

Cartographie et interactions des zostères en secteur conchyicole sur la côte ouest du Cotentin (CIZO)



Basuyaux Olivier, SMEL
Ravache Morgane, SMEL
Delécrin Claire, CNRS
Manuel Savary, CRC
Dauvin Jean-Claude, CNRS

Les herbiers de zostères ont un intérêt écologique et patrimonial reconnu en tant qu'habitats remarquables [recommandation OSPAR 2012/4, Art.4 Annexe5 DCE, arrêté du 27/04/1995 en BN]. Présents en grande quantité au début du XX^{ème} siècle, ils ont subi une forte régression dans les années 1930 (maladies) affectant 90% de la biomasse de tous les herbiers en Atlantique nord. La prise en compte des interactions entre les pratiques culturelles et l'environnement est aujourd'hui une priorité pour les conchyliculteurs mais également pour l'ensemble des gestionnaires du domaine public maritime. Une partie des herbiers de zostères est directement imbriquée dans les concessions ostréicoles et mytilicoles. Une meilleure connaissance des interactions permettrait une meilleure gestion durable de ces secteurs...



Convention AESN 1063165



Pour citer ce rapport :

Basuyaux O., Ravache M., Delécrin C., Lefebvre V., Baffreau A., Laisney N, Pezy JP., Moal S., Savary M., Dauvin J.C., 2018. Cartographie et interactions des zostères en secteur conchylicole sur la côte ouest du Cotentin. Rapport d'étude CIZO, AESN.

Table des matières	
Résumé – Abstract	3
Mots-clefs.....	3
Introduction.....	4
PARTIE 1.....	6
1- Comparaison méthodologique pour une cartographie dynamique des herbiers.....	6
1.1- Matériels et Méthodes.....	6
1.1.1-Identification des enjeux attendus pour une cartographie des zostères sur la côte Ouest du Cotentin	6
1.1.2- Comparaison des méthodes de cartographie.....	6
1.2- Résultats.....	11
1.2.1- Enquêtes auprès des acteurs et des professionnels	11
1.2.2- Acquisition de photos aériennes par drone	12
1.2.3- Exploitation des orthophotographies.....	13
1.2.4- Carroyage.....	17
1.2.5- Vérifications « terrain ».....	18
1.3- Discussion sur la comparaison des méthodes	19
1.3.1- Emprise des herbiers d’après Guillaumont et <i>al.</i> vs Emprise des herbiers d’après la photo drone RVB	19
1.3.2- Surface végétalisée vs Emprise des herbiers d’après Latry, à partir de la BD ORTHO® V2 ..	19
1.3.3- Surface végétalisée vs Emprise des herbiers, d’après la photo drone RVB	19
1.3.4- Carroyage vs Détourage à partir de la photo drone RVB	19
1.3.5- Comparaison de maillage.....	20
1.3.5- Comparaison de maillage vs Détourage à partir de la photo drone RVB.....	21
1.3.6- Surface des herbiers selon chaque méthode	23
1.3.6- Analyse de la surface des herbiers	24
1.3.7- Données issues du programme CARIOZA (MNHN/I-Sea/SMEL)	24
1.4- Synthèse	26
PARTIE 2.....	28
2- interactions entre les zostères et l’activité ostréicole	28
2.1- Diversité macro-faunistique associée aux zostères en secteur ostréicole	28
2.2.1- Matériel et méthode	36
2.2.1.1- Echantillonnage	36
2.2.1.2- Analyse de la distribution granulométrique	38

2.2.1.3- Analyse de données	38
2.1.2- Résultats.....	42
2.1.2.1- Analyse taxonomique.....	42
2.1.2.2- Analyse des traits biologiques	45
2.1.2.3- Paramètres environnementaux.....	48
2.1.3- Discussion	50
2.1.3.1- Diversité et abondance	50
2.1.3.2- Cultures marines	52
2.1.3.3- Discussion sur la méthode utilisée	53
2.2- Influence des herbiers sur la croissance et la mortalité des huîtres	54
2.2.1- Matériel et méthode	54
2.2.2- Résultats	55
2.2.3- Discussion	56
Conclusion	58
Bibliographie.....	60
Textes législatifs	64
Webographie	64
Annexes.....	65

Résumé – Abstract

Les herbiers de zostères ont un intérêt écologique et patrimonial reconnu en tant qu'habitats remarquables [recommandation OSPAR 2012/4, Art.4 Annexe5 DCE, arrêté du 27/04/1995 en BN]. Présents en grande quantité au début du XXIème siècle, ils ont subi une forte régression dans les années 1930 (maladies) affectant 90% de la biomasse de tous les herbiers en atlantique nord. La prise en compte des interactions entre les pratiques culturelles et l'environnement est aujourd'hui une priorité pour les conchyliculteurs mais également pour l'ensemble des gestionnaires du domaine public maritime. Une partie des herbiers de zostères est directement imbriquée dans les concessions ostréicoles et mytilicoles. Une meilleure connaissance des interactions permettrait une meilleure gestion durable de ces secteurs.

C'est pour déterminer la nature des interactions entre ces deux habitats que le SMEL, en partenariat avec l'UMR CNRS 6143 M2C, le CRC Normandie Mer du Nord et avec la participation financière de l'Agence de l'eau Seine-Normandie, a mis en place le programme Cartographie et Interactions Zostères-Ostréiculture sur la côte Ouest Cotentin (CIZO). Ce programme comporte deux axes : La comparaison méthodologique pour une cartographie dynamique des herbiers et les interactions entre les zostères et l'activité ostréicole.

Différentes méthodes de cartographie ont été testées et discutées afin de réaliser une cartographie des herbiers de la côte Ouest du Cotentin. Chaque méthode présentant des caractéristiques différentes, il faut sélectionner la méthode correspondant le plus aux résultats attendus. Pour un suivi surfacique obligatoire dans le cadre de la DCE, l'exploitation des orthophotographies peut être suffisante car un dynamisme important n'est pas nécessaire. Cependant, il est essentiel que les photographies soient de qualité équivalente afin que les résultats soient comparables. Par ailleurs, pour une précision plus importante, une forte réactivité et/ou des surfaces relativement faibles (maximum quelques centaines de km²), l'analyse de photos réalisées à l'aide d'un drone s'avérerait très utile. Ce choix dépend, néanmoins, du temps disponible pour la réalisation de ce suivi.

Pour des suivis non obligatoires dans le cas de projets indépendants, les critères tels que la précision, le dynamisme, le temps disponible, la surface à observer,...doivent être pris en compte afin de choisir la méthode la mieux adaptée. Cependant, même si les méthodes choisies sont variables, il est indispensable qu'une seule méthodologie soit utilisée afin de pouvoir réaliser un suivi comparable sur le long terme. Il est alors essentiel que des gestionnaires du domaine public maritime et les acteurs locaux se consultent afin de définir leurs attentes avant d'entreprendre un projet de cartographie.

Les interactions zostères / Ostréiculture ont été étudiées par le biais de l'analyse des communautés benthiques dans les herbiers de zostères d'une part et de la croissance et la mortalité des huîtres d'autres part. Il est démontré qu'à petite échelle (quelques centaines de mètres), seul le passage des tracteurs peut affecter les communautés benthiques associées aux zostères. Les effets des herbiers de zostères sur la croissance et la mortalité des huîtres n'ont pas été clairement démontrés même s'ils peuvent suggérer un faible gain positif sur la croissance et négatif sur la mortalité des juvéniles.

Globalement, des interactions ostréicultures / herbiers de zostères peuvent exister. L'ostréiculture peut entraîner un ombrage limitant l'extension de l'herbier sous les tables ou le passage des tracteurs réduisant la biomasse benthique. L'ostréiculture peut également jouer un rôle de protection vis-à-vis de la houle comme le montre l'extension récente des herbiers dans les parcs ostréicoles, les herbiers pourraient également augmenter localement les croissances des huîtres en concentrant les particules fines.

Mots-clefs : *Zostera marina*, cartographie, SIG, carroyage, drone

Introduction

Les zostères sont des phanérogames marines se développant sur les sédiments sablo-vaseux dans le domaine intertidal et infralittoral sur les côtes bordant la Manche et l'Atlantique (Bajjouk et Hily, 2010 ; Hily, 2006). On trouve deux principales espèces de zostères : *Zostera noltei* et *Zostera marina*. Sur la côte Ouest du Cotentin, c'est l'espèce *Zostera marina*, vivant sur le bas de l'estran, qui est principalement retrouvée.

Le ramassage de ces plantes constituait une activité économique importante au cours de la Première Guerre Mondiale. Les zostères, appelées « pailleule », étaient récoltées de Juillet à Octobre à l'aide d'une faux. Après la coupe, elles étaient récupérées dans des filets d'arrêt, mises en tas, puis étalées sur les dunes afin de les faire sécher. Une fois sèche, la pailleule était utilisée pour faire des matelas, des coussins et des rembourrages de sièges. Imputrescible, elle était particulièrement utile à l'armée, aux terre-neuvas ainsi qu'aux cheminots. Après la fin de la Première Guerre Mondiale, la demande a diminué et, dans les années 30, une maladie appelée « wasting disease » décima environ 90 % des herbiers de zostères de l'Atlantique Nord et de la Manche (Seyve, 2000 ; Hébert et Lehoussu, 2006 ; www.seagrassli.org).



Figure 1 : Remplissage des matelas avec de la pailleule au début du 20ème siècle

Depuis les années 50, les herbiers seraient en recolonisation (Angst *et al.*, 2014) et leur rôle écologique en fait une espèce écosystémique et patrimoniale importante qui constitue un habitat remarquable pour ses fonctions de réservoir de biodiversité (Bajjouk et Hily, 2010 ; Hily, 2006). Grâce à leurs rhizomes, les zostères agissent comme un piège à particules, ce qui entraîne une stabilisation du sédiment protégeant ainsi le littoral de l'érosion. (Bajjouk et Hily, 2010). Les herbiers jouent aussi un rôle de filtre en accélérant la clarification de la colonne d'eau et sont une zone de reproduction et de nurserie pour la faune marine. De plus, les zostères constituent une ressource trophique pour certains oiseaux marins tels que, sur la côte Ouest Cotentin, la bernache cravant à ventre pâle (Guitton, 2014 ; Bajjouk et Hily, 2010).

Afin de préserver ces habitats, les herbiers sont aujourd'hui considérés comme des « espèces et habitats menacés et/ou en déclin » par la convention OSPAR étendue en 2008. Les zostères sont aussi protégées au niveau européen par la Directive Habitat 92/43/CEE ainsi que par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE. En France, la loi n° 86-2 du 3 Janvier 1986 relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral attribue aux herbiers de zostères un statut de protection en tant qu'habitats. De plus, au niveau régional, *Zostera marina* et *Zostera noltei* figurent sur l'arrêté du 27 Avril 1995 relatif aux espèces végétales protégées en Basse-Normandie.

Il existe aujourd'hui deux cartes répertoriant les herbiers de zostères sur la côte Ouest du Cotentin. La carte de Guillaumont *et al.* de 1986 ainsi que celle de Latry de 2015 réalisée dans le cadre du suivi DCE (Guillaumont *et al.*, 1987 ; Goyot *et al.*, 2015). Néanmoins, ces deux cartes ont été réalisées avec des méthodologies différentes et non comparables. Cependant, un suivi surfacique de ces herbiers doit être réalisé dans le cadre de la DCE tous les 6 ans car les zostères ont été retenues comme indicateur de la qualité des eaux

(Bajjouk, *et al.*, 2010). Il est donc nécessaire d'harmoniser le protocole de cartographie dans cette zone afin de pouvoir réaliser un suivi homogène à long terme (Baffreau et Dauvin, 2015).

Par ailleurs, les zones d'herbiers délimitées dans ces deux cartes recouvrent en partie des zones d'activités conchylicoles. Sur la côte Ouest du Cotentin, 15 500 tonnes de moules et 11 200 tonnes d'huîtres étaient produites en 2015 (Duroy, 2016). La zone ostréicole principale de la côte Ouest se situe dans le secteur de Blainville-sur-mer/Gouville-sur-mer de même que la principale zone d'herbiers de zostères recensée en 1986 par Guillaumont *et al.*



Figure 2 : Herbier de Zostera marina dans la zone conchylicole de Blainville-sur-mer

C'est pour déterminer la nature des interactions entre ces deux habitats que le SMEL, en partenariat avec l'UMR CNRS 6143 M2C, le CRC Normandie Mer du Nord et avec la participation financière de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, a mis en place le programme Cartographie et Interactions Zostères-Ostréiculture sur la côte Ouest Cotentin (CIZO). Ce programme comporte deux axes :

- PARTIE 1 : La comparaison méthodologique pour une cartographie dynamique des herbiers
- PARTIE 2 : Les interactions entre les zostères et l'activité ostréicole

PARTIE 1

1- Comparaison méthodologique pour une cartographie dynamique des herbiers

Des méthodologies déjà employées auparavant telles que l'exploitation d'orthophotographies sous SIG vont être suivies mais de nouvelles technologies comme l'utilisation d'un drone vont aussi être appliquées. En plus de la détermination des zones d'herbiers via ces photographies, des relevés « terrain » par carroyage seront effectués. L'objectif est alors de mettre en évidence les principales caractéristiques de chaque méthode en les comparant entre elles. Ces outils pourront par la suite être utilisés afin de mettre en place des protocoles homogènes de cartographies des herbiers marins.

1.1- Matériels et Méthodes

1.1.1-Identification des enjeux attendus pour une cartographie des zostères sur la côte Ouest du Cotentin

Une enquête auprès des acteurs susceptibles d'être intéressés par cette comparaison méthodologique a été réalisée afin de déterminer les caractéristiques attendues pour une telle cartographie. Des questionnements sur l'actualisation, l'utilisation et le degré de précision recherché pour une cartographie de zostères ont alors été présentés auprès de partenaires tels que l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, CRC Normandie-Mer du Nord, DDTM 50, DREAL Normandie, Conservatoire du Littoral-délégation Normandie, l'Agence des Aires Marines Protégées (mission d'étude pour la création d'un parc marin dans le Golfe Normand-Breton), MNHN, GEMEL Normandie ainsi que la CSLN.

De plus, pour combler le manque d'informations sur l'évolution des herbiers de zostères dans la zone de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer, 5 ostréiculteurs dont le président du CRC Normandie-Mer du Nord, Monsieur Louis Teyssier, ont été interrogés afin de décrire leur ressenti sur l'évolution de la situation.

1.1.2- Comparaison des méthodes de cartographie

Après avoir déterminé les différents enjeux à prendre en compte lors de la réalisation d'une cartographie des herbiers à zostères de la zone étudiée, différentes méthodes de cartographie ont été mises en place afin de pouvoir, par la suite, les comparer et déterminer les plus adaptées.

Par ailleurs, des prospections ont été effectuées dans les havres aux alentours de Blainville-sur-mer pour confirmer l'absence de *Zostera noltei*. Seuls des herbiers de *Zostera marina* ont alors été cartographiés. La zone conchylicole de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer mesurant plus de 2000 ha, un plus petit périmètre a alors été défini (*Annexe 1*) afin de pouvoir réaliser l'ensemble des différentes méthodes de cartographie sur une même surface. Cette zone d'étude correspond donc à la zone de survol. Elle a été déterminée en tenant compte de la présence et l'absence de zostères ainsi que la présence ou non d'activité conchylicole. Elle est d'une surface d'environ 102 ha.

Afin de compléter cette étude comparative, le temps de la réalisation ainsi que la facilité de mise en œuvre de chaque méthode ont été évalués.

1.1.2.1- Utilisation d'un drone

Pour pouvoir réaliser une détermination sous SIG des herbiers de zostères, l'utilisation d'un drone a été envisagée en raison de sa grande précision. Les prises de vue par drone ont été réalisées par le cabinet de géomètre Patrick Lallouet basé à Fleury-sur-orne (Calvados), ainsi qu'avec un drone dont le SMEL a fait l'acquisition.

Le drone utilisé par le géomètre est un drone spécialement conçu pour la cartographie de la marque senseFly : le modèle eBee. Ce drone pèse moins de 700 g, mesure 96 cm d'envergure et possède une autonomie d'environ 50 min. Il peut être équipé d'un appareil photo pour des prises de vue en RVB ou d'un capteur multispectral. De plus, il possède un GPS et un pilote automatique ce qui permet la programmation des survols, au préalable, par ordinateur. D'après le constructeur, un drone de ce modèle a une résistance au vent pouvant aller jusqu'à 45 km/h ainsi qu'une vitesse d'environ 40-45 km/h. L'utilisation d'un drone de ce type permet d'acquérir des photos géoréférencées (grâce à des points de calage préalablement référencés) ainsi que des données topographiques.



Figure 3 : Drone eBee de senseFly

Un second drone a été utilisé : Multirrotor Phantom 4. Il est équipé d'un appareil photo 4 k et dispose d'une autonomie de 28 minutes par batterie. Il possède un GPS et un pilote automatique ce qui permet la programmation des survols, au préalable, par ordinateur. Sa vitesse maximale est de 70 km/h

La zone de survol est d'une surface d'environ **102 ha** et 2 points de calages ont été au préalable géoréférencés à l'aide d'un GPS différentiel.

Quatre survols ont alors été réalisés : Le premier le 10 mars 2016 (coef 116) :

- RVB
- 2 vols de 28 min
- Hauteur du survol de 110 m
- Précision : 3,35 cm

Le deuxième le 10 mars 2016 (coef 116) :

- Multispectral
- 2 vols de 25 min
- Hauteur du survol de 110 m
- Précision : 20 cm

Le troisième le 11 mars 2016 (coef 114) :

- RVB
- 2 vols de 28 min
- Hauteur du survol de 110 m
- Précision : 3,35 cm

Le quatrième le 30 mars 2017 (Coef 109) :

- RVB
- 2 vols de 25 min à 22km/h



Figure 4: Lancement de l'ebee



Figure 5: Phantom 4

- Hauteur du survol de 100 m
- Précision : 4,18 cm

1.1.2.2- Exploitation des orthophotographies littorales et des photos « drone » sous SIG

Un détourage des herbiers de zostères a été réalisé sous SIG avec les logiciels MapInfo (10.5.2) et QGIS (2.8.6). Les orthophotographies déjà existantes ainsi que les photos issues des survols de drone, dont les caractéristiques sont présentes dans le tableau ci-dessous, ont alors été exploitées afin de pouvoir cartographier la présence d'herbiers à l'échelle de la précision de la photo pour un détourage de la surface végétalisée.

Tableau 1 : Photographies exploitées sous SIG pour le détourage des herbiers de zostères

	Ortho Littorale 2000	BD ORTHO® Version 2 en RVB et en Infra-rouge	Orthophotographie Basse-Normandie 2012-2013	Photo drone RVB SMEL	Photo drone multispectrale SMEL
Date de prise de vue	2000	2011-2014	2012-2013	11 Mars 2016	10 Mars 2016
Résolution	50 cm	50 cm	20 cm	3.35 cm	20 cm
Projection	Lambert II étendu	Lambert 93	Lambert 93	RGF93/CC49	RGF93/CC49
Hauteur d'eau	1 m maximum	1 m maximum	1 m	0.25	0.25

Afin de pouvoir effectuer une comparaison des méthodes de détourage utilisable sur une même photo, la photo drone RVB (Rouge/Vert/Bleu) a été analysée de deux manières différentes :

- A l'échelle de la précision de la photo en utilisant un zoom au 1:100ème, la **surface végétalisée** a été détourée.
- D'après le détourage précédent, l'**emprise globale** des herbiers a été déterminée.

Pour compléter cette comparaison, l'**emprise des herbiers** sur la zone d'étude a été délimitée à partir des cartes de Guillaumont et *al.*, 1987, utilisant des données de 1982-1983, et celle de Latry, 2015, réalisée sous QGIS d'après la BD ORTHO® Version 2 en RVB.

Par ailleurs, la mise en place d'un détourage automatisé des herbiers de zostères sur les orthophotographies et les photos drones a été expérimentée. Pour cela, plusieurs logiciels ont été testés tels que Image J (1.49), Ecognition essential (1.20) et QGIS Semi-Automatic Classification Plugin (4.9.4).

1.1.2.3- Utilisation de photographies satellites

L'utilisation de photos satellites en RVB ainsi qu'en infra-rouge pour le détournage des herbiers de zostères a déjà été pratiquée dans d'autres lieux d'étude comme par exemple dans l'aber Wrac'h en Bretagne (Alloncle *et al.*, 2005 ; Bargain, 2012 ; Dalloyau *et al.*, 2009 ; Provencher et Deslandes, 2012 ; Trut *et al.*, 2014). Cette technique a alors été envisagée ; néanmoins, l'exploitation de photos satellites n'est pas possible sur la côte Ouest Cotentin car l'horaire de prise de vue ne correspond pas à l'heure de marée basse lors de fort coefficient de marée.

1.1.2.4- Carroyage

La cartographie par carroyage des herbiers de zostères a été réalisée avec un maillage de 100m par 100m, dans un premier temps sur la zone d'étude puis, sur le reste de la zone de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer accessible à marée basse. La hauteur d'eau bathymétrique nécessaire pour réaliser ce carroyage est d'environ 1,4 m pour le milieu de l'estran, 0,3 m minimum pour le bas de l'estran et autour de 2 m pour le haut de l'estran. Pour chaque marée, environ 3 h d'acquisition étaient possibles, soit une dizaine de jours pour l'acquisition de la zone de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer. A l'aide d'un quad, chaque carré a été entièrement parcouru et les résultats ont été déterminés visuellement puis directement notés dans la tablette tactile GPS Getac F110 grâce au logiciel Cartolander (4.0.1).

Les éléments pris en compte sont :

- Le taux de recouvrement des herbiers (0 %, 1-10 %, 11-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-100 %)
- Le taux de substrat meuble (0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-100 %)
- La fragmentation des herbiers (Pas de fragmentation, peu fragmenté, moyennement fragmenté, très fragmenté)

Quinze des carrés du carroyage de la zone globale n'ont pas pu être pris en compte car ils n'étaient pas accessibles et nécessiteraient des interventions en plongée mais l'incertitude de ces points pourrait être plus importante du fait du manque de visibilité (maximum quelques mètres). De par l'anthropisation de la zone, la fragmentation des herbiers n'est pas représentative d'une fragmentation naturelle, les résultats ne seront donc pas exploités. L'analyse du taux de substrat meuble a été mise en relation avec le taux de recouvrement des herbiers afin de diminuer l'impact de substrat dur, non favorable à la présence d'herbier, sur les résultats. Les données utilisées pour calculer le taux de recouvrement par rapport au substrat ainsi que le taux de recouvrement global de la zone ont été définies par le milieu de chaque classe (0 ; 5 ; 17,5 ; 37,5 ; 62,5 ; 82,5).

Par ailleurs, une comparaison de la qualité du carroyage a été effectuée en réalisant 4 analyses par carroyage de différents maillages : 100m x 100m, 50m x 50m, 25m x 25m, 10m x 10m. Afin que l'acquisition « terrain » de ces données ne soit pas trop longue, ces quatre analyses ont été effectuées sur une même zone de 4 ha au sein de la zone d'étude qui est représentée dans la figure 5 ci-dessous.

1.1.2.5- Vérifications « terrain »

Après la réalisation de ces cartes, certaines vérifications « terrain » ont été effectuées afin de déterminer l'exactitude des résultats. 26 points difficilement identifiables, sur lesquels des questions se sont posées sur la présence ou non de zostères lors du détournage des photos drones, ont été déterminés.

Sur le terrain, à l'aide de la tablette GPS, ces points ont été analysés et la présence ou l'absence de zostères a pu être constatée. De plus, sur certains de ces points, des quadrats de 50cm x 50cm ont été placés sur les herbiers dans des zones avec des densités de zostères différentes. Le nombre de pieds a alors été compté ainsi que la longueur moyenne du limbe des zostères ; de plus, une photo de chaque quadrat a été prise. Cette analyse va ensuite permettre de comparer ces résultats avec les photos issues du drone (prises à la même période) afin de pouvoir déterminer si, malgré leur grande précision, les herbiers les moins denses sont aussi visibles sur ces photos ou s'il existe des données manquantes pouvant impacter le détournage des herbiers à partir de ces photos.



Figure 5 : Vérifications terrain réalisées avec l'utilisation d'un quadrat de 50cm x 50cm en se déplaçant à l'aide d'un quad

1.2- Résultats

1.2.1- Enquêtes auprès des acteurs et des professionnels

1.2.1.1- Identification des enjeux attendus pour une cartographie des herbiers de zostères

Chaque organisme interrogé sur une telle cartographie possède des attentes différentes qui sont en lien avec son utilisation (*Annexe 2*). Le souhait général est néanmoins d'améliorer la connaissance des interactions pouvant exister entre la conchyliculture et la présence d'herbiers de zostères et notamment d'obtenir une carte de présence des zostères suffisamment précise pour mettre en place une gestion durable de cet environnement. La volonté de chacun est de parvenir à un protocole homogène de réalisation d'une cartographie des herbiers afin que l'évolution des herbiers dans le temps puisse être déterminée.

1.2.1.2- Avis des professionnels sur la présence des herbiers

Tableau 2 : Enquête auprès des professionnels

	Mr. Benoît C.	Mr. François M.	Mr. Jean-Vincent G.	Mme Françoise B.
Evolution des herbiers dans la zone conchylicole Blainville-Gouville	A l'époque de son père, il y a 30 ans, toute la zone était recouverte par les zostères qui montaient plus haut sur l'estran qu'actuellement. Dès que l'activité ostréicole s'interrompt, les herbiers recolonisent la zone en 2-3 ans.	Il y a 30 ans, les herbiers étaient très étendus. Ils ont ensuite régressé, même aux endroits où l'activité ostréicole n'était pas présente. Depuis quelques années, les herbiers se développent de nouveau.	Depuis 4-5 ans, la présence de zostères est en pleine augmentation. Les herbiers se développent même dans les passages de tracteurs déjà formés.	Il y a 30 ans, il y avait beaucoup d'herbiers de zostères mais cela a diminué avec le passage des tracteurs.
Perception de la présence d'herbier	Au début, à cause de la présence de zostères, le sol était mou et les tracteurs s'enfonçaient facilement. Maintenant les passages sont formés et il n'y a plus de problèmes.	Pas d'impact négatif ou positif. Au début les tracteurs s'enfonçaient mais maintenant les passages sont stabilisés.	Pas de désagréments observés.	Au début la présence de zostères était gênante car le passage des tracteurs était difficile mais maintenant ce n'est plus un problème.

D'après l'appréciation générale représentée dans le tableau II, les zostères étaient très présentes il y a une trentaine d'années (années 1980-90) puis, une régression des herbiers a ensuite pu être observée. Les professionnels interrogés et le président du CRC Normandie-Mer du Nord, confirment ce sentiment ; les herbiers de zostères seraient depuis quelques années en extension. Par ailleurs, à part quelques problèmes d'envasement, la présence de zostères n'est ni un avantage, ni un inconvénient pour les professionnels.

1.2.2- Acquisition de photos aériennes par drone

La qualité du premier survol en RVB, illustré par la figure 7, est moins bonne du fait de la rapide marée montante et de la faible luminosité. En conséquence, seule la photo issue du deuxième survol en RVB a été exploitée par la suite sous SIG.



Figure 67: Photo drone RVB

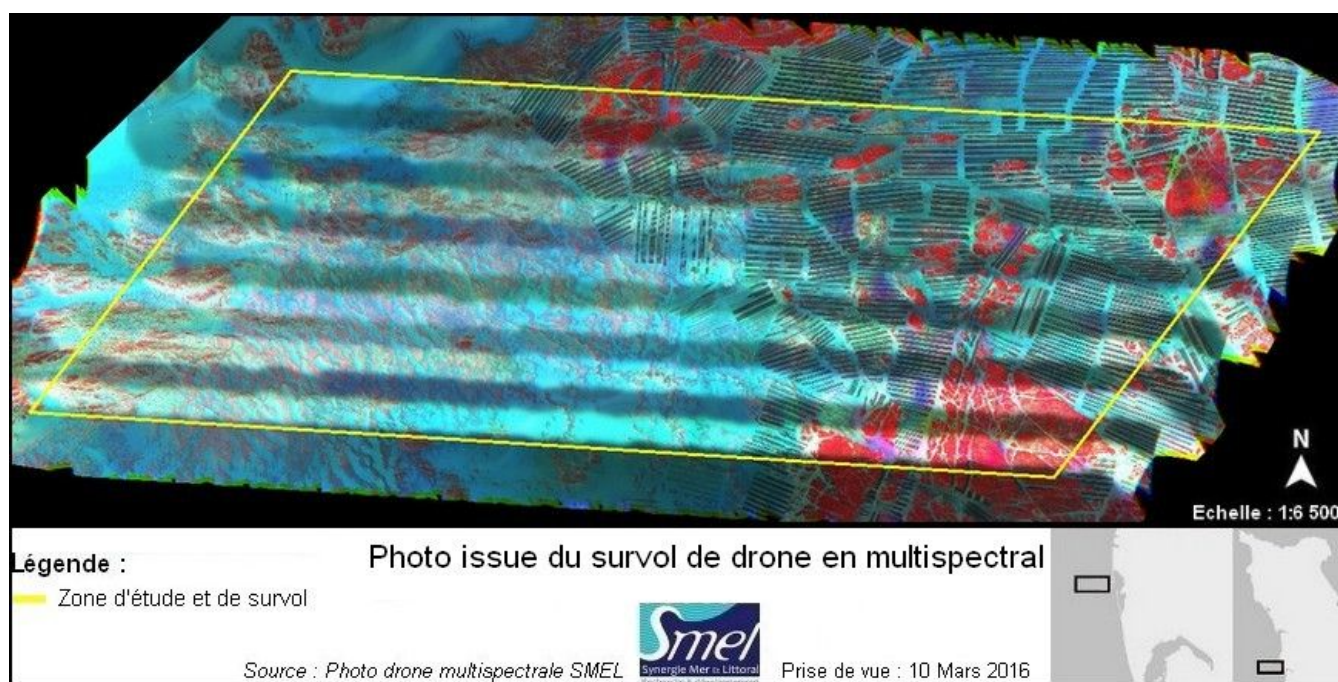


Figure 7: Photo drone multispectrale

Concernant le survol en multispectral, représenté par la figure 8, la photo qui en résulte est parasitée par des bandes plus sombres certainement à cause de la luminosité changeante au cours du survol ; cela rend impossible le traitement automatisé de la photo. Les données topographiques acquises à l'aide du drone n'ont pas été analysées du fait de leur trop importante capacité (2,6 Go) et de la difficulté de trouver un logiciel adapté à ce type de données (.LAS).

1.2.3- Exploitation des orthophotographies

1.2.3.1- Ortho littorale 2000

Le temps de détournage de la surface végétalisée des herbiers d'après l'Ortho littorale 2000 (*Annexe 3*) est d'environ **4h**. Par ailleurs, **768 polygones** ont pu être détournés, ce qui correspond à une surface de **4,59 ha**. Cette photo est d'une précision de 0,5 m ; néanmoins, la qualité de la prise de vue est très médiocre. De plus, la couleur a une nuance verte qui rend difficile la distinction des zostères.

1.2.3.2- BD ORTHO® Version 2

Le temps de détournage de la surface végétalisée des herbiers d'après la BD ORTHO® Version 2 (*Annexe 4*) est d'environ **5h** pour **1041 polygones** et **19,32 ha**. Cette photo est d'une précision de 0,5 m, cependant, la qualité de prise de vue est vraiment bonne en comparaison avec l'Ortho littorale 2000.

1.2.3.3- BD ORTHO® Version 2 Infra-rouge

Le temps de détournage de la surface végétalisée des herbiers d'après la BD ORTHO® Version 2 en Infra-rouge (*Annexe 5*) est d'environ **10h**. **3039 polygones** soit environ 3 fois plus que pour la BD ORTHO® Version 2 ce qui peut supposer que la distinction des herbiers a été plus facile et donc le détournage est éventuellement plus fidèle à la réalité. Cela correspond à une surface de **22,54 ha**. Cette photo est d'une précision de 0,5 m et la prise de vue est la même que pour la photo en RVB. Néanmoins, la différence entre le substrat rocheux et les zostères, tous les deux représentés par des taches sombres en RVB, est plus distinguable du fait de l'utilisation de capteur d'infra-rouge. Par ailleurs, il est possible que les zostères totalement immergées ne soient pas visibles sur la photo en Infra-rouge.

1.2.3.4- Orthophotographie Basse-Normandie 2012-2013

Le temps de détournage de la surface végétalisée des herbiers de zostères à partir de l'orthophotographie Basse-Normandie 2012-2013 est d'environ **10h** avec **4000 polygones** soit **20,94ha**. La précision de la photo est de 0.2 m et la prise de vue a été effectuée le même jour que pour la BD ORTHO® Version 2. La figure 9 illustre parfaitement que la photo est de bonne qualité et que les zostères sont facilement identifiables.

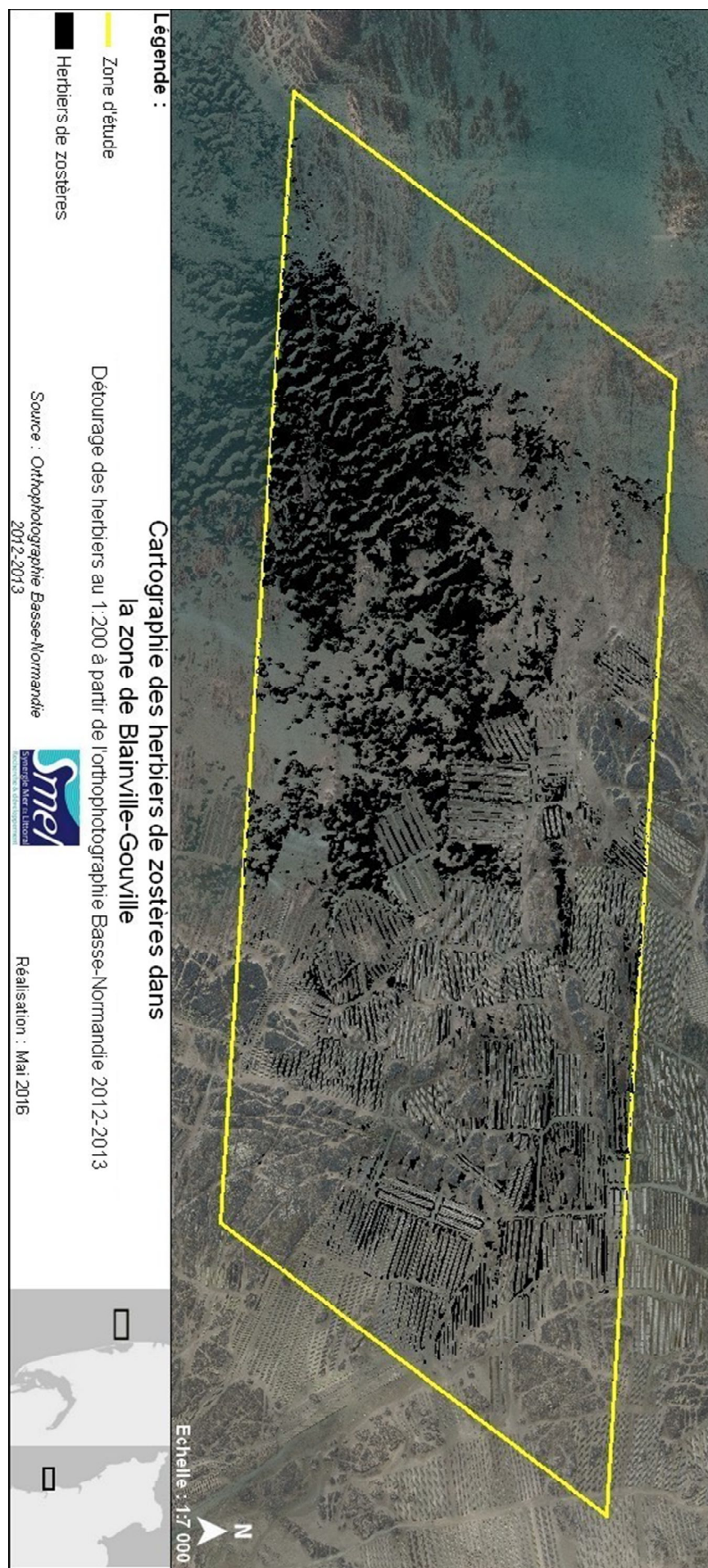


Figure 8 : Détourage des herbiers de zostères d'après l'orthophotographie Basse-Normandie 2012-2013

1.2.3.5- Photo drone RVB SMEL (campagne SMEL)

- Détourage de la surface végétalisée :

Le temps de détourage de la surface végétalisée des herbiers d'après la photo drone RVB (*Annexe 6*) est d'environ **100h**. Quelques problèmes se sont posés lors de ce détourage sur le temps de chargement de la photo relativement lourde (4,66Go) et difficilement assimilable par les logiciels de SIG. Après la réalisation de ce détourage, une solution a été trouvée afin de limiter ce temps qui est de réduire cette photo sous le format ECW, on peut cependant observer une légère perte de qualité de la photo. **10211 polygones** ont été détourés soit environ 10 fois plus que pour la BD ORTHO® Version 2 pour une surface de **19,40 ha**. Cette photo est d'une précision de 3.35 cm et les zostères y sont très facilement identifiables car ils sont de couleur verte et on peut distinguer leur texture filamenteuse sur les photos.

- Détourage de l'emprise des herbiers :

A partir du détourage précédent, l'emprise globale des herbiers a été déterminée (*Annexe 7*). Cette emprise correspond à **3 polygones** et représente **68,76 ha**, la surface est donc plus de 3 fois plus importante que celle du détourage de la surface végétalisée à partir de la même photo.

1.2.3.6- Photo drone multispectrale SMEL (campagne SMEL)

Le temps de détourage de la surface végétalisée des herbiers d'après la photo drone multispectrale (*Annexe 8*) est d'environ **45h**, **8245 polygones** et **19,91 ha**. Cette photo est d'une précision de 0,2 m et, grâce au capteur multispectral, les zostères sont faciles à identifier. Néanmoins, le sédiment très grossier (possédant une couleur rouge-rose) peut parfois être confondu avec des zostères (ayant une couleur rose). Par ailleurs, il est possible que les zostères totalement immergées ne soient pas visibles sur la photo en Multispectral.

1.2.3.7- Emprise des herbiers de zostères par Guillaumont et *al.*, 1987

Réduit à la zone d'étude, on peut observer que la carte réalisée par Guillaumont et *al.* en 1987 (*Annexe 9*) comporte **1 polygone** représentant l'emprise des herbiers de zostères. Celui-ci représente une surface de **66,11 ha**, ce qui est environ du même ordre de grandeur que l'emprise des herbiers déterminée à partir du détourage de la photo drone RVB.

1.2.3.8- Emprise des herbiers de zostères par Latry, 2015

La carte de l'emprise des herbiers réalisée à partir de la BD ORTHO® Version 2 par Latry en 2015 (*Annexe 10*) comporte, pour la zone d'étude, **55 polygones** pour une surface de **35,13 ha**.

1.2.3.8- Essai de mise en place d'un détournage automatique

Le logiciel QGIS associé au plugin Semi-Automatic Classification ne permet pas d'obtenir de résultats car c'est un programme principalement dirigé pour l'exploitation de photos satellite et les photos « drone » ne possèdent pas les mêmes caractéristiques.

Le logiciel Image J a, quant à lui, déjà été utilisé pour le détournage des zostères mais seulement pour un suivi stationnel avec des zones délimitées par quadrat (Auby, I., *et al.*, 2013). Dans le cas d'une photographie d'une zone telle que celle de Blainville-Gouvville, représentée par la figure 6, son utilisation est très imprécise car le logiciel confond les tables à huîtres et le substrat rocheux avec les zostères. Ce résultat n'est donc pas convenable.

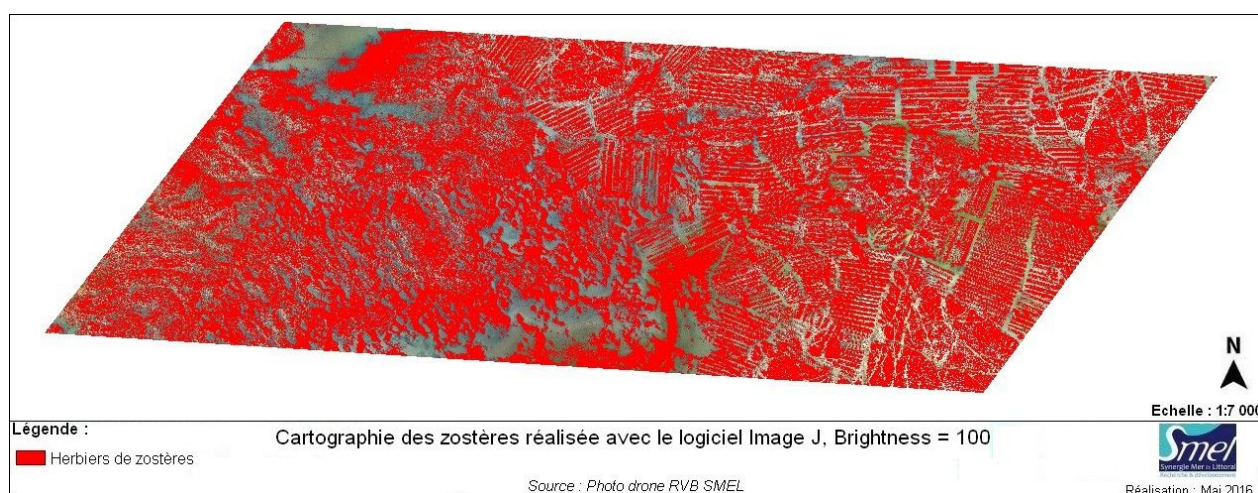


Figure 9: Essai pour la réalisation de la cartographie des zostères sous ImageJ

C'est le logiciel Ecognition essential qui permet d'avoir le résultat le plus fidèle au détournage manuel. Celui-ci est illustré sur la figure 11. Néanmoins, ce résultat n'est pas suffisamment satisfaisant pour mettre en place un détournage automatique des herbiers de zostères dans cette zone. La version du logiciel utilisée est la version « Trial » car Ecognition est un logiciel ayant un coût relativement important donc il est possible que certaines fonctionnalités du logiciel aient été rendues inaccessibles.

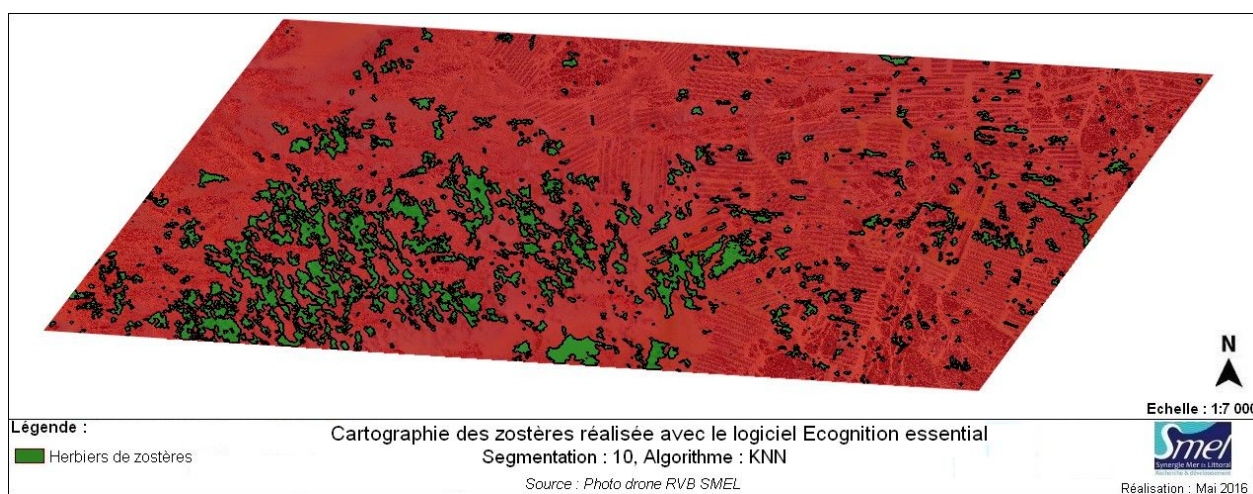


Figure 10: Essai pour la réalisation de la cartographie des zostères sous Ecognition essential trial

1.2.4- Carroyage

1.2.4.1- Zone de Blainville-Gouville

D'après la figure 12, la zone carroyée est d'environ **1200 ha**. Dans les zones les plus difficiles, avec de nombreux rochers et tables à huîtres, l'acquisition était d'environ **40 ha/h**, à deux personnes et munies d'un quad et d'une tablette tactile.

Dans les zones les plus faciles comme le haut de l'estran, l'acquisition était d'environ **60 ha/h** à deux personnes munies d'un quad et d'une tablette tactile.

Le ratio est donc d'environ **50 ha/h** sur une zone avec différentes structures comme celle-ci. Le temps d'acquisition total a alors été d'environ **25h** réparties sur plusieurs jours de marée (à coefficients moyens ou forts) de mars 2016 à mai 2016. Les difficultés d'accessibilité dans les zones ostréicoles avec du substrat rocheux et des tables à huîtres ont rendu l'acquisition parfois difficile.

1.2.4.2- Zone d'étude de 102 ha

- Carroyage du taux de recouvrement des herbiers :

Le temps d'acquisition de ce carroyage (*Annexe 11*) de **102 ha** a été d'environ **3 h**. On observe, sur le côté Ouest de la zone, et donc le bas de l'estran, que le pourcentage de recouvrement des zostères est plus important que sur le haut de l'estran.

- Carroyage du taux de recouvrement par rapport au pourcentage de substrat meuble :

Le taux de recouvrement du carroyage précédent a été recalculé en prenant en compte le pourcentage de substrat meuble de chaque carré (*Annexe 12*). **18 ha** ont alors été modifiés. Parmi ceux-ci, 15 ha sont passés dans la classe supérieure et 3 ha ont augmenté de 2 classes. Cette version est alors plus fidèle à la réalité géologique et topographie du terrain et permet de tenir compte du potentiel d'expansion des zostères qui ne se développeront pas sur un substrat rocheux.

1.2.5- Vérifications « terrain »

Que ce soit d'après la photo drone en RVB ou celle en multispectrale, **28%** des points de vérification terrain ont été mal identifiés. Par ailleurs, il y a de nombreux points identifiés négativement sur la photo drone RVB sur lesquels les zostères sont en réalité présentes. Alors que, d'après le détourage de la photo multispectrale il y a plus de points identifiés positifs pour lesquels, sur le terrain, il n'y a pas de zostères. Il est alors clair que les faibles densités de zostères ne sont pas visibles sur la photo drone RVB alors que sur certains points elles sont visibles sur la photo drone multispectrale. Cependant, la distinction entre les sédiments grossiers et la présence de zostères étant parfois difficile à distinguer sur la photo multispectrale, il est alors possible que le détourage issu de cette photo soit surestimé.

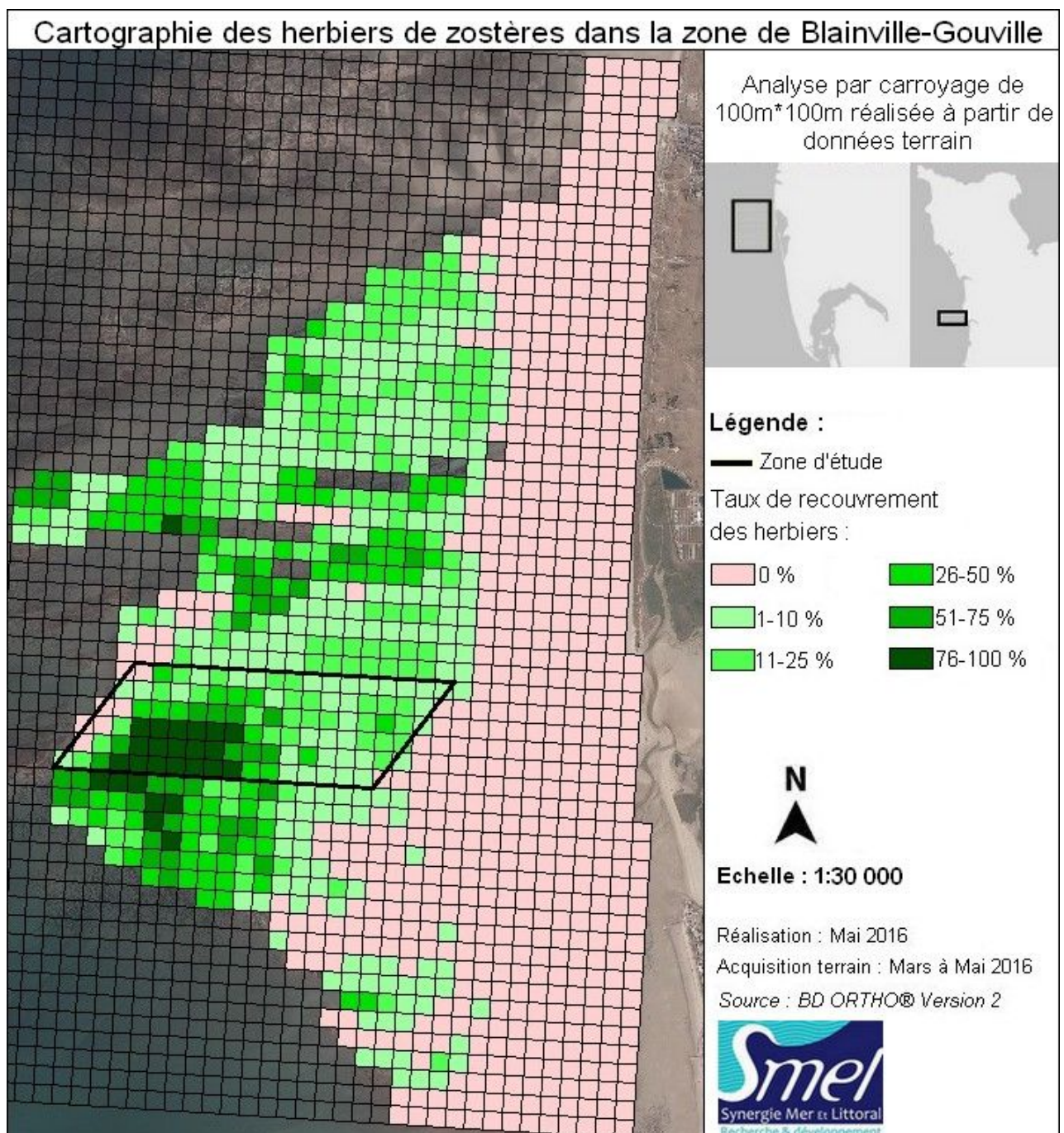


Figure 11: Carroyage du recouvrement des herbiers dans la zone de Blainville-sur-mer/Gouville-sur-mer

1.3- Discussion sur la comparaison des méthodes

Après la réalisation des différentes cartes, celles-ci peuvent être comparées afin de pouvoir mettre en évidence les caractéristiques de chacune.

1.3.1- Emprise des herbiers d'après Guillaumont et al. vs Emprise des herbiers d'après la photo drone RVB

Malgré le fait que les méthodologies de détermination de l'emprise des herbiers soient différentes et donc non comparables, des similitudes peuvent être observées au niveau de la zone d'étude (*Annexe 13*) ; ceci car les surfaces de recouvrement sont presque identiques (66,1 ha et 68,7 ha). Cela peut potentiellement laisser supposer que l'expansion des herbiers de zostères en 2016 est équivalente à celle des herbiers dans les années 80 mais ce résultat ne peut pas être confirmé du fait de la différence méthodologique.

1.3.2- Surface végétalisée vs Emprise des herbiers d'après Latry, à partir de la BD ORTHO® V2

Cette superposition de détournage permet de mettre en évidence l'importance de la précision de détournage (*Annexe 14*). En effet, il peut être observé que, à partir d'une même photo, le résultat peut être totalement différent selon la méthodologie choisie pour le détournage des herbiers. Dans le cas présent, l'emprise des herbiers délimitée par Latry en 2015 est 1,8 fois plus grande que la surface végétalisée détournée au cours de cette étude. Même si la finesse de détournage est dépendante du résultat attendu, il peut être remarqué que, pour un détournage plus global, des concessions ostréicoles ont été prises en compte ; or, du fait du manque de lumière, les zostères sont absentes en dessous des tables à huîtres. De plus, il est possible que des zones où sont présentes les zostères aient été oubliées. Néanmoins, le temps de détermination de l'emprise des herbiers est potentiellement plus faible que celui de délimitation de la surface végétalisée.

1.3.3- Surface végétalisée vs Emprise des herbiers, d'après la photo drone RVB

Cette comparaison permet d'appuyer l'observation précédente sur l'importance du choix de la méthodologie de détournage en fonction du résultat souhaité (*Annexe 15*). Avec un détournage des surfaces végétalisées, il est possible de différencier la disparité des zostères et, ainsi, de distinguer les zones avec un fort pourcentage de recouvrement de celles avec une faible présence de zostères. Cela n'est pas le cas lors d'un détournage de l'emprise des herbiers. La surface de l'emprise des zostères est environ 3,5 fois plus importante que celle de la surface végétalisée et, de même que pour la comparaison précédente, les concessions ostréicoles sont prises en compte dans cette surface même si les zostères y sont absentes, la précision d'un tel détournage est donc faible. Néanmoins, le temps de détermination de l'emprise des herbiers est potentiellement moins important que celui de délimitation de la surface végétalisée.

1.3.4- Carroyage vs Détournage à partir de la photo drone RVB

Dans la zone à forte concentration en zostères (*Annexe 16*), le même pattern est remarquable entre le résultat du carroyage et le détournage. Néanmoins, dans la zone plus à l'Est, où les zostères sont plus éparées,

le détournage et le carroyage ne concordent pas totalement. Par ailleurs, il existe certaines mailles où la présence de zostères a pu être observée sur le terrain mais où elle n'a pas été délimitée sous SIG. Ceci peut être possiblement dû à la densité variable des zostères qui peuvent parfois ne pas être visibles sur la photo.

1.3.5- Comparaison de maillage

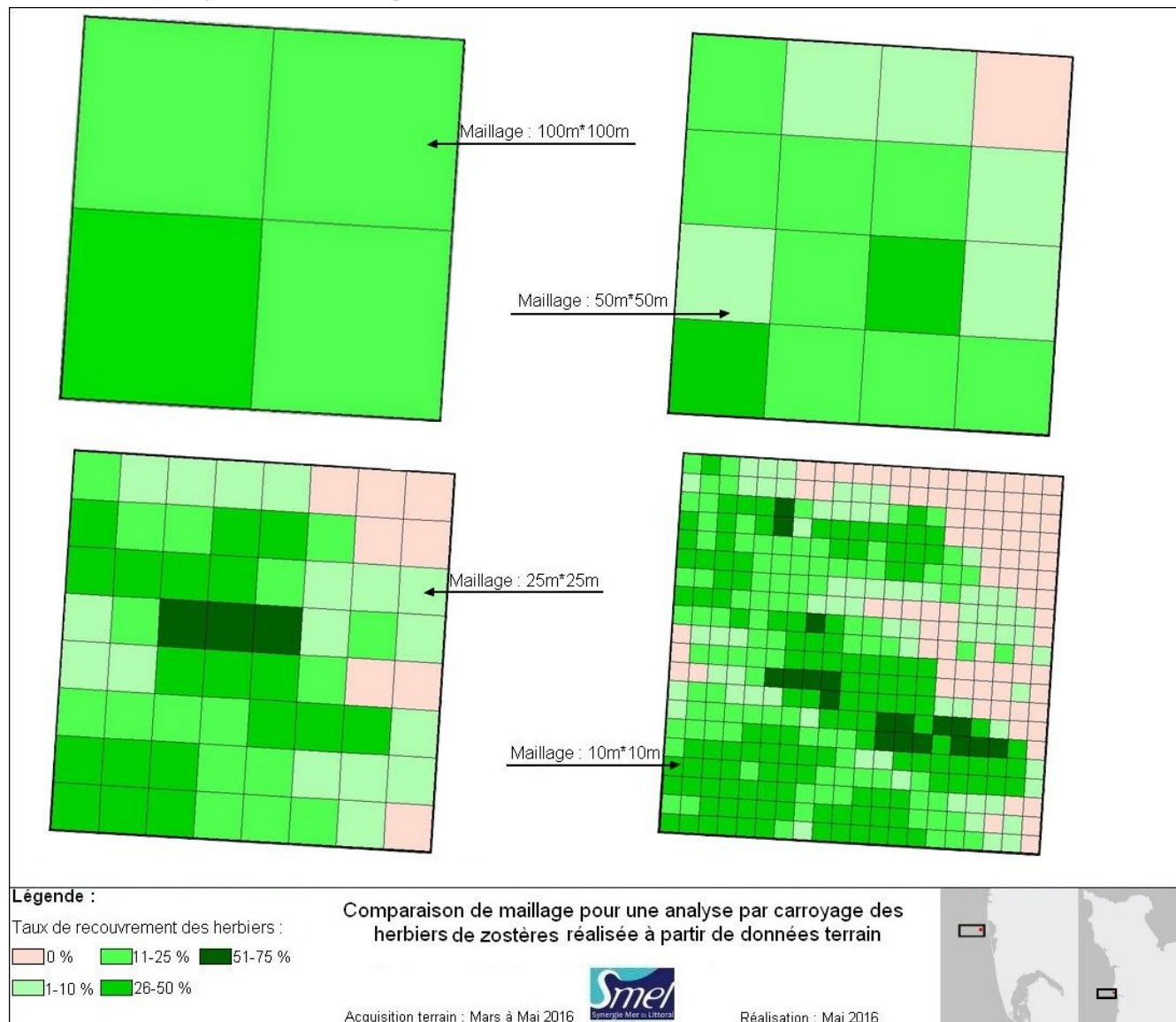


Figure 12: Comparaison de maillage pour le carroyage sur une zone de 4 ha

La structure globale de répartition des zostères est similaire pour les 4 maillages représentés sur la figure 13, néanmoins, plus le maillage est fin, plus la précision de l'acquisition est importante. L'augmentation de la précision permet de distinguer les zones d'absences des zostères très visibles sur un maillage de 10m x 10m et totalement imperceptibles sur un maillage de 100m x 100m.

Même si le carroyage est beaucoup plus précis en diminuant le maillage, le temps d'acquisition est, quant à lui, nettement supérieur. Pour un maillage de 100m x 100m, le temps d'acquisition, en quad, doit être de moins de **5 min**. Pour 50m x 50m : **15 min** et pour 25m x 25m : **45 min**. Le carroyage de 10m x 10m a été effectué à pied pour plus de facilité en **2h30**.

Par ailleurs, avec l'augmentation du temps de carroyage en fonction de la précision, un carroyage plus précis de la zone semble difficile à réaliser du fait du faible temps d'acquisition possible à cause des marées.

1.3.5- Comparaison de maillage vs Détourage à partir de la photo drone RVB

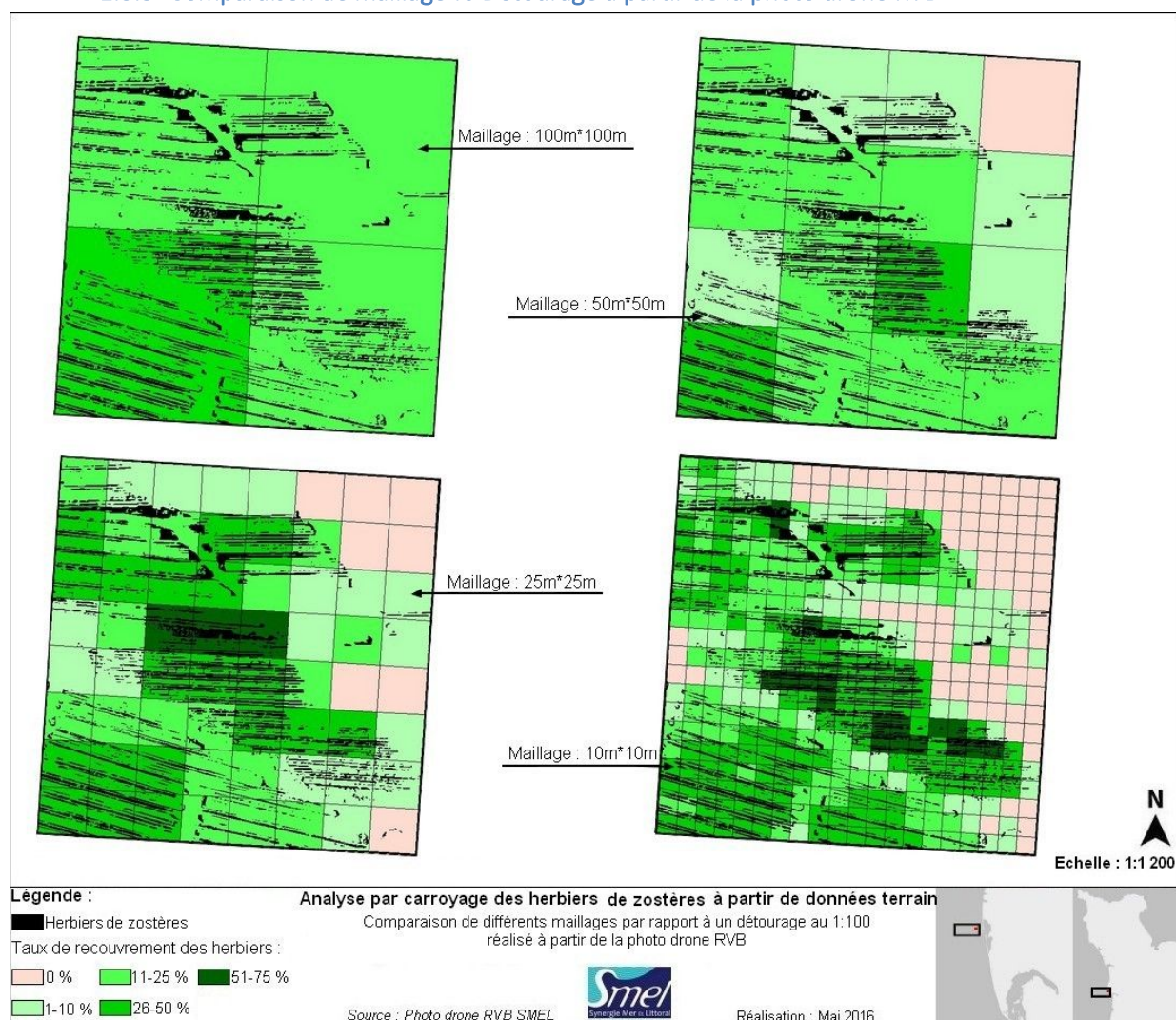


Figure 13: Comparaison de maillage pour le carroyage sur une zone de 4 ha par rapport au détourage de la photo drone RVB

Les patterns de présences des zostères entre le détourage et les différents carroyages, illustrés sur la figure 14, sont similaires, cependant, plus la précision du carroyage est importante, plus le détourage est semblable. En effet, pour une acquisition au 10m x 10m, le détourage correspond mieux que pour une acquisition au 100m x 100m. Même si on retrouve quelques mailles discordantes dans la comparaison carroyage/détourage, il est possible de dire que le détourage est presque équivalent au carroyage le plus précis. Néanmoins, leur temps d'acquisition diffère car, pour un carroyage de **2h30** d'acquisition sur le terrain, le détourage sous SIG de cette zone est d'environ **45 min-1 h** de travail en bureau.

Tableau 3: Comparaison du taux de recouvrement des zostères déterminé par le carroyage et le détournage sur la zone de 4 ha

Taux de recouvrement des zostères (%)	Recouvrement enregistré lors du carroyage est inférieur à celui lors du détournage	Recouvrement enregistré lors du carroyage est supérieur à celui lors du détournage	Recouvrement enregistré lors du carroyage est égal à celui lors du détournage
Zone d'étude	4	42	54
Zone de comparaison 100m x 100m	0	66,5	33,5
Zone de comparaison 50m x 50m	34	8	57
Zone de comparaison 25m x 25m	12	38	49
Zone de comparaison 10m x 10m	7	36	57

D'après le tableau 3, pour tout carroyage confondu, environ **50%** du taux de recouvrement des zostères déterminé est égal à celui identifié lors du carroyage à partir de la photo drone RVB. Ainsi, seule la moitié des résultats de ces deux méthodologies concorde. Pour **12%**, le recouvrement enregistré lors du carroyage est inférieur à celui déterminé lors du détournage et ceci, particulièrement lors de l'acquisition à 50m x 50m. Il est alors possible que le taux de recouvrement des zostères ait été minimisé dans ce cas-là. Pour **38%**, le recouvrement du carroyage est supérieur à celui du détournage. Une surestimation de la présence de zostères est alors concevable tout particulièrement pour un carroyage au 100m x 100m où ce pourcentage est de **66,5 %**. Ces différences interviennent principalement sur les classes 1-10% et 11-25% où l'estimation visuelle sur le terrain peut être la plus difficile.

Tableau 4: Comparaison du taux de recouvrement des zostères déterminé sur la zone de 4 ha

	Carroyage 100	Carroyage 50	Carroyage 25	Carroyage 10	Moyenne carroyage	Détournage rgb2	Détournage multispectral
Recouvrement (%)	22,50	15,00	20,04	20,09	19,41	12,93	11,24

Les différents carroyages ainsi que la prise de vue des deux photos grâce au drone ont tous été réalisés à la même période (mars-mai 2016), ces résultats peuvent alors être comparés au niveau méthodologique. Comme observé précédemment, les résultats de l'acquisition 50m x 50m ont possiblement été minimisés car ils sont beaucoup plus faibles que les autres résultats issus du carroyage.

D'après le tableau 4, de manière plus générale, le taux de recouvrement de zostères de la zone, selon les carroyages, est d'environ **20 %** alors que celui issu du détournage via SIG des deux photos drone se situe autour de **12 %**. Il est possible que l'estimation visuelle du carroyage surestime le taux de recouvrement des zostères ; néanmoins, il est aussi probable que le détournage sur SIG ne prenne pas en compte les herbiers de faibles densités peu ou pas visibles sur la photo. Le plus correct serait alors de faire la moyenne des deux méthodes pour estimer le taux de recouvrement global de la zone à environ **15 %**.

1.3.6- Surface des herbiers selon chaque méthode

Tableau 5 : Taux de recouvrement des zostères de la zone d'étude

	Guillaumont <i>et al.</i>	Latry	Ortho littorale 2000	BD ORTHO® Version 2	BD ORTHO® Version 2 Infrarouge
Aire (ha)	66,11	35,13	4,59	19,32	22,54
% Recouvrement	65,04	34,57	4,51	19,01	22,17

	Orthophotographie Basse-Normandie 2012-2013	Photo drone RVB, surface végétalisée	Photo drone RVB, emprise	Photo drone multispectrale	Carroyage
Aire (ha)	20,94	19,40	68,77	19,91	31,89
% Recouvrement	20,61	19,08	67,65	19,59	31,27

Suivant la méthodologie cartographique utilisée et la date de réalisation, le taux de recouvrement des zostères diffère distinctement. Pour une délimitation de l'emprise des herbiers, les surfaces de la carte de Guillaumont *et al.* et de la photo drone RVB sont **similaires** d'après le tableau 5 bien que la date de réalisation soit espacée d'une trentaine d'années. Ceci, contrairement à la carte de Latry pour laquelle la surface est presque **deux fois moins importante**. Même si la date de réalisation n'est pas la même, il est possible de supposer que cette délimitation de l'emprise des herbiers ait été réalisée d'une autre manière que pour les deux autres cartes. Concernant la comparaison méthodologique du détournage, la différence de surface entre la carte de Latry et celle de la BD ORTHO® Version 2 corrobore les observations réalisées précédemment comme quoi la précision du détournage influence fortement le résultat.

Pour un détournage de la surface végétalisée, le taux de recouvrement de l'Ortho littorale 2000 est **4 fois plus faible** que celui de la BD ORTHO® Version 2 alors que la précision de ces photos est la même. Bien que les prises de vue aient une douzaine d'années de différence, il est envisageable que la qualité des photos, très médiocres pour l'Ortho littorale 2000, ait influé sur la visualisation des zostères. Il est cependant possible de supposer une expansion des herbiers entre 2000 et 2011-2014. Malgré les améliorations technologiques entraînant une amélioration de la précision des photos au cours du temps, la délimitation de la surface de recouvrement pour les photos de 2011 à 2016 est équivalente et oscille autour de **20 ha**. Il est aussi possible d'observer, que ce soit pour la BD ORTHO® Version 2 ou pour les photos « drone », que l'utilisation d'infrarouge ou du multispectral entraîne une acquisition du taux de recouvrement légèrement supérieure mais presque **équivalente** au RVB. La précision relative aux données du carroyage est différente car elle est déterminée par des classes ; cependant, elle est issue de réelles observations de terrain. En comparaison avec les détournages issus des photos « drone », le taux de recouvrement enregistré lors du carroyage est plus de **1,5 fois** plus important.

1.3.6- Analyse de la surface des herbiers

- Pour le détourage d'après la photo drone RVB :

Tableau 6: Analyse surfacique en fonction de la taille des herbiers

Surface totale	En supprimant les tâches < 5 m ²	En supprimant les tâches < 10 m ²	En supprimant les tâches < 15 m ²	En supprimant les tâches < 20 m ²	En supprimant les tâches < 50 m ²	En supprimant les tâches < 100 m ²
19,4	18,3	17,55	17,00	16,59	15,37	14,67

En supprimant les tâches < 200 m ²	En supprimant les tâches < 500 m ²	En supprimant les tâches < 1000 m ²	En supprimant les tâches < 5000 m ²	En supprimant les tâches < 8000 m ²	En supprimant les tâches < 120000 m ²
14,09	13,25	12,92	12,92	11,87	0

Les limites surfaciques de ce qui peut être appelé « herbier » portent aujourd'hui encore à confusion. Ce tableau permet alors d'observer l'évolution de l'étendue des herbiers en fonction de la surface des tâches de zostères délimitées. On remarque alors, sur le tableau 6, que même en ne prenant pas en compte les plus petites tâches, il y a une perte de données. Cette perte est relativement faible au niveau surfacique. Cependant, il est probable qu'au niveau de la représentation visuelle, de nombreuses zones, contenant uniquement d'étroites tâches, ne puissent plus être distinguées si celles-ci ne sont pas prises en compte.

- Pour le carroyage de la zone d'étude :

Tableau 7: Analyse surfacique en fonction des classes du carroyage

Surface totale (% recouvrement)	En supprimant la classe 1-10%	En supprimant la classe 11-25%	En supprimant la classe 26-50%	En supprimant la classe 51-75%
31,27	29,73	25,37	20,96	15,44

D'après le tableau 7, il est possible d'observer une perte de données plus faible que les autres si la classe 1-10% est supprimée. Ces mailles devant quand même être prises en compte, il serait possible de rassembler deux classes afin de former une classe 1-25% ce qui pourrait éventuellement diminuer l'incertitude ainsi que l'influence de la différence entre opérateurs.

1.3.7- Données issues du programme CARIOZA (MNHN/I-Sea/SMEL)

Le programme CARIOZA réalisé par le Muséum National d'Histoire Naturel, la société I-squa et le SMEL, avait pour objectif de réaliser une Cartographie par imagerie optique des herbiers de zostères marines de Gouville-sur-mer et Saint-Martin-de-Bréhal (Manche). Les résultats sont fournis dans le rapport d'étude Curti *et al.*, 2018.

Dans ce programme une cartographie a été réalisée à partir d'un vol spécifique en avion avec une haute résolution (10cm/pxl) ; intermédiaire entre les orthophotolittorales et les photographies réalisés à partir d'un drone. Un détourage semi-automatique a été réalisé à l'aide d'un modèle de classification supervisée au niveau pixel des différentes classes d'occupations du sol (zostères, différents types de sédiments, roches, algues et

infrastructures conchylicoles, ombres portées). Une campagne d'observation terrain a été réalisée pour alimenter le modèle (figure 15).

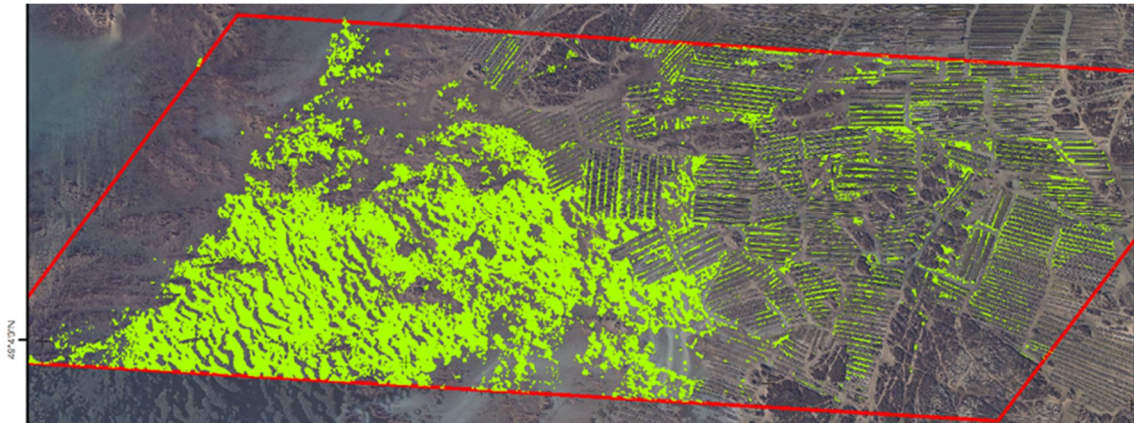


Figure 15 : Surface végétalisée par technique semi-automatique (I-Sea) d'après le vol spécifique en avion (octobre 2016) 233 870 m² ; 4549 polygones

En complément et avec les photographies issues du même vol, un détourage par photo-interprétation a été réalisé par le MNHN (figure 16)

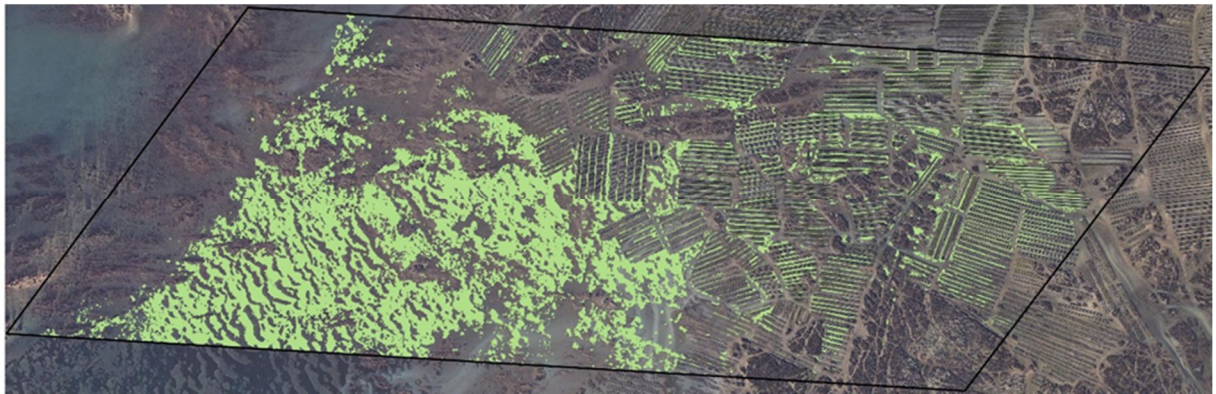


Figure 16 : Surface végétalisée par technique de photo-interprétation (MNHN) d'après le vol spécifique en avion (octobre 2016) : 255 339 m², 3 942 polygones.

1.4- Synthèse

Tableau 8: Récapitulatif de la comparaison méthodologique

	Détourage d'après les orthophotographies	Détourage d'après les photos drones RVB	Détourage d'après les photos drones multispectrales	Semi-automatique d'après vol spécifique	Carroyage
Précision	50 cm à 20 cm / pxl	3,5 à 4 cm/pxl	20 cm/pxl	10cm/pxl	Plusieurs mètres - Par classe de pourcentage Selon la taille des mailles
Fréquence d'acquisition	Faible (5-10 ans)	Important (Eventuellement possible à chaque marée)	Important (Eventuellement possible à chaque marée)	Bon	Très important - Possible à chaque marée
Contraintes climatiques	Moyennes	Vent max 45km/h	vent < 45km/h Luminosité constante nécessaire	Moyennes	Faibles
Qualité photo	Qualité photo en évolution permanente (comparaison difficile)	Très bonne	Moyenne - Visibilité réduites dans les zones immergées	Bonne	-
Coût	Important	env.1500 € TTC/ 100 ha	env.1500 € TTC/ 100 ha	8 500 €TTC	Moyen - moyens techniques et humains indispensables
Vérifications terrain	Indispensables	Indispensables	Indispensables	Indispensables, mais de plus en plus réduit avec le « Deep learning »	Inutiles, déjà effectuées lors de l'acquisition des données mais nécessite une formation / intercélebration des observateurs de terrain
Temps traitement de (/100ha)	<10 h	>50 h	30-50 h	2 mois quelle que soit la surface	<5h
Surface max (/marée)	Toute la zone côte ouest	200 ha	200 ha	Toute la zone côte ouest	150 ha / équipe
Equipement spécifique nécessaire	Logiciel SIG (type QGIS, mapinfo, ArcGIS)	Logiciel SIG (type QGIS, mapinfo, ArcGIS)	Logiciel SIG (type QGIS, mapinfo, ArcGIS)	Ordinateur puissant, logiciel adapté	Circulation sur l'estran pour rapidité d'exécution (quad)
Autres usages	Nombreux	Nombreux (Topographie)	Faibles	Nombreux	Aucun mais possibilité de prendre en compte d'autres facteurs lors de l'acquisition terrain

Comme illustré sur le tableau 8, chaque méthodologie présente des avantages et des inconvénients différents. L'exploitation des orthophotographies permet une grande surface d'acquisition même si le coût est important, le dynamisme faible et la précision variable. Les photos « drone » peuvent avoir un coût accessible et permettre un suivi dynamique ; néanmoins, la surface d'acquisition reste limitée et le survol est relativement météo-dépendant. Le carroyage offre la possibilité de ne pas avoir à réaliser de vérifications « terrain » du fait de la méthodologie d'acquisition. Cependant, cette méthode rend difficile la couverture de larges surfaces et la précision des résultats reste discutable. Il est donc nécessaire de déterminer les enjeux d'une telle cartographie afin d'y associer la méthodologie la plus adaptée. Si la photo drone RVB empêche les faibles densités de zostères d'être visibles, celle en multispectral rend difficile la distinction avec les sédiments grossiers. L'exploitation de ces photos serait plus précise si elle était alors réalisée en addition l'une de l'autre. Néanmoins, pour chaque exploitation photographique, il est indispensable de définir un seuil surfacique pour la prise en compte des tâches de zostères afin que, selon la méthode exploitée, la définition d'un herbier soit harmonisée et peu de données soient perdues. Ceci pourrait ensuite conduire à définir la précision du détournement la plus adaptée à ce type de milieu qui est relativement fragmenté. La précision de la méthode par carroyage peut être discutable du fait de la possible différence d'interprétation selon les opérateurs. Le fait de réaliser l'acquisition en utilisant des classes de pourcentage permet de diminuer cette différence mais, mettre en place uniquement des classes de 25% en regroupant les classes 1-10% et 11-25%, pourrait améliorer la reproductibilité de cette méthode.

La technique semi-automatique testée par I-sea dans le cadre du programme CARIOZA est une bonne approche, elle nécessite néanmoins un vol spécifique et 2 campagnes de terrain indispensables (l'une de mise méthodologique, l'autre de vérification terrain). D'autre part, le temps nécessaire annoncé à la restitution des résultats est de 2 mois toutefois ce premier essai réalisé dans le cadre du programme CARIOZA a nécessité plus d'une année.

Bien que le développement des zostères soit maximal, il est important de ne pas réaliser ces survols en période estivale du fait de l'important développement d'algues vertes, telles qu'*Ulva compressa*, dans la zone de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer. En effet, ces algues possédant la même forme et couleur que les zostères, les deux espèces risquent fortement d'être confondues.

PARTIE 2

2- interactions entre les zostères et l'activité ostréicole

2.1- Diversité macro-faunistique associée aux zostères en secteur ostréicole

Zostera (Zostera) marina est un phanérogame marin protégé qui vit dans les substrats vaseux et sableux. Les herbiers marins sont strictement protégés par la Convention de Berne (Conseil européen, 1979) et reconnus comme habitat menacé par la Convention OSPAR (Commission OSPAR, 1992). On peut la trouver de la rive inférieure au médiolittoral en zone abritée (Hily, 2004). En France, l'espèce est présente de la côte ouest du Cotentin à la baie d'Arcachon (Blanchet *et al.*, 2004) (figure 17). La principale menace pour les herbiers à *Z. marina* sont les activités anthropiques. Entre 1985 et 1995, 12 000 km² d'herbiers de zostères (toutes espèces confondues) ont disparu dans le monde (Boström *et al.*, 2006). Des herbiers de *Z. marina* sont observés dans des secteurs conchylicoles de la côte ouest du Cotentin, mais l'impact de cette activité sur l'habitat de *Z. marina* n'a pas été étudié. Cette étude vise à évaluer l'impact de l'ostréiculture sur les écosystèmes sédimentaires à petite échelle spatiale.

Caractéristiques de *Zostera marina*

Deux espèces sont recensées dans la Manche: *Z. marina* (Linnaeus, 1753) et *Zostera (Zosterella) noltei* (Hornemann, 1832). Cependant, les deux espèces sont spatialement séparées sur l'estran: *Z. marina*, l'espèce d'intérêt dans cette étude, habite la zone infralittorale et la zone médiolittorale inférieure tandis que *Z. noltei* est limitée à la zone médiolittorale supérieure (Hily, 2004). En plus de sa distribution sur l'estran, *Z. marina* se reconnaît à ses longues feuilles (jusqu'à 50cm) (largeur de 5 à 10 mm). En effet, les feuilles de *Z. noltei* ont une largeur plus étroite de 2 à 6 mm (Gerla, 2006) (figure 18). En Europe, *Z. marina* s'étend du Groenland à l'Espagne, y compris la mer Baltique (Bostrom *et al.*, 2006).

En Bretagne, Hily (2006) indique que les herbiers infralittoraux sont pérennes tandis que les médiolittoraux sont annuels. Le premier type est plus stable dans le temps, ce qui permet le développement d'une communauté spécifique. Les herbiers de zostères ont généralement une répartition inégale. Les patchs peuvent être situés très loin les uns des autres, mais cela ne signifie pas qu'ils soient génétiquement séparés car les grands herbiers sont reliés les uns aux autres par de plus petits (généralement de quelques dizaines de mètres carrés) (Hily, 2006). Les herbiers marins fournissent un grand nombre de services écosystémiques (Hily, 2006). En effet, ils contribuent à l'oxygénation de l'eau, ce qui peut présenter un certain intérêt pour l'ostréiculture, notamment dans les zones abritées, et stabiliser leur substrat. De plus, les herbiers de zostères servent de nurserie pour un certain nombre d'espèces d'intérêt économique (seiche, plie, crevette, araignée de mer, ...) (Hily, 2006).

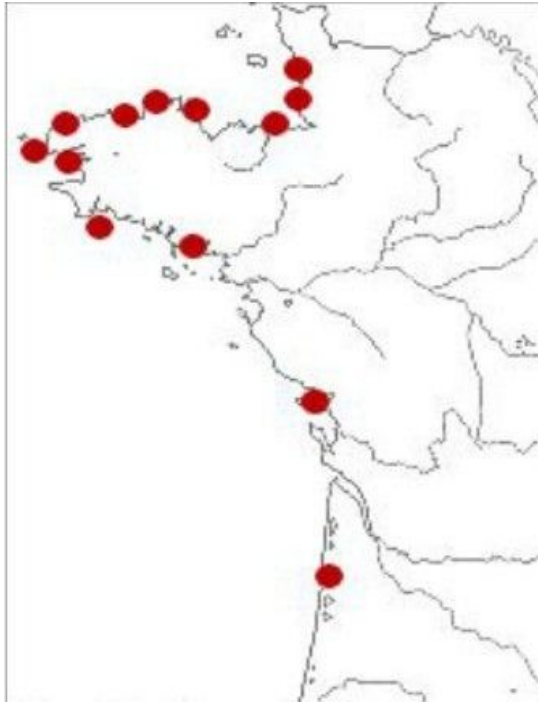


Figure 17: Distribution des herbiers de zostères sur les côtes françaises. (Hily & Kernion, 2011a and b)



Figure 18: Comparaison entre *Z. marina* (à gauche) and *Z. noltei* (à droite) (Lindley, 1869).

Zostera marina est une espèce ingénieur [(c'est-à-dire une espèce qui modifie l'habitat (Triplet, 2016)) (Fig.17) en raison de sa capacité à stabiliser les sédiments (Figure 18). *Z. marina* est donc antagoniste avec les bioturbateurs, Ainsi, les sédiments couverts d'algues et les sédiments non végétalisés sont dominés par des espèces ingénieurs qui facilitent la mise en place de communautés très différentes dans un environnement

homogène. A priori: les herbiers améliorent la diversité de l'épifaune alors que les bioturbateurs facilitent la diversité de l'endofaune. Cependant, l'ampleur de l'effet des espèces ingénieuses dépend des conditions abiotiques: leur effet sera plus important lorsque les contraintes environnementales sont plus importantes (Norkko *et al.*, 2006).

D'après Eklöf *et al.* (2015), la dominance d'une communauté d'ingénieurs dépend des capacités compétitives de l'espèce dans un environnement particulier. Par exemple, les herbiers dominent dans les zones abritées alors que les bioturbateurs sont favorisés sur les rivages plus exposés. Les changements dans les facteurs abiotiques, ainsi que les perturbations, peuvent entraîner un changement de communauté.

*Diversité de la macrofaune benthique associée aux herbiers de *Zostera marina**

Selon Hily (2006), les lits de zostères augmentent la complexité de l'habitat car ils fournissent un nouvel habitat à la faune épizoïque. Ils sont également utilisés par de nombreuses espèces comme aires de reproduction, nurserie, zone d'alimentation et refuge (Hily, 2004). Cependant, les feuilles ne sont pas consommées directement, sauf par les Bernaches cravants durant leurs migrations hivernales (Hily, 2006). Ces bernaches, sont ainsi régulièrement observées sur les herbiers de zostères des secteurs de Blainville-sur-mer et Gouville-sur-mer en période hivernale (observation personnelle).

Les herbiers de zostères présentent une grande diversité biologique (jusqu'à 300 espèces à l'échelle régionale) (Hily, 2006). La densité de la macrofaune est également élevée. Les habitats de *Z. marina* sont plus riches que les sédiments non végétalisés, tant en biomasse qu'en nombre d'espèces (Hily et Bouteille, 1999). Les herbiers marins permettent le développement d'espèces épifaunaires, en particulier d'amphipodes (Hily et Bouteille, 1999), ainsi qu'une densité plus élevée d'espèces de brouteurs et de filtreurs (Blanchet *et al.*, 2005). La pyramide trophique contient plus de niveaux trophiques (Hily & Bouteille, 1999). La composition exacte de l'assemblage dépend de paramètres abiotiques tels que le substrat, la température, la charge nutritive et la salinité.

Par exemple, Barnes et Ellwood (2012) ont montré que la diversité des espèces est positivement corrélée avec la salinité dans les herbiers estuariens. De plus, les herbiers situés dans les zones à forte influence océanique sont associés à des densités de polychètes supérieures alors que ceux situés dans des eaux plus saumâtres sont dominés par des mollusques (Blanchet *et al.*, 2004). Une autre étude a montré que la taille des grains de sédiments est un paramètre plus important pour déterminer la structure de la communauté que la salinité (Blanchet *et al.*, 2005). De plus, les changements dans les conditions abiotiques, tels que les paramètres climatiques, peuvent entraîner un changement dans les assemblages benthiques (Glémarec, 1979). Par exemple, dans les régions tempérées, l'abondance des invertébrés benthiques diminue chaque hiver. Les phénomènes météorologiques exceptionnels ont également un impact. Par exemple, les tempêtes dispersent les assemblages et perturbent les sédiments. Après chaque tempête, la succession écologique revient vers un état moins mature (Glémarec, 1979). De plus, les herbiers sont eux-mêmes sensibles aux perturbations climatiques qui peuvent à leur tour influencer la communauté associée. Par exemple, le déclin des herbiers dans les années 1930 en Europe était probablement dû à une période de climat froid (Rasmussen, 1973, Glémarec *et al.*, 1996).



Figure 19: Effet de l'herbier sur les sédiments. Les herbiers marins retiennent les particules de limon, créant une élévation du sol

Les herbiers infralittoraux sont plus riches que ceux situés plus haut sur la côte. En effet, ces dernières sont annuelles et dépendent de la germination des graines (Hily, 2006). Les communautés macrofauniques devraient donc être différentes selon le niveau bathymétrique. La diversité et l'abondance des assemblages associés sont également corrélées avec la densité de la canopée (Jackson *et al.*, 2006). Elköf *et al.* (2015) ont montré que la saison est également un facteur important. En juin, il n'y a pas de différence entre les associations d'herbiers et de sédiments non végétalisés, alors que les deux assemblages sont différents en août. Les épifaunes, en particulier les mollusques, sont particulièrement sensibles à la saisonnalité avec une densité maximale durant l'été (Rueda & Salas, 2008). L'endofaune ne montre pas beaucoup de variations saisonnières (Rueda & Salas, 2008).

Caractéristiques biologiques associées aux assemblages d'herbiers marins

Les traits biologiques sont un ensemble de caractéristiques fonctionnelles qui décrivent le cycle de vie d'un membre d'un assemblage. Certains traits biologiques incluent la taille, la durée de vie, les stratégies de reproduction, l'habitat, les groupes trophiques. L'analyse des caractères biologiques (BTA) fournit des informations sur le fonctionnement de l'écosystème en reliant les paramètres abiotiques et la structure de la communauté (Bremmer, 2006; & Eggleton, 2014). En effet, les caractères biologiques évoluent le long des gradients environnementaux et certains, appelés traits d'effets fonctionnels, ont également un impact sur les paramètres abiotiques (Bolam & Eggleton, 2014). Par exemple, les stratégies d'alimentation et les mouvements individuels modifient la distribution des sédiments et influent donc sur la pénétration de l'oxygène et de la matière organique dans les sédiments.

La BTA est complémentaire de l'analyse taxonomique et permet la comparaison d'habitats très différents ou géographiquement éloignés car elle ne prend pas en compte la taxonomie (et n'est donc pas sensible à la présence d'espèces endémiques) (Bolam & Eggleton, 2014).

Selon Boström *et al* (2006, 2010), la faune des herbiers est principalement composée de mangeurs de détritus à mouvement limité (ils rampent surtout) et qui se reproduisent par développement direct. Cependant, ces auteurs ont également montré que les traits associés aux herbiers étaient très semblables à ceux de la faune associée aux sédiments non végétalisés. D'autres auteurs (Hily & Bouteille, 1999, Eklöf *et al*, 2015) ont montré

que les herbiers augmentent la proportion d'espèces épifaunaires, sessiles et mobiles.

Menaces pour les herbiers marins

Eutrophisation

Les herbiers marins sont très sensibles à l'eutrophisation côtière. En effet, l'eutrophisation entraîne une augmentation de la concentration en phytoplancton et donc une augmentation de la turbidité de l'eau. Ainsi, le développement de la zostère marine est limité par la lumière. De plus, des charges nutritives plus élevées induisent une prolifération d'organismes épiphytes qui réduisent à leur tour les échanges entre les feuilles et leur environnement (Hily, 2006). Enfin, l'eutrophisation peut provoquer le développement d'ulves pélagiques qui concurrencent alors *Z. marina*. De plus, l'eutrophisation a également un impact direct sur les assemblages benthiques (Pearson et Rosenberg, 1978). En effet, dans les zones les plus touchées, les assemblages sont réduits à quelques espèces opportunistes très abondantes (Pearson & Rosenberg, 1978) (Fig.20).

La macrofaune benthique est particulièrement sensible à la pollution car elle est en contact à la fois avec la colonne d'eau et les sédiments. Ainsi, les assemblages benthiques intègrent les caractéristiques des deux milieux (Dauvin, 1993, Dauer *et al.*, 2000). De plus, ces organismes ont une durée de vie relativement longue, ce qui signifie qu'ils sont plus sensibles à la pollution chronique (Dauer *et al.*, 2000). Les assemblages macrobenthiques sont donc pertinents pour estimer le statut écologique des habitats marins, comme l'exige la directive cadre sur la stratégie pour le milieu marin (MSFD) (Borja *et al.*, 2007). Cependant, séparer les effets des stress naturels des facteurs anthropogènes peut être difficile car les réponses macrofauniques ne sont pas spécifiques (Dauvin, 2007).

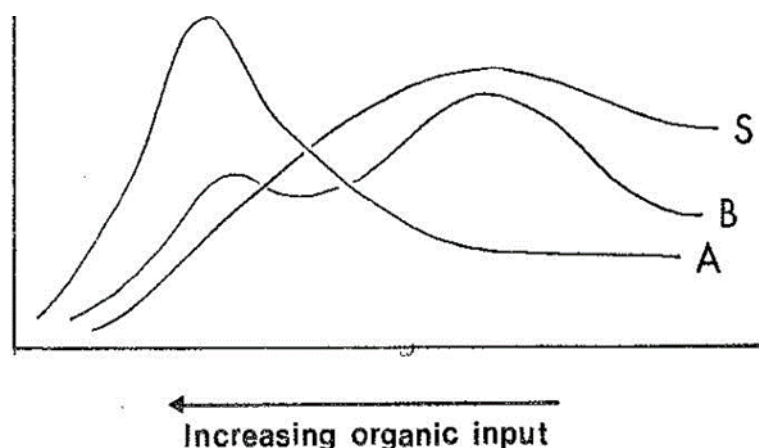


Figure 20: Changements théoriques du nombre d'espèces (S), de la biomasse totale (B) et de l'abondance totale (A) des assemblages macrobenthiques le long d'un gradient d'eutrophisation (Pearson et Rosenberg, 1978).

Stress mécanique

La pêche récréative sur les plages et l'ancrage des bateaux impactent mécaniquement les herbiers marins (Gerla, 2006). En effet, la pêche au râteau arrache les rhizomes et les zones entourant les points d'ancrage sont généralement non végétalisées. Les tracteurs peuvent aussi être très destructeurs (Fig. 21). Par conséquent, les herbiers sont sensibles aux perturbations des sédiments.

Contrairement à ce qui a été décrit dans de nombreux habitats, la fragmentation n'a pas d'impact sur la diversité des espèces d'herbiers, tant que la densité des feuilles est élevée (Bostrom *et al.*, 2006). Cependant, les réponses à la fragmentation sont disparates et dépendent du site d'étude, des taxons, du groupe fonctionnel et de la taille de l'animal (Galveston *et al.*, 1999).



Figure 21: Exemple de perturbation mécanique humaine (Hily & Bajjouk, 2010).

Wasting Disease

Dans les années 1930, les herbiers marins ont diminué dans le monde entier, probablement en raison d'une maladie appelée «Wasting Disease» (Fig. 22) (Glémarec, 1979, Glémarec *et al.*, 1996). Wasting Disease est causée par un protiste, *Labyrinthula zosterae*, qui induit une nécrose tissulaire. Cependant, les paramètres environnementaux ont sans doute joué un rôle important dans les conséquences sur les herbiers. Il est maintenant admis que la Wasting Disease n'est pas létale en elle-même mais qu'elle augmente la sensibilité au stress environnemental (Hily, 2002). En effet, durant les années 1930, la disponibilité de la lumière et la température moyenne étaient exceptionnellement basses en raison des conditions météorologiques. Les herbiers médiolittoraux (avec un cycle annuel) résistent mieux à la Wasting Disease que les populations pérennes (Den Hartog, 1987). La Wasting Disease est toujours présente de nos jours, mais ce n'est plus une menace majeure (Li, mai 2015).

En France, les herbiers marins se sont développés depuis les années 1990, probablement en raison du climat favorable et du déclin de la Wasting Disease. Cependant, à l'échelle locale, de nombreux herbiers diminuent en raison de la pression anthropique (Hily et Bajjouk, 2010).

La faune des herbiers marins est donc menacée par deux types de menaces: les perturbations influençant directement la communauté (eutrophisation, stress abiotique) et les perturbations affectant la densité de la zostère marine.

Impact des productions ostréicoles

Sur la côte ouest du Cotentin, la conchyliculture s'est développée depuis les années 1970, avec une production de près de 19 000 tonnes en 2000 (Kopp *et al.*, 2000). L'élevage d'huîtres domine largement, couvrant 330 ha. La mytiliculture est limitée au sud (Kopp *et al.*, 2000).



Figure 22: *Zostera* sp. atteint de Wasting Disease

Bien que des études aient montré que les impacts de la conchyliculture sont très variables (Forest *et al.*, 2007), de nombreux effets potentiels peuvent être pris en compte (Fig. 23). L'élevage d'huîtres peut avoir des effets mécaniques sur les herbiers par le passage des tracteurs, le piétinement des travailleurs et le frottement des feuilles contre les tables à huîtres. Cependant, ces effets sont très locaux. Une autre menace potentielle est l'eutrophisation liée à la production de bio-dépôt par une forte densité d'huîtres (Auby, 1991). Néanmoins, l'impact de l'ostréiculture n'est pas clair dans toutes les études. En effet, les quantités et qualités de fèces sont très variables, y compris pour des densités d'huîtres équivalentes. Les apports de matière organique s'accumulent principalement dans les zones de faibles courants (Pearson et Rosenberg, 1978). De plus, les faibles courants entraînent également un renouvellement de l'oxygène qui peut entraîner une hypoxie dans les zones où la consommation est importante (oxydation de la matière organique).

Les huîtres ont également un effet sur la colonne d'eau: de fortes densités d'huîtres induisent une déplétion des matières particulaires en suspension qui peut à son tour affecter l'assemblage benthique à travers le réseau trophique (Forrest *et al.*, 2007).

La faune benthique pourrait également bénéficier de l'ostréiculture: les rejets des huîtres peuvent être une source alimentaire essentielle (Castel *et al.*, 1989).

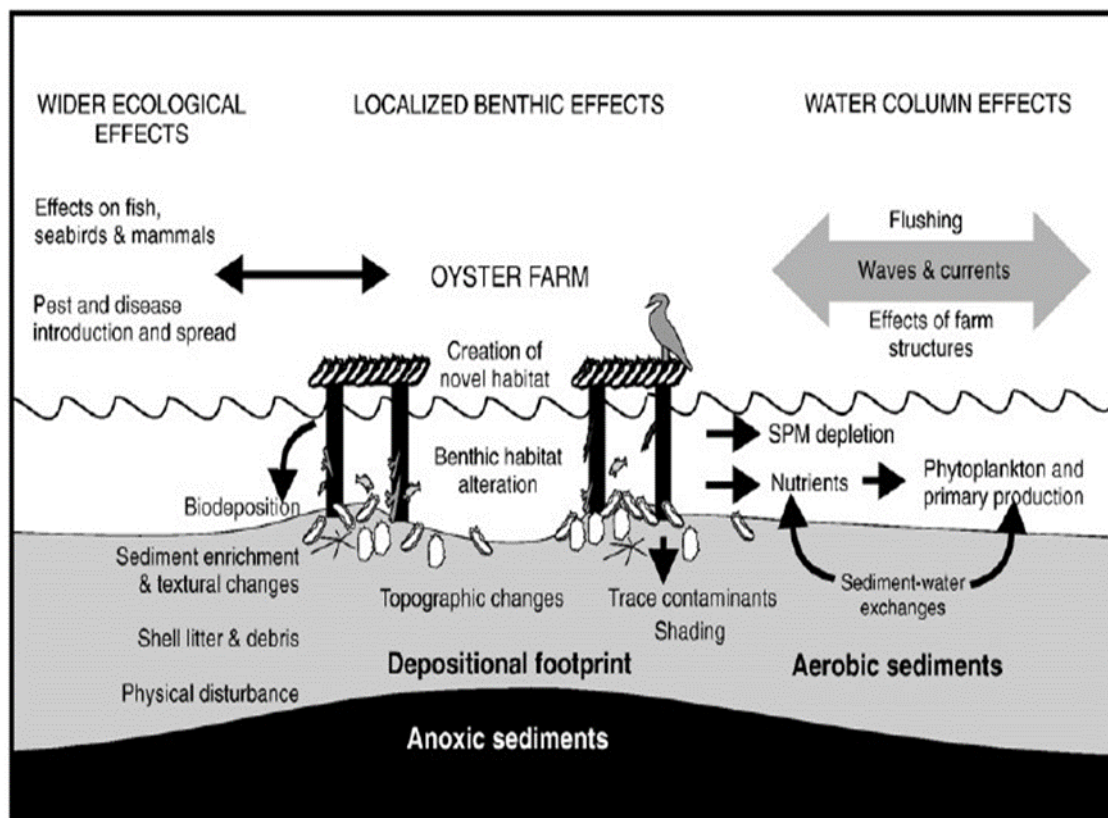


Figure 23: Schéma des effets écologiques potentiels d'un élevage ostréicole intertidal (Forest et al., 2007)

Cette étude a comparé (Tableau 9) :

- Les assemblages faunistiques entre la macrofaune des herbiers et celle de sédiment non végétalisé au niveau infralittoral ;
- Les assemblages faunistiques entre zones ostréicoles et zones sans élevage de l'infralittoral;
- Les caractéristiques biocénotiques entre toutes les stations infralittorales échantillonnées en 2016 et celles médiolittorales échantillonnées en 2015.

L'échantillonnage a eu lieu deux fois (une fois en février pour l'échantillonnage d'hiver et une fois en mai pour la campagne de printemps) afin de tenir compte des variations saisonnières. Les données seront également comparées aux données collectées en avril 2015 (printemps) dans la même zone mais au niveau médiolittoral (Tab. 9).

Les herbiers infralittoraux sont pérennes contrairement à ceux trouvés plus haut sur l'estran (Hily, 2006). Par conséquent, l'habitat infralittoral est plus stable que le médiolittoral ce qui pourrait induire une faune plus diversifiée et plus spécialisée dans les bas niveaux de l'estran. L'hypothèse est que l'assemblage infralittoral serait plus sensible aux perturbations et par conséquent que l'ostréiculture aurait un impact négatif sur la diversité fonctionnelle et taxonomique de la macrofaune des herbiers de cette partie de l'estran.

Table 9: Type d'habitat pour chaque station échantillonnée

		2015		2016			
		Spring (April)		Winter (February)		Spring (May)	
		Seagrass beds (H)	Bare sediments (B)	Seagrass beds (H)	Bare sediments (B)	Seagrass beds (H)	Bare sediments (B)
Mediolittoral	Oyster farming (O)	M-OH-S	M-OB-S				
	No oyster farming (N)	M-NH-S	M-NB-S				
Infralittoral	Oyster farming (O)			I-OH-W	I-OB-W	I-OH-S	I-OB-S
	No oyster farming (N)			I-NH-W	I-NB-W	I-OH-S	I-NB-S
	Tractors' pathway (T)			I-T-W		I-T-S	

2.2.1- Matériel et méthode

2.2.1.1- Echantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé dans la zone ostréicole de Blainville-sur-Mer (Fig.24) à marée basse en février (échantillonnage d'hiver) et en mai (échantillonnage printanier), marée de printemps (coefficient de marée > 100). L'échantillonnage a été fait selon le protocole de REBENT (Hily et al., 2007).

Cinq types d'habitat (stations) ont été échantillonnés (tableau 9):

- Une station herbiers et ostréiculture (OH) (Fig.25);
- Une station sans herbiers mais avec élevage d'huîtres (OB);
- Une station avec des herbiers mais sans élevage d'huîtres (NH);
- Une station sans herbiers avec élevage d'huîtres (NB);
- Une station avec développement d'herbiers dans le passage des tracteurs.

À chaque station, huit carottes (1 / 32nd m², 15 cm de profondeur) ont été échantillonnées et tamisées dans un tamis circulaire de 1 mm afin de recueillir la macrofaune. À chaque station, un échantillon de sédiments a été également prélevé pour l'analyse granulométrique. Les échantillons de faune ont ensuite été triés afin de séparer la faune des sédiments. Les individus ont été identifiés au niveau taxonomique le plus bas (généralement au niveau de l'espèce). Le nombre d'espèces et l'abondance sont enregistrés pour chaque réplique et l'indice de Shannon-Wiener (H') est calculé:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{Formule 1}$$

où p_i est l'abondance relative de l'espèce i .

En plus de l'indice de Shannon-Wiener, l'indice de régularité de Pielou a également été calculé:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad \text{Formule 2}$$

où H' est l'indice de Shannon-Weaver et H'_{max} l'indice théorique maximum pour l'assemblage.

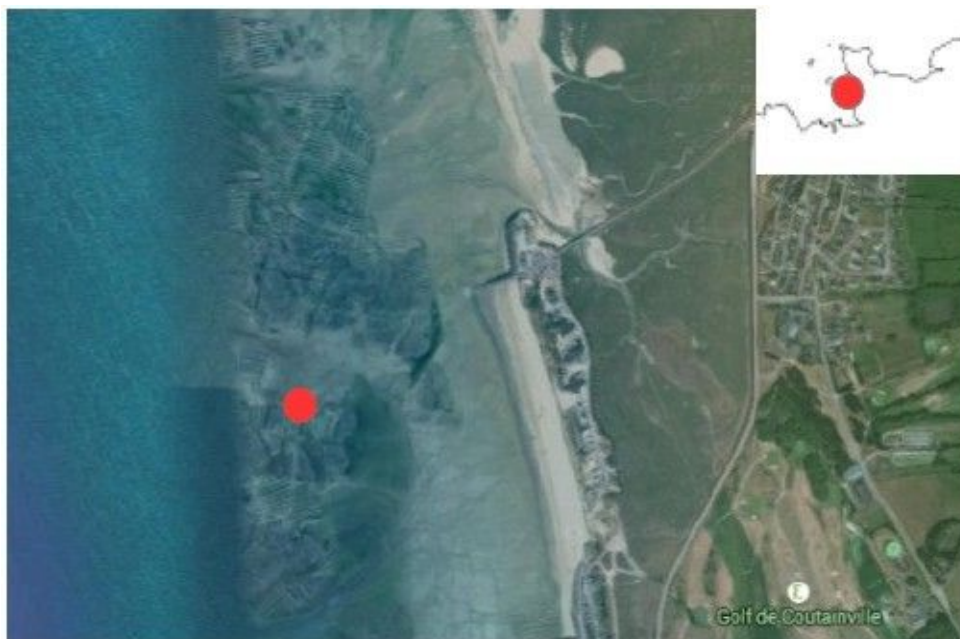


Figure 24: Carte de la zone échantillonnée. (Zone ostréicole de Blainville-sur-Mer).



Figure 25: Zone d'étude (Blainville-sur-Mer). *Z. marina* se développe en plaques entre les tables d'huîtres.

La biomasse de chaque espèce pour l'étude globale a également été déterminée, suivant le protocole de REBENT. Les échantillons ont été séchés pendant trois jours à 60° C puis pesés une première fois pour obtenir le poids sec (DW). Puis ils ont été placés pendant 4 h à 500° C et pesés de nouveau pour obtenir le poids de cendres (AW) qui correspond au poids de matériau non organique (coques, tubes et particules non-organiques ingérées). La biomasse est représentée par le poids sec sans cendres (AFDW) qui est calculé comme tel:

$$\text{AFDW} = \text{DW} - \text{AW}$$

Formule 3

Le nombre de pieds de zostère ainsi que le nombre de feuilles ont également été comptés dans chaque échantillon.

2.2.1.2- Analyse de la distribution granulométrique

Les échantillons de sédiments sont séchés à 60 ° C pendant trois jours puis les particules sont séparées en quatre fractions principales à l'aide d'une colonne de tamisage mécanique :

- vase (<63 µm)
- Sables (entre 63 µm et 2 mm)
- Graviers (entre 2 mm et 4 mm)
- Cailloux (> 4 mm) (Wentworth, 1922)

Chaque fraction est ensuite pondérée afin de calculer la contribution de chaque fraction au poids total.

2.2.1.3- Analyse de données

Afin de mieux estimer les différences entre les stations, les analyses tiennent compte de la diversité taxonomique, de l'analyse des caractéristiques biologiques (BTA) et de l'indice AMBI (Borja et al., 2007). Les analyses statistiques ont toutes été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2016).

Diversité taxonomique

Des ANOVA à un facteur ont été utilisées pour tester les différences significatives entre l'abondance totale, l'abondance des phylums, le nombre d'espèces ainsi que l'indice de Shannon-Wiener. De plus, une analyse de correspondance a été effectuée sur la matrice d'abondance stations x espèces afin d'analyser les similitudes entre la macrofaune des stations. De plus, une analyse en grappes a été réalisée en utilisant le couplage de Ward (Ward, 1963) sur la matrice de similarité de Bray-Curtis. Une analyse de variance multivariée permutacionnelle unidirectionnelle (PERMANOVA) a été utilisée pour tester la validité statistique des groupes de stations obtenus par l'analyse de groupe.

Analyse des traits biologiques (BTA)

L'analyse BTA donne des informations sur le fonctionnement de l'écosystème. Elle est basée sur l'hypothèse que le trait biologique, c'est-à-dire le cycle vital, les caractéristiques morphologiques et comportementales, détermine le rôle fonctionnel d'une espèce dans l'écosystème. La BTA permet à partir de la présence de certains traits d'histoire de vie dominants dans un habitat benthique d'évaluer quelle fonction de l'écosystème est caractéristique d'une communauté non perturbée par rapports à une communauté perturbée dans laquelle certains traits deviennent majoritaires.

Dix caractéristiques biologiques ont été sélectionnées pour cette étude : type de développement larvaire, durée de vie, mobilité, position dans les sédiments, niche écologique (habitat de l'espèce), bioturbation, groupe trophique, groupe écologique (AMBI), affinité du substrat et taille maximale de l'espèce (tableau 10). Ces caractéristiques ont été choisies en fonction des informations fournies : caractéristiques du cycle de vie (localisation larvaire, durée de vie et taille maximale de l'espèce), production trophique sur l'utilisation des ressources et disponibilité des ressources, et comportement (mobilité, sédiment) position, habitude, bioturbation) fournissent des détails sur le remaniement des sédiments et les flux biogéochimiques. D'après Paganelli *et al.* (2012), le score des espèces de l'AMBI a été inclus comme trait biologique car il fournit des informations sur la sensibilité des espèces à l'enrichissement organique.

L'information sur les caractéristiques biologiques des espèces a été recueillie à partir du catalogue d'information sur les caractéristiques biologiques (Marine Life Information Network, 2006) ainsi que de sources

publiées. Quand il n'y avait pas d'informations disponibles, en particulier pour la durée de vie, le dire d'expert a été utilisé.

Chaque trait a été divisé en modalités (tableau 10). Le « fuzzy coding » (Chevenet et al., 1994) a ensuite été utilisé pour permettre l'analyse statistique : une entité matricielle x trait biologique est créée, chaque colonne représentant une modalité de trait biologique. Si le caractère est présenté par l'espèce, le nombre 1 est attribué, sinon le score de l'espèce pour cette modalité est 0. Si l'espèce a une affinité pour plus d'une des catégories, les scores pour chaque modalité sont divisés par le nombre des catégories exposées afin que le score total de l'espèce pour un trait ne soit pas supérieur à 1.

Cette matrice est utilisée pour identifier les groupes fonctionnels (FG) qui sont des groupes d'espèces ayant des caractéristiques biologiques similaires. Ceci a été fait en suivant la procédure décrite par Usseglio-Polatera et al. (2000). Tout d'abord, une analyse de correspondance appropriée pour les données « fuzzy coding » (Fuzzy Correspondence Analysis ou FCA) est effectuée. Ensuite, une analyse de cluster utilisant la liaison de Ward sur les distances euclidiennes est effectuée sur la sortie de la FCA qui est sur le score des taxons sur les axes FCA. Un PERMANOVA a été utilisé pour tester la validité statistique des groupes de stations obtenus par l'analyse de cluster. Un profil biologique indique que la fréquence relative de chaque trait parmi les espèces du groupe est calculée pour chaque groupe.

Table 10: Définitions et modalités du trait biologique utilisé dans les BTA.

Biological trait	Modality	Definition	
Larval Development	Planctotrophic	Planktonic larvae feeding on plankton	Pk
	Lecithotrophic	Planktonic larvae feeding on yolk	Lc
	Direct development	No planktonic larvae	Dir
Life span	Short	< 2 years	S
	Medium	2-5 years	M
	Long	> 5 years	L
Mobility	Swimmer	Adults actively swim in water column	Sw
	Walker	Adults capable of extensive movement at sediment surface	Wa
	Crawler	Adults with limited movements at sediment surface	Cr
	Burrower	Endofauna that moves in the sediment	Bur
	Sessile	Non mobile adults (attached, limited to a tube or a burrow).	Se
Living Position	Epifauna	Live at the surface of the sediment	Epi
	Endofauna	Live in the sediment	Endo
Habit	Attached	Sessile, neither in tube nor burrow	At
	Tube-dweller	Adults builds tube	T-dw
	Burrow-dweller	Adults lives in burrows (temporary or permanent)	B-dw
	Free-living	Adults not limited by a structure	Free
Bioturbation	No bioturbation	Do not induce sediment displacement	No
	Surface deposition	Surface displacement	SD
	Upward conveyor	Displacement of particles from depth to surface	UC
	Downward conveyor	Displacement of particles from surface to depth	DC
	Diffusive mixing	Small-scale displacement	DM
Trophic groups	Non-specific deposit feeder	Feeds on particles at sediment surface and within the sediment	nsDF
	Surface deposit feeder	Feeds on particles at sediment's surface	sDF
	Sub-surface deposit feeder	Feeds on particles within the sediment	ssDF
	Suspension feeder	Feeds on particles within the water column	S
	Carnivorous	Feeds on live prey	C
	Omnivorous	Generalist feeder	O
	Herbivorous	Feeds on live plants	H
Ecological groups (AMBI)	Sensitive	Only present in unpolluted areas	I
	Indifferent	Always present at low densities	II
	Tolerant	More abundant in slightly enriched areas	III
	Second-order opportunists	Present in unbalanced conditions	IV
	First-order opportunists	Proliferate in reduced sediment	V
Substrat affinity	Muddy	Particles <63µm are present or dominant	Mud
	Clean	Fine or coarse sand	Clean
	Hard	Rocks, pebbles without particles <63µm	Hard
	Biologic	Epiphytic	Bio
Maximum size	Very small	< 10mm	VS
	Small	10 to 20mm	Sm
	Medium	21 to 100mm	Me
	Large	> 100mm	L

La matrice «espèce x trait» est ensuite multipliée par l'abondance des espèces dans chaque station pour obtenir une matrice «station x trait». Cette nouvelle matrice est analysée par une FCA. Une analyse de cluster est ensuite effectuée sur les résultats en utilisant la méthode de liaison de Ward sur la distance

euclidienne. Cette analyse regroupe des stations ayant des profils de traits biologiques similaires. Un PERMANOVA a été utilisé pour tester la validité statistique des groupes de stations obtenus par l'analyse de cluster.

Afin d'évaluer la diversité fonctionnelle biologique (FD), l'entropie quadratique de Rao (Rao, 1982) a également été calculé:

$$FD = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s d_{ij} p_i p_j \quad \text{Formule 4}$$

Où s est le nombre d'espèces, d_{ij} la dissemblance entre les espèces i et j (avec $d_{ii} = 0$) et p la proportion d'une espèce dans la communauté.

Cet index convient aux données « fuzzy coded ». L'ANOVA à un facteur a ensuite été utilisée pour tester les différences significatives entre les stations.

Index Biotique

L'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) (Borja et al., 2000) est un indice biotique développé spécifiquement pour les eaux européennes dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau et couramment utilisé. Les espèces sont classées en cinq groupes écologiques (EG), de EG-I pour les espèces très sensibles qui ne se trouvent que dans des conditions non polluées à EG-V pour les espèces opportunistes de premier ordre. Selon les espèces présentes dans chaque station, AMBI variant entre 0 (lorsque toutes les espèces sont dans le groupe I) à 7 (sédiments azoïques) peut être calculé :

$$AMBI = \frac{[0(\%GE.I) + 1.5(\%GE.II) + 3(\%GE.III) + 4.5(\%GE.IV) + 6(\%GE.V)]}{100} \quad \text{Formule 5}$$

Le guide de notation de l'AMBI peut être trouvé dans le tableau 11. Le logiciel AMBI (Borja et al., 2007) a été utilisé pour déterminer la qualité de chaque communauté macrobenthique et ainsi déterminer la qualité écologique de chaque station.

Tableau 11 : Interprétation de l'indice AMBI (modifié de Grall & Glemarec, 1997 dans Borja et al., 2000)

Site classification	Biotic index	Dominating ecological group	Benthic community health
Unpolluted	0	I	Normal
Unpolluted	1		Impoverished
Slightly polluted	2	III	Unbalanced
Meanly polluted	3		Transitional to pollution
Meanly polluted	4	IV/V	Polluted
Heavily polluted	5		Transitional to heavy
Heavily polluted	6	V	Heavily polluted
Extremely polluted	7	Azoic	Azoic

2.1.2- Résultats

2.1.2.1- Analyse taxonomique

127 espèces ont été trouvées dans l'ensemble de la zone d'étude pour un effort d'échantillonnage de 3,5 m². La zone d'étude était largement dominée par les Annélides (79% de tous les individus et 48% de toutes les espèces) à l'exception de la biomasse, pour laquelle la communauté était plus équilibrée avec seulement 23 % du poids représenté par les Annélides. En effet, les siponcles représentaient 34% de la biomasse totale, bien qu'ils ne représentent que 11 % de l'abondance. Le reste de la richesse taxonomique (TR) était principalement composé de mollusques (22 %) et d'arthropodes (16 %). Cependant, ce dernier groupe représentait une très petite partie de l'abondance totale et de la biomasse (moins de 4 % dans les deux cas).

Le nombre de taxons est relativement élevé sur la zone d'étude, à l'exception des stations dans les passages de tracteur, qui montrent des taxons significativement inférieurs aux autres stations, particulièrement au printemps (figure 26) (annexe 17). Cela était dû à une réduction des TR des Annélides et des siponcles ; les autres groupes n'ont montré aucune réponse dans le passage des tracteurs. La diversité des arthropodes, des siponcles et des mollusques était la plus élevée dans les stations d'herbiers marins. Le nombre d'arthropodes était plus élevé durant la campagne printanière, en raison d'une plus grande diversité d'amphipodes qui étaient presque absents lors des échantillonnages hivernaux. La richesse des mollusques était plus élevée au niveau infralittoral (19 taxons) que dans les stations médiolittorales (9 taxons).

Les abondances totales ainsi que les abondances en annélides étaient plus faibles pour les stations infralittorales que pour les stations médiolittorales (Fig.27) (Annexe 17). L'abondance des mollusques suit une tendance inverse : ils sont plus abondants dans les stations infralittorales. Deux stations ont montré des patrons différents du reste de leurs groupes bathymétriques : la station M-NH-S avait une abondance en siponcle semblable à celle des stations infralittorales et une abondance totale réduite par rapport au reste des stations médiolittorales ; et les stations de passage de tracteurs (I-T-W et I-T-S) ont montré une abondance totale très faible, avec encore moins d'individus au printemps. L'élevage d'huîtres a eu un impact négatif sur l'abondance des siponcles ainsi qu'un impact positif sur les annélides, alors que la présence d'herbiers a augmenté l'abondance des mollusques et des siponcles. La saisonnalité n'a influencé que l'abondance des annélides, qui étaient plus abondantes dans les répliques printanières. L'abondance des arthropodes était faible sur toute la zone d'étude, avec seulement 77 individus collectés pendant toute l'étude. Cependant, l'abondance des arthropodes a montré la saisonnalité, avec un plus grand nombre recueilli au printemps. De plus, ils étaient plus nombreux dans les herbiers marins.

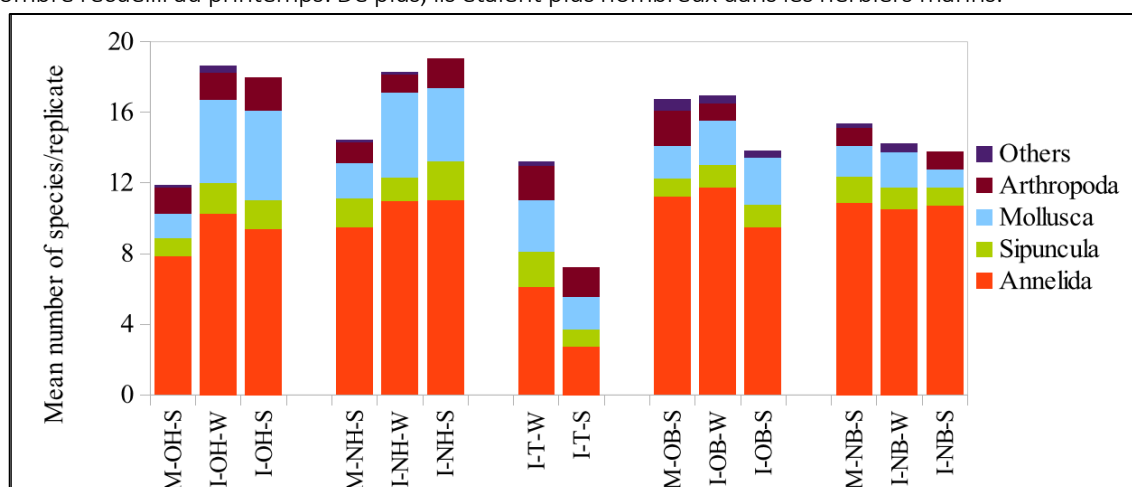


Figure 26: Diversité des espèces de chaque groupe taxonomique. La diversité des espèces a été calculée comme le nombre moyen d'espèces trouvées dans chaque réplique (1/32 ème m²).

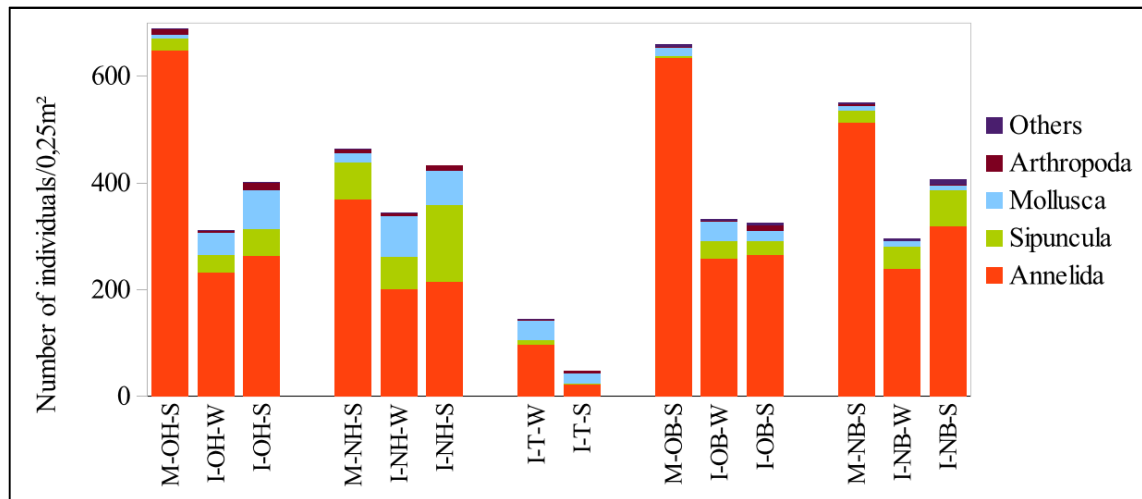


Figure 27: Abondance de chaque groupe taxonomique pour chaque station. L'abondance a été calculée comme la somme des répliquats ($8 \times 1/32^{\text{ème}} \text{ m}^2$).

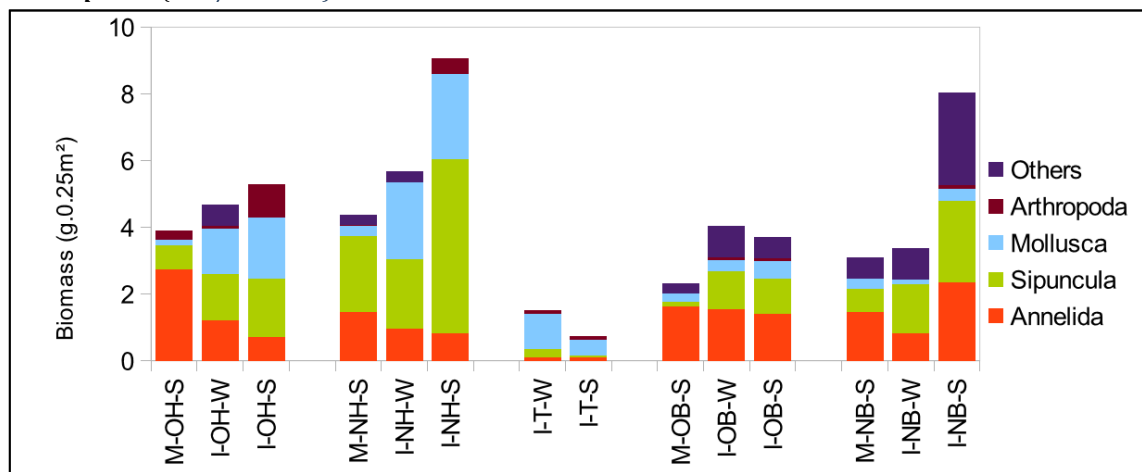


Figure 28: Biomasse de chaque groupe taxonomique pour chaque station ($8 \times 1/32^{\text{ème}} \text{ m}^2$).

Les herbiers ont eu un effet plus important sur la biomasse que sur l'abondance et la diversité des espèces (figure 28) (annexe 17). En effet, les stations d'herbiers ont une biomasse totale plus élevée que les stations non végétalisées, ce qui pourrait s'expliquer par l'augmentation de la biomasse de siponcles. Cependant, il y avait aussi quelques interactions entre la présence d'herbiers et d'autres facteurs. En effet, parmi les herbiers, les stations avec ostréiculture présentaient des biomasses réduites de siponcles et de mollusques. Comme l'ont montré d'autres paramètres enregistrés (présence d'herbiers marins, d'ostréiculture et de saison), il existe un effet saisonnier sur les arthropodes et les siponcles, ainsi que sur les mollusques au niveau infralittoral (annexe 17). La présence de huit individus de *Sargatia troglodytes* (Actiniaire) à la station I-NB-S explique les autres biomasses élevées de cette station. La bathymétrie a également eu un effet sur la biomasse (annexe 17). En effet, la biomasse totale était plus faible au niveau supérieur par rapport à l'infralittoral (annexe 17). De plus, les assemblages n'étaient pas dominés par les mêmes taxons entre les deux niveaux bathymétriques : au niveau médiolittoral, les communautés étaient dominées par les annélides alors qu'au niveau infralittoral, les assemblages étaient dominés par les siponcles. En outre, la biomasse des mollusques est restée faible, sans effet sur les herbiers, contrairement à ce qui a été observé au niveau inférieur.

L'indice de Shannon-Wiener était également plus élevé pour la station infralittorale, sauf pour le M-NH-S qui avait des valeurs similaires à celles des stations infralittorales (figure 29) (annexe 17). Les stations de passage de tracteurs avaient un indice de Shannon inférieur à celui des autres stations (annexe 17). D'autres paramètres (présence d'herbiers, d'ostréiculture et de saison) n'ont pas eu d'impact sur l'indice de diversité de Shannon. L'indice de régularité de Pielou était relativement élevé (plus de 0,73 dans toutes les stations) sans différence entre les stations (Fig. 29 ; annexe 17): les abondances étaient relativement bien réparties entre les

espèces dans toutes les stations.

Analyse en composante principale

Les cinq premiers axes de l'analyse en composantes principales représentent 60 % (tableau 12) de la variabilité de la composition des assemblages de la station. L'analyse de cluster a permis de séparer les observations en cinq groupes de stations (Fig.29) (PERMANOVA, p-value <0,001).

Le groupe 5 (formé par les quatre stations médiolittorales) a été isolé du reste des stations sur l'axe 1. Ce groupe était caractérisé par une abondance de *Caulleriella alata*, *Pholoe baltica*, *Nototropis swammerdami*, *Nereis caudata* et *Cirriiformia tentaculata*. Le groupe 1 (stations infralittorales hivernales sauf I-T-W) a été séparé du groupe 2 (stations infralittorales printanières, sauf I-T-S) sur l'axe 2. Le groupe 1 était caractérisé par une abondance plus élevée de *Perinereis cultrifera* et une abondance réduite de *Nucula hanleyi*. Les stations de passage de tracteurs ont été séparées le long des axes 2, 4 et 5, mettant en évidence un effet de saisonnalité parmi les stations de tracteurs également.

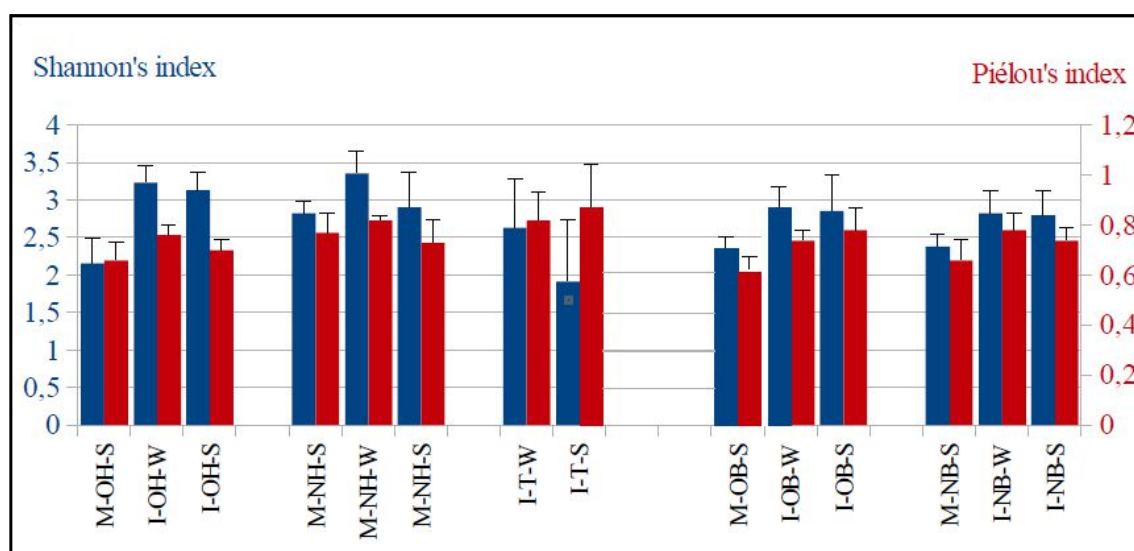


Figure 29: L'indice de diversité de Shannon (barres bleues) et l'indice d'uniformité de Pielou (barres rouges) pour chaque station.

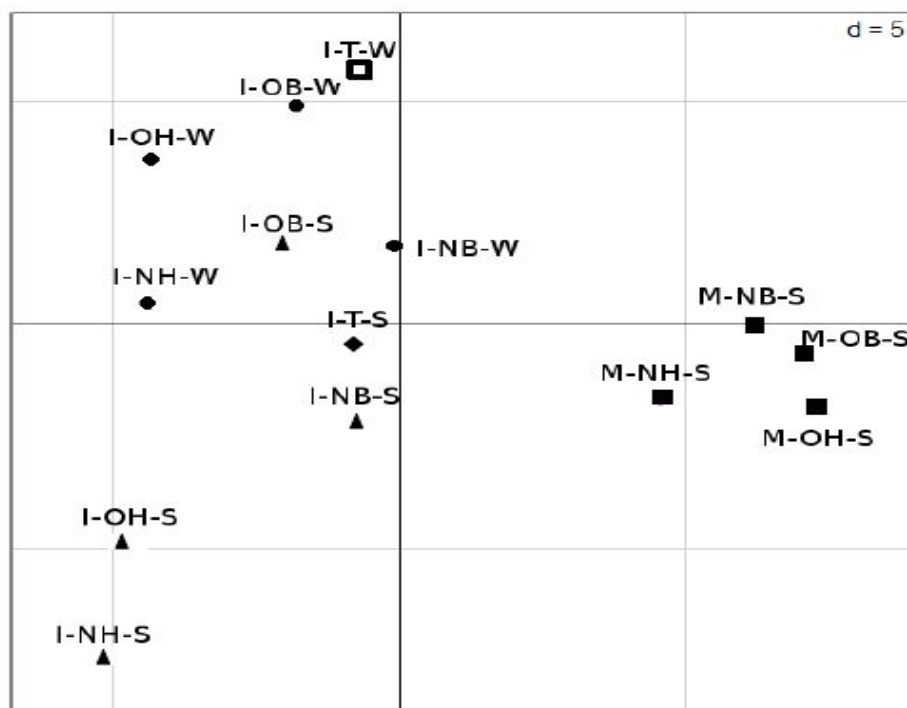


Figure 30 : Ordination des stations par analyse en composantes principales effectuée sur des données taxonomiques. La couleur représente les groupes de stations identifiés par la méthode de liaison de Ward.

Table 12 : Contribution de l'axe principal de la PCA et des 2 FCA à la variabilité totale.

Axis	1	2	3	4	5
PCA	20.18	2.64	41.87	50.9	59.46
FCA (abundance-weighted)	49.42	76.6	87.82	92.10	95.59
FCA (for FG identification)	15.17	25.13	33.3	40.44	46.55

Le regroupement des stations n'a pas permis de séparer les stations avec *Zostera marina* des stations avec tables à huîtres dans l'étage médiolittoral. Cependant, les stations d'herbiers infralittoraux ont été légèrement séparées des sédiments nus du premier axe. Deux paramètres influent sur la composition des assemblages: la bathymétrie et la saison.

2.1.2.2- Analyse des traits biologiques

La zone d'étude était dominée par l'endofaune fouisseuse avec une affinité pour le substrat vaseux. La plupart des espèces ont habité des structures (terriers et tubes) qu'elles ont construites.

FCA sur des données pondérées par l'abondance

Les trois premiers axes de la FCA (Fig.31) représentaient 88 % de la variabilité de la composition des caractères biologiques (Tableau IV). La corrélation des traits avec l'axe était relativement faible sur tous les axes pour cette analyse.

L'analyse par grappes a séparé les cinq mêmes groupes de stations que l'analyse taxonomique (PERMANOVA, p-value <0,001). Le groupe 5 (les quatre stations médiolittorales) et 4 (I-T-S) étaient opposés sur l'axe 1. I-T-S était caractérisé par un nombre plus élevé d'espèces sessiles ou rampantes qui ne se bioturbaient

pas et avaient une affinité pour le substrat dur. Les stations médiolittorales contenaient un plus grand nombre de grandes espèces EG-IV avec une affinité pour le substrat vaseux. Le groupe 2 (stations infralittorales de printemps) a été séparé du groupe 1 (stations infralittorales d'hiver) sur le deuxième axe. En effet, dans les échantillons de printemps, les espèces EG-I et les habitants des tubes étaient plus abondants. Pendant l'hiver, les espèces infralittorales contenaient plus d'espèces de terriers. Les stations hivernales présentaient des caractéristiques biologiques plus semblables aux stations médiolittorales que celles des stations printanières infralittorales.

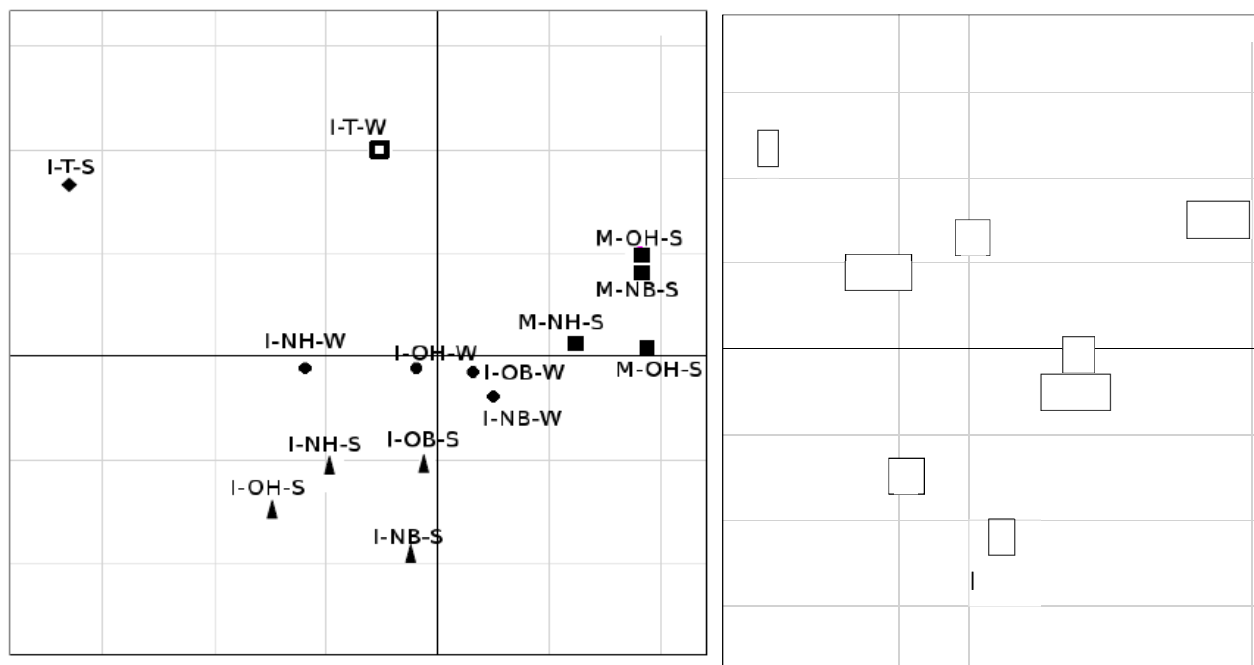


Figure 31: Résultats de la FCA sur les caractères biologiques pondérés en fonction de l'abondance. Le graphique A représente l'ordination des stations, avec des couleurs identifiant le groupe de stations présentant des caractéristiques similaires. Les graphiques B et C représentent la carte factorielle de chacune des modalités des deux traits biologiques qui ont le plus contribué à la variabilité des stations. Groupe 1: ●, Groupe 2: ▲, Groupe 3: □, Groupe 4: ◆, Groupe 5: ■.

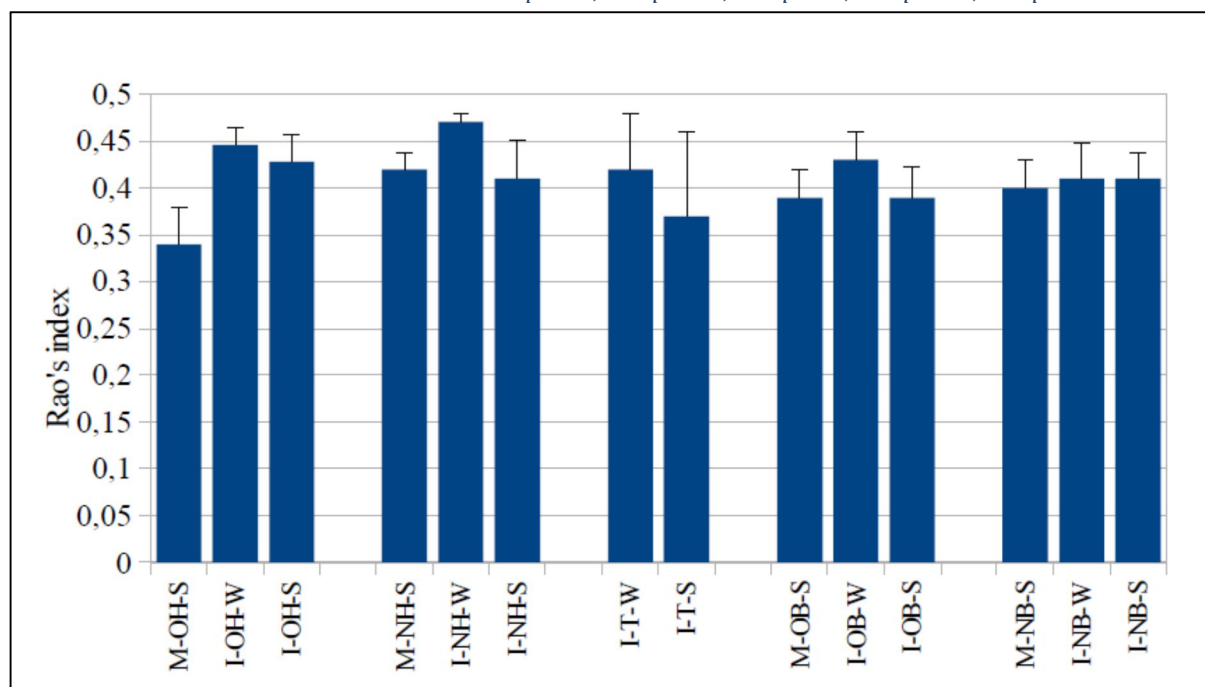


Figure 32: Diversité fonctionnelle de chaque station. La diversité a été mesurée par l'indice de diversité de Rao sur tous les traits biologiques de l'étude.

La FCA sur les données pondérées en fonction de l'abondance a montré un effet de la bathymétrie sur la composition des caractères biologiques avec un effet de saison au sein du même niveau bathymétrique. Cependant, il ne reflète pas la présence de *Zostera marina* ni de l'ostréiculture

FCA sur les données pondérées par la biomasse

Les trois premiers axes de la FCA représentaient 81 % de la variabilité (Tableau 12). La corrélation des traits avec les axes était plus élevée que pour l'analyse pondérée de l'abondance. Tous les caractères sont séparés sur l'axe 1 alors que sur l'axe 2 seules la bioturbation, les groupes trophiques et les groupes écologiques sont séparés. Sur l'axe 3, seuls les deux derniers ont été séparés.

L'analyse par grappes a séparé quatre groupes (PERMANOVA, p-value <0,001), ce qui diffère des deux autres analyses. Sur l'axe 1, les groupes 2 et 3 ont été séparés du groupe 1, principalement en raison d'une biomasse plus élevée d'espèces herbivores ayant une longue durée de vie. Le groupe 4 (stations de tracteurs) était bien séparé sur l'axe 2, avec un nombre réduit d'espèces avec une bioturbation profonde (mélange diffuseur et convoyeur), caractéristiques qui caractérisaient le groupe 3.

La FCA sur la matrice des caractères biologiques pondérée par la biomasse ne montre aucun changement dans la composition des caractères dans les habitats étudiés.

L'entropie quadratique de Rao

La bathymétrie a influencé la diversité fonctionnelle : l'entropie quadratique de Rao était plus faible dans les stations médiolittorales (figure 33) (annexe 17). Cependant, les stations M-NH-S étaient une exception parmi les stations médiolittorales avec une valeur plus élevée (0,42).

Groupes fonctionnels

Les quatre premiers axes de l'analyse FCA (figure 34) représentaient 42 % de la variation (tableau 12). L'analyse par grappes sur la matrice des espèces x trait a identifié six groupes fonctionnels (FG) (PERMANOVA, p-value <0,001). Les profils de traits biologiques complets pour chaque groupe sont en annexe 18. Les groupes B, C, F ont été séparés des groupes A, D, E sur l'axe 1. En effet, les trois premiers groupes contenaient des espèces de l'épifaune alors que les derniers groupes étaient constitués d'espèces de l'endofaune. Le deuxième axe séparait le groupe F du reste de la communauté épifaune. Ce groupe était caractérisé par le fait qu'il ne contenait que des espèces nageant (Amphipodes). Dans la communauté endofaune, l'axe 2 a séparé les groupes en fonction de leurs groupes trophiques. En effet, le groupe D était caractérisé par des détritivores, tandis que le groupe E contenait un pourcentage plus élevé de carnivores. Parmi les groupes épifaunes, le groupe C était opposé au groupe F sur le troisième axe. Le groupe C contenait un pourcentage plus élevé d'organismes sessiles alors que le groupe F était caractérisé par des individus de grande mobilité (nageur et marcheur). Ce dernier groupe était également caractérisé par des espèces herbivores. L'axe 4 a montré que le groupe D était également caractérisé par des espèces EG-IV. Les groupes A et B contenaient des espèces avec un ensemble de traits moins spécifiques.

Toutes les stations, à l'exception des stations de tracteurs, étaient dominées par l'endofaune fouisseuse (groupe A) (figure 23). En effet, FG-A contenait les trois espèces dominantes: *Cirriiformia elongata*, *Notomastus latericeus* et *Golfingia (Golfingia) elongata*. Dans le passage des tracteurs, les groupes étaient représentés de façon plus égale, sans prédominance nette d'un groupe. Les espèces épifaune à faible mobilité (espèces sessiles et rampantes, groupes B et C) étaient bien représentées dans ces stations. La saison a également joué un rôle parmi ces stations, avec la disparition des espèces du groupe E de l'échantillonnage printanier, qui a montré un déplacement des communautés vers une communauté épifaune. L'endofaune carnivore était également moins abondante dans les stations infralittorales, principalement parce que *Caulerella alata* était moins abondante dans la zone intertidale inférieure. Sur la rive inférieure, la proportion d'épifaune était plus élevée (Annexe 18).

2.1.2.3- Paramètres environnementaux

L'index AMBI

Le groupe écologique de chaque espèce est présenté au tableau 11.

Le niveau bathymétrique a eu un impact sur les valeurs de l'indice AMBI (figure 35). En effet, la station médiolittorale a été classée modérément perturbée à l'exception de la station M-NH-S qui a été classée comme légèrement perturbée comme le sont les stations infralittorales. Les stations I-NH-W et I-NH-S avaient un indice AMBI inférieur au reste des stations (1,89 et 1,50), en raison d'un taux élevé d'espèces de EG-I (29,2%) et EG-II (32,7%). Contrairement à ce que d'autres valeurs ont montré, les stations de tracteurs n'étaient pas séparées des autres stations par l'indice AMBI. En effet, l'AMBI n'a pas pris en compte le très faible nombre d'individus. Il n'y avait aucun effet de la saison sur l'AMBI.

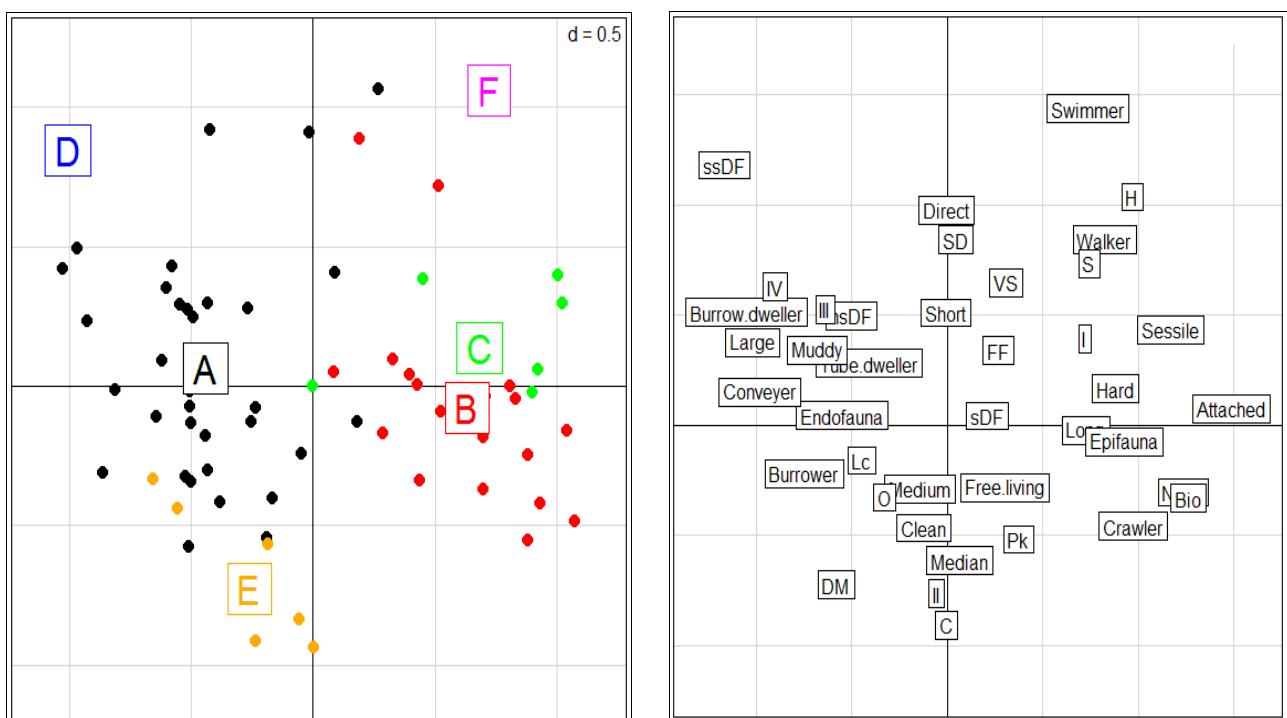


Figure 33: Résultats de la FCA sur la liste des espèces non pondérées. Les couleurs sur le graphique de gauche représentent les groupes fonctionnels. Le graphique à gauche représente les traits biologiques.

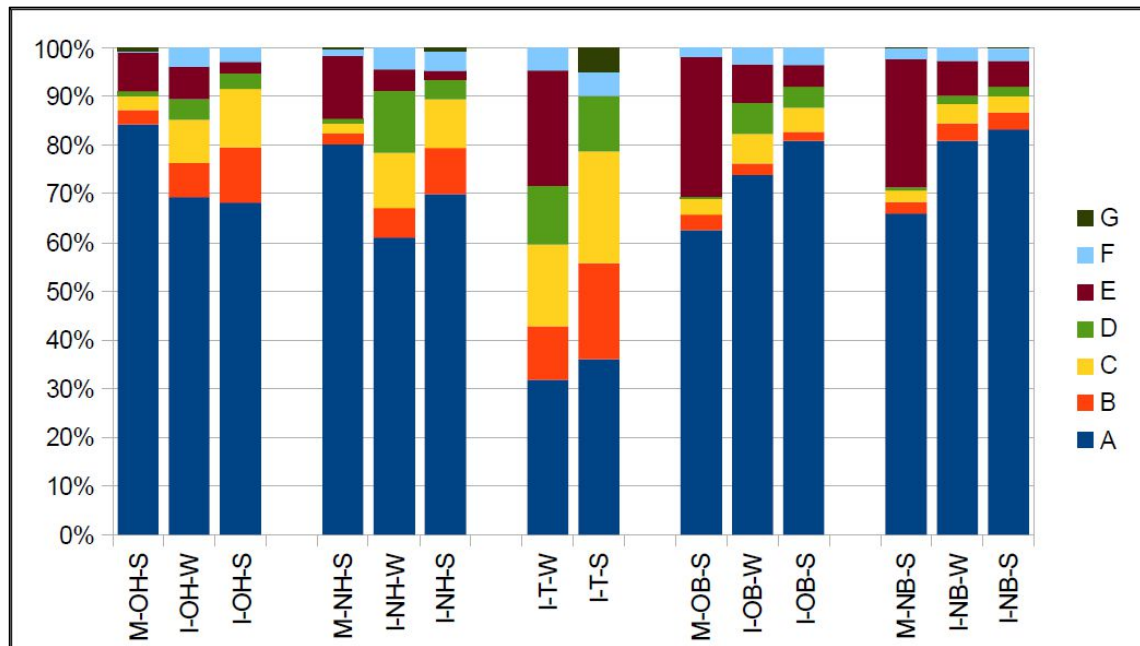


Figure 34: Proportion de chaque groupe fonctionnel à chaque station. Les profils de traits biologiques des groupes sont en Annexe 18

Zostera marina

La densité des pieds a été mesurée pour toutes les stations mais le nombre de feuilles par pousse et par réplique n'a été compté que pour les stations infralittorales. La densité des pieds variait d'une station à l'autre, avec un nombre plus élevé de pousses.m-2 pour la station M-NH-S et une très faible pour les stations de tracteurs (Fig.35). Le nombre de feuilles par répétition ainsi que le nombre de feuilles par pied ne variaient pas avec la présence ou l'absence d'élevage ostréicole, mais les deux mesures étaient plus faibles pour les stations de passage des tracteurs. La saison n'a eu aucun impact sur les paramètres mesurés.

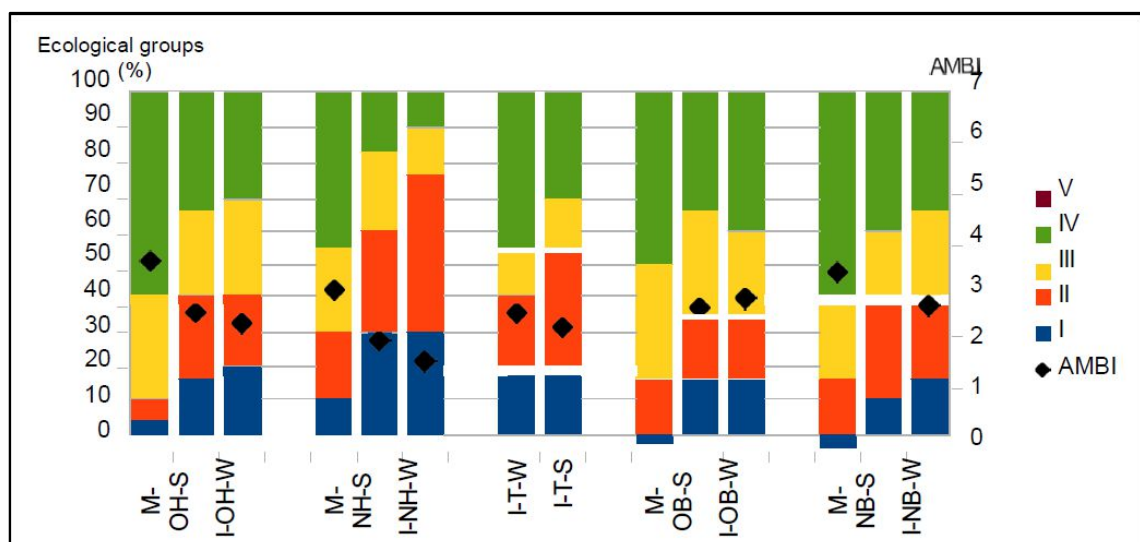


Figure 35: Proportion of ecological groups (bars) and AMBI index (black point) for each station.

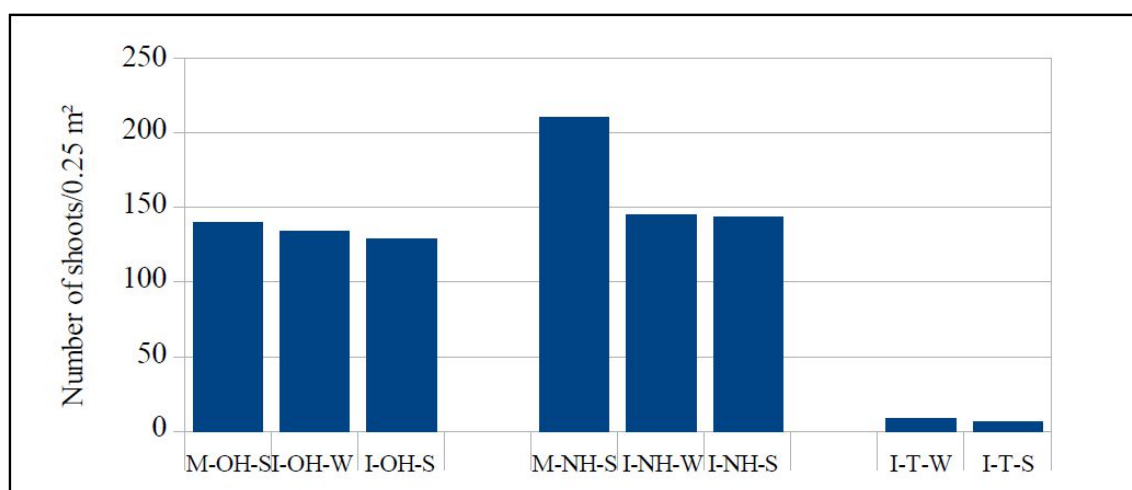


Figure 36: Densité de *Z. marina* à chaque station d'herbiers marins.

Analyse granulométrique

Au niveau médiolittoral, les stations d'herbiers avaient des grains plus petits que les stations sans *Z. marina* (Fig.37). Cependant, cela ne s'est pas produit sur les stations infralittorales. La station avec des cultures d'huîtres avait également des particules plus fines. Les sédiments des stations avec passage des tracteurs ont été tassés.

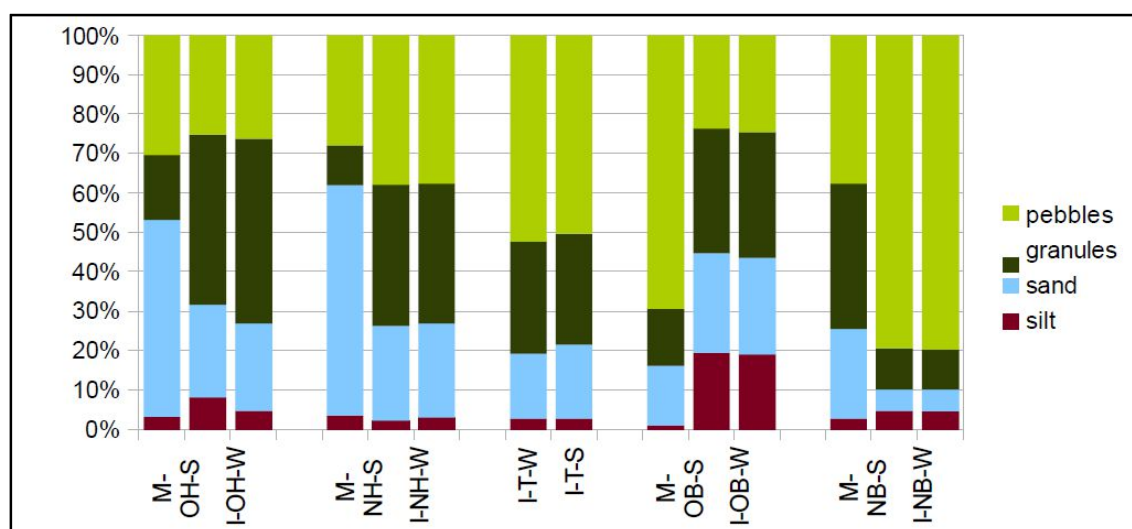


Figure 37: Répartition de la taille des grains à chaque station.

2.1.3- Discussion

2.1.3.1- Diversité et abondance

Les stations avec herbiers sont classées comme habitat A5.5331 (herbier de *Zostera marina* / *angustifolia* sur l'étage infralittoral ou sable, classification d'EUNIS, Agence européenne pour l'environnement, 2012) alors que les stations sans herbiers sont classées comme Cirratulids et *Cerastoderma edula* A5.421.

La diversité sur l'ensemble du site d'étude est très élevée pour les stations intertidales (tableau 13), avec un total de 127 espèces dans une zone échantillonnée de 2,5 m² et un nombre moyen d'espèces par stations de 38,21 espèces (pour 0,25m²). Par exemple, la richesse en espèces dans les stations de DCE intertidal non végétalisées varie de 7,6 espèces.0,25m⁻² (baie du Mont-Saint-Michel) à 23,1 à Chausey (DCE Seine-

Normandie, 2014). Cependant, les abondances sont relativement faibles (387 individus / 0,25m²). En effet, les stations sédimentaires non végétalisées du DCE de la Baie du Mont-Saint-Michel et de Chausey ont une abondance moyenne de 179 individus et 1044 respectivement. Dans cette étude, les communautés sont largement dominées par les annélides et les siponcles (tableau 14), tandis que dans d'autres études, les siponcles ont une abondance relativement faible.

Les sédiments non végétalisés et les habitats de *Z. marina* ont une densité de mollusques relativement faible par rapport à un habitat similaire (Rueda et Salas, 2009, Hily & Bouteille, 1999), ce qui peut s'expliquer par la compétition trophique avec les huîtres d'élevage. En effet, tout l'échantillonnage a été fait dans la zone d'élevage. L'exclusion des filtreurs par l'ostréiculture est cohérente avec d'autres études réalisées sur les sédiments non végétalisés (Forrest et Creese, 2006) et sur les sédiments colonisés par *Lanice conchilega* (Dubois et al., 2007). Dans cette dernière étude, les organismes filtreurs étaient complètement exclus des parcs à huîtres alors que les espèces carnivores étaient plus abondantes dans ces zones. Cependant, dans cette étude, le pourcentage de carnivores est plutôt faible, la communauté étant dominée par des organismes de dépôt non sélectifs, suggérant qu'il y a effectivement un enrichissement organique dans la zone mais que cela ne passe pas au niveau trophique suivant.

Relativement peu d'espèces ont été répertoriées pour les habitats à *Z. marina* (Hily & Bouteille, 1999 (Roscoff), Hammon, 1983 (Chausey), Olliver, 1968 (Dinard)). Ces études ont toutes été effectuées sur de grands herbiers marins sains. Contrairement aux résultats de cette étude, une étude antérieure a classé les amphipodes parmi les taxons dominants dans les herbiers et les siponcles, qui sont très abondants sur notre site d'étude, sont presque absents de la liste des espèces précédentes.

Table 13: Données publiées sur les herbiers marins français et les sédiments non végétalisés.

Site	Reference	Surface sampled	Habitat	Seagrass density	Abundance	Number of species
Roscoff	Hily & Bouteille,	1.35m ²	<i>Zostera marina</i>	360m ²	2232	65.3±6.3
Chausey	Hammon, 1983	0.25	<i>Zostera marina</i>	N/A	2766	87
Bay of Mont-Saint-Michel	DCE Seine-Normandie, 2014	0.25m ²	Non-vegetated sediment	N/A	179	7.60±5,9
Chausey	DCE Seine-Normandie, 2014	0.25m ²	Non-vegetated sediment		1044	23.1±14,9

Table 14: Trois espèces les plus abondantes dans chaque groupe de stations. Les pourcentages représentent la contribution de l'espèce à l'abondance du groupe. Les groupes ont été identifiés par analyse PCA et FCA.

Group 1		Group 2		Group 3		Group 4		Group 5	
<i>Notomastus latericeus</i>	16.9%	<i>Cirratulus cirratus</i>	18.1%	<i>Cauleriella alata</i>	22.9%	<i>Cirratulus cirratus</i>	18.4%	<i>Cirriformia tentaculata</i>	25.90%
<i>Cirriformia tentaculata</i>	13.9%	<i>Golfingia elongata</i>	17.4%	<i>Notomastus latericeus</i>	10.8%	<i>Nassarius reticulatus</i>	16.3%	<i>Notomastus latericeus</i>	23.9%
<i>Golfingia elongata</i>	12.7%	<i>Notomastus latericeus</i>	13.6%	<i>Cirratulus cirratus</i>	6.7%	<i>Nucula nucleus</i>	10.2%	<i>Cauleriella alata</i>	19.3%

Les siponcles déposivores seraient donc favorisés par une faible augmentation de la teneur en matière organique, ce qui pourrait expliquer leur présence dans cette étude. Bien que les assemblages soient différents, la diversité, l'abondance et la biomasse des stations à *Z. marina* sont de l'ordre de grandeur des études précédentes (Tableau 14), en raison de la plus grande diversité des annélides.

2.1.3.2- Cultures marines

Les effets de l'ostréiculture à petite échelle sont relativement limités, sans changement dans la dominance ou la diversité de la communauté et des changements relativement faibles dans l'abondance. En effet, on sait que l'élevage d'huîtres a des impacts relativement faibles sur la faune macrobenthique par rapport à la pisciculture (Forrest *et al.*, 2009). De plus, les impacts dépendent fortement des paramètres environnementaux (Forrest *et al.*, 2009, Pearson & Black, 2001). En effet, les effets de l'ostréiculture dépendent de la quantité de bio-dépôts produite, corrélée à la production de phytoplancton et aux densités d'élevage, et à la capacité de l'environnement à conserver le bio-dépôt. La zone d'étude est située dans la région mégatidale, ce qui pourrait faciliter la dispersion des bio-dépôts et donc diminuer l'impact de l'ostréiculture à l'échelle locale mais plus largement la disperser (Pearson *et al.*, 2001). Cependant, les stations sédimentaires non végétalisées ont des valeurs d'abondance, TR et biomasses particulièrement élevées, suggérant un léger effet d'enrichissement.

La macrofaune des herbiers ne varie pas entre les stations ostréicoles et les stations non cultivées, ce qui pourrait s'expliquer par l'absence de réponses de la densité des herbiers. En effet, la densité des herbiers est l'un des paramètres qui influencent le plus la composition de l'assemblage (Hily, 2004 et 2006, Eklöf, 2015). Cette absence de changement dans la densité des pieds de zostère est cohérente avec les résultats de Dumbault *et al.* (2015), qui ont montré que la couverture d'herbiers était similaire entre la zone ostréicole et les zones non exploitées. Il semble donc que l'habitat de *Zostera* résiste à l'ostréiculture. Cependant, les biomasses sont beaucoup plus élevées dans les stations non agricoles, principalement en raison de la biomasse plus élevée de siponculiens (*Golfingia elongata*). Les siponculiens sont également plus nombreux dans ces stations, ce qui explique une part importante de l'évolution de l'AMBI entre les herbiers dans les concessions et en dehors. En effet, *G. elongata* appartient au groupe écologique I.

Les passages de tracteurs sont caractérisés par une très faible abondance, bien que la richesse spécifique reste relativement élevée. Bien que tous les groupes soient moins abondants dans ces stations, les annélides et les siponculiens diminuent le plus. De plus, l'ensemble des caractères biologiques associés aux stations diffère des autres stations: les proportions d'épifaune, d'espèces vivant en liberté, d'espèces qui ne se bioturbent pas et d'espèces ayant une affinité pour le substrat dur sont plus élevées. En effet, les sédiments ont été très tassés, ce qui limite le peuplement des bioturbateurs profonds et des terriers.

Dans cette étude, le premier paramètre régissant la composition des taxons et des caractères biologiques est le niveau bathymétrique. Tous les indices (les indices de Shannon et de Rao sont plus bas, l'AMBI est plus élevé) suggèrent que les stations médiolittorales sont plus affectées par l'enrichissement organique

que celles situées plus bas sur le rivage. Cependant, ce changement est principalement dû au changement de dominance entre *Cirriformia tentaculata* (EG-IV, dominant dans les stations médiolittorales) et *Golfingia elongata* qui domine l'infra-littoral. Ce changement de dominance pourrait ne pas être lié à l'enrichissement organique mais peut s'expliquer par l'affinité de chaque espèce: *Golfingia elongata* tolère le sable grossier (bien qu'il ait aussi une affinité pour le substrat vaseux) tandis que *Cirriformia tentaculata* se limite à la vase et aux sables vaseux. En outre, *Golfingia elongata* est limitée à la rive inférieure.

Les caractéristiques biologiques et la composition taxonomique varient également selon la saison. Les seuls caractères qui changent entre les deux saisons sont liés à l'histoire de la vie (développement larvaire et durée de vie). Dans l'échantillonnage printanier, il y a en effet moins de développement direct mais des espèces plus longues. De tels changements sont probablement liés au cycle de vie de *Golfingia elongata*. En effet, ces espèces subissent de fortes variations saisonnières et présentent cet ensemble de traits biologiques. Les changements dans la composition des caractères biologiques sont donc probablement liés à la période de recrutement des espèces dominantes. Dans notre cas, on sait que *Golfingia elongata* se reproduit en juillet et en août (Gibbs, 2001) à Plymouth, ce qui correspond à des juvéniles atteignant 1 mm (la taille de la maille du tamis) entre février et mai.

2.1.3.3- Discussion sur la méthode utilisée

Méthodes d'échantillonnage

Les protocoles d'échantillonnage sont adaptés à l'échantillonnage des espèces à faible mobilité. Cependant, il sous-estime la présence d'espèces nageuses et rampantes. En effet, le chalutage non quantitatif dans notre zone d'étude a mis en évidence la présence, parfois assez abondante, de plus de 20 espèces de crevettes, de crabes et d'amphipodes qui n'ont pas été échantillonnées dans cette étude (Annexe). Une telle sous-estimation de l'épifaune à haute mobilité pourrait expliquer l'absence de différences entre les stations. En effet, selon Hily & Bouteille (1999), la plupart des espèces abondantes dans les sédiments non végétalisés étaient également dominantes dans les herbiers marins, les différences entre les deux habitats étant une augmentation des espèces épifaunales. Les herbiers augmentent la richesse et l'abondance des espèces grâce à la complexité de l'habitat: les feuilles agissent comme des substrats pour les espèces ayant une affinité pour le substrat biologique ou dur.

Analyse de données

La « Fuzzy Correspondence Analysis » (FCA) fait sur la matrice des traits biologiques pondérés en abondance a montré la même capacité à séparer les différentes stations que l'analyse des données taxonomiques. En outre, une partie importante de la variation a été expliquée par les groupes écologiques de l'AMBI, ce qui rend la FCA redondante avec l'AMBI. Cela peut s'expliquer par la redondance fonctionnelle des espèces dominantes dans les deux principaux habitats (*Golfingia elongata* dans les stations intertidales et *Cirriformia tentaculata* dans les stations médiolittorales). Les deux espèces vivent en effet dans des terriers profonds et ne diffèrent que par deux points: les groupes trophiques et les groupes écologiques.

Peu d'études ont utilisé la matrice des caractères biologiques pondérée par la biomasse (Bremmer, 2005) et les résultats de la FCA non pondérée en fonction de l'abondance pour l'analyse de la biomasse. Comme les caractéristiques fonctionnelles sont utilisées pour décrire le fonctionnement de l'écosystème, l'utilisation de biomasses (une mesure de la production secondaire) serait pertinente. Cependant, dans cette étude, l'analyse pondérée par la biomasse s'est révélée moins sensible aux changements entre les différents habitats, bien que les biomasses aient mis en évidence des différences plus marquées entre les stations d'herbiers marins et celles non végétalisées.

2.2- Influence des herbiers sur la croissance et la mortalité des huîtres

Les interactions entre les herbiers de zostères et les huîtres présentent deux aspects ; l'influence de l'élevage sur les herbiers et d'autre part, l'influence des herbiers sur les huîtres. Ce second aspect n'a fait l'objet d'aucune recherche. Pourtant, il est reconnu que les herbiers ont une influence sur la masse d'eau en jouant le rôle d'un piège à particules. Or cet effet piège peut entraîner la concentration de micro-algues près du fond et pourrait ainsi avoir un effet sur la croissance des huîtres. Pour évaluer cette hypothèse une expérimentation a été conduite pour connaître l'influence des herbiers sur la croissance, la mortalité et le taux de remplissage des huîtres durant un cycle d'élevage.

2.2.1- Matériel et méthode

Le site

Des poches à huîtres (naissain et 18 mois) ont été placées dans 3 sites du secteur de Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer (Fig 38).



Figure 38 : Poche Positionnement des sites à Blainville-sur-mer / Gouville-sur-mer

Sur chacun des sites, 1 demi-poche de naissain et 1 poche d'adultes ont été placées à proximité immédiate de zostères et l'équivalent a été placé à quelques dizaines de mètres à un endroit sans zostères (Fig. 39).



Figure 39 : Poche sur le site n°2 sans zostères et avec zostères

Les huîtres diploïdes proviennent de captage naturel d'Arcachon ; elles pèsent en moyenne 23,5 g pour les 18 mois et 0,5 g pour les juvéniles. Les poches contenant les huîtres ont été posées le 20 avril 2015. Des mesures ont été réalisées le 30 septembre 2015, 10 mars 2016 et 14 décembre 2016.

A chaque visite, un comptage des huîtres vivantes et mortes permet d'évaluer le taux de mortalité. L'ensemble du lot est pesé.

Le 10 mars 2016, le taux de remplissage (indice de chair= I_{ch}) est réalisé selon le même protocole que le réseau REMONOR :

$$I_{ch} = 100 * (M_{chair}) / (M_{Tot})$$

Avec M_{chair} la masse de chair moyenne (N=30) et M_{Tot} la masse totale moyenne des huîtres.

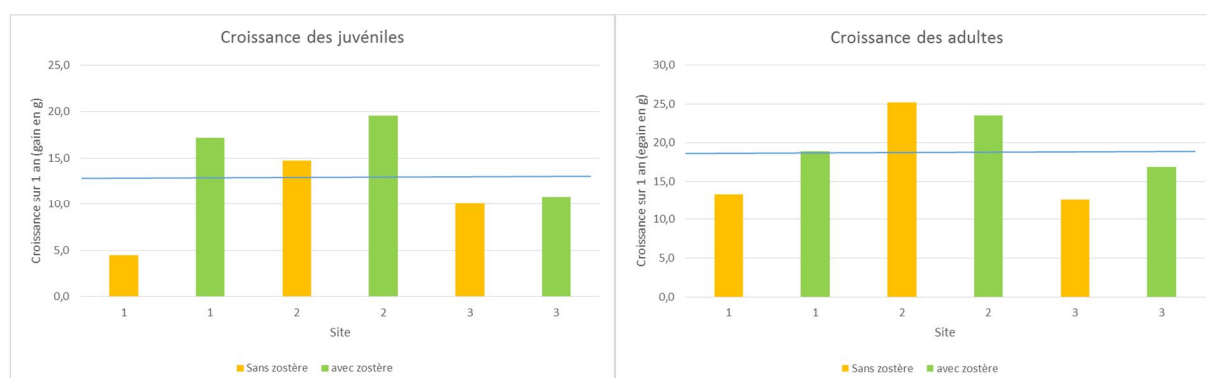
Les résultats pourront être comparés au point Blainville du suivi REMONOR réalisé par le SMEL (méthodologie & origine des lots identiques).

2.2.2- Résultats

Résultats à 1 an

L'intégralité des poches a été récupérée mais les poches juvéniles et adultes (dans une moindre mesure) du point 1 sans zostères ne sont pas représentatives pour des raisons zootechniques.

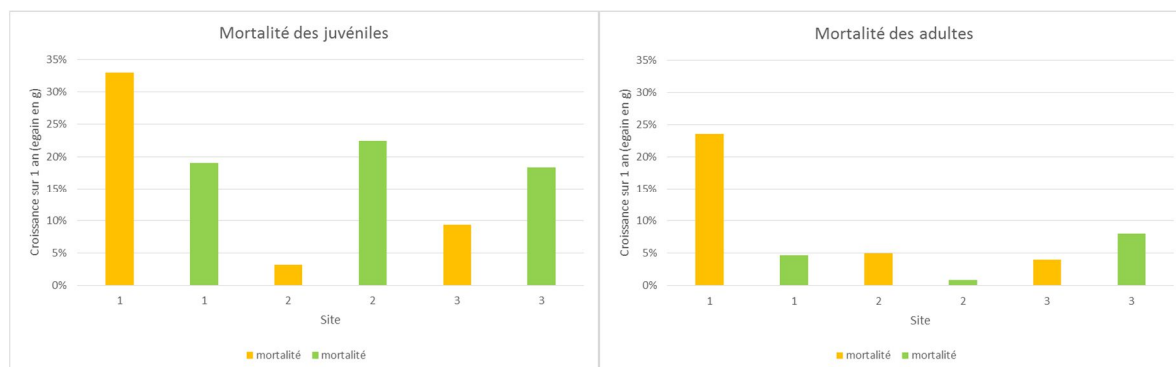
Les croissances sur les 3 sites sont représentées dans les figures 40 et 41 (en vert : présence de zostères en jaune, sans zostères). Il est observé des croissances contrastées entre les 3 sites avec des moyennes de 12,8g et 18,4 g pour les juvéniles et les adultes. D'une manière globale, la croissance semble être très légèrement supérieure en présence de zostères exceptée pour les adultes sur le site n°2.



Figures 40 & 41 : Croissance (en gramme par an) pour les juvéniles et les adultes sur les 3 sites (jaune sans zostères-vert avec zostères). En bleu : moyenne des trois sites.

Le taux de mortalité moyen des juvéniles est de 14% (hors point 1 sans zostère) ; il est de 6,2±4,3% hors zostères et 19,9±2,2% en présence de zostère.

Pour les adultes, la mortalité moyenne est la même pour les adultes et les juvéniles à 4,5%.



Figures 42 & 43: Taux de mortalité (%) pour les juvéniles et les adultes sur les 3 sites (jaune sans zostères-vert avec zostères).

Le taux de remplissage moyen est de 11,6% ; hormis le point 1 sans zostères, il n'y a pas de différence significative entre les poches.

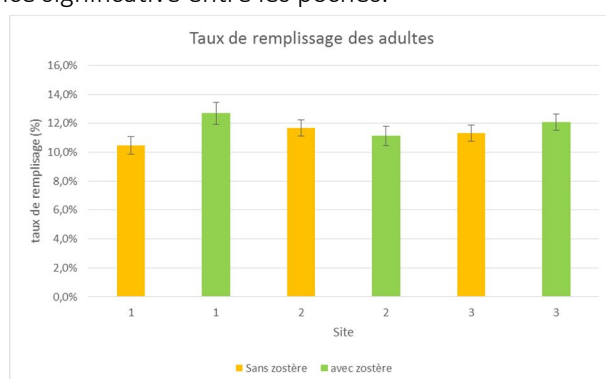


Figure 44 : Taux de remplissage pour les adultes sur les trois sites (jaune sans zostères-vert avec zostères).

Résultats à 18 mois

Le poids moyen des adultes est légèrement plus important en présence de zostères : $62,9 \pm 12,5$ g sans zostères contre $67,6 \pm 5,8$ g en présence de zostères mais cette différence n'est pas statistiquement significative. Le taux de mortalité moyen sur les 18 mois est identique (8,3% et 9,4%) pour les huîtres situées en présence de zostères ou non. Les taux de remplissage sont identiques ($10,0 \pm 0,7$ et $10,1 \pm 0,7$ %).

De même, le poids des juvéniles est légèrement plus important en présence de zostères : $39,0 \pm 11,6$ g sans zostères contre $41,5 \pm 16,6$ g en présence de zostères mais cette différence n'est pas statistiquement significative. Le taux de mortalité moyen sur 18 mois est plus élevé en présence de zostères ; $20,3 \pm 2,6$ % en présence de zostères contre $10,8 \pm 5,9$ % lorsqu'il n'y a pas de zostères.

2.2.3- Discussion

Les résultats obtenus lors de cette expérimentation semblent montrer une tendance mais il est difficile de conclure. Vu les faibles différences, il serait nécessaire d'avoir un nombre de réplicats beaucoup plus important. Néanmoins, les résultats obtenus sont cohérents avec les attentes ; il est en effet possible que la présence de zostères « accumule » les particules fines planctons et bactéries, impliquant une meilleure croissance mais également une mortalité accrue en particulier chez les juvéniles. Afin de vérifier cette hypothèse, une expérimentation complémentaire a été mise en place en tentant de mimer « l'effet zostère »

en cassant le courant pour favoriser l'accumulation. Menée sur 9 mois cette expérimentation n'a pas été concluante.

Conclusion

Les herbiers de zostères ont un intérêt écologique et patrimonial reconnu en tant qu'habitats remarquables. Cette étude avait pour objectif d'étudier les méthodes cartographiques et les interactions entre les zostères et l'ostréiculture sur la façade ouest du Cotentin.

Différentes méthodes de cartographie ont été testées afin de réaliser une cartographie des herbiers de la côte Ouest du Cotentin. Chaque méthode présentant des caractéristiques différentes, il faut sélectionner la méthode correspondant le plus aux résultats attendus. Pour un suivi surfacique obligatoire dans le cadre de la DCE, l'exploitation des orthophotographies peut être suffisante car un dynamisme important n'est pas nécessaire. Cependant, il est essentiel que les photographies soient de qualité équivalente afin que le résultat soit comparable.

Par ailleurs, pour une précision plus importante, une forte réactivité et/ou des surfaces relativement faibles (maximum quelques centaines de km²), l'analyse de photos réalisées à l'aide d'un drone s'avèrerait très utile. Ce choix dépend, néanmoins, du temps disponible pour la réalisation de ce suivi.

Pour des suivis non obligatoires dans le cas de projets indépendants, la méthode doit être appliquée selon le besoin. Le résultat souhaité est donc nécessairement analysé afin de déterminer les critères (précision, dynamisme, temps, surface, etc...) les plus importants à prendre en compte. Cependant, même si les méthodes choisies sont variables, il est important qu'une seule méthodologie soit utilisée afin de pouvoir réaliser un suivi à long terme et comparable dans le temps. Il est alors essentiel que des gestionnaires du domaine public maritime et les acteurs locaux se consultent afin de définir leurs attentes avant d'entreprendre un projet de cartographie.

Un détournement semi-automatisé basé sur une prise de vue spécifique en avion a été testé dans le cadre du programme conjoint CARIOZA {Cartographie par imagerie optique des herbiers de zostères marines de Gouville-sur-mer et Saint-Martin-de-Bréhal (Manche)}. Cette technique offre un bon potentiel mais nécessite d'approfondir les vérifications « terrain ».

Les interactions zostères / Ostréiculture ont été étudiées, par le biais de l'analyse des communautés benthiques dans les herbiers de zostères d'une part, et de la croissance et la mortalité des huîtres d'autre part.

Généralement, l'élevage des huîtres affecte les communautés macrobenthiques par enrichissement organique (Castel *et al.*, 1989, Forrest *et al.*, 2009). Cependant, la quantité d'enrichissement varie fortement entre les sites. Cette étude a montré qu'il y avait peu d'effet de l'élevage d'huîtres sur les communautés macrobenthiques, excepté dans le passage des tracteurs où la biomasse macrobenthique est plus faible. Les résultats suggèrent qu'il pourrait exister un effet de l'ostréiculture à plus grande échelle sur le benthos par le biais trophique. En effet, dans cette étude, les abondances des mollusques sont relativement faibles dans toutes les stations. Par conséquent, il serait intéressant d'échantillonner un habitat similaire en dehors de la zone d'élevage (plusieurs centaines de mètres) afin de tester cet effet. Ce suivi pourrait également inclure l'échantillonnage à marée haute afin de collecter des espèces d'épifaune vivant en liberté. En effet, Hily & Bouteille (1999) ont montré que cet assemblage était particulièrement abondant dans les herbiers marins. Enfin, l'échantillonnage au printemps a montré qu'il y avait un effet de la saison sur la communauté. Eklöf *et al.* (2015) ont également montré que les différences entre les sédiments non végétalisés et les herbiers sont plus élevées en été et que l'impact de l'environnement sur les communautés macrobenthiques change tout au long du cycle annuel. L'échantillonnage en été et en automne permettrait de vérifier cette hypothèse.

D'autre part, les effets des herbiers de zostères sur la croissance et la mortalité des huîtres n'ont pas été clairement démontrés même s'ils peuvent suggérer un faible gain positif sur la croissance et négatif sur la mortalité des juvéniles. Des expérimentations complémentaires seraient nécessaires pour valider ces tendances.

Globalement, des interactions ostréicultures / herbiers de zostères peuvent exister. L'ostréiculture peut entraîner un ombrage limitant l'extension de l'herbier sous les tables ou le passage des tracteurs réduisant la biomasse benthique. L'ostréiculture peut également jouer un rôle de protection vis-à-vis de la houle comme le montre l'extension récente des herbiers dans les parcs ostréicoles ; les herbiers pourraient également augmenter localement les croissances des huîtres en concentrant les particules fines.

Bibliographie

Alloncle, N., *et al.* (2005). Cartographie des herbiers de zostères. Fiche technique projet REBENT, 14p.

Angst, B., *et al.* (2014). Synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères en appui à leur gestion dans le golfe du Morbihan. Rapport AMURE et SIAGM, 138p.

Auby, I. (1991). Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon: dynamique, production et dégradation, macrofaune associée. *Thesis dissertation Université de Bordeaux 1*.

Auby, I., *et al.* (2013). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur L'Eau – *Zostera marina*, *Zostera noltii*. Annexe 2 : Utilisation du logiciel image J, 33p.

Baffreau, A., Dauvin, J-C. (2015). Cartographie historique et actualisée des herbiers de *Zostera marina* et *Z. noltei* en Basse-Normandie. Mission d'expertise, 19p.

Bajjouk, T., *et al.* (2010). Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité, 72p.

Bajjouk, T., Hily, C. (2010). Fiche de Synthèse Habitat « Herbiers ». Fiche de synthèse n°5, 14p.

Bargain, A. (2012). Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale. Thèse de doctorat. Géographie. Université de Nantes, 251p.

Barnes, R. S. K., & Ellwood, M. D. F. (2012). Spatial variation in the macrobenthic assemblages of intertidal seagrass along the long axis of an estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 173–182.

Blanchet, H., De Montaudouin, X., Chardy, P., & Bachelet, G. (2005). Structuring factors and recent changes in subtidal macrozoobenthic communities of a coastal lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 561–576.

Bolam, S. G., & Eggleton, J. D. (2014). Macrofaunal production and biological traits : Spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, 88, 47–58.

Borja, A., Franco, J., & Environment, M. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12).

Borja, Á., Rodríguez, J. G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T. F., Angel, D. (2009). Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture*, 293(3-4), 231–240.

Boström, C., Jackson, E. L., & Simenstad, C. a. (2006). Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 383–403.

Boström, C., Törnroos, A., & Bonsdorff, E. (2010). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology Invertebrate dispersal and habitat heterogeneity : Expression of biological traits in a seagrass landscape. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.

Bremner, J. (2005). Assessing ecological functioning in marine benthic communities. *Thesis dissertation University of Newcastle*.

Castel, J., Labourg, P.-J., Escaravage, V., Auby, I., & Garcia, M. E. (1989). Influence of seagrass beds and oyster parks on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28(1), 71–85.

Chevenet, F. (1994). Un environnement coopératif de résolution de problèmes pour l'analyse statistique en écologie. *Thesis dissertation Université de Lyon*.

CRC Normandie-Mer du Nord (2006). La conchyliculture en Normandie. Rapport, 19p.

Dalloyau, S., *et al.* (2009). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noltii* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon, 52p.

Daniel, G. (2006). Inventaire des herbiers de zostères Baie de Saint-malo/Rance, Haut estuaire du Trieux. *Rap- port IFREMER*.

Dauvin, J. (2007). Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1), 271.

Den Hartog, C. (1987). "wasting disease" and other dynamic phenomena in zostera beds. *Aquatic Botany*, 27, 3– 14.

Dubois, S., Marin-Léal, J. C., Ropert, M., & Lefebvre, S. (2007). Effects of oyster farming on macrofaunal assemblages associated with *Lanice conchilega* tubeworm populations: A trophic analysis using natural stable isotopes. *Aquaculture*, 271(1), 336-349.

Dumbauld BR, McCoy LM (2015) Effect of oyster aquaculture on seagrass *Zostera marina* at the estuarine land- scape scale in Willapa Bay, Washington (USA). *Aquaculture Environment Interactions* 7:29-47

European Environmental Agency, EUNIS habitat type hierarchical view, mai 2016 (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>)

European Council. Appendix I. Strictly protected flora species, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (1979).

Forrest, B. M., & Creese, R. (2006). Benthic impacts of intertidal oyster culture, with consideration of taxonomic sufficiency. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, 159–76.

Forrest, B. M., Keeley, N. B., Hopkins, G. A., Webb, S. C., & Clement, D. M. (2009). Bivalve aquaculture in estuaries : Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture*, 298(1-2), 1–15.

Glémarec, M. (1979). Fluctuation temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta*, 2(3), 365–371.

Goyot, L., *et al.* (2015). Contrôle de surveillance benthique de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) : Année 2014-Dsctric Seine-Normandie, 210p.

Grall, J., & Glémarec, M. (1997). Biodiversité des fonds de maerl en Bretagne: approche fonctionnelle et impacts anthropiques. *Vie et Milieu*, 47(4), 339-349.

Guillaumont, B., *et al.* (1987). Etude régionale intégrée du golfe normano-breton : carte biomorphosédimentaire de la zone intertidale au 1/25000 - Cote Ouest du Cotentin et Baie du Mont Saint-Michel, 50p. et 7 cartes.

Guitton S. (2014). La bernache cravant à ventre pâle dans le havre de la Sienne : état des lieux, changement global et suivi à long terme, 4p.

Hamon D. (1983) – Etude écologique du site Cotentin Centre. 2ème volume: chapitre III- A L'intertidal, les îles Chausey, le Cotentin centre. Le domaine benthique : Zoobenthos. *Rapport CNEXO, Département Environnement littoral et Gestion du Milieu Naturel*.

Hébert, M., Lehoussu, J-P. (2006). Varech et Pailleule : culture, récolte et usages racontés par la carte postale ancienne, 136p.

Hily, C. (2004). Suivi des herbiers de zostères. *Rapport REBENT*.

Hily, C. (2006). Fiche de synthèse sur les biocénoses : Les herbiers de Zostères marines (*Zostera marina* et *Zostera noltii*). *Rapport IFREMER*.

Hily, C., & Bajjouk, T. (2010). Fiche de Synthèse Habitat "herbiers." *Rapport IFREMER*.

Hily, C., Raffin, C., Brun, A., & den Hartog, C. (2002). Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France). *Aquatic Botany*, 72(1), 37-.

Hily, C., Sauriau P.G., Auby, I. (2007). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'eau (DCE) *Zostera marina*. *Rapport IFREMER*.

Ibanez, F., Dauvin, J. C., & Etienne, M. (1993). Comparaison des évolutions à long terme (1977–1990) de deux peuplements macrobenthiques de la baie de Morlaix (Manche occidentale): relations avec les facteurs hydroclimatiques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 169(2), 18.

Jackson, E. L., Attrill, M. J., & Jones, M. B. (2006). Habitat characteristics and spatial arrangement affecting the diversity of fish and decapod assemblages of seagrass (*Zostera marina*) beds around the coast of Jersey (English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 421–432.

Le Bris, H., & Glémarec, M. (1996). Marine and brackish ecosystems of south Brittany (Lorient and Vilaine Bays) with particular reference to the effect of the turbidity maxima. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42(6), 737-753.

Lindley, J. (1869) A Synopsis of British Flora, arranged according to the Natural Order. *Cambridge Library Collection*.

MarLIN (Marine Life Information Network), (2009). Marine Life Information Network. *Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom*. (www.marlin.ac.uk)

Norkko, A., Hewitt, J. E., Thrush, S. F., & Funnell, G. a. (2006). Conditional Outcomes of Facilitation By a Habitat-Modifying Subtidal Bivalve. *Ecology*, 87(1), 226–234.

Ollivier M.T. (1968) – Etude des peuplements de zostères, Lanice et Sabelles de la région dinardaise. Thesis dissertation Université d'Aix-Marseille.

OSPAR Commission. (1992) Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.

Paganelli, D., Marchini, A., & Occhipinti-ambrogi, A. (2012). Estuarine, Coastal and Shelf Science Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): A study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 245–256.

Pearson, T. H., & Black, K. D. (2000). The environmental impacts of marine fish cage culture. *Environmental impacts of aquaculture*, 1-31.

Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16, 229–311.

Provencher, L., Deslandes, S. (2012). Utilisation d'images satellitaires pour évaluer la superficie, l'étendue et la densité de l'herbier de la zostère marine (*Zostera marina*) de la péninsule de Manicouagan (Québec), 24p.

Rao, R. (1982). Diversity and Dissimilarity Coefficients : A Unified Approach. *Theoretical Population Biology*, 21, 24–43.

Rasmussen, E. (1973). Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia*, 11(1); 1-507. Rueda, J. L., & Salas, C. (2008). Molluscs associated with a subtidal *Zostera marina* L. bed in southern Spain: Linking seasonal changes of fauna and environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 157–167.

R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. (www.R-project.org/).

Seyve, D. (2000). La récolte de la pailleule à Saint-Martin-de-Bréhal. *Le viquet* n°129, 2-6.

Triplet, P. (2016). Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature. Usseglio-polatera, P., & Bournaud, M. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates : relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43, 175-205

Trut, G., *et al.* (2014). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers à *Zostera noltei* et *Zostera marina* du Lac d'Hossegor MEC FRFC09 - année 2013, 32p.

Ward Jr, J. H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association*, 58(301), 236-244. Wasting Disease, Seagrass.Li, mai 2015 (http://www.seagrassli.org/ecology/wasting_disease.html)

Textes législatifs

Accord 2008-6, Liste OSPAR des espèces et habitats menacés et/ou en déclin, Convention OSPAR, Convenue en 2003 et étendue en 2008

Arrêté relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Basse-Normandie complétant la liste nationale, 27 Avril 1995

Directive 2000/60/CE du Parlement européen établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 23 Octobre 2000

Directive 92/43/CEE du Conseil concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvage, 21 Mai 1992

Loi n°86-2 relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral, 3 Janvier 1986

Webographie

CRC Normandie-Mer du Nord. Les 4 crus [en ligne]. Disponible sur [www.huitres-normandie.com/la - production](http://www.huitres-normandie.com/la-production)

Cornell Cooperative Extension Marine Program. Wasting disease [en ligne]. Disponible sur www.seagrassli.org/ecology/wasting_disease.html

Annexes

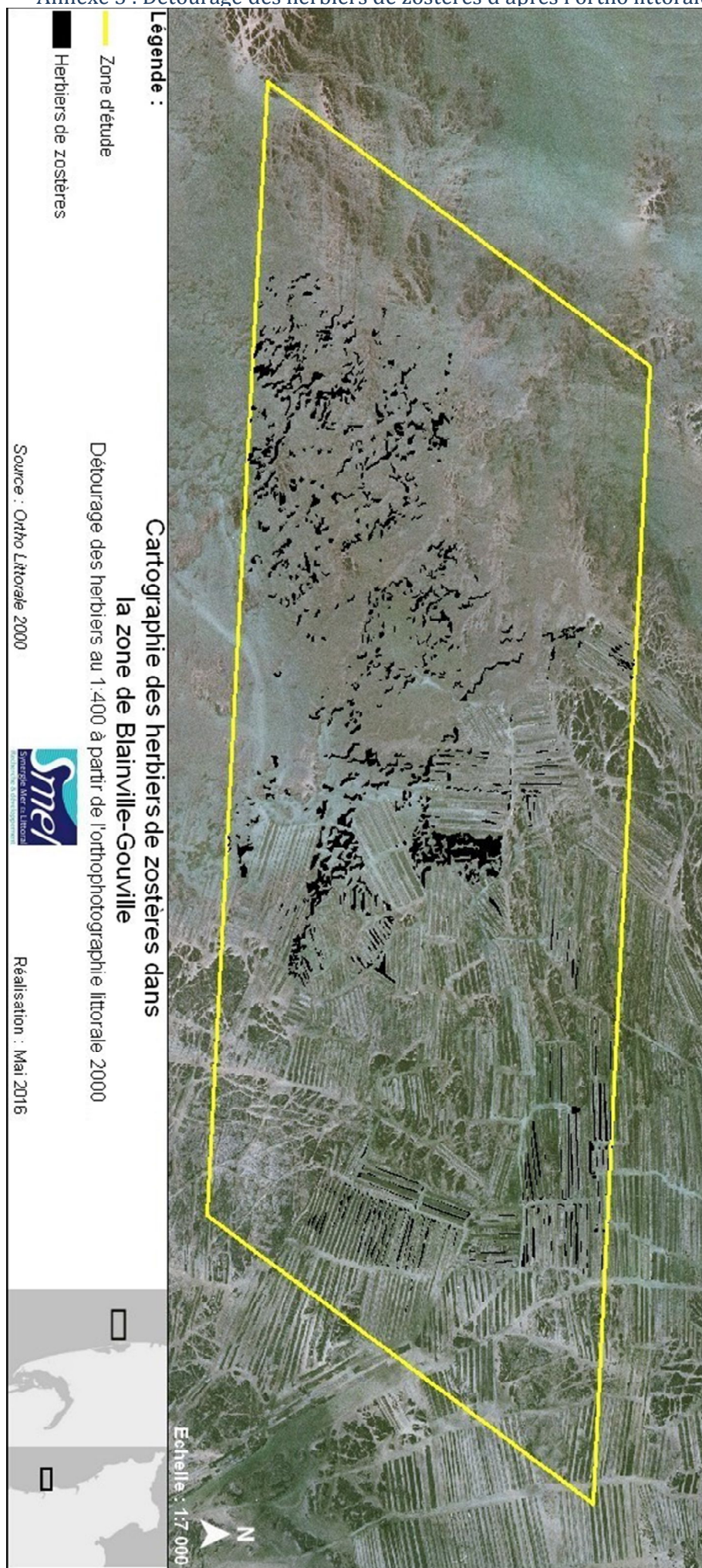
Annexe 1: Zone d'étude



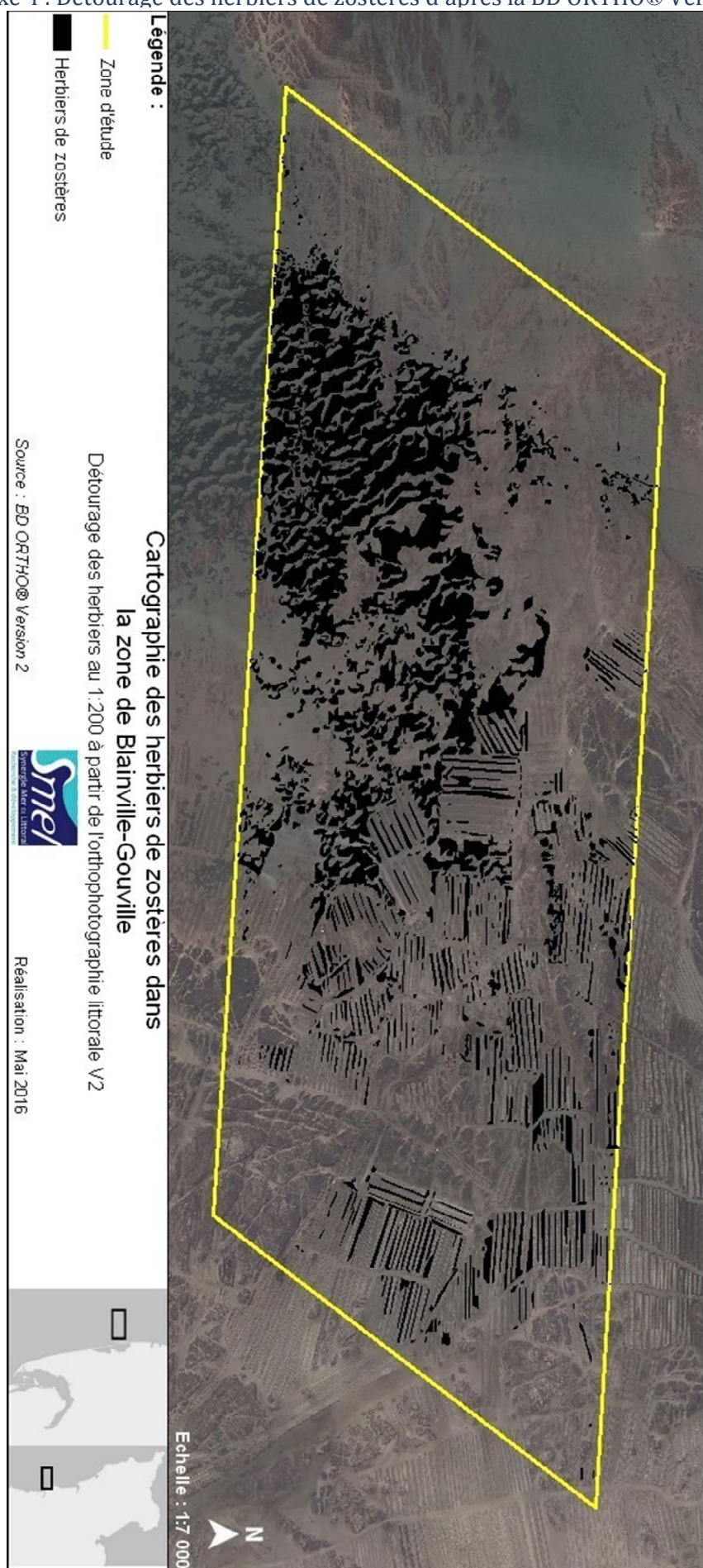
Annexe 2: Résultats de l'enquête sur les besoins des différents acteurs

Acteurs	Intérêts pour le projet	Demandes
Phillipe B. - Conservatoire du littoral Délégation Normandie	Intérêt sur l'interaction ostréiculture/zostère ainsi que sur la présence de zostères dans la zone par rapport à la problématique bernache de la ZPS Havre de la Sienne	<p>Carte actualisée pour mettre en place une gestion cohérente herbiers/cultures marines</p> <p>Utilisation d'indicateurs simples afin de faire apparaître l'état de santé de l'herbier</p> <p>Etendue de cette étude à l'archipel de Chausey afin d'avoir une cartographie dynamique très actualisée de la situation sur l'archipel.</p> <p>Observation de bernaches s'alimentant ou non sur les zostères</p>
Bruno P. - DDTM 50	Intérêt sur la présence d'un enjeu environnemental tel que les zostères pour les déplacements de concessions ostréicoles	<p>Photos du drone pour la réactualisation du cadastre ostréicole</p>
Manuel S. - CRC Normandie Mer du Nord	Intérêt sur la connaissance des interactions zostères/conchyliculture pour une meilleure gestion des parcs	<p>Fréquence d'actualisation régulière et en lien avec un suivi biologique</p> <p>Visualisation de la fragmentation et de la densité/biomasse des herbiers</p> <p>Carte plus large sur toute la zone Ouest Cotentin</p> <p>Interactions mytiliculture/herbiers</p>
Hervé M. et Olivier A. - Agence des Aires Marines Protégées-Mission d'étude pour la création d'un parc marin dans le Golfe Normand-Breton	<p>Intérêt sur l'interaction zostère/conchyliculture et plus particulièrement par rapport à la mytiliculture.</p> <p>Intéressés par cette comparaison afin de l'appliquer à Chausey pour l'actualisation du plan de gestion.</p> <p>Production d'une méthode de cartographie et de suivis homogène afin de produire un état des herbiers de zostères</p>	<p>Etat de conservation de l'herbier afin de mettre en place une gestion</p> <p>Evaluation du temps nécessaire, sur un carroyage de petite maille, pour déterminer l'état de conservation</p> <p>Réactualisation tous les 3 à 6 ans pour l'état de conservation de l'herbier (En lien avec Natura 2000) ou Rythme plus opérationnel pour des problématiques d'aménagement</p> <p>Pourcentages de tables où il y a des herbiers en dessous ou à côté</p>
Acteurs	Intérêts pour le projet	Demandes
Yann J. et Pascal H. - GEMEL Normandie	Cartographie des habitats à l'échelle normande	Questionnement sur les indicateurs à prendre en compte pour qualifier l'herbier

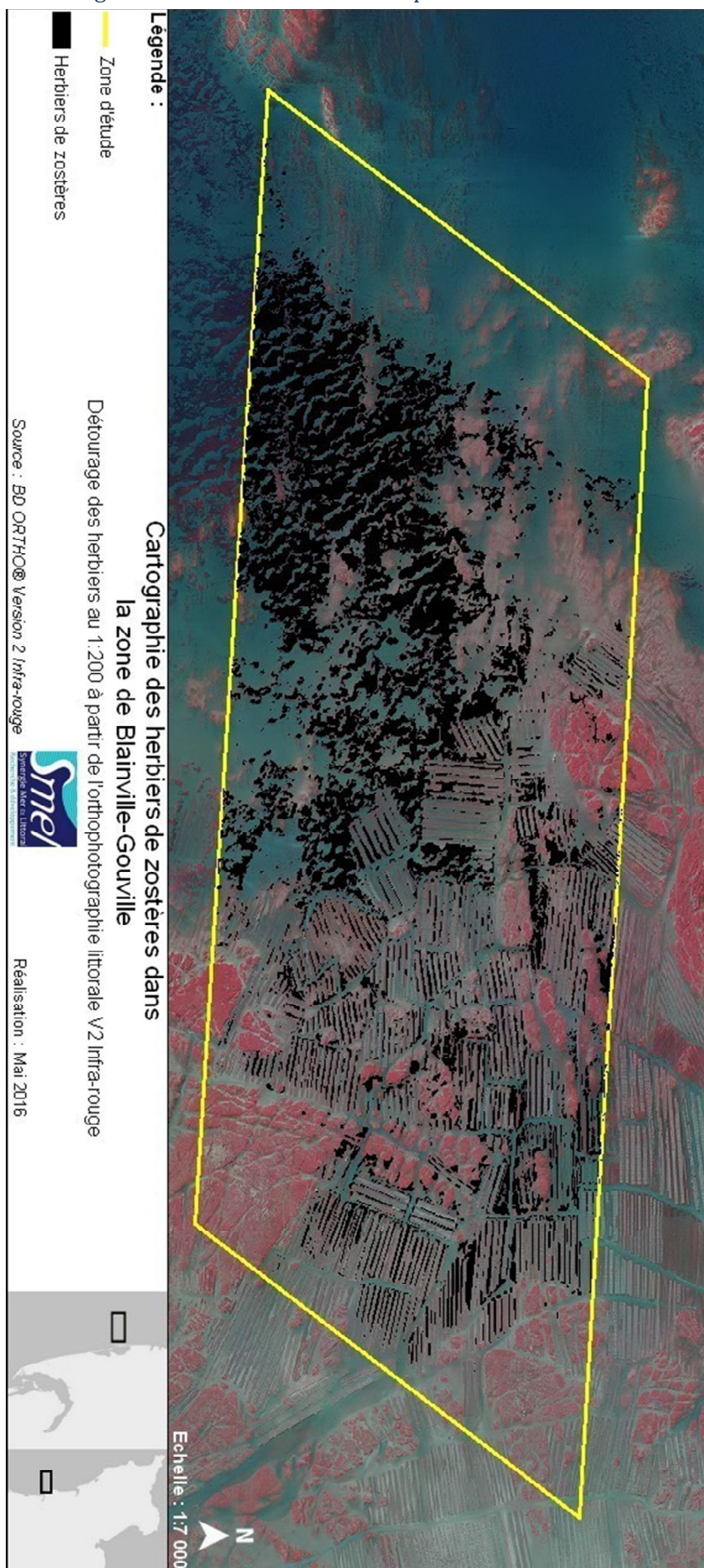
Valérie G., Emeline P. et Bastien C. - CSLN		Automatisation du traitement d'image
		Utilisation d'un drone pour la cartographie (qualité d'image, la facilité d'utilisation et le prix)
	Stéphanie P. et Manuel S. - Agence de l'eau Seine-Normandie	Intérêt sur la cartographie des zostères et sur l'interaction conchyliculture/zostère par rapport à la DCE
	Aurélie G. - CRESCO/MNHN	Etablissement___sur une réelle comparaison méthodologique
		Photos multispectrales pour une cartographie des herbiers à zostères
Sandrine R. - DREAL Normandie	Intérêt pour des aspects de connaissance afin de faciliter la création de ZNIEFF Marines et la réalisation de documents tels que l'évaluation environnementale du schéma des structures des cultures marines	
	Photos du drone à la demande pour avoir un document appuyant la visite terrain de la DDTM pour une création de nouvelle concession. Preuve de l'existant en cas de recours.	Précision cartographique : enveloppe globale en intégrant l'intégralité des surfaces propices à l'habitat
	Intérêt pour la problématique des bernaches car les croissances sont positives donc la ressource trophique doit augmenter aussi. Besoin de données sur la quantité de zostères présentes pour le document d'objectif de ZPS à réaliser	Techniques ostréicoles alternatives pour limiter l'impact sur les zostères Connaissance de la résilience de l'habitat



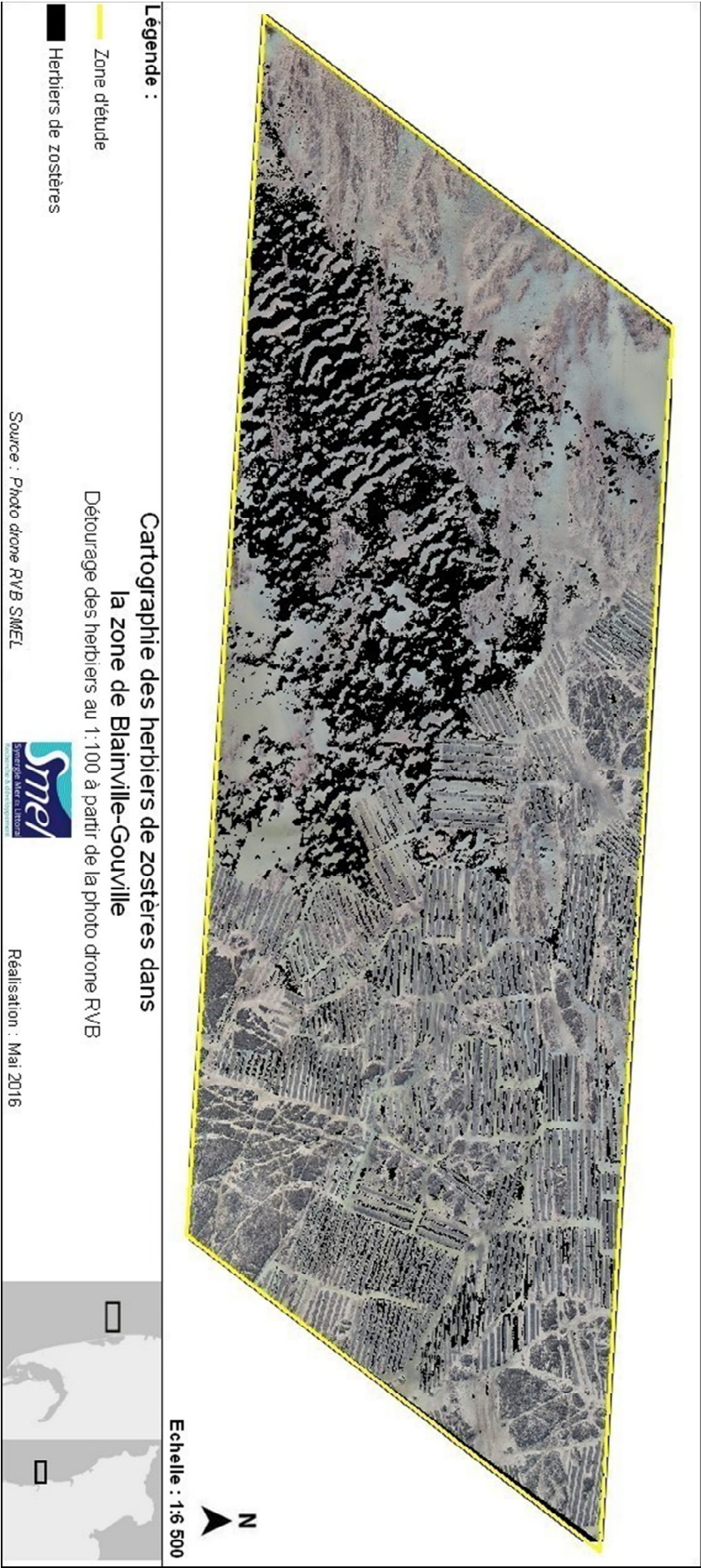
Annexe 4 : Détourage des herbiers de zostères d'après la BD ORTHO® Version 2



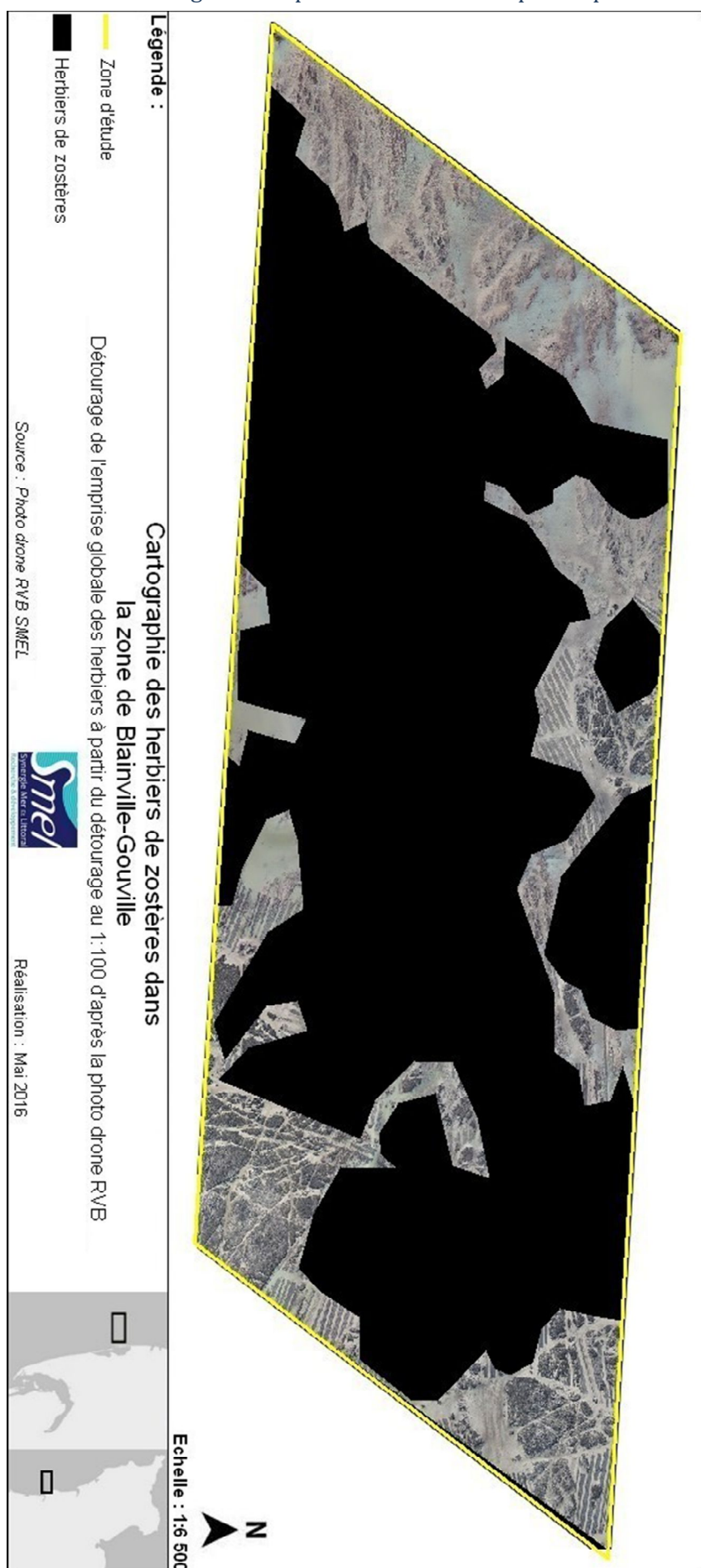
Annexe 5 : Détourage des herbiers de zostères d'après la BD ORTHO® Version 2 Infra-rouge



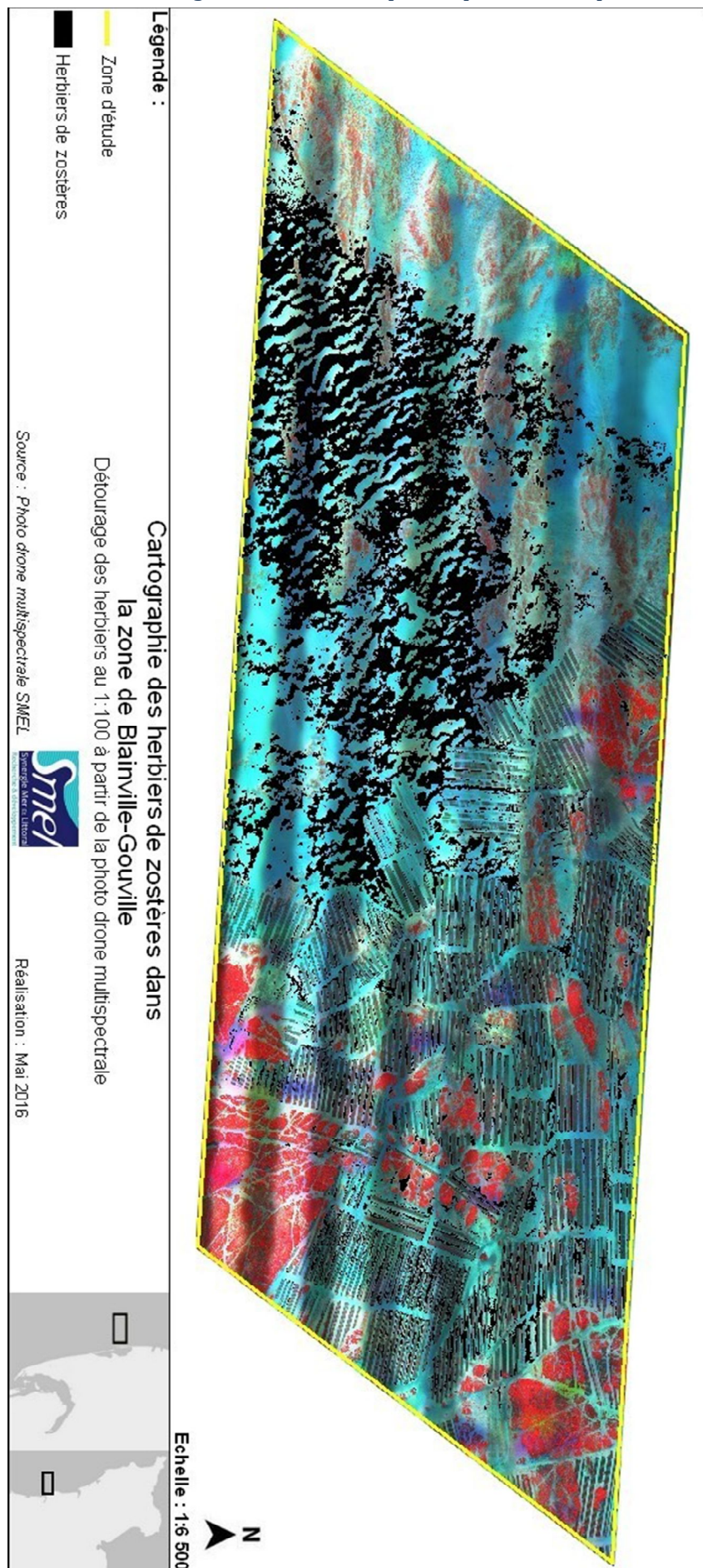
Annexe 6 : Détourage de la surface végétalisée des herbiers d’après la



Annexe 7 : Détourage de l'emprise des herbiers d'après la photo drone RVB



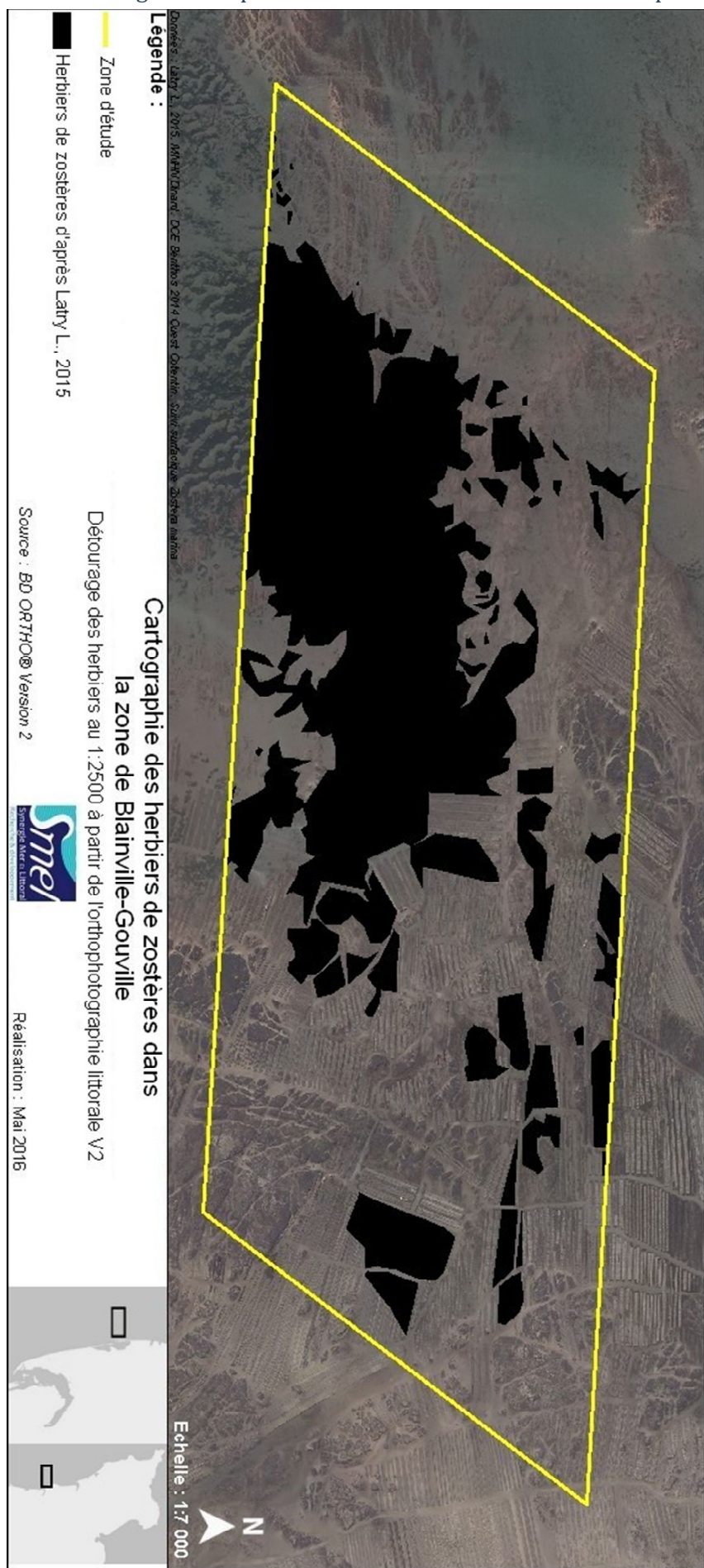
Annexe 8 : Détourage des herbiers d'après la photo multispectrale RVB



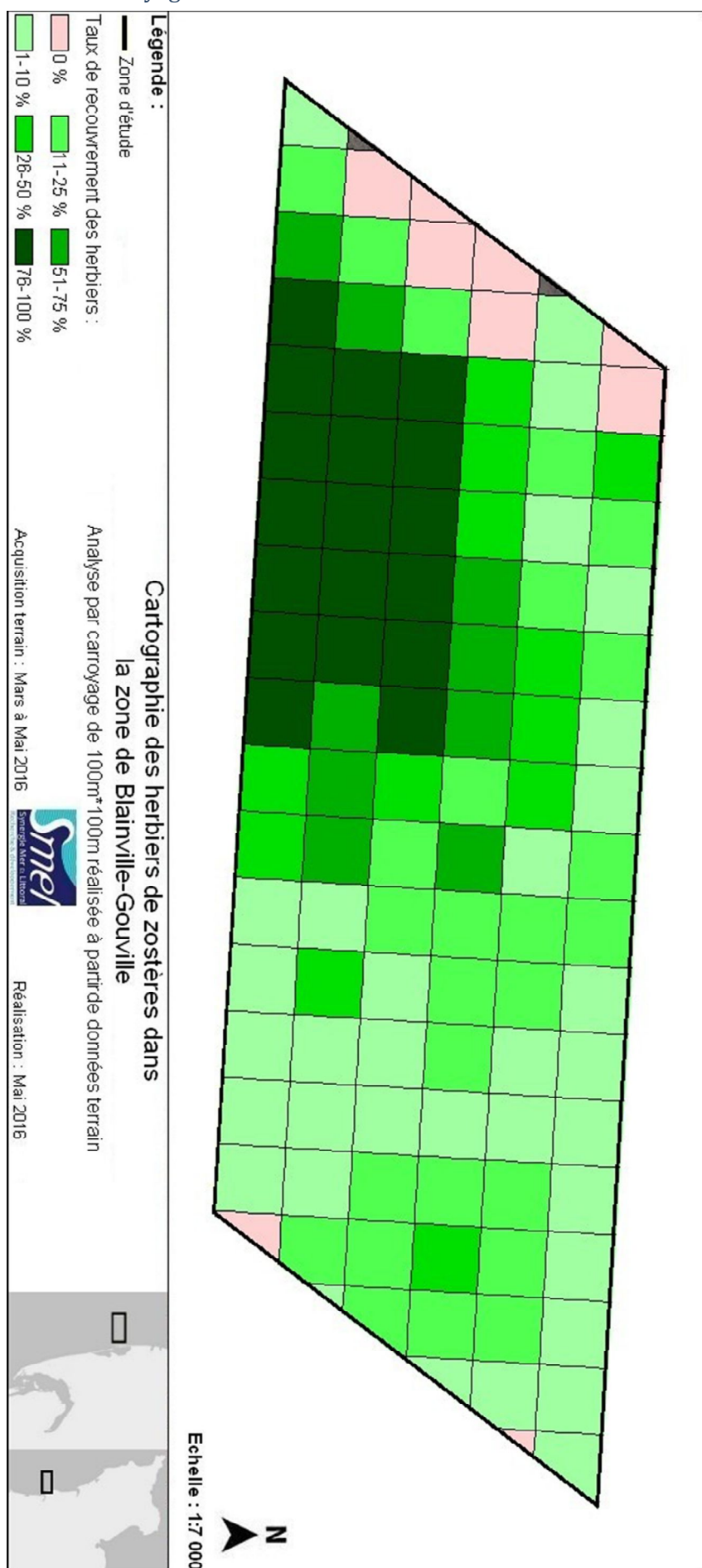
Annexe 9 : Carte biomorphosédimentaire de la zone d'étude d'après Guillaumont B. et *al.*, 1987

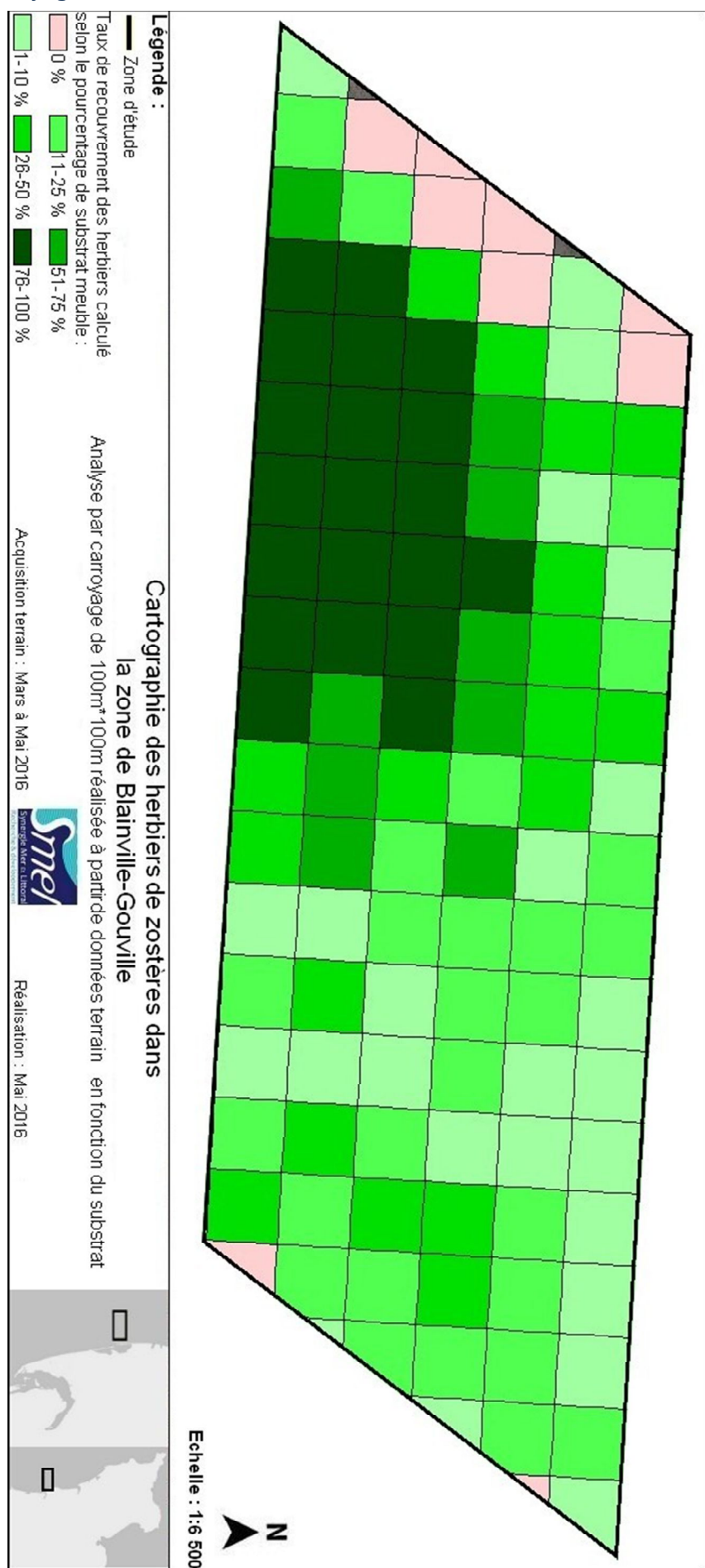


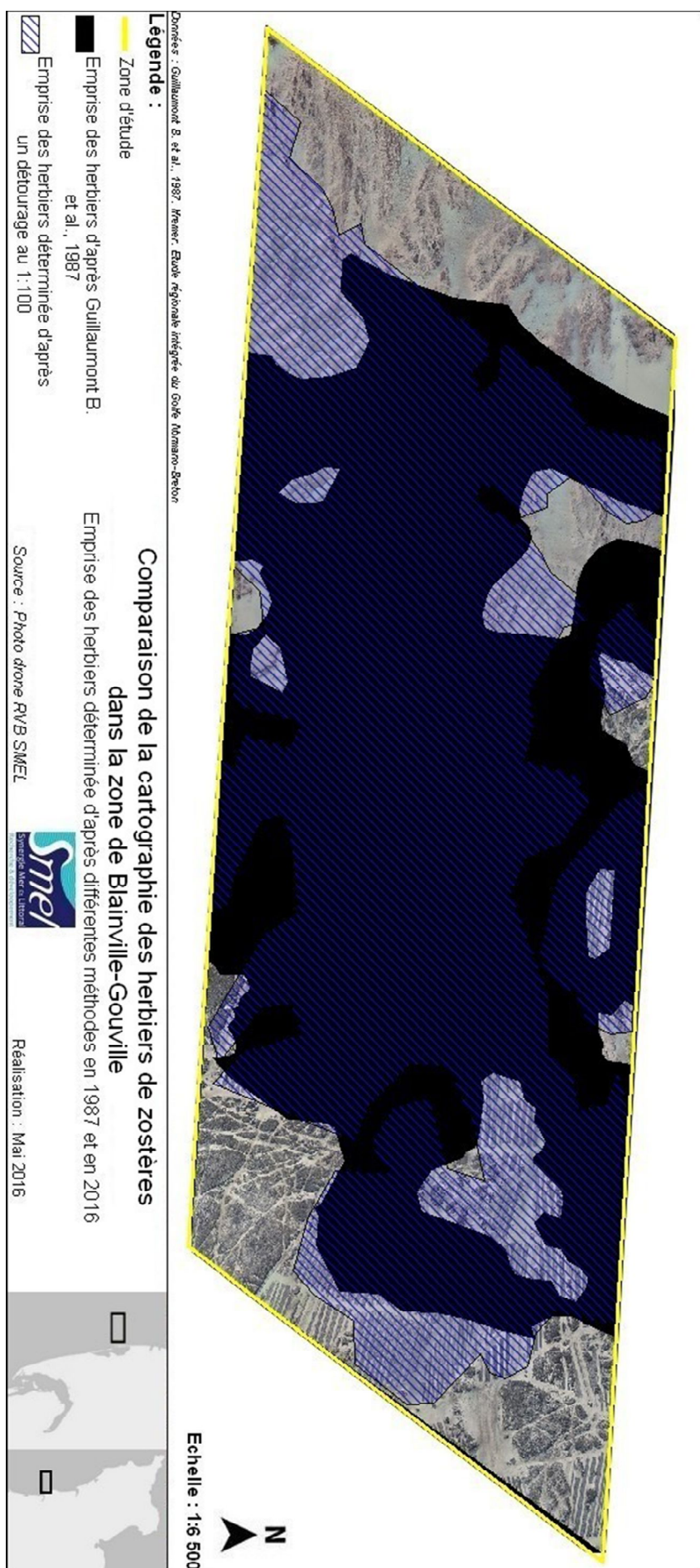
Annexe 10 : Détourage de l'emprise des herbiers de la zone d'étude d'après Latry L., 2015

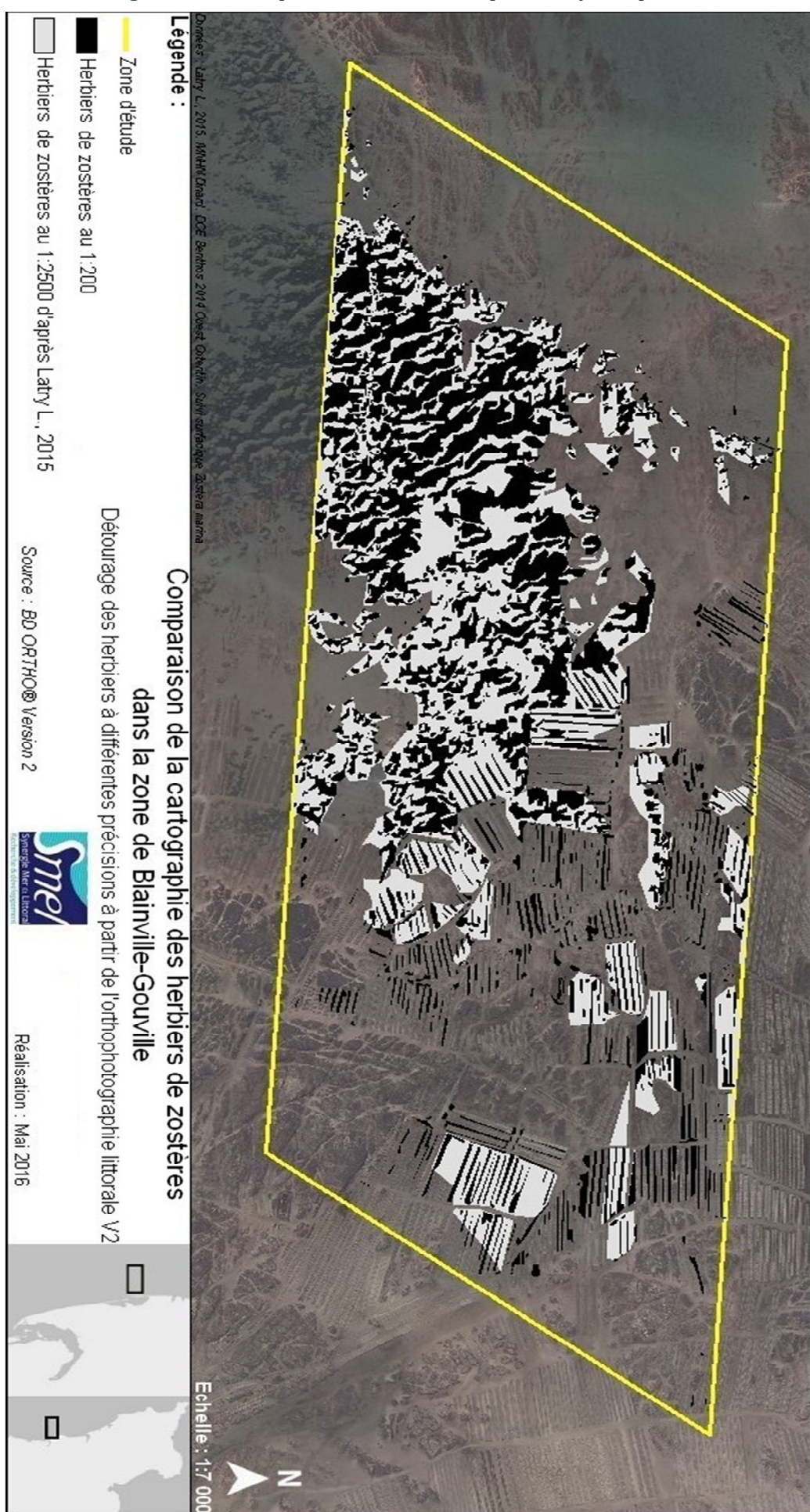


Annexe 11 : Carroyage du taux de recouvrement des herbiers dans la zone d'étude

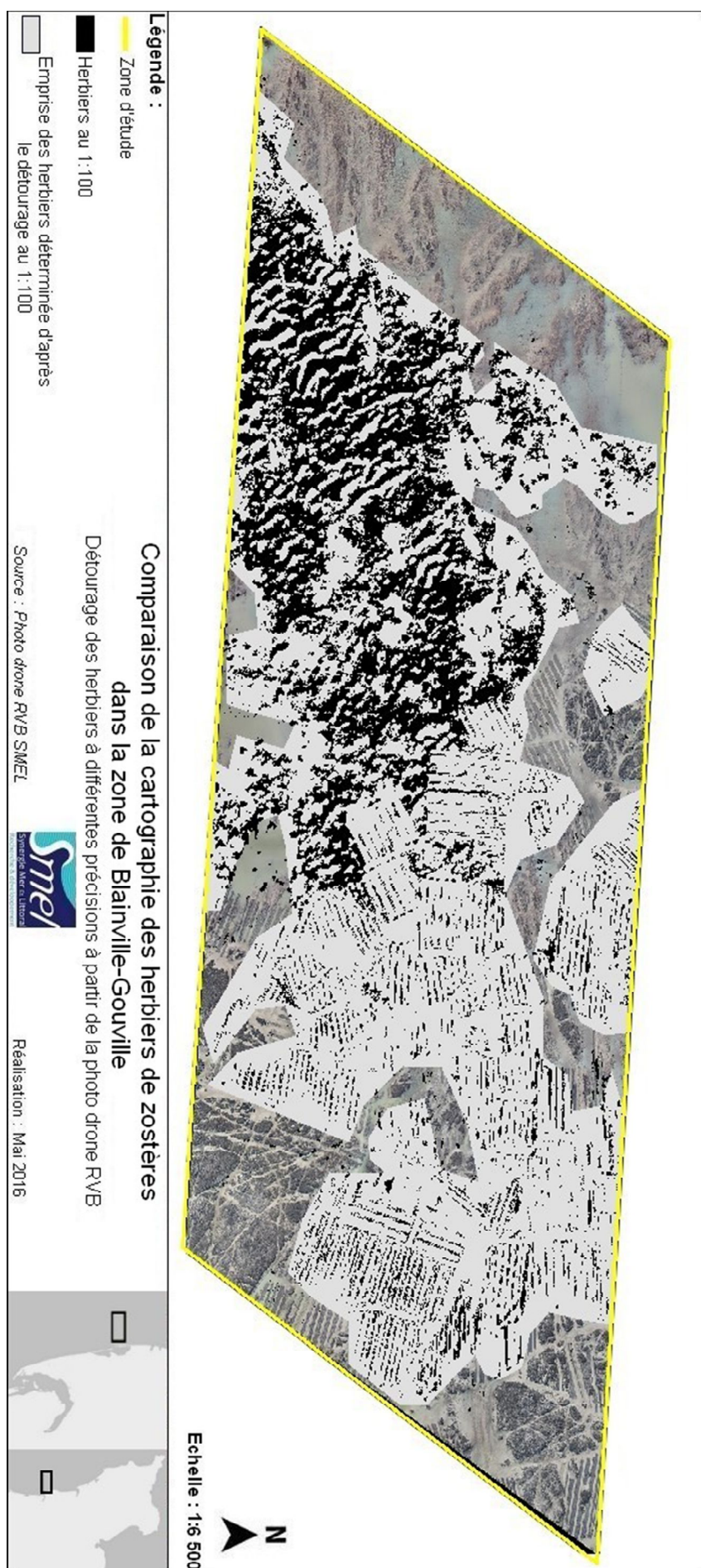


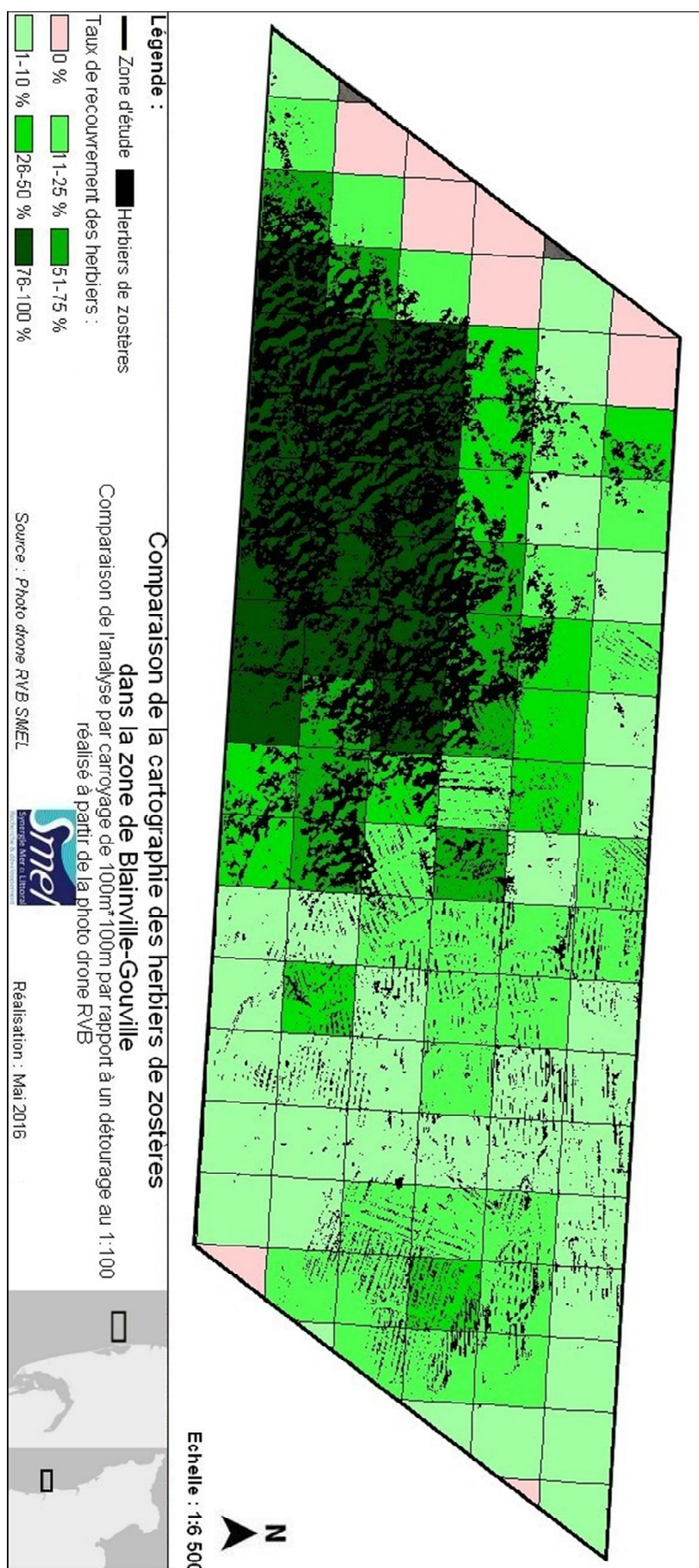






Annexe 15 : Surface végétalisée vs Emprise des herbiers, d'après la photo drone RVB





Annexe 17 Table I: Results of ANOVAs performed on taxonomic data.

			Annelids		Arthropods		Mollusks		Sipunculans		Total	
			Abundance									
Factors	Ddl 1	Ddl 2	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)
Oyster	2	93	19.75	<0.001	1.86	0.160	16.73	<0.001	39.45	<0.001	31.41	<0.001
Bathymetry	1	110	102.04	<0.001	1.65	0.201	29.77	<0.001	26.17	<0.001	41.03	<0.001
Seagrass	1	94	3.34	0.070	4.97	0.028	51.33	<0.001	20.34	<0.001	0.59	0.441
Season	1	110	0.01	0.963	6.62	0.011	1.12	0.292	6.41	0.013	0.51	0.476
Tractor	1	110	32.01	<0.001	0.68	0.411	3.11	0.081	20.86	<0.001	55.26	<0.001
			Biomass									
Oyster	1	94	0.88	0.349	3.29	0.073	0.16	0.687	4.61	0.034	0.13	0.719
Bathymetry	1	110	0.89	0.347	0.03	0.856	3.82	0.054	3.65	0.059	0.31	0.578
Seagrass	1	94	0.01	0.955	9.85	0.002	5.92	0.017	7.16	0.009	12.68	<0.001
Season	1	110	0.17	0.676	9.87	0.002	0.18	0.670	3.28	0.07	1.86	0.176
Tractor	2	109	6.45	0.002	0.52	0.594	0.85	0.429	0.85	0.429	6.43	0.002
			Diversity									
Oyster	1	94	1.61	0.207	0.53	0.465	5.32	0.023	9.43	0.003	0.13	0.717
Bathymetry	1	110	2.63	0.108	1.85	0.177	32.06	<0.001	3.57	<0.001	13.26	<0.001
Seagrass	1	94	2.92	0.091	15.74	<0.001	45.53	<0.001	15.26	<0.01	6.34	0.014
Season	1	110	0.79	0.377	11.28	0.001	0.19	0.658	4.37	0.039	0.03	0.854
Tractor	1	110	32.01	<0.001	0.68	0.411	3.11	0.081	20.86	<0.001	55.26	<0.001

Annexe 17 Table II: Results of ANOVA performed on Piélou's, Shannon's and Rao's indexes

			Piélou		Shannon		Rao	
Factors	Ddl 1	Ddl 2	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)	F	Pr(>F)
Oyster	2	93	3.27	0.074	1.72	0.19	4.19	0.043
Bathymetry	1	110	38.13	<0.001	75.90	<0.001	43.08	<0.001
Seagrass	1	94	6.99	0.009	15.58	<0.001	16.43	<0.001
Season	1	110	4.09	0.046	3.80	0.054	2.67	0.106
Tractor	1	110	10.29	0.002	38.57	<0.001	3.49	0.064

Annexe 18: Species list with abundance per station (0.25m²), including species sampled by non-quantitative trawling. FG represent the functional groups. Species in red were only found in trawling sampling. Classes are coded as follow: A=Actinopteri, An= Anthozoa, As=Ascidia, B= Bivalvia, G= Gastropoda, H= Holothuroidea, M= Malacostraca, O= Ophiuroidea, P=Polychaeta, Po = Polyplacophora, Pi = Pisces, S = Sipunculoidea,

Non-specific deposit feeder	Feeds on particles at sediment surface and within the sediment	1	nsDF
Surface deposit feeder	Feeds on particles at sediment's surface	2	sDF
Suspension feeder	Feeds on particles within the water column	3	S
Sub-surface deposit feeder	Feeds on particles within the sediment	4	ssDF
Carnivorous	Feeds on live prey	5	C
Omnivorous	Generalist feeder	6	O

Scientific name	Authority	Class	FG
<i>Abra alba</i>	W. Wood, 1802	B	1
<i>Acanthochitona crinita</i>	Pennant, 1777	Po	2
<i>Acrocnida brachiata</i>	Montagu, 1804	O	2
<i>Ampharete baltica</i>	Eliason, 1955	P	1
<i>Amphicteis gunneri</i>	M. Sars, 1835	P	1
<i>Amphitritides gracilis</i>	Grube, 1860	P	
<i>Anapagurus chiroacanthus</i>	Lilljeborg, 1856	M	2
<i>Anilocra sp.</i>	Leach, 1818	M	
<i>Aonides oxycephala</i>	Sars, 1862	P	1
<i>Apherusa bispinosa</i>	Bate, 1857	M	2
<i>Apseudes talpa</i>	Montagu, 1808	M	1
<i>Ascidia</i>	Linnaeus, 1767	As	
<i>Athanas nitescens</i>	Leach, 1813	M	
<i>Nototropis guttatus</i>	Costa, 1853	M	
<i>Nototropis swammerdamei</i>	Milne Edwards, 1830	M	6
<i>Callianassa subterranea</i>	Montagu, 1808	M	
<i>Callochiton septemvalvis</i>	Montagu, 1803	Po	
<i>Calyptrea chinensis</i>	Linnaeus, 1758	G	3
<i>Caprella linearis</i>	Linnaeus, 1767	M	
<i>Caulleriella alata</i>	Southern, 1914	P	4
<i>Chaetozone zetlandica</i>	McIntosh, 1911	P	4
<i>Chaetozone christiei</i>	Chambers, 2000	P	4
<i>Chaetozone gibber</i>	Woodham & Chambers, 1994	P	4
<i>Cheirocratus assimilis</i>	Lilljeborg, 1852	M	
<i>Cheirocratus intermedius</i>	G.O. Sars, 1895	M	
<i>Cirratulus cirratus</i>	O. F. Müller, 1776	P	1
<i>Cirriformia tentaculata</i>	Montagu, 1808	P	1
<i>Crassikorophium crassicorne</i>	Bruzeliuss, 1859	M	

<i>Dendrodoa grossularia</i>	Van Beneden, 1846	A	3
<i>Dexamine spinosa</i>	Montagu, 1813	M	1
<i>Ebalia tumefacta</i>	Montagu, 1808	M	2
<i>Entelurus aequoreus</i>	Linnaeus, 1758	Pi	
<i>Eteone longa</i>	Fabricius, 1780	P	5
<i>Mysta picta</i>	Quatrefages, 1866	P	
<i>Euclymene oerstedii</i>	Claparède, 1863	P	1
<i>Exogone sp.</i>	Örsted, 1845	P	5
<i>Gari depressa</i>	Pennant, 1777	B	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Goës, 1864	M	6
<i>Gibbula cineraria</i>	Linnaeus, 1758	G	2
<i>Gibbula magus</i>	Linnaeus, 1758	G	2
<i>Gibbula pennanti</i>	Philippi, 1846	G	2
<i>Gibbula umbilicalis</i>	da Costa, 1778	G	2
<i>Glycera alba</i>	O.F. Müller, 1776	P	
<i>Glycera lapidum</i>	Quatrefages, 1866	P	5
<i>Glycera tridactyla</i>	Schmarda, 1861	P	5
<i>Golfingia (Golfingia) elongata</i>	Keferstein, 1862	S	1
<i>Golfingia (Golfingia) vulgaris</i>	de Blainville, 1827	S	1
<i>Hediste diversicolor</i>	O.F. Müller, 1776	P	1
<i>Hilbigneris gracilis</i>	Ehlers, 1868	P	3
<i>Hippolyte varians</i>	Leach, 1814	M	2
<i>Kurtiella bidentata</i>	Montagu, 1803	B	1
<i>Lanice conchilega</i>	Pallas, 1766	P	1
<i>Lepadogaster lepadogaster</i>	Bonnaterre, 1788	A	
<i>Lepidochitona cinerea</i>	Linnaeus, 1767	Po	2
<i>Leptosynapta inhaerens</i>	O.F. Müller, 1776	H	2
<i>Liocarcinus navigator</i>	Herbst, 1794	M	2
<i>Labrus bergylta</i>	Ascanius, 1767	A	
<i>Callionymus lyra</i>	Linnaeus, 1758	Pi	
<i>Lucinoma borealis</i>	Linnaeus, 1767	B	1
<i>Hilbigneris gracilis</i>	Ehlers, 1868	P	1
<i>Lumbrineris latreilli</i>	Audouin & Milne Edwards, 1834	P	1
<i>Lutraria oblonga</i>	Gmelin, 1791	B	
<i>Macoma balthica</i>	Linnaeus, 1758	B	
<i>Macropodia rostrata</i>	Linnaeus, 1761	M	
<i>Macropodia tenuirostris</i>	Leach, 1814	M	
<i>Malacoceros tetracerus</i>	Schmarda, 1861	P	1
<i>Malmgrenia ljunghmani</i>	Malmgren, 1867	P	

<i>Malmgrenia lunulata</i>	Delle Chiaje, 1830	P	5
<i>Malmgrenia castanea</i>	McIntosh, 1876	P	5
<i>Marphysa sanguinea</i>	Montagu, 1813	P	1
<i>Maja brachydactyla</i>	Balss, 1922	M	
<i>Mediomastus fragilis</i>	Rasmussen, 1973	P	
<i>Megalomma vesiculosum</i>	Montagu, 1813	P	1
<i>Melita hergensis</i>	Reid, 1939	M	
<i>Abludomelita obtusata</i>	Montagu, 1813	M	6
<i>Melita palmata</i>	Montagu, 1804	M	6
<i>Allomelita pellucida</i>	Sars, 1882	M	
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	Van Beneden, 1861	M	
<i>Tritia reticulata</i>	Linnaeus, 1758	G	2
<i>Lysidice unicornis</i>	Grube, 1840	P	5
<i>Nemertan</i>			
<i>Neoamphitrite affinis</i>	Malmgren, 1866	P	1
<i>Neoamphitrite figulus</i>	Dalyell, 1853	P	
<i>Nephtys caeca</i>	Fabricius, 1780	P	5
<i>Nephtys cirrosa</i>	Ehlers, 1868	P	5
<i>Nephtys hombergii</i>	Savigny in Lamarck, 1818	P	5
<i>Neanthes acuminata</i>	Ehlers, 1868	P	1
<i>Nereis zonata</i>	Malmgren, 1867	P	1
<i>Nerophis ophidion</i>	Linnaeus, 1758	A	
<i>Notomastus latericeus</i>	Sars, 1851	P	1
<i>Nototropis swammerdamei</i>	Milne Edwards, 1830	M	2
<i>Nucula hanleyi</i>	Winckworth, 1931	B	3
<i>Nucula nucleus</i>	Linnaeus, 1758	B	3
<i>Owenia fusiformis</i>	Delle Chiaje, 1844	P	1
<i>Pagurus bernhardus</i>	Linnaeus, 1758	M	2
<i>Palaemon serratus</i>	Pennant, 1777	M	
<i>Parvicardium scabrum</i>	Philippi, 1844	B	1
<i>Patella aspera</i>	Röding, 1798	G	3
<i>Perinereis cultrifera</i>	Grube, 1840	P	1
<i>Phascolion (Phascolion) strombus</i>	Montagu, 1804	S	1
<i>Phascolosoma (Phascolosoma)</i>	Leuckart, 1828	S	1
<i>Philocheras fasciatus</i>	Risso, 1816	M	
<i>Pholoe baltica</i>	Örsted, 1843	P	2
<i>Pholoe inornata</i>	Johnston, 1839	P	2
<i>Pholoe pallida</i>	Chambers, 1985	P	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Örsted, 1843	P	5

<i>Pisa tetraodon</i>	Pennant, 1777	M	
<i>Pista cristata</i>	Müller, 1776	P	
<i>Platelminte</i>			
<i>Polycirrus medusa</i>	Grube, 1850	P	1
<i>Pomatoschistus sp.</i>	Gill, 1863	Pi	
<i>Processa canaliculata</i>	Leach, 1815	M	3
<i>Processa edulis (edulis)</i>	Risso, 1816	M	
<i>Praunus flexuosus</i>	Müller, 1776	M	
<i>Processa neglecta</i>	Hayashi, 1975	M	
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	McIntosh, 1869	P	1
<i>Sabellaria alveolata</i>	Linnaeus, 1767	P	
<i>Sagartia troglodytes</i>	Price in Johnston, 1847	An	3
<i>Scalibregma celticum</i>	Mackie, 1991	P	1
<i>Schistomeringos rudolphi</i>	Delle Chiaje, 1828	P	1
<i>Sphaerodorum gracilis</i>	Rathke, 1843	P	
<i>Siriella armata</i>	Milne Edwards, 1837	M	
<i>Spirobranchus lamarcki</i>	Quatrefages, 1866	P	2
<i>Stenothoe marina</i>	Bate, 1856	M	
<i>Sthenelais boa</i>	Johnston, 1833	P	1
<i>Syllis garciai</i>	Campoy, 1982	P	5
<i>Syllis gracilis</i>	Grube, 1840	P	5
<i>Syllis mauretanica</i>	Licher, 1999	P	2
<i>Polititapes rhomboides</i>	Pennant, 1777	B	
<i>Terebellides stroemii</i>	Sars, 1835	P	
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Saint-Joseph, 1894	P	
<i>Trophonopsis muricata</i>	Montagu, 1803	G	2
<i>Venerupis corrugata</i>	Gmelin, 1791	B	3
<i>Ruditapes philippinarum</i>	Adams & Reeve, 1850	B	
<i>Clausinella fasciata</i>	da Costa, 1778	B	
<i>Timoclea ovata</i>	Pennant, 1777	B	
<i>Venus verrucosa</i>	Linnaeus, 1758	B	1