lien vers le modèle animé

<https://youtu.be/zv8Uu57QMCw>





Type de sédiment	Maerl	Algues brunes	Recouvrement (%)		
			Sable	Maerl	Algues brunes
Sable coquillé	non	non	100	0	0





Type de sédiment	Maerl	Algues brunes	Recouvrement (%)		
			Sable	Maerl	Algues brunes
Sable coquillé	oui	non	93,5	6,5	0

