



Synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères en appui à leur gestion dans le golfe du Morbihan

Bérengère ANGST*, Manuelle PHILIPPE*, Matthias URIEN**, Juliette HERRY**, Johanna BALLE-BEGANTON*, Ronan PASCO**, Monique CASSE**, Denis BAILLY*

* Université de Bretagne Occidentale, UMR AMURE

** Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan



Je remercie tous les co-auteurs pour ce travail réalisé en collaboration au cours du projet VALMER.

Je remercie plus particulièrement Dominique Davault professeur à la station biologique de Roscoff, Ronan Pasco chargé de mission « Mer et Littoral » et Thomas Cosson chargé de mission « Natura 2000 » tous deux au Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan/ Parc Naturel Régional du Golfe du Morbihan pour leur relecture et leurs suggestions avisées.

En cas d'utilisation des informations contenues dans ce rapport, merci de le citer de la manière suivante :

ANGST, B., PHILIPPE, M., URIEN, M., HERRY, J., BALLE-BEGANTON, J., PASCO, R., CASSE, M., BAILLY, D. Synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères en appui à leur gestion dans le golfe du Morbihan. Rapport AMURE et SIAGM. 2014.

© Photo de couverture : Daniel Blin

TABLE DES MATIÈRES

CONTEXTE DE L'ETUDE	4
INTRODUCTION	5
CHAPITRE 1. LES ZOSTERES MARINE ET NAIN	6
1.DESCRPTION	6
1.1 LA ZOSTERE NAIN	7
1.2 LA ZOSTERE MARINE	7
1.3 L'ECOTYPE « ANGUSTIFOLIA »	8
2.MODE DE VIE	9
2.1 SUBSTRAT	9
2.2 CYCLE DE CROISSANCE	10
2.3 REPRODUCTION	12
3.REPARTITION GEOGRAPHIQUE	14
3.1 DISTRIBUTION MONDIALE ET EUROPEENNE	14
3.2 DISTRIBUTION EN FRANCE METROPOLITAINE	17
3.3 DISTRIBUTION DANS LE GOLFE DU MORBIHAN	19
4.ROLE ECOLOGIQUE	27
4.1 SUPPORT DE BIODIVERSITE	27
4.2. ROLE DANS LE CYCLE BIOGEOCHIMIQUE	37
4.3 ACTIONS SUR LA DYNAMIQUE SEDIMENTAIRE ET SUR LES COURANTS	45
CHAPITRE 2. DES ESPECES SENSIBLES	49
1. LES PARAMETRES BIOLOGIQUES	50
1.1. LA MALADIE DU DEPERISSEMENT OU LE « WASTING DISEASE »	50
1.2 LA PRESSION DE PREDATION DES OISEAUX	55
2. LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	57
2.1 LA LUMIERE	57
2.2 LA TEMPERATURE	58
2.3 LA SALINITE	60
2.4 LES NUTRIMENTS	62
2.5 LES POLLUTIONS DIFFUSES ET LES HERBICIDES	66
3. LES IMPACTS MECANIQUES	67
3.1 L'ARRACHAGE	67
3.2 L'ECRASEMENT	67
3.3 LE DECAPAGE EN SURFACE	68
3.4 LE DECAPAGE EN PROFONDEUR (DRAGAGE)	68
3.5 LE DECHAUSSEMENT ET L'ENSEVELISSEMENT	68

CHAPITRE 3. LES INTERACTIONS ENTRE LES HERBIERS ET LES USAGES	70
1. LES UTILISATIONS DES ZOSTERES PAR LE PASSE	70
2. LES INTERACTIONS AVEC LES USAGES	70
2.1 LES ACTIVITES PROFESSIONNELLES	71
2.2 LES ACTIVITES DE LOISIRS	80
2.3 INTERACTIONS ENTRE LES ACTIVITES ET LES ZOSTERES ET MISE EN PLACE DE MESURES DE GESTION	86
CHAPITRE 4. LES HERBIERS, UN ENJEU DE CONSERVATION	88
1. EVOLUTION DES SUPERFICIES D'HERBIERS	88
1.1. EVOLUTION A L'ECHELLE MONDIALE	88
1.2 EVOLUTION ACTUELLE DES HERBIERS BRETONS	89
1.3 EVOLUTION FUTURE	89
2.LABELS ET INVENTAIRES	90
2.1 LA LISTE ROUGE DES ESPECES MENACEES DE L'UICN	90
3. CADRE JURIDIQUE	91
3.1 ECHELON INTERNATIONAL	92
3.2 ECHELON EUROPEEN	93
3.3 ECHELON NATIONAL ET LOCAL	95
3.4 SYNTHESE DES ORIENTATIONS DE GESTION ET DECISIONS DANS LES TEXTES JURIDIQUES, CONCERNANT LES HERBIERS	97
4. LES SUIVIS SCIENTIFIQUES	101
4.1 LE RESEAU BENTHIQUE	101
4.2 LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU	103
5. LA FRAGMENTATION ET LA RESTAURATION : ENJEUX DE LA CONSERVATION ?	118
5.1 LA FRAGMENTATION DES HERBIERS	118
5.2 LA RESTAURATION DE ZONES D'HERBIERS	120
CONCLUSION	124
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	126
DEFINITIONS	132
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX	134

CONTEXTE DE L'ETUDE

Le présent rapport constitue une synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères du golfe du Morbihan, qui s'insère dans le projet VALMER (Interreg IV A Manche), « Valuing Marine Ecosystem Services in the Western Channel ».

L'objectif du projet est d'évaluer dans quelle mesure l'approche par les services écosystémiques peut aider les gestionnaires d'aires marines à résoudre une question concrète de gestion.

Le projet réunit onze partenaires expérimentant cette approche sur six sites pilotes : trois au sud-ouest de l'Angleterre (Devon, Dorset, Cornouaille) et trois en Bretagne (Golfe du Morbihan, Golfe normand breton, Mer d'Iroise).

Dans le golfe du Morbihan, la réflexion engagée concerne la conservation des herbiers de zostères dans le contexte réglementaire de la directive européenne Natura 2000 et du Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM).

Le travail s'effectue en tandem entre l'équipe du Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan (SIAGM, qui porte un projet de parc naturel régional, adopté à l'automne 2014) et celle de l'UMR AMURE de l'Université de Bretagne Occidentale (UBO) pour collecter et diffuser l'information, d'une part, et pour engager des ateliers avec les acteurs locaux vers une gestion partagée, d'autre part.

Les informations recueillies dans le cadre du projet et synthétisées dans le présent rapport sont issues de différentes sources : littérature scientifique, rapports d'études, rapports de stage et synthèses.

Ces éléments ont été complétés grâce à un atelier organisé les 10 et 11 février 2014 à Auray (56) regroupant les scientifiques français spécialistes des herbiers de zostères et les gestionnaires du golfe du Morbihan et grâce à l'atelier de restitution qui a eu lieu à Séné (56) le 4 décembre 2014.

Les différentes approches développées dans le cadre du projet (identification des services écosystémiques, entretiens et ateliers thématiques avec les acteurs locaux, approche spatialisée et scénarios prospectifs), avec comme objectif la co-construction d'une gestion partagée par les acteurs locaux, feront l'objet d'autres documents.

INTRODUCTION

Les zostères sont des plantes à fleurs vivant dans le milieu marin. Il existe dans le monde environ soixante espèces de plantes à fleurs marines (Hemminga et Duarte, 2000) tandis que, sur terre, on estime leur nombre à 250 000 environ (Orth *et al.*, 2006). Les plantes à fleurs marines sont réparties dans toutes les zones du monde à l'exception des zones extrêmes (Figure 1). Ces plantes à fleurs forment des prairies sous-marines qui sont désignées sous le terme « d'herbiers ». A l'échelle mondiale, les herbiers sont globalement en régression (Orth *et al.*, 2006 ; Waycott *et al.*, 2009).

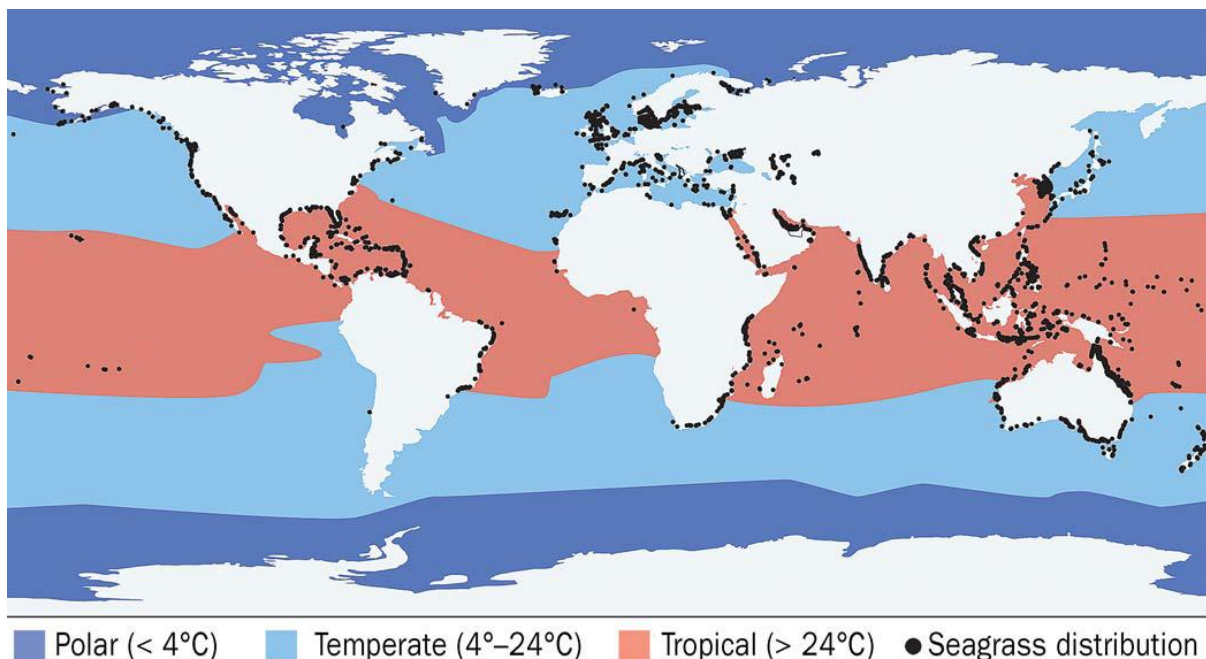


Figure 1. Répartition mondiale des plantes à fleurs marines (points noirs) (Extrainte de Green et Short, 2003 in Orth *et al.*, 2006).

En France, cinq espèces principales de plantes à fleurs marines sont présentes.

Le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique, deux espèces se rencontrent sur les estrans et les petits fonds, il s'agit de la zostère marine (*Zostera marina*) et de la zostère naine (*Zostera noltii* ou *Zostera noltei* depuis 2014). Une autre espèce, *Ruppia maritima*, qui n'est pas exclusivement marine, est présente dans les milieux saumâtres (Hily, 2006 ; Hily et Bajjouk, 2010).

En Méditerranée c'est la posidonie, *Posidonia oceanica*, qui constitue de vastes herbiers marins. Les zostères marines et naines sont présentes dans certaines lagunes du Languedoc-Roussillon (l'étang de Thau, par exemple). On retrouve également *Cymodocea nodosa*, de façon moins abondante en Méditerranée et en Atlantique (au sud du Portugal) (Auby *et al.*, 2011).

Chapitre 1

Les zostères marines et naines



1 DESCRIPTION

A l'image des plantes à fleurs terrestres, les zostères possèdent des racines, des tiges et des feuilles.

Les feuilles sont fixées par faisceaux de trois à sept sur un rhizome (sorte de tige horizontale) au niveau d'un nœud. Le rhizome porte des groupes de racines enfouies dans le sédiment. Le nœud marque la transition entre la partie qui émerge du sédiment et la partie souterraine de la plante (Hily, 2006 ; Hily et Bajjouk, 2010) (Figure 2).

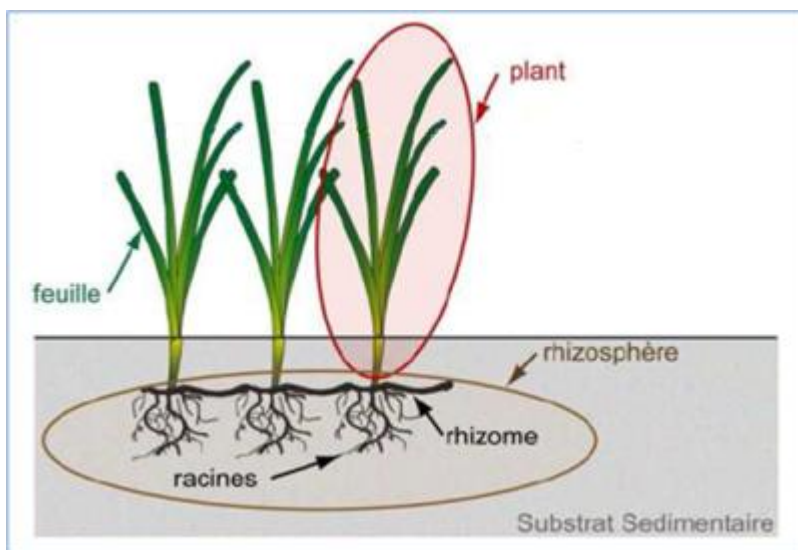


Figure 2. Schéma simplifié d'un herbier de zostères (Modifiée d'après Ganthy, 2011).

1.1 LA ZOSTERE NAINE

La zostère naine (*Zostera noltei*) se développe au milieu et en bas de la zone médiolittorale. Elle est découverte à chaque marée.

Les feuilles mesurent en moyenne 15 centimètres pour une largeur d'environ 2 millimètres. Les feuilles présentent 3 nervures et une extrémité arrondie.

La zostère naine est une plante pérenne (ou vivace) qui perd la plupart de ses feuilles à la fin de l'automne. Les rhizomes résistent aux conditions hivernales (Ouisse, 2010).

La zostère naine peut être soumise à de longues périodes d'émersion, surtout pendant les grandes marées d'équinoxe auxquelles elle doit s'adapter (Ouisse, 2010) (Figure 3).

La zostère naine est de manière générale moins sensible aux conditions du milieu que la zostère marine (Davison et Hughes, 1998 in Hily et Bajjouk, 2010). Cependant, les zostères supportent mal des changements rapides et prolongés des conditions de vie. Elle présente également une grande variabilité en fonction de l'intensité du broutage par les oiseaux hivernants (Hily et Bajjouk, 2010).



Figure 3. Herbier de zostères naines du golfe du Morbihan à marée basse (Source: SIAGM).

1.2 LA ZOSTERE MARINE

La zostère marine (*Zostera marina*) se développe dans la zone infralittorale, du bas de l'estran jusqu'à 3-4 mètres de profondeur (Figure 4). Elle est quasiment toujours immergée, exceptée pour certaines populations lors des basses mers de vives-eaux.

Les feuilles mesurent en moyenne entre 30 centimètres et 1,2 mètre pour une largeur de 3 à 12 millimètres. Les feuilles présentent 5 nervures et une extrémité pointue

La zostère marine est une plante pérenne (ou vivace) qui perd seulement quelques feuilles à la fin de l'automne, contrairement à la zostère naine.

La durée moyenne de vie des feuilles a été estimée à 71 jours (Hily *et al.*, 2002) avec un taux de renouvellement de 21 jours.

La zostère marine peut vivre dans différentes conditions d'hydrodynamisme et de turbidité mais supporte mal des changements rapides et prolongés de ces paramètres (Hily et Bajjouk, 2010).



Figure 4. Herbier de zostères marines du golfe du Morbihan (Source : Ifremer/ Olivier Dugornay).

1.3 L'ECOTYPE « ANGUSTIFOLIA »

Des observations sur le terrain, ont révélé une forme intermédiaire de zostère présentant les caractéristiques de la zostère marine mais sous une forme plus petite, se rapprochant de la taille de la zostère naine.

Ces premières observations ont été effectuées au Royaume-Uni, dans le golfe du Morbihan, dans le bassin d'Arcachon et, plus récemment, à Saint-Malo (Becheler *et al.*, 2010). Cette forme a été considérée alternativement comme une autre espèce de zostère (*Zostera angustifolia* ou *Zostera hornemaniana*) (Percival *et al.*, 1996 ; Provan *et al.*, 2008 in Becheler *et al.*, 2010) ou comme un écotype (den Hartog, 1970 ; de Heij et Nienhus, 1992 in Becheler *et al.*, 2010). Un écotype est une variation morphologique d'une espèce due à des conditions particulières du milieu.

En 1970, den Hartog, considère que la zostère marine présente deux écotypes : une forme subtidale à feuilles longues et larges (désignée sous le terme, magnozostéride) et une forme intertidale dont les feuilles sont plus courtes et plus étroites (désignée sous le terme, parvozostéride) (Auby *et al.*, 2011).

Plusieurs études génétiques, dont celle de Becheler *et al.* (2010) ont montré qu'il s'agit d'une zostère marine (puisque aucune différence génétique ne distingue la forme intermédiaire de la zostère marine) qui se développe plus haut sur l'estran et dont la taille est plus petite, du fait de conditions du milieu qui lui sont moins favorables.

Becheler *et al.* (2010) ont observé l'écotype à Saint-Malo, dans une zone d'herbier particulièrement soumise à une pression de pêche à pied de palourdes pendant les grandes marées d'équinoxe. Dans le bassin d'Arcachon, l'écotype *Zostera marina v. angustifolia* dans des zones à zostère naine, dans des conditions plus difficiles : fortes variations de température, de salinité, de pH et de concentration en oxygène. (Auby, com. pers. in Becheler *et al.*, 2010). Ces éléments suggèrent que *Zostera marina v. angustifolia* est un écotype qui se développerait dans des conditions perturbées et serait l'expression la plus extrême de la plasticité phénotypique (capacité à s'adapter à différentes conditions de vie) de la zostère marine (Becheler *et al.*, 2010).

2 MODE DE VIE

2.1 SUBSTRAT

Les zostères s'établissent sur des sédiments meubles : graviers, sables, vases.

Les herbiers ne sont donc pas en compétition spatiale avec les macroalgues qui se fixent généralement sur les fonds rocheux (Hily, 2006).

La distribution spatiale des deux espèces est différente :

- La zostère marine se développe dans la zone infralittorale, c'est-à-dire du bas de l'estran jusqu'à 3 à 4 mètres de profondeur (exceptionnellement 10 m). Les feuilles mesurent entre 30 cm et 1,20 m (taille maximale généralement admise) (Hily, 2006 ; Hily et Bajjouk, 2010). Hily a observé des feuilles de zostères marines beaucoup plus grandes dans l'archipel de Molène, où elles s'établissent sur des fonds sableux. Certains pieds atteignent 1,60 m (Figure 5) et la taille record mesurée est de 2,10 mètres.
- La zostère naine se développe dans la zone médiolittorale inférieure, c'est-à-dire au milieu et au bas de l'estran. Elle est émergée de 40 à 70 % du temps (Hily et Bajjouk, 2010). D'après Ranwell et al, 1974 *in* (Auby, 1991), le développement de la zostère naine est favorisé dans les zones d'équilibre entre forces d'accrétion et d'érosion.

Ainsi les deux espèces ne se rencontrent qu'en bas d'estran ou plus haut sur l'estran si la surface du sédiment présente des cuvettes permettant à la zostère marine de rester immergée (Hily, 2006 ; Hily et Bajjouk, 2010).



Figure 5. Zostère marine exceptionnellement grande dans l'archipel de Molène (Extraite de Hily et Bajjouk, 2010).

2.2 CYCLE DE CROISSANCE

A l'image de la plupart des plantes à fleurs terrestres, les zostères connaissent un développement saisonnier. La croissance est stimulée au printemps sous l'influence de la lumière et de la température. En été, les conditions hydrologiques plus calmes, l'augmentation de la température et du taux d'ensoleillement, favorisent la croissance des feuilles. Elles atteignent leur longueur maximale à la fin de l'été. A l'automne, la baisse de la température et les premières tempêtes entraînent une chute importante des feuilles. Cependant, le développement des zostères n'est pas complètement arrêté, même à basses températures (Hily *et al.*, 2002) (Figure 6).

Hily *et al.* (2002) ont montré chez la zostère marine que le nombre de feuilles par plant dépendait de la production de feuilles et de leur dégradation. Ils ont estimé une durée de vie moyenne des feuilles de 71 jours et le temps entre la formation d'une feuille et la suivante de 21 jours (ce temps est appelé « plastochrone »).

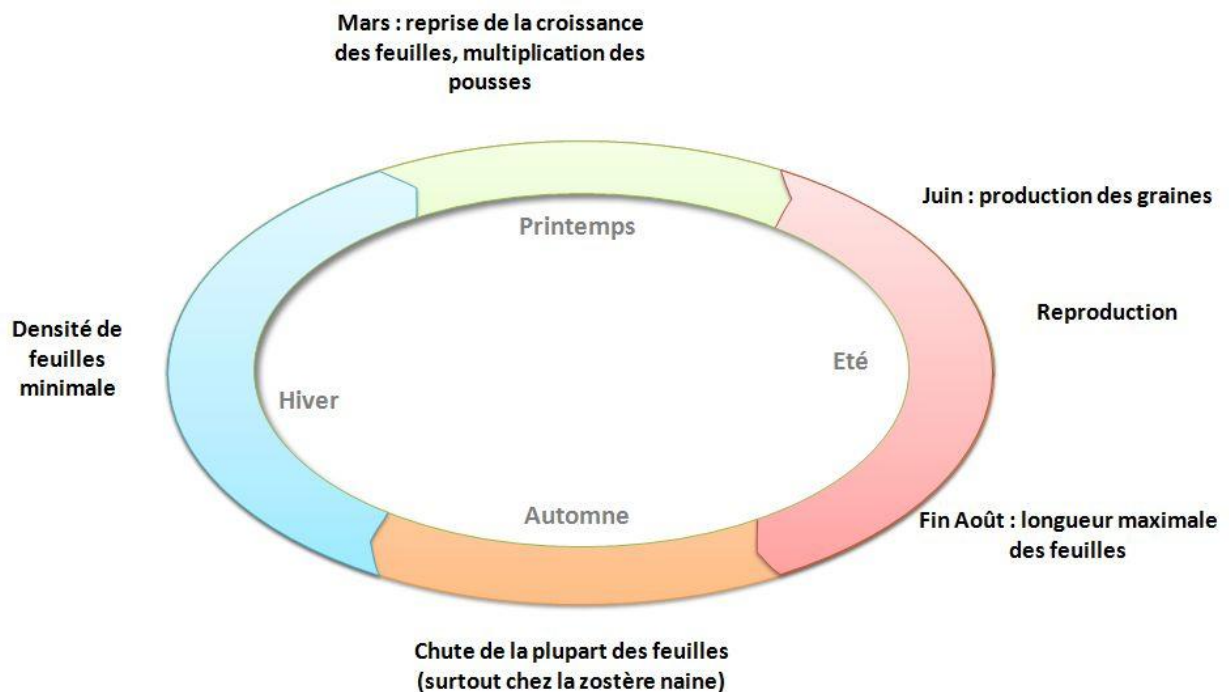


Figure 6. Cycle annuel de développement des zostères (Réalisation : B. Angst).

Ces évolutions saisonnières peuvent être examinées *via* la mesure de la biomasse ou masse de matière végétale vivante. Les scientifiques étudiant la biomasse des zostères ont distingué trois parties :

- La partie souterraine de la plante (below-ground), correspondant aux rhizomes et aux racines ;
- La partie aérienne végétative de la plante (above-ground vegetative), correspondant aux feuilles ;
- La partie aérienne reproductrice de la plante (above-ground generative), correspondant aux feuilles reproductrices (Auby et Labourg, 1996).

Les figures suivantes (Figure 7 et Figure 8) représentent l'évolution sur une année (janvier 1984-janvier 1985) de la densité et de la biomasse de zostères naines dans le bassin d'Arcachon en quatre lieux différents. Ces évolutions suivent une courbe unimodale (un pic) qui illustre le fait que les densités maximales sont atteintes en été, pour les parties « aériennes » des plantes. (Perez et Camp, 1986; Vermaat *et al.*, 1987; Perez-Llorens et Niell, 1993; Philippart, 1995 *in* Auby et Labourg, 1996). Les courbes montrent des différences entre les stations que les auteurs expliquent notamment par des conditions différentes, principalement de lumière, entre l'entrée et le fond du bassin d'Arcachon (Auby et Labourg, 1996).

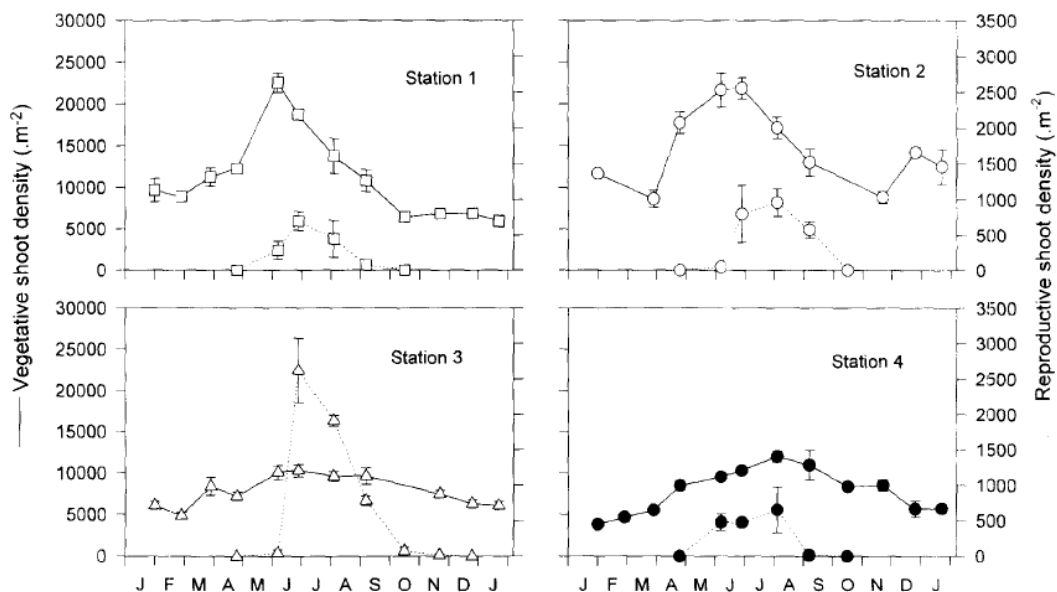


Figure 7. Evolution saisonnière de la densité des parties « aériennes » de zostères naines dans le bassin d'Arcachon de janvier 1984 à janvier 1985 à quatre stations différentes en nombre de feuilles par mètre carré. La courbe en trait plein représente la densité de la partie aérienne végétative (échelle à gauche de la figure) et la courbe en pointillés représente la densité de la partie aérienne reproductrice (échelle à droite de la figure) (Extraite d'Auby et Labourg, 1996).

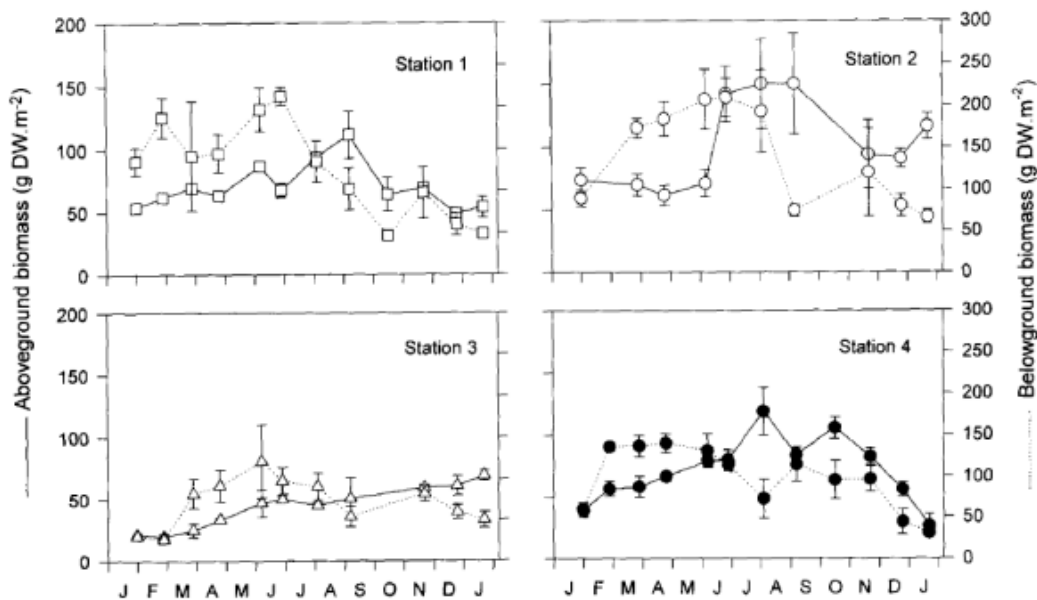


Figure 8. Evolution saisonnière de la biomasse de zostères naines dans le bassin d'Arcachon de janvier 1984 à janvier 1985 à quatre stations différentes, en grammes de poids sec par mètre carré. La courbe en trait plein représente la biomasse de la partie aérienne végétative (échelle à gauche de la figure) et la courbe en pointillés représente la biomasse de la partie souterraine (échelle à droite de la figure) (Extraite d'Auby et Labourg, 1996).

La biomasse des parties souterraines de la zostère naine suit globalement la même tendance que celle des parties aériennes : les valeurs minimales sont observées au début de l'hiver, puis la biomasse augmente très rapidement et les valeurs maximales sont atteintes à la fin du printemps. Ainsi, les biomasses maximales des parties souterraines sont atteintes avant celles des feuilles. Ce décalage s'explique par le fait que les zostères puisent les sels nutritifs par les racines. A ce propos, Aioi (1980, *in* Auby et Labourg, 1996) a observé des valeurs de biomasse des parties souterraines de zostères marines plus élevées, pour les plantes localisées sur des sédiments sableux que sur des sédiments vaseux. Ce phénomène, s'expliquerait par une adaptation au milieu, puisque les milieux sableux sont globalement moins riches en sels nutritifs que les milieux vaseux (Short, 1983 *in* Auby et Labourg, 1996) et les plantes ont donc besoin de développer davantage leur réseau racinaire pour puiser les sels nutritifs.

Les mesures de biomasses (exprimées en poids sec (PS) ou dry weight (DW) en anglais) permettent alors d'estimer grossièrement la production nette, c'est-à-dire, la quantité de biomasse produite par unité de surface pendant une unité de temps. Pour calculer la production annuelle des zostères naines du bassin d'Arcachon, Auby et Labourg (1996) ont estimé une biomasse annuelle des feuilles de 280 g PS/m²/an et une biomasse annuelle des racines et des rhizomes de 231 g PS/m²/an. Ils ont alors estimé une production de biomasse totale des zostères naines de l'ensemble du bassin d'Arcachon (environ 70 km²) pour les données de janvier 1984 à janvier 1985 à 35 600 T PS/an. Même si la production annuelle des zostères naines est inférieure à celle des zostères marines, les grandes surfaces de zostères naines du bassin d'Arcachon en font un élément important de la production primaire totale (Auby et Labourg, 1996).

Enfin, il est important de noter que la croissance des zostères est fortement influencée par les conditions du milieu. Ainsi Hily *et al.* (2002) ont observé des croissances différentes entre trois sites du nord Finistère (Plougerneau, Plougouvelin et la rade de Brest) résultant des paramètres régionaux mais également de paramètres très locaux.

2.3 REPRODUCTION

La reproduction des zostères peut s'effectuer de deux manières :

- une reproduction dite asexuée (ou multiplication végétative) par l'allongement des rhizomes ;
- une reproduction dite sexuée par la production de propagules (graines sans fruits) (Becheler *et al.*, 2010).

2.3.1 LA REPRODUCTION ASEXUEE

La reproduction asexuée signifie qu'il n'y a pas de production d'organes reproducteurs. C'est un phénomène fréquemment observé dans la nature. Chez les plantes, on utilise le plus souvent le terme de multiplication végétative. Pour les plantes à rhizomes, comme les zostères marines et naines, c'est l'allongement du rhizome qui soutiendra le développement de nouvelles feuilles. Ce mode de reproduction permet d'augmenter l'emprise spatiale des zostères à un endroit donné.

2.3.2 LA REPRODUCTION SEXUEE

Les feuilles reproductrices (qui supportent les fleurs) sont différentes des autres : elles sont de section ronde et sont plus longues que les autres feuilles (Figure 9) (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).



Figure 9. Emission du pollen (fleurs mâles) de zostère marine (Extraite de Hily et Bajjouk, 2010).

Il existe deux modes de dispersion des graines :

- elle peut se faire sur de longues distances en particulier lorsque l'ensemble du pied reproducteur se détache et flotte au gré des courants. Ce processus est essentiel pour expliquer le développement de nouveaux herbiers éloignés de plusieurs kilomètres (Becheler *et al.*, 2010; Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).
- les graines, détachées des plants, peuvent être emportées par les courants. Cela se fait sur des distances plus réduites que lorsque des plants entiers sont emportés. Les graines sont recouvertes de bulles de gaz qui favorisent la flottabilité. Des graines à la dérive ont été observées sur une distance pouvant excéder 200 m (Churchill *et al.*, 1985 in Becheler *et al.*, 2010).

Les deux types de reproduction renvoient à des stratégies adaptatives différentes, influencées par les conditions de vie. Dans des conditions environnementales et démographiques stables, la multiplication végétative est favorisée, pour étendre spatialement la population. En revanche, dans des conditions perturbées, la reproduction sexuée, qui favorise la diversité génétique et donc les chances de survie de la population, est observée (Orth *et al.*, 1979 in Auby et Labourg, 1996) (Alexandre *et al.*, 2005 in Becheler *et al.*, 2010).

La diversité génétique des herbiers est influencée par différents facteurs : la taille de la population, la dispersion spatiale des graines et le succès du recrutement de nouvelles propagules (c'est-à-dire l'efficacité de la germination).

Cette diversité génétique peut se mesurer par la richesse allélique (nombre d'allèles présents sur un locus donné pour un gène) et/ou l'hétérozygotie (différence entre les deux copies d'un même gène), (Olsen *et al.*, 2004 in Becheler *et al.*, 2010).

Sur les six sites REBENT étudiés : Saint-Malo, l'Arcouest, Callot, Sainte-Marguerite, Roscanvel et Arradon, seulement deux haplotypes se différencient d'un seul nucléotide. Un haplotype est un ensemble de gènes situés côte à côte sur un chromosome. Ils sont généralement transmis ensemble à la génération suivante, et sont dits « génétiquement liés ». Un nucléotide est l'unité de construction des acides nucléiques (ADN ou ARN) (futurascience.com).

Cette différence distingue l'herbier d'Arradon (golfe du Morbihan) des cinq autres sites (Becheler *et al.*, 2010).

Les ressemblances génétiques les plus fortes sont observées dans un site, entre deux quadrats, ce qui met en évidence une faible dispersion entre les sites : de 10 mètres à plusieurs dizaines de mètres. Ceci laisse penser que la propagation clonale par élongation des rhizomes explique la dispersion jusqu'à plusieurs dizaines de mètres comme précédemment observé chez *Cymodocea nodosa* (Alberto *et al.*, 2005 in Becheler *et al.*, 2010), *Zostera noltii* (Ruggiero *et al.*, 2005 in Becheler *et al.*, 2010) et *Posidonia oceanica* (Arnaud-Haond *et al.*, 2007 in Becheler *et al.*, 2010).

3 REPARTITION GEOGRAPHIQUE

Les zostères marines et naines sont présentes en Atlantique et dans le Pacifique. On les retrouve aux Etats-Unis, au Japon, en Europe de l'ouest et en Afrique de l'ouest.

3.1 DISTRIBUTION MONDIALE ET EUROPEENNE

La zostère marine est une espèce tempérée-froide que l'on retrouve surtout dans l'hémisphère nord, sur les côtes pacifiques et atlantiques. Sa limite sud de répartition, dans l'hémisphère nord se situe au Mexique dans l'océan Pacifique et sur la côte sud du Portugal dans l'océan Atlantique. Elle est également présente dans le nord de la Méditerranée. La carte suivante représente la répartition mondiale de la zostère marine (Figure 10).

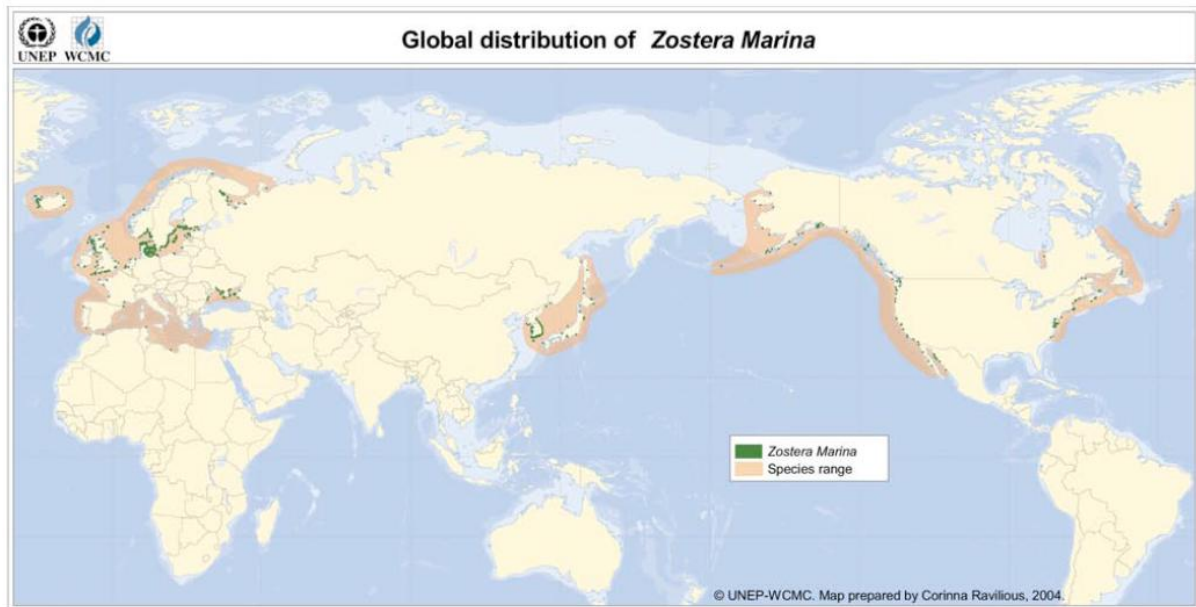


Figure 10. Présence mondiale de la zostère marine (en vert) et son aire de répartition (en beige) (UNEP – WCMC Corinna Ravillous, 2004 ; extraite d'une synthèse sur la sensibilisation et l'éducation à la zostère marine au Québec, CREGIM, 2006).

La zostère marine a également été observée en Australie (<http://doris.ffessm.fr>).

La zostère naine est présente globalement dans les mêmes zones que la zostère marine. Elle possède plus d'affinités avec les eaux plus chaudes, la limite sud de la zostère naine en Atlantique, se situant en Mauritanie (banc d'Arguin).

Dans le cadre de cette étude, une attention plus particulière est apportée à la répartition des zostères en Europe de l'ouest. La carte suivante (Figure 11) représente les principaux herbiers de zostères marines et naines de la partie nord-ouest de l'Europe.

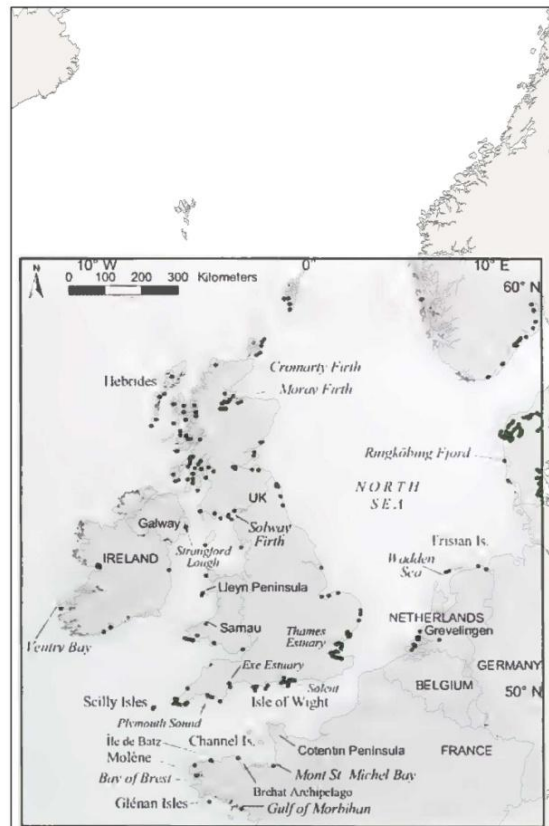


Figure 11. Les principaux herbiers de zostères marines et naines d'Europe du nord-ouest (Modifiée d'après Green et Short, 2003).

Au Royaume-Uni, la zostère marine est l'espèce de plante à fleurs marines la plus commune, largement distribuée le long des côtes d'Angleterre, d'Ecosse et du Pays de Galles, sous forme de patchs. Les plus grands herbiers se situent sur la côte ouest de l'Ecosse, incluant l'archipel des Hébrides, et au sud-ouest de l'Angleterre (Devon, Cornouaille), ainsi que les îles Scilly et les îles anglo-normandes (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

En Irlande, Whelan a réalisé en 1986 une campagne de recensement des zostères. La zostère marine est fréquemment présente le long des côtes en zone subtidale (baie de Ventry, baie de Galway et à l'ouest de Cork) (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

Les côtes sableuses exposées de la Mer du Nord, du Danemark, de l'Allemagne, des Pays-Bas, de la Belgique et de la France sont dépourvues d'herbiers marins (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

Le long des côtes danoises, des zostères marines sont présentes dans le Fjord de Ringkøbing (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

Des zostères sont présentes en Mer de Wadden (Pays-Bas), qui est protégée du fort hydrodynamisme de l'océan par les îles de la Frise. Dans la partie sud des Pays-Bas, les zostères marines et naines sont présentes dans les estuaires et les embouchures du Rhin et de la Meuse. Des parties de ces fleuves ont été endiguées pendant la seconde moitié du XX^e siècle, c'est pourquoi on observe des herbiers de zostères marines dans les lacs de Grevelingen et de Veere (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

En France les zostères naines et marines sont largement distribuées. Les espèces des milieux saumâtres, *Ruppia maritima* et *Ruppia cirrhosa* sont moins répandues et peu connues. De nombreux petits herbiers sont présents sur les côtes de la Manche, du Cotentin à l'ouest de la Bretagne et sur la côte atlantique de l'ouest de la Bretagne au sud du golfe de Gascogne. Ce sont des herbiers subtidiaux autour des îles de Molène et de l'archipel des Glénan ou des herbiers beaucoup plus importants dans des baies protégées (rade de Brest, golfe du Morbihan et bassin d'Arcachon) (Figure 12) (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003 ; Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

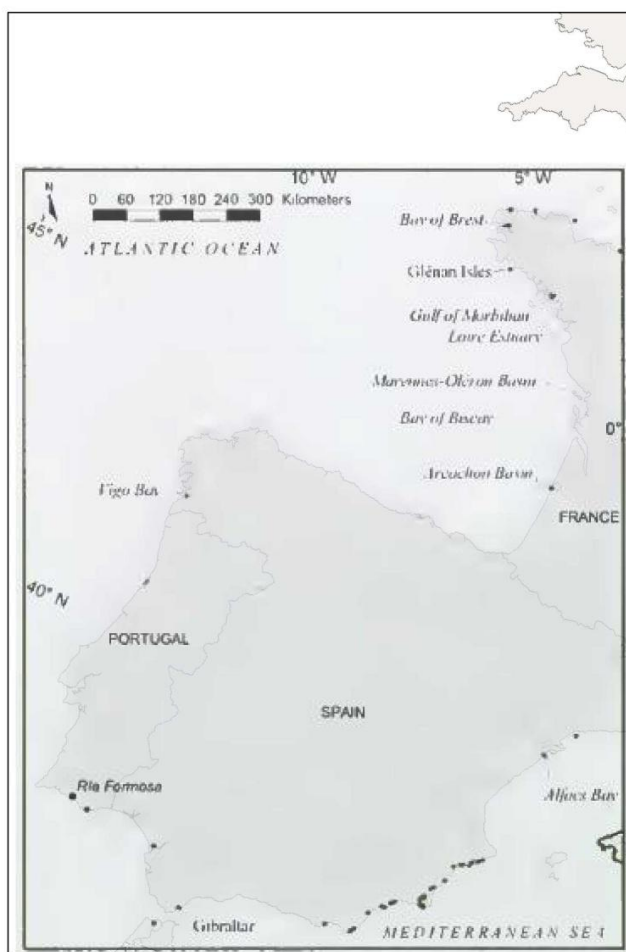


Figure 12. Les principaux herbiers de zostères marines et naines d'Europe du sud-ouest (Modifiée d'après Green et Short, 2003).

En Espagne et au Portugal, les herbiers de zostères se situent aux embouchures de rias et dans des baies abritées (baie de Vigo, par exemple). La zostère naine est surtout présente sur de larges vasières intertidales, notamment dans la ria Formosa au sud du Portugal. La limite sud de répartition de la zostère marine se situe à Gibraltar (Hily *et al.*, 2003 in Green et Short, 2003).

3.2 DISTRIBUTION EN FRANCE METROPOLITAINE

Comme mentionné précédemment, les zostères marines et naines sont distribuées le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique ; du Cotentin au bassin d'Arcachon (Hily, 2006 ; Hily et Bajjouk, 2010).

Leur absence au nord et au sud de ces lieux est liée à l'absence de sites propices à leur développement.

En Bretagne, il existe des herbiers de différentes tailles selon les sites. Les plus grands herbiers sont localisés le long des côtes de Dinard, Paimpol, Roscoff, Plougerneau, en rade de Brest, autour des Glénan et dans le golfe du Morbihan (plus grandes superficies bretonnes) (Figure 13). Hormis ces sites, il existe des herbiers de taille très modeste (de quelques m² à une centaine de m²); correspondant aux vestiges de l'immense herbier qui ceinturait, autrefois les côtes bretonnes, avant la maladie du dépérissement (wasting disease) survenue au début des années 1930 dans l'Atlantique nord (cf. Chapitre 2).

Au sud de la Loire, les herbiers se situent à l'abri des îles (ex : Noirmoutier, Ré et Oléron).

La plus grande superficie d'herbiers se situe dans le bassin d'Arcachon avec 4570 ha de zostères naines en 2007 et 100 ha en 2008 de zostères marines (Plus *et al.*, 2010). Ces surfaces sont en forte régression depuis le début des années 1990 (Auby *et al.*, 2011 ; Plus *et al.*, 2010). Dans sa thèse en 1991, Auby, mentionnait des surfaces d'herbiers de 7014 ha de zostères naines et 426 ha de zostères marines.

Elles sont également présentes en Méditerranée, notamment dans les lagunes. L'étang de Thau concentre une superficie importante d'herbiers (Plus *et al.*, 2001).

La connaissance des superficies d'herbiers nécessite un important travail de suivi des sites, principalement par observations et analyses d'images aériennes.

Les connaissances en France métropolitaine se sont nettement améliorées depuis les années 1990 et notamment par un inventaire exhaustif des herbiers bretons réalisé par Hily en 1998-1999 (Hily et Bajjouk, 2010). Avant l'initiative de C. Hily en 1998-1999, soutenue par la DIREN et la Région Bretagne, aucun document de synthèse n'était disponible sur ces espèces et les habitats qu'elles créent. Ce travail a permis de réaliser un premier inventaire faunistique et floristique des herbiers de zostères en Bretagne et de proposer la désignation d'habitats d'herbiers au titre des ZNIEFF (Zone Naturelle d'intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique)¹ (Hily et Bajjouk, 2010).

Depuis les années 2000, les travaux sur les herbiers se sont multipliés grâce en particulier à la mise en place du Réseau Benthique de l'Ifremer (REBENT) qui a retenu les herbiers comme habitats à suivre et à cartographier dans le cadre de la surveillance des habitats benthiques côtiers (cf. Chapitre 4).

Un important travail de cartographie a permis la création d'un atlas des herbiers de zostères marines et naines à l'échelle de la Bretagne (Corbeau et Rollet, 2008 *in* Hily et Bajjouk, 2010) (Figure 13).

Aujourd'hui les herbiers constituent également un indicateur de qualité du milieu utilisé dans le cadre de l'application de la directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE, directive n°2000/60) (cf. Chapitre 4).

¹ Pour plus d'informations au sujet des ZNIEFF, consulter (Simian et al. 2009). Cf. Références bibliographiques.

Les herbiers de zostères de la région Bretagne

Inventaire cartographique reposant sur des données hétérogènes historiques et récentes (1997 à 2007) ; la situation peut donc avoir évolué.

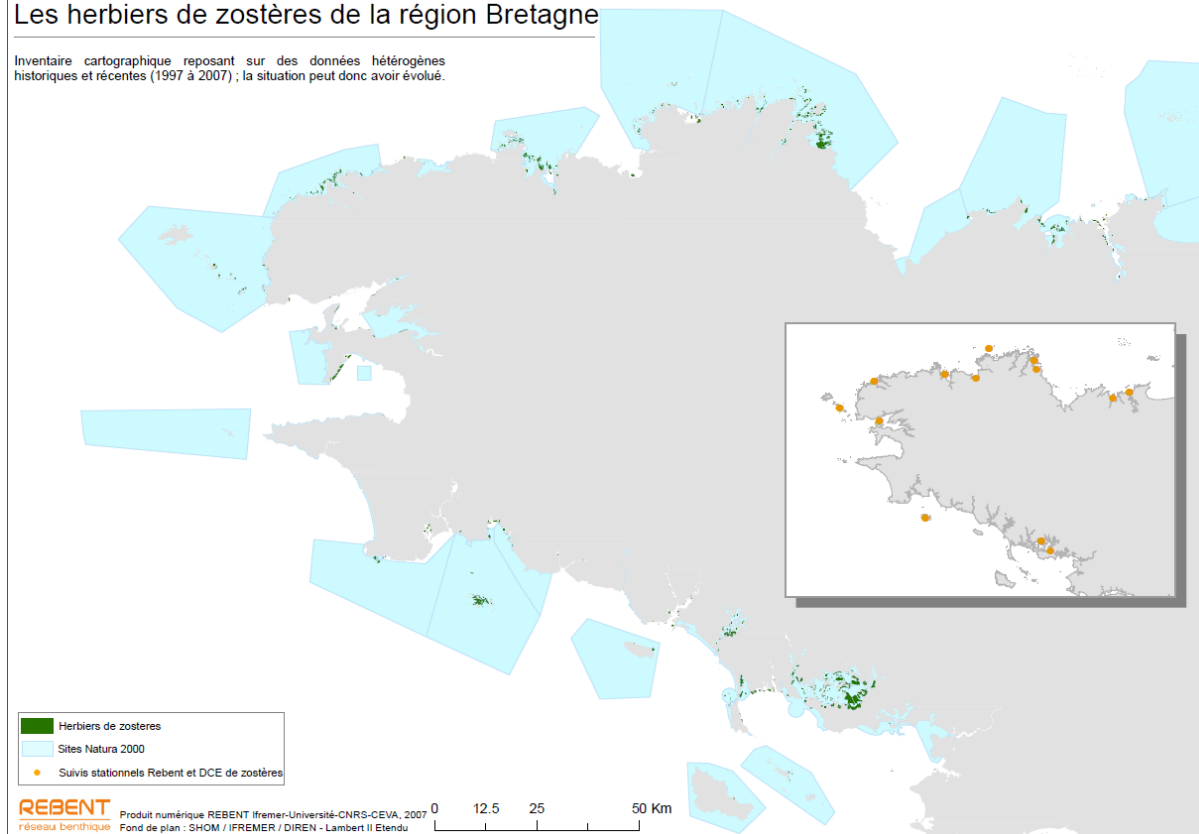


Figure 13. Répartition des herbiers de zostères de la région Bretagne de 1997 à 2007 (Source : REBENT : <http://www.rebent.org/>).

3.3 DISTRIBUTION DANS LE GOLFE DU MORBIHAN

Le golfe du Morbihan est une sorte de mer intérieure de 11 500 hectares, parsemée d'îles et d'îlots. Les échanges avec l'océan se manifestent par de violents courants de marée au niveau du goulet de Port-Navalo, large de 900 mètres environ (Denis, 1980).

Le golfe du Morbihan est généralement divisé en deux grands bassins :

- le bassin occidental, à l'ouest de l'île-aux-Moines, où les îles et les îlots sont battus par les forts courants de marée. Les habitats marins sont essentiellement rocheux et se caractérisent surtout par des espèces fixées : algues et gorgones (Denis, 1980).
- le bassin oriental, à l'est de l'île-aux-Moines, est composé essentiellement de grandes étendues de sédiments meubles. Les platiers vaseux occupent une superficie d'environ 7 000 ha dont 4 300 en moyenne émergent régulièrement à marée basse. Une grande partie de ces platiers supporte les herbiers de zostères (Denis, 1980).

Les herbiers de zostères du golfe du Morbihan ont été particulièrement étudiés dans les années 1970-1980 par Roger Mahéo, alors chercheur à l'université de Rennes et basé à la station biologique de Bailleron, île située dans le bassin oriental du golfe du Morbihan. D'importantes études ont également été menées dans le cadre de la thèse de Pierre Denis (1978, 1979, 1980, 1982, 1983) encadrée par Roger Mahéo. Les informations présentées ci-dessous sont issues de ces études (Denis, 1979 ; Denis, 1980 (a) ; Denis, 1980 (b) et Denis, 1982).

3.3.1 LES PARAMETRES DU MILIEU

Voici les principales caractéristiques de l'environnement physico-chimique et hydrologique du golfe du Morbihan d'après Denis (1979).

La température de l'eau

Dans le golfe du Morbihan, la température de l'eau suit d'assez près la température atmosphérique. Le cycle annuel présente un maximum moyen estival de 20°C qui peut occasionnellement atteindre 25 à 27°C et un minimum hivernal d'environ 6°C (extrême à 3,5°C exceptionnellement).

La salinité

La salinité de l'eau de mer évolue également selon un cycle annuel assez régulier qui oscille de 35 à 36 l'été, à 25 à 30 l'hiver. Cette évolution annuelle se trouve en relation avec le régime des précipitations dans le bassin versant du golfe (plus de 600 km²). Les gradients de salinité donnent à l'hydrologie du golfe du Morbihan un caractère estuarien.

La turbidité de l'eau

Les sédiments fins qui constituent les fonds meubles du golfe du Morbihan sont très facilement remis en suspension lors de la moindre agitation. Ce phénomène rend les eaux très turbides, limitant par là même la pénétration du rayonnement solaire, donc l'extension en profondeur des plantes marines.

Les marées

L'étroitesse du goulet de Port-Navalo et la configuration du golfe du Morbihan perturbent le cycle normal de la marée (Henry, 1935; Rouch, 1961 *in* Denis 1979). En fait, l'amplitude des marées, assez faible (5 m à l'entrée et 3 m au fond du golfe) dépend en partie de la direction du vent et de la pression atmosphérique.

3.3.2 EVOLUTION DES SUPERFICIES D'HERBIERS

L'évolution historique

L'évolution historique des herbiers de zostères du golfe du Morbihan est liée à l'évolution mondiale de ces plantes (Denis, 1979). Dans le golfe du Morbihan, la zostère marine prospérait sur l'ensemble des platiers découvrant à marée basse ou plus profonds au début du XX^e siècle. En 1931 et 1932, on observa une disparition soudaine de la quasi-totalité des herbiers (nommée « Wasting disease ») des Etats-Unis et d'Europe, sauf ceux de la Méditerranée (Lami, 1933; Blackburn, 1934; Rasmussen, 1977 *in* Denis et Mahéo, 1980). La disparition des herbiers morbihannais a été décrite par Prenant (1934) et Marseille (1935) *in* Denis (1979).

Les substrats vaseux, qui n'étaient plus retenus par le réseau des racines et des rhizomes, subirent alors une importante érosion. Ce phénomène a abouti, dans le golfe du Morbihan, à l'établissement d'un nouveau profil d'équilibre caractérisé par un abaissement général du niveau des vasières et un comblement des chenaux (Dalido, 1948 *in* Denis 1979).

C'est seulement vers 1951-1953 que l'on a pu constater la recolonisation de très nombreux sites par les deux espèces, ou l'une seulement (Denis, 1979).

La répartition entre 1960 et 1991

Entre 1960 et 1991, quatre cartes de superficies des herbiers de zostères marines et naines ont été réalisées par Mahéo avec un pas de temps d'environ 10 ans (Figure 14, Figure 15, Figure 16 et Figure 17). Le tableau ci-dessous indique ces superficies (Tableau 1)

Période	1960-1962	1968-1972	1978-1982	1990-1991
Superficie de zostères naines (en ha)	1 170-1 310	1 130-1 260	1 300-1 390	1 100-1 300
Superficie de zostères marines (en ha)	80-110	1 420-1 540	530-580	450-550
Total (en ha)	1 250-1 420	2 550-2 800	1 830-1 970	1 550-1 850

Tableau 1. Superficies en hectares des herbiers de zostères naines, de zostères marines et le total entre 1960 et 1991 (D'après Mahéo, 1992).

L'étude de Denis (1979) apporte des éléments relatifs à l'évolution des herbiers entre 1960 et 1979, énoncés ci-dessous.

La répartition entre 1960 et 1964

La répartition des herbiers de zostères du golfe du Morbihan entre 1960 et 1964 a pu être établie d'après les travaux de Glémarec (1964) et de Voisin (1968) et grâce à des observations de Mahéo et de Le Roux (Figure 14).

La zostère marine n'était pas encore réinstallée à cette époque. La localisation très morcelée des herbiers de zostère marine le long des principaux chenaux (Ile-Aux-Moines, Irus, Berder, Drenec, Ile d'Arz) et leur faible étendue (100 ha au total) permettent de supposer qu'il s'agit des vestiges du vaste herbier signalé avant 1930.

La zostère naine était relativement bien distribuée sur les vasières intertidales de la partie orientale du golfe du Morbihan. Elle a pu coloniser, sur l'estran, une partie des emplacements laissés libres par la disparition des zostères marines. Elle couvrait alors, dans l'ensemble du golfe du Morbihan, une superficie d'environ 1 000 ha.

Les herbiers de zostères (marine et naine) représentaient une superficie d'environ 1 100 ha dans les années 1960 (Denis, 1979).

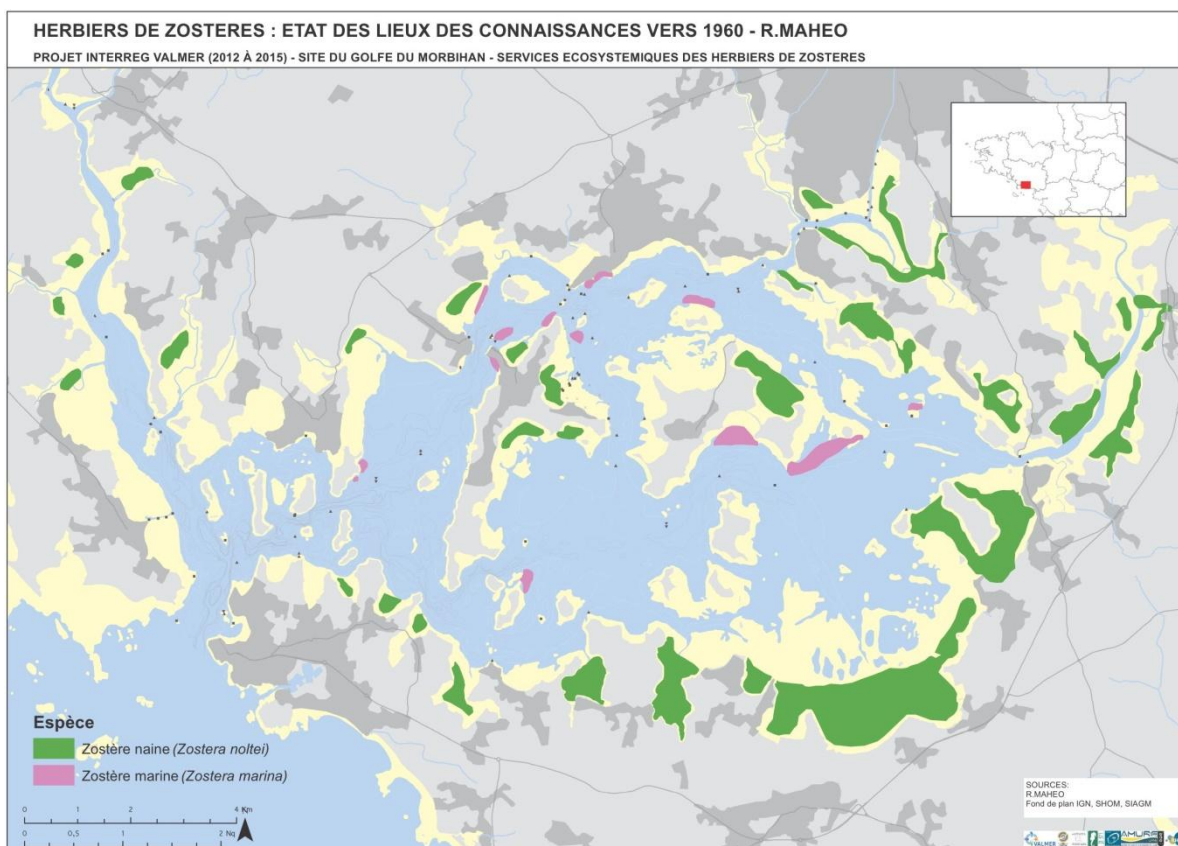


Figure 14. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1960 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).

La répartition entre 1965 et 1972

Au printemps 1963, un développement des zostères dans le golfe du Morbihan a été constaté. Ce n'était pas la « grande zostère » mais la « zostère moyenne », *Zostera marina* v. *angustifolia*, qui colonisa les vasières aux emplacements laissés libres par les parcs conchylicoles. Un tel cas a déjà été observé en Grande Bretagne par Wilson (1949 in Denis, 1979).

La période 1970-1972 correspond au maximum d'extension des herbiers morbihannais depuis leur disparition en 1931-1932 (Figure 15).

Zostera marina v. *angustifolia* a rapidement recouvert la majeure partie des platiers vaseux fortement imbibés d'eau de la partie orientale du golfe, en zone non exondable ainsi qu'en zone intertidale où son installation s'est en partie effectuée aux dépens de *Zostera noltei*, du moins dans la partie inférieure de l'aire de distribution de cette espèce. Au moment où les herbiers étaient à leur maximum d'extension, on pouvait observer un vaste herbier de *Zostera marina* v. *angustifolia*, dont la moitié se trouvait en zone intertidale, et qui couvrait plus de 1 200 ha d'un seul tenant, de Saint-Armel au Ruault. Avec ceux recensés à l'est de l'Île d'Arz et au nord de l'Île Brannec, la superficie couverte par la « zostère moyenne » atteignait 1 300 à 1 400 ha pour l'ensemble du golfe.

La zostère naine compensait alors en partie la diminution de son recouvrement aux dépens de *Zostera marina* v. *angustifolia* par une sensible extension de sa distribution dans les baies sud du golfe et la rivière d'Auray. Elle prospérait partout le long du littoral envasé et dans la plupart des criques et des baies. Bien que ne constituant pas un recouvrement continu, la superficie des herbiers de zostères naines était d'environ 1 200 ha entre 1965 et 1972. La répartition de la zostère marine était pratiquement identique à celle de la période précédemment décrite, environ 100 ha (Denis, 1979).

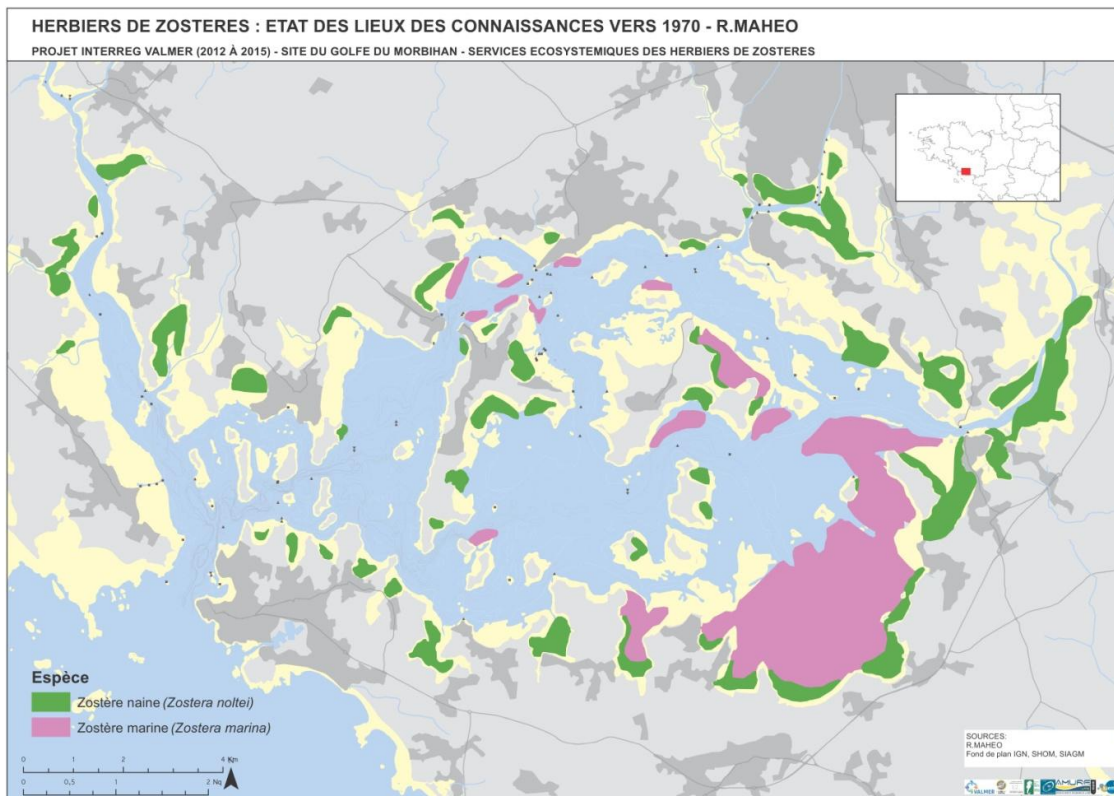


Figure 15. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1970 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).

La répartition en 1979

Le développement des zostères dans le golfe du Morbihan a été immédiatement suivi d'une brusque et spectaculaire régression des herbiers de *Zostera marina v. angustifolia*. Ces herbiers ne sont plus présents qu'à l'état de tâches éparées, essentiellement dans le bassin oriental. Leur superficie en 1979 était de moins de 200 ha, soit une diminution de plus de 86 % du couvert végétal en quelques années (Figure 16). D'après Denis (1979), les causes ne sont probablement pas à rechercher parmi des phénomènes purement locaux mais doivent sûrement appartenir à des processus agissant à grande échelle puisque des régressions ont également été observées en Allemagne et aux Pays-Bas au même moment (Michaelis *et al.*, 1971; den Hartog et Polderman, 1975 *in* Denis, 1979).

Les zostères naines, au fond des baies et le long du littoral envasé, couvraient une superficie comprise entre 1 300 et 1 390 ha.

Les herbiers de zostères marines, eux, ont vu leur superficie nettement augmenter au cours des années 1970. De grands herbiers se sont développés à l'est de l'île d'Arz, devant Arradon, près des îles Drenec, Spiren, Holavre, Logoden, Govihan, Berder, Bailleron ainsi que de très nombreux petits herbiers et tâches dans le bassin occidental. Tous ces herbiers couvraient une superficie totale proche de 400 ha, ce qui correspond à une augmentation de presque 400% depuis la période 1960-1964. La colonisation s'est effectuée souvent sur des parcs ostréicoles non entretenus depuis l'épizootie (maladie) qui décima l'huître plate dans le golfe du Morbihan dans les années 1975-1977. Entre 1978 et 1982, les herbiers morbihannais couvraient une superficie totale de près de 2 000 ha.

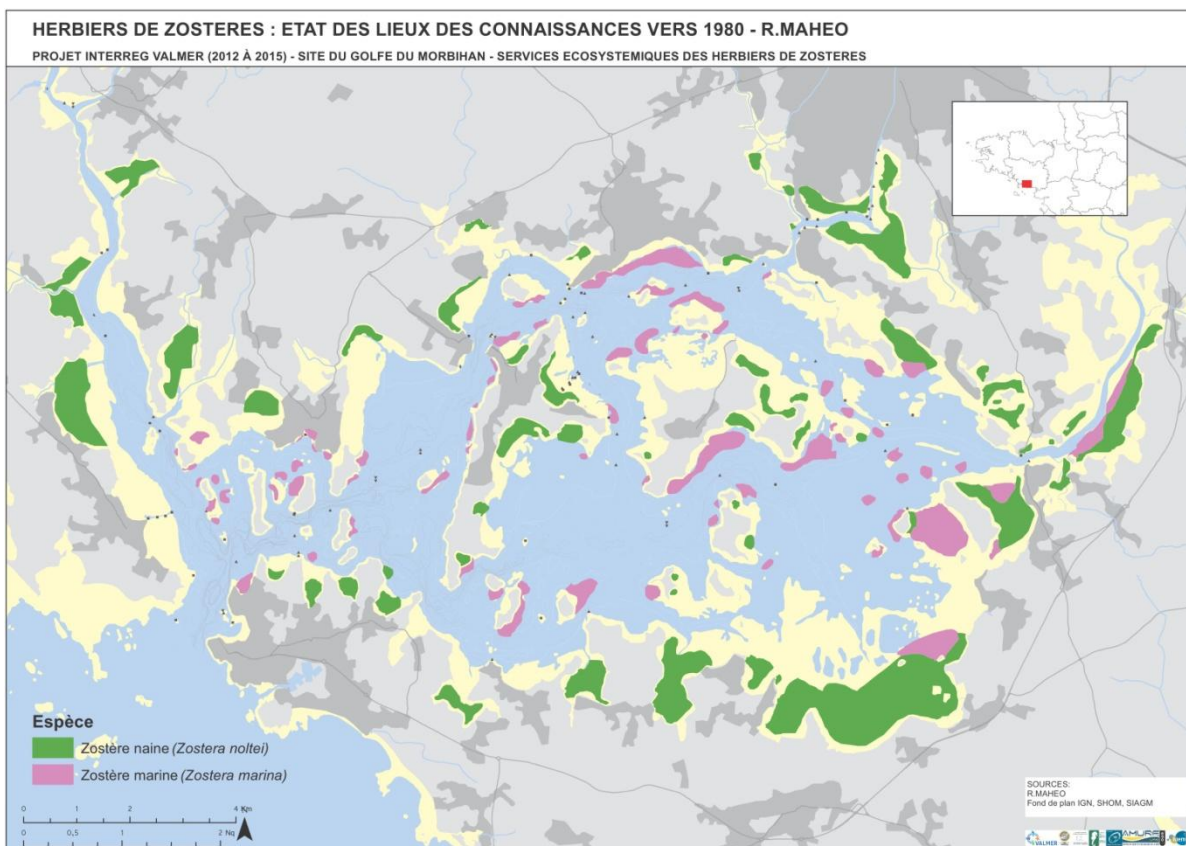


Figure 16. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1980 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).

L'évolution après 1979

L'évolution plus récente des superficies d'herbiers du golfe du Morbihan est moins bien connue. Il existe une carte de 1991 réalisée également par Mahéo (Figure 17).

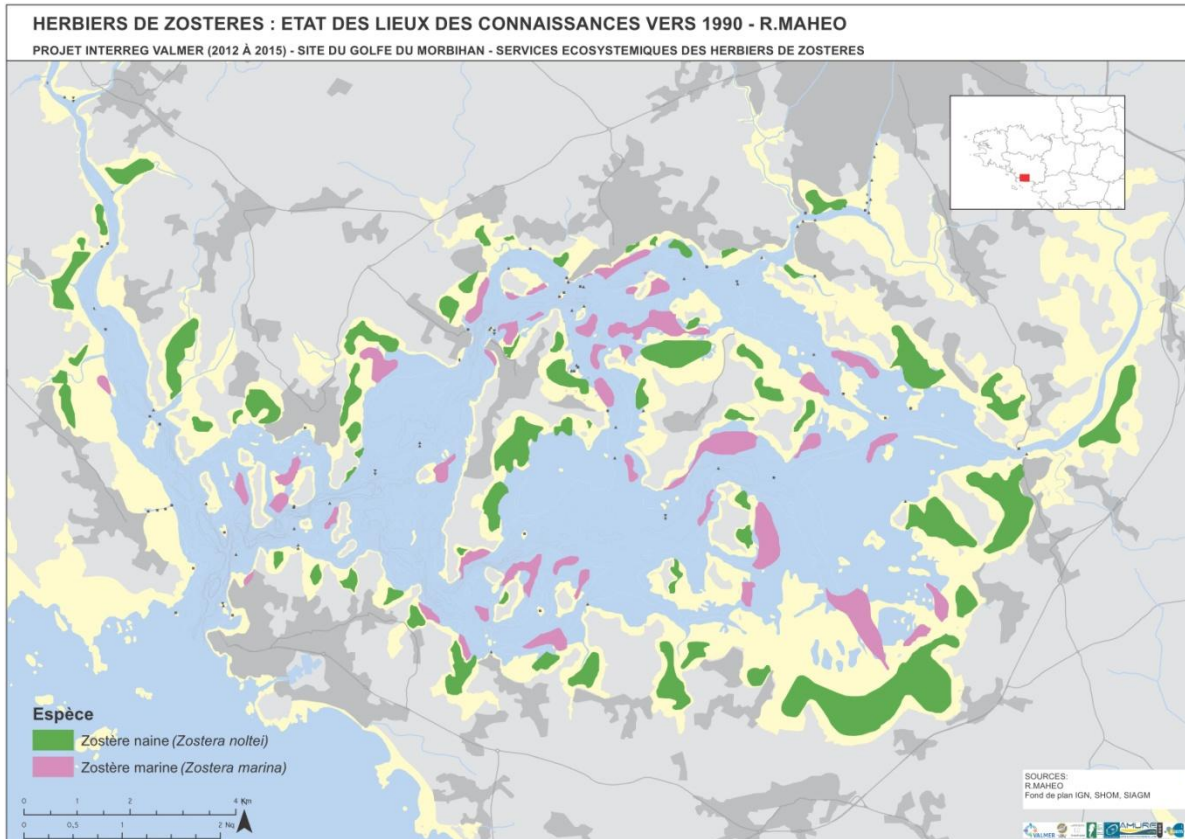


Figure 17. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1990 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).

Il existe des données de 2002 obtenues par Bernard et Chauvaud du bureau d'études TBM à partir de l'ortho-photo littorale de 2000 (Figure 18). Cette carte a été commandée dans le cadre de Natura 2000.

Les dernières superficies estimées en 2007 par le REBENT étaient de 1 100 ha de zostères marines et 720 ha de zostères naines (Figure 19). Il est important de noter que cette carte est une compilation de données de 2002, 2005 et 2007.

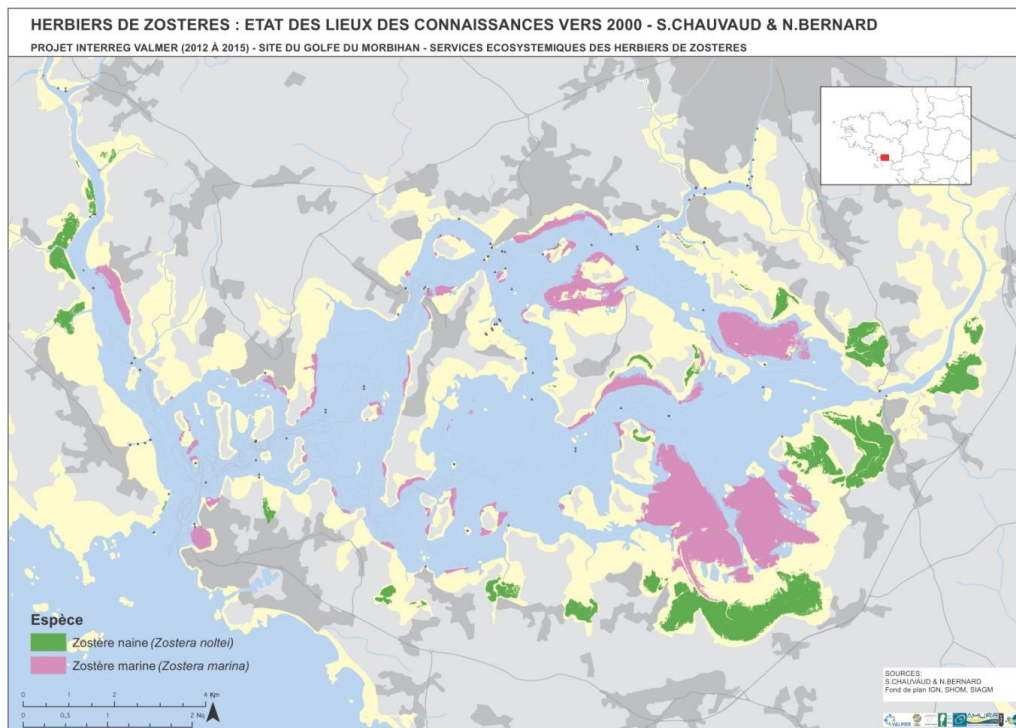


Figure 18. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 2000 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d’après les sources de Bernard et Chauvaud).

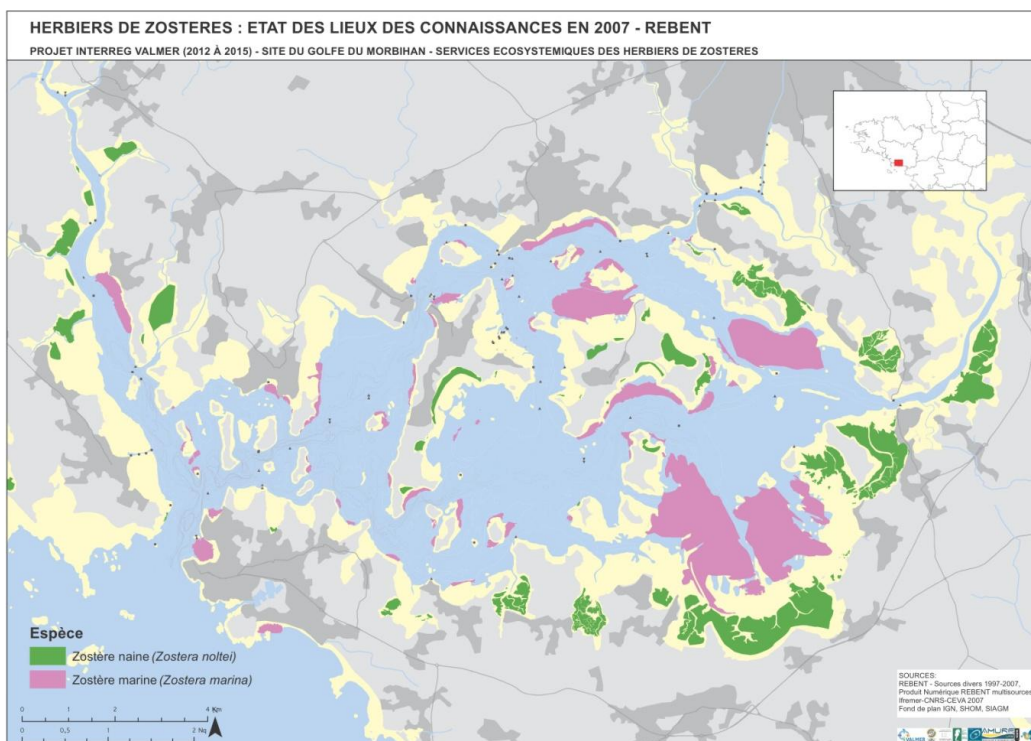


Figure 19. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 2007 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d’après des sources compilées par le Rebent).

La figure ci-dessous (Figure 20) représente l'évolution des superficies connues des zostères marines et naines entre 1960 et 2007.

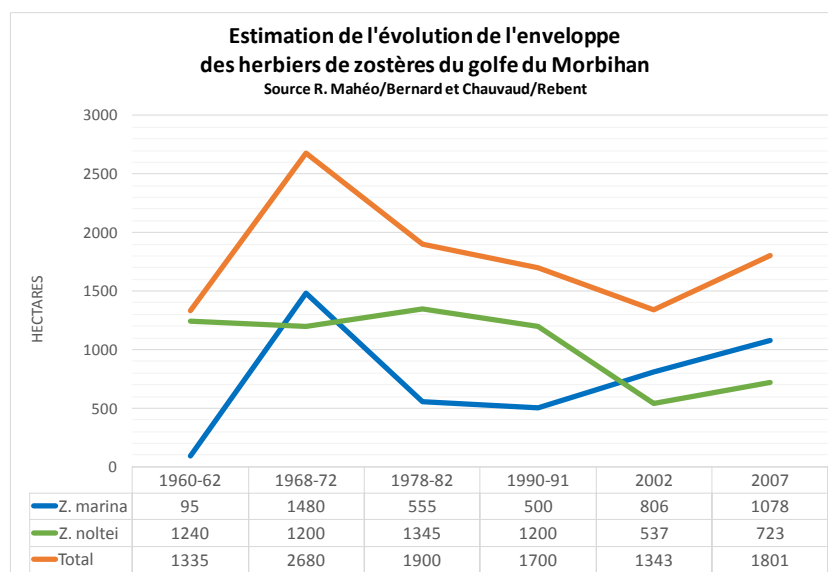


Figure 20. Evolution des superficies en hectares des herbiers de zostères naines, de zostères marines et le total entre 1960 et 2007 (Réalisation SIAGM, d'après Mahéo, 1992 ; Bernard et Chauvaud, 2002 et REBENT, 2007).

Un travail de cartographie est actuellement en cours à partir de données acquises à l'été 2013 par l'Ifremer. Les résultats de ce travail ne sont pas encore disponibles.

4 ROLE ECOLOGIQUE

Le rôle écologique des herbiers de zostères marines et naines revêt différents aspects.

Les zostères sont considérées comme des **espèces ingénieuses**, c'est-à-dire, que leur présence modifie le milieu. On dit aussi qu'elles sont des espèces structurantes des communautés benthiques (vivant sur le fond). Ce rôle est particulièrement fort pour la zostère marine (Auby, 1991; Becheler *et al.*, 2010; Guimarães *et al.*, 2012; Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010; Hily *et al.*, 2002; Orth *et al.*, 2006).

En comparaison des zones de substrats nus, **la présence d'herbiers favorise la diversité et l'abondance de la faune et de la flore marines** (Hily et Bouteille, 1999). En effet, l'architecture complexe que forme le réseau de feuilles fournit à la fois un support et un abri pour de nombreuses espèces. Les herbiers sont alors des **réservoirs de nourriture** pour les prédateurs (dont des espèces d'intérêt commercial). Certaines espèces utilisent les herbiers comme des **zones de frayère et/ou de nurserie** (Auby, 1991; Auby *et al.*, 2011; Costanza *et al.*, 1997; Hemminga et Duarte, 2000; Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010; Hily *et al.*, 2002; Orth *et al.*, 1984).

Les herbiers sont des **zones de forte production primaire** (Ouisse, 2010). Les zostères jouent également un **rôle dans les cycles biogéochimiques** et, particulièrement, le cycle des nutriments. Ces plantes pérennes sont capables de puiser de l'azote et du phosphore dans l'eau et dans les sédiments et de l'accumuler dans leurs tissus. Les zostères jouent un rôle dans les processus de dénitrification et de fixation d'azote *via* une activité bactérienne intense au niveau de la rhizosphère. La décomposition des feuilles de zostères est très lente, mais constitue tout de même un apport de matière organique dans le milieu (Auby *et al.*, 2011; Plus *et al.*, 2010).

Les herbiers s'établissent sur des fonds meubles : sables, graviers ou vases. Le réseau racinaire et les rhizomes permettent la **stabilisation des sédiments**. La couverture des feuilles, ou canopée, a tendance à modifier les courants, agissant comme **un frein à l'hydrodynamisme** et **favorisant ainsi la sédimentation** des particules en suspension (Auby, 1991; Auby *et al.*, 2011; Ganthy, 2011; Ganthy *et al.*, 2013; Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010; Hily *et al.*, 2002; Orth *et al.*, 2006).

4.1 SUPPORT DE BIODIVERSITE

Les zostères sont des espèces structurantes des communautés benthiques, qui créent une architecture complexe, induisant une forte diversité de la faune et de la flore associées.

4.1.1 « HOT-SPOT » DE BIODIVERSITE

La structure des feuilles et des racines crée des zones avec des conditions différentes au sein de l'herbier (lumière, hydrodynamisme, ...). Selon leurs besoins, les organismes se répartissent spatialement dans l'habitat (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

Les herbiers jouent un rôle d'habitat original pour de nombreuses espèces d'algues et d'invertébrés associées généralement aux substrats durs, qui utilisent les feuilles comme support (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010). La présence d'herbiers multiplie jusqu'à 20 fois la surface colonisable par la faune et la flore par rapport au sédiment nu (Auby, 1991).

Les feuilles sont largement colonisées par des algues dites épiphytes (végétaux vivant sur d'autres végétaux) dont la durée de vie est liée à la durée de vie de la feuille. Ces algues épiphytes contribuent à la production primaire des habitats à herbiers et peuvent être consommées par des organismes brouteurs (Hily *et al.*, 2004).

Richesse spécifique, abondance et biomasse

Une étude menée en 1999 a comparé la faune totale d'un herbier de zostères marines à une zone adjacente de sédiments nus (Hily et Bouteille, 1999). L'expérience a eu lieu à l'Aber Wrac'h (nord Finistère) sur un fond sableux entre un herbier de zostères marines et une zone dépourvue de végétation éloignées d'environ 50 m. Différents types d'engins d'échantillonnage ont été utilisés pour récolter la faune vivant dans les sédiments (endofaune) et la faune vivant sur les feuilles (épifaune).

Les principaux résultats montrent qu'une zone d'herbier abrite environ six fois plus d'espèces, neuf fois plus d'animaux et une biomasse 7,5 fois plus abondante qu'une zone de sédiments nus (Tableau 2).

	Fond nu	Zostère marine
Nombre d'espèces	23	142
Abondance (individu/ m ²)	1 965	18 444
Biomasse de la faune (g Poids Sec/ m ²)	16,9	127,7

Tableau 2. Comparaison entre une zone d'herbier et un fond nu à Lilia, Plouguerneau (D'après Hily et Bouteille, 1999).

Trois situations ont été observées entre la zone de sédiments nus comparée à la zone d'herbier (pour illustrer le développement d'un herbier sur une zone dépourvue de végétation) :

- une disparition de certaines espèces ;
- le maintien de certaines espèces avec des variations d'abondance et de biomasse ;
- l'installation de nouvelles espèces.

Cinq espèces présentes dans les sables nus ne sont pas présentes dans l'herbier de zostères marines : il s'agit de 3 amphipodes et de 2 polychètes dont *Leiochone clypeata*, gênée par les rhizomes et les racines.

Parmi les 18 espèces qui sont présentes dans les 2 types d'habitats, 2 d'entre elles restent au même niveau d'abondance, alors que pour les 16 autres, les abondances augmentent (principalement des polychètes tolérantes ou préférant des milieux riches en matière organique).

Enfin, 124 espèces supplémentaires ont été observées dont 59 se répartissant dans 34 nouvelles guildes trophiques (groupes d'espèces présentant des similitudes alimentaires). Le développement des zostères induit donc un enrichissement et une complexification, comparé aux sédiments nus. Il y a une augmentation de la diversité spécifique et des groupes fonctionnels. 28 espèces sont strictement associées aux végétaux (Hily et Bouteille, 1999).

Exemples d'espèces associées et relations trophiques

Les herbiers de zostères abritent une faune et une flore variées. Certaines espèces sont caractéristiques de cet habitat, comme l'hippocampe, le syngnathe ou la crevette hippolyte (Figure 21). D'autres espèces commencent leur développement dans les herbiers, qui jouent alors la fonction de nurserie et de nourricerie. Ces juvéniles constituent aussi des proies potentielles qui attirent des espèces de poissons, tels que le bar et le rouget.

L'hippocampe (*Hippocampus ramulosus*) est une des 2 espèces d'hippocampe et une des 7 espèces de poissons de la famille des syngnathidés qui confèrent à l'herbier de zostères marines un fort intérêt patrimonial (Hily et Bajjouk, 2010).



Figure 21. Hippocampe et crevette d'herbier (Extraites d'Hily et Bajjouk, 2010 et du site internet DORIS : http://doris.ffesfm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=1785).

Par sa couleur verte, la crevette d'herbier ou grande hippolyte (*Hippolyte inermis*) s'est totalement adaptée à son milieu en passant inaperçu parmi les feuilles de zostères de la même couleur.

L'écosystème d'herbier est composé de nombreux mollusques gastéropodes qui broutent essentiellement les algues épiphytes. Les mollusques brouteurs jouent un rôle majeur comme base de nourriture pour les autres espèces (Hily *et al.*, 2004).

Les deux espèces de gastéropodes les plus abondantes dans les herbiers bretons de zostères marines sont la gibbule ombilicée (*Gibbula umbilicalis*) et *Jujubinus striatus* (Figure 22) (Hily *et al.*, 1999 in Hily *et al.*, 2004).

Seul *Jujubinus striatus* semble capable de se nourrir des feuilles de zostères malgré leur forte teneur en lignine et en acides phénoliques (Ouisse *et al.*, 2012).

Les algues épiphytes recouvrent les feuilles de zostères depuis la base vers l'apex, correspondant à la croissance de la feuille (Hily *et al.*, 2004).

La diversité des macroalgues change selon la saison. En hiver les algues rouges calcaires encroûtantes sont dominantes et au printemps, ce sont les algues vertes filamenteuses qui dominent avec un maximum en juin (Hily *et al.*, 2004). *J. striatus* et *G. umbilicalis* sont capables de brouter ces deux types d'algues. Des expériences *in vitro*, ont montré que *J. striatus* se nourrit de manière plus efficace que *G. umbilicalis*. Cette dernière est une espèce commune des habitats côtiers (se rencontre beaucoup sur les estrans rocheux) tandis que *J. striatus* se rencontre presque exclusivement dans les herbiers (Hily *et al.*, 1999 in Hily *et al.*, 2004).

L'hydrobie (*Hydrobia ulvae*) (Figure 22) est une espèce caractéristique des vases estuariennes, qui domine assez fréquemment les peuplements d'herbiers de zostères naines (jusqu'à 30 000 individus/m²) (Auby, 1991). Elle se nourrit en broutant des bactéries et des algues microscopiques.



Figure 22. *Jujubinus striatus* ; *Gibbula umbilicalis* ; *Hydrobia ulvae*. (Extraites des sites internet Nature 22 : <http://nature22.com/estran22/mollusques/gasteropodes/gasteropodes2.php>; DORIS : http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=1358 et JNCC : <http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/biotope.aspx?biotope=JNCCMNCR00000349>).

Parmi les crustacés présents dans les herbiers, on trouve principalement les crustacés isopodes *Cyathura carinata* et *Idotea chelipes* qui broutent les épiphytes et les feuilles de zostères vivantes et mortes, participant ainsi aux mécanismes de fragmentation initiale de la matière organique végétale. Les populations d'idotées effectuent probablement d'importantes migrations entre les herbiers de zostères naines et de zostères marines comme beaucoup d'autres crustacés et poissons. Elles sont à même de demeurer dans les herbiers de zostères naines à marée basse (Auby, 1991).

Une grande partie des feuilles de zostères se dégrade dans le milieu. Elles subissent des modifications physiques (fragmentation) et chimiques mettant en jeu différents organismes : bactéries aérobies et anaérobies, champignons et invertébrés ; selon des mécanismes complexes. La lente décomposition des rhizomes, qui restent longtemps dans le sédiment après leur mort, contribue également à la forte quantité de matière organique observée dans les sédiments des herbiers (Auby, 1991). L'activité bactérienne au niveau des sédiments est améliorée par l'augmentation de matière détritique (Ouisse *et al.*, 2010).

Concernant les poissons, c'est le capelan (*Atherina presbyter*) (Figure 23) qui domine le peuplement de poissons de l'herbier de zostères naines du bassin d'Arcachon lors de la campagne de terrain effectuée par Auby, dans le cadre de sa thèse (Auby, 1991). Les arthérines constituent un maillon important dans la chaîne alimentaire entre les crustacés herbivores et de nombreuses espèces de poissons carnivores comme le bar ou encore certaines espèces d'oiseaux.



Figure 23. Capelan surpris la nuit dans un herbier au niveau de Trégastel (22) (Source : www.doris.ffessm.fr).

Les autres espèces de poissons couramment observées dans les herbiers sont les gobies ; les syngnathes, qui se nourrissent de petits crustacés et de petits poissons ; l'anguille, qui se nourrit de crustacés décapodes (crabes et crevettes) et isopodes (Auby, 1991).

Auby (1991) a observé une densité d'invertébrés plus élevée, dans la majorité des cas, dans les herbiers que dans les autres milieux intertidaux. Par exemple, les biomasses mesurées dans les parcs à huîtres (sans herbiers) sont dans tous les cas plus faibles que dans les herbiers. Plusieurs facteurs ont été mis en avant pour expliquer cela : (i) d'une part, le réseau de rhizomes et de racines offre une protection efficace aux espèces proies contre les crabes et les poissons carnivores ; (ii) d'autre part, la dégradation *in situ* des plantes fournit au sédiment d'importantes quantités de matière organique utilisable par les détritivores. Enfin, au niveau des sédiments anoxiques, l'oxydation de la rhizosphère permet à certaines espèces vivant dans le sédiment de profiter de l'apport d'oxygène. Il a d'ailleurs été observé une forte proportion d'oligochètes (vers) enroulés autour des racines de zostères.

En revanche, les espèces fouisseuses (vivant dans les sédiments), de grande taille sembleraient gênées par les rhizomes et les racines qui peuvent être très développés (Auby, 1991).

Production primaire

Les herbiers sont des écosystèmes marins parmi les plus productifs (Duarte et Cebrian, 1996 *in* Ouisse *et al.*, 2010). La production primaire est composée des zostères, des micro et macroalgues benthiques, des algues épiphytes et du phytoplancton. (McRoy et McMillian, 1977 *in* Ouisse *et al.*, 2010).

La plupart des études sur les zostères marines et naines se sont concentrées sur les variations de biomasse uniquement des zostères (parties souterraines et feuilles) au cours de l'année (Jacobs, 1979 ; Vermaat *et al.*, 1987 ; van Lent *et al.*, 1991 ; Péres-Lloréns et Niell, 1993 ; Vermaat et Verhagen, 1996 ; Pergent-Martinin *et al.*, 2005 *in* Ouisse *et al.*, 2010), alors que les autres producteurs primaires contribuent significativement à la biomasse végétale de l'écosystème herbier.

Les épiphytes semblent jouer un rôle très important dans la production primaire des herbiers. Certains auteurs ont observé, en laboratoire, que la photosynthèse des épiphytes est deux fois plus importante que celle des zostères (Mazzella et Alberte, 1986 *in* Ouisse *et al.*, 2010).

Dans une étude sur des herbiers de zostères naines de Marennes-Oléron, Lebreton *et al.* (2009) ont mesuré une biomasse du microphytobenthos plus importante que celle des algues épiphytes. D'importantes productions du microphytobenthos ont déjà été observées (Mateo *et al.*, 2006 *in* Lebreton *et al.*, 2009) ; mais il existe peu de comparaisons avec les autres producteurs primaires (Lebreton *et al.*, 2009).

C'est pourquoi, il est intéressant d'étudier les habitats d'herbiers dans toutes leurs composantes (pas seulement les zostères). En revanche, le fonctionnement dynamique des écosystèmes d'herbiers ne peut pas être généralisé à tous les herbiers de zostères marines (Hasegawa *et al.*, 2007 *in* Ouisse *et al.*, 2010) et naines (Plus *et al.*, 2001).

Quoi qu'il en soit, les herbiers sont des zones de forte production primaire, même en hiver, ce qui explique la forte diversité de faune et de flore associée (Hily, 2006).

La photosynthèse

Différentes études à l'échelle des écosystèmes ont permis de mesurer la photosynthèse et la respiration d'un herbier immergé de zostères marines (Martin *et al.*, 2005) et de deux herbiers de zostères naines pendant l'immersion et l'émergence (Ouisse *et al.*, 2010; Plus *et al.*, 2001). Une comparaison directe entre le métabolisme sous l'eau et en dehors de l'eau d'un herbier de zostères naines du banc d'Arguin en Mauritanie a été réalisée (Clavier *et al.*, 2011). La variation du métabolisme a également été étudiée à l'échelle d'un cycle de marée (Ouisse *et al.*, 2011).

Globalement, pendant l'émersion, le métabolisme des zostères naines est ralenti (Clavier *et al.*, 2011; Ouisse *et al.*, 2010 ; 2011; Plus *et al.*, 2001). La photosynthèse est toujours plus importante à l'immersion que pendant l'émersion. (Ouisse *et al.*, 2011) même si l'intensité lumineuse est plus forte pendant l'émersion. Il semblerait que les zostères utilisent préférentiellement le carbone inorganique dissous dans l'eau (HCO_3^-) plutôt que le dioxyde de carbone (CO_2) de l'atmosphère. Cependant aucun phénomène de photoinhibition, c'est-à-dire une inhibition de la photosynthèse due à de trop fortes intensités lumineuses, n'a été observé (Clavier *et al.*, 2011; Ouisse *et al.*, 2010 ; 2011). Il semblerait que les zostères naines résistent à la dessiccation liée à une irradiation plus élevée (Vermaat et Verhagen, 1996 ; Enriquez *et al.*, 2002 in Clavier *et al.*, 2011) à marée basse, par la superposition des feuilles les unes sur les autres qui induit un effet d'ombrage. La disponibilité des nutriments est également réduite à marée basse (Ouisse *et al.*, 2011).

Ainsi, les principaux paramètres qui influent sur les variations du métabolisme sont la température, la lumière et la teneur en sels nutritifs (Plus *et al.*, 2001).

La respiration

La respiration de la communauté (zostères et faune et flore associée) est maximale en été, quand la température de l'air est plus élevée. La relation entre la respiration et la température décrit une courbe exponentielle positive ; la température est donc un indicateur de la respiration au cours des saisons (Ouisse *et al.*, 2010).

La respiration de la communauté est maximale en été ($49,1 \pm 8,5 \text{ mgC/m}^2/\text{h}$ en septembre 2008 et $3,2 \pm 1,5 \text{ mgC/m}^2/\text{h}$ en janvier 2008), quand la température de l'air est plus élevée.

La respiration est également plus importante pendant l'immersion que pendant l'émersion (Clavier *et al.*, 2011). C'est la respiration des plantes, des invertébrés et surtout celle des bactéries (Ouisse *et al.*, 2010).

4.1.2 ZONE DE REPRODUCTION ET NURSERIE

Certaines espèces de poissons, crustacés et mollusques viennent se reproduire et/ou pondre dans les herbiers de zostères (Hily, 2006). La forte diversité de la faune et de la flore présente dans les herbiers et l'abri qu'ils forment grâce à la densité des feuilles ; font des herbiers des zones de nurserie pour les juvéniles.

Auby en 1991 dans le bassin d'Arcachon, a observé de nombreux capelans (*Atherina presbyter*) dans les herbiers et notamment entre mars et mai, pendant la reproduction. Les pontes agglomérées et les muqueuses sont déposées au niveau des zostères marines, auxquelles elles sont accrochées par de longs filaments (Auby, 1991).

Voici d'autres exemples de pontes sur les feuilles de zostères : des œufs de seiches, des pontes de limace de mer et de nasse réticulée (Figure 24).



Herbiers de zostères – Projet Valmer – Site pilote du golfe du Morbihan



Figure 24. Œufs de seiches, ponte de limace de mer (Source : www.doris.ffesm.fr) et ponte de nasse réticulée (Source : <http://nature22.com>).

Les herbiers sont largement occupés par des résidents temporaires et notamment des espèces d'intérêt commercial qui se relaient au cours des saisons : rougets, plies, crevettes roses, araignées de mer, seiches...(Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

Dans le golfe du Morbihan, les principales espèces pêchées sont (sans ordre d'importance) l'anguille, la seiche, le bouquet, la palourde, le bar, le congre et le rouget (Boude *et al.*, 2003).

Les seiches (*Sepia officinalis*), appelées morgates dans le golfe du Morbihan sont particulièrement prisées par les pêcheurs. C'est pourquoi une étude expérimentale de supports artificiels d'œufs (sous formes de cordage) a été réalisée afin d'augmenter les sites potentiels de ponte (Blanc et Daguzan, 1998). La fabrication d'un support pour la ponte des œufs de seiche ne s'est pas révélée très efficace, nécessitant des améliorations (Blanc et Daguzan, 1998).

Après l'accouplement, qui a lieu en hiver (janvier/février) (Gauvrit *et al.*, 1997 in Blanc et Daguzan, 1998), les femelles commencent à pondre en mars sur des substrats naturels tels que les tubes des vers polychètes, les feuilles de zostères marines et les algues. L'éclosion a lieu pendant l'été, entre mi-juin et septembre.

Les araignées de mer (*Maia dactylabrachyata*) passent leurs deux premières années de vie dans les petits fonds côtiers. Un de leurs habitats privilégiés est l'herbier de zostères marines (de fonds sableux) dans lequel elles s'enfouissent et se nourrissent pendant l'hiver. Elles adoptent une stratégie mimétique en recouvrant leur carapace de sable, d'algues et de feuilles de zostères (Hily et Bajjouk, 2010). (Figure 25).

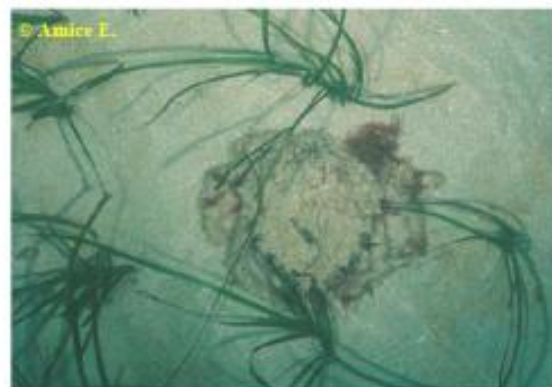


Figure 25. Jeunes araignées de mer dans des herbiers de zostères marines (Extraites d'Hily et Bajjouk, 2010).

Cette abondance de juvénile explique le fait que les herbiers sont un terrain de chasse, surtout nocturne, pour des poissons prédateurs : bars, labridés... (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

4.1.3 ZONE D'ALIMENTATION POUR CERTAINES ESPECES D'OISEAUX

Les feuilles de zostères sont très peu directement consommées par la faune marine. En revanche, elles constituent la ressource alimentaire principale de plusieurs oiseaux hivernants en migration (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

C'est particulièrement le cas de la bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*), qui consomme principalement les zostères naines, plus accessibles. Les canards siffleurs (*Anas penelope*), les canards colverts (*Anas platyrhynchos*) et les canards pilets (*Anas acuta*) se nourrissent également de zostères (Hily, 2006), ainsi que les cygnes tuberculés (*Cygnus olor*), présents toute l'année dans le bassin d'Arcachon (Auby *et al.*, 2011).

Les bernaches peuvent d'ailleurs épuiser presque complètement la biomasse hivernale des herbiers, notamment dans le golfe du Morbihan. Lorsque l'essentiel des feuilles est épuisé à la fin de l'hiver, les bernaches consomment aussi la rhizosphère, provoquant des dégâts bien plus profonds qu'une simple consommation des feuilles et mettant ainsi en jeu la pérennité de l'herbier (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

La bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*)

On trouve parmi les bernaches 3 sous-espèces dont :

- *Branta bernicla bernicla* (Bernache cravant à ventre sombre)
- *Branta bernicla hrota*
- *Branta bernicla nigricans*

Les bernaches sont des oiseaux d'eau qui vivent dans l'hémisphère nord. Il existe 7 populations distinctes.

La bernache cravant à ventre sombre, que l'on rencontre sur le littoral métropolitain est une sous-espèce qui se reproduit en Sibérie (péninsule de Taïmyr) et qui hiverne en Europe de l'ouest.

Cette oie, comptant parmi les plus petites, est d'aspect général sombre. Son corps est gris anthracite avec une tache blanche à l'arrière, un collier blanc et les flancs striés de bandes plus ou moins pâles (Dalloyau, 2008 *in* Auby *et al.*, 2011).

Elle est herbivore et n'étant pas capable de plonger, elle est restreinte à s'alimenter de végétation intertidale, principalement de zostères naines mais également d'algues vertes (ulves) (Ganter, 2000) (Figure 26).



Figure 26. Bernaches cravants s'alimentant sur un herbier de zostères naines dans le golfe du Morbihan.
(Source : D. Lédan, SIAGM).

A la fin de la saison de reproduction, elle commence sa migration par une halte en Mer Blanche, à l'ouest de la Russie, où elle se nourrit de zostères marines. Elle effectue généralement un autre arrêt en Mer de Wadden où elle se nourrit de zostères naines avant d'arriver en France et en Angleterre (Ganter, 2000).

La France accueille près de 60 % de la population mondiale de bernaches à ventre sombre (Delany et Scott, 2006 ; Dalloyau, 2008 *in* Auby *et al.*, 2011).

La bernache cravant figure en Annexe II de la Directive oiseaux (79/409/CEE)², en Annexe III de la Convention de Berne (conservation espèce/habitat 1979)³, en Annexe II de la convention de Bonn (conservation des espèces migratrices 1979)⁴. Globalement l'espèce n'est plus considérée comme en danger, mais peut l'être sur certains sites (Dalloyau, 2008 *in* Auby *et al.*, 2011).

La population mondiale de bernaches cravants a augmenté entre les années 1960 et 1990, pour atteindre une taille maximale d'environ 315 000 individus environ, en 1993. Depuis, les effectifs de bernaches cravants ont diminué (d'environ 58 % entre 1993 et 2006) et semblent aujourd'hui se stabiliser autour de 180 000 individus (Dalloyau, 2008 *in* Auby *et al.*, 2011).

Le nombre de bernaches cravants hivernant en France s'est stabilisé comme l'ensemble de la population mondiale. La proportion de la population mondiale présente l'hiver en France est passée d'environ 40 % entre 1970 et 1980 à environ 65 % en 2007 (soit environ 120 000 individus).

En 2008, Dalloyau a comparé l'évolution de l'hivernage de la bernache cravant sur trois sites français. De 1980 à 1996, les pertuis charentais constituaient le premier site d'hivernage français, suivis du golfe du Morbihan et du bassin d'Arcachon, dont les effectifs ne cessent de progresser. En 1996 le bassin d'Arcachon devient le premier site d'accueil de la bernache cravant en France.

Evolution des effectifs dans le golfe du Morbihan

Le golfe du Morbihan est un site d'hivernage important pour la bernache cravant (Mahéo 1976 *in* Mahéo et Denis, 1987).

La figure suivante (Figure 27) montre l'évolution des effectifs de bernaches entre 1960 et 1986, Mahéo et Denis (1987) ont distingué trois périodes :

- une relative stabilité jusqu'en 1970, avec un effectif oscillant entre environ 2 000 et 4 000 oiseaux ;
- une augmentation significative à partir de 1972, pour atteindre un maximum d'environ 17 000 oiseaux l'hiver 1978-1979 ;
- une régression jusqu'en 1981, suivie d'une stabilisation, avec un hivernage variant entre environ 7 000 et 9 000 oiseaux.

Les effectifs séjournant dans le golfe du Morbihan pendant l'hiver représentent environ 9 à 12 % de la population totale de bernache cravant à ventre sombre. Le golfe du Morbihan est parmi les sites d'hivernage de première importance (Mahéo et Denis, 1987).

² Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages.

³ Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe ; signée le 19 septembre 1979 à Berne en Suisse et est entrée en vigueur le 1er juin 1982.

⁴ Convention de Bonn sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage.

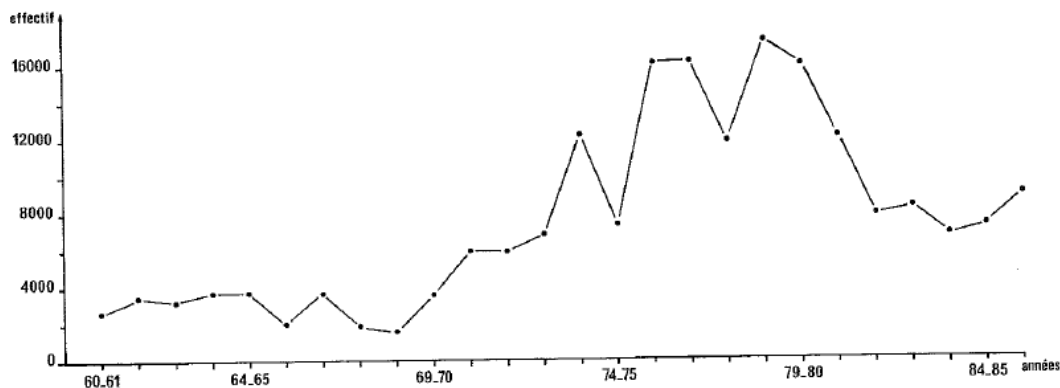


Figure 27. Estimations des évolutions des effectifs (en nombre d'oiseaux) de bernaches cravants hivernants dans le golfe du Morbihan entre 1960 et 1986. Moyenne des dénombrements mensuels de novembre à février, c'est-à-dire l'hivernage *stricto sensu* (Extraite de Mahéo et Denis, 1987).

Les effectifs de bernaches cravants hivernants dans le golfe du Morbihan sont assez instables.

Plus récemment, sur la période 1991-2000 les effectifs ont atteint environ 26 500 individus contre environ 15 000 individus pour la période 2001-2010 (Figure 28) (SIAGM, ONCFS ; 2013).

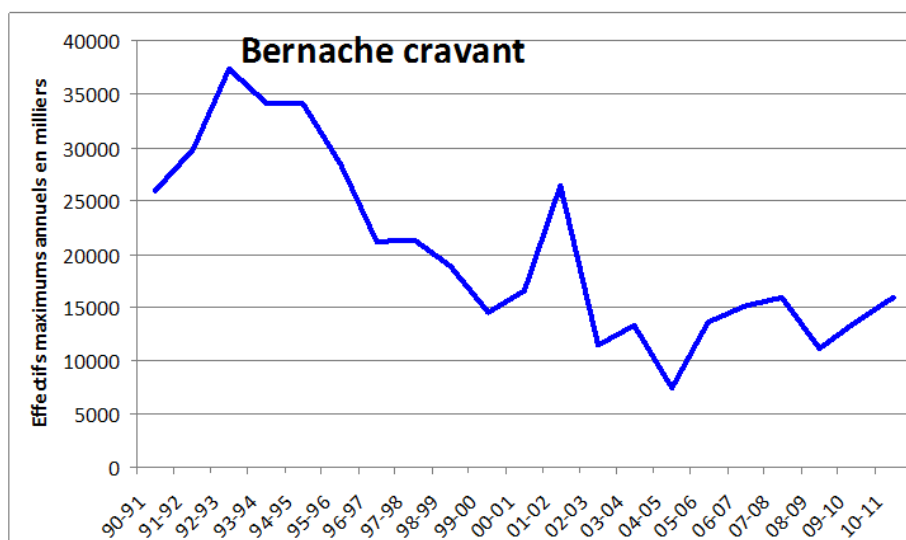


Figure 28. Variation des effectifs de bernaches cravants dénombrés sur le site du golfe du Morbihan de 1990/91 à 2010/11. Extraite du DOCOB, 2014. Sources : 1990-2005 - R. Mahéo ; Autres données - Bretagne Vivante, RNN des marais de Séné, ONCFS, GOB, FDC56, Com. Sarzeau, Com. Îles aux Moines, SIAGM.

Les bernaches peuvent consommer les zostères seulement sous certaines conditions liées à la marée : elles ne peuvent pas accéder aux zostères situées à plus de 40 cm de profondeur (Clausen, 1994 *in* Ganter, 2000). Elles ont donc

adapté leur comportement : à marée descendante, elles volent puis nagent jusqu'aux zones d'herbiers, dont elles se nourrissent en culbutant dans l'eau (Einarsen, 1965; Jacobs *et al.*, 1981; Madsen, 1988 *in* Ganter, 2000).

Quatre modes d'alimentation ont été distingués par Mahéo et Denis (1987) :

- alimentation sur pied sec ;
- alimentation, sur pied, tête dans l'eau ;
- alimentation à la nage, tête et cou dans l'eau ;
- alimentation par bascule.

Le broutage de l'herbier est facilité par la présence d'eau de mer qui redresse les feuilles. L'alimentation par bascule est possible seulement lorsque les zostères se trouvent sous 20 à 30 cm d'eau, elle est donc très limitée dans le temps (Mahéo et Denis, 1987).

Les bernaches sont dépendantes de la distribution et de la quantité de zostères présentes sur les sites d'hivernage. Les variations de distribution et de quantité de zostères, surtout à grande échelle, vont donc influencer directement sur la population de bernaches. Ce fut le cas au début des années 1930 quand la quasi-totalité des zostères de l'Atlantique nord ont disparu lors d'un évènement connu sous le nom de maladie du dépérissement ou wasting disease (cf. Chapitre 2). La chute des effectifs de bernaches du fait de la disparition de leur principale source de nourriture a été estimée entre 75 % et 90 % (Ogilvie et Matthews 1969 *in* Ganter, 2000). Les bernaches ont alors changé d'alimentation (ulves et autres algues) jusqu'au retour des zostères au début des années 1950 (Cottam *et al.*, 1944 ; Cottam et Munro 1954 *in* Ganter, 2000).

Dans certains sites, comme la Mer de Wadden, il n'y a plus de zostères disponibles au printemps, lorsque les bernaches effectuent leur migration de retour vers le nord, à cause d'un « sur-broutage ». Les bernaches se nourrissent alors de plantes de marais maritimes (Ganter, 2000).

Au-delà des variations brutales et majeures de zostères, des changements locaux de distribution des bernaches liés aux zostères ont été observés dans différents sites et notamment dans le golfe du Morbihan.

Il existe une corrélation entre l'étendue spatiale des herbiers et le nombre de bernaches (Desmots *et al.*, 2009).

Ainsi, toutes les pressions qui s'exercent sur les zostères impliquent potentiellement un changement dans les populations de bernaches cravants à ventre sombre. Et à l'inverse, la pression de broutage peut potentiellement avoir un impact sur les populations de zostères.

4.2 ROLE DANS LE CYCLE BIOGEOCHIMIQUE

Le cycle biogéochimique est un processus de transport et de transformation cyclique d'un élément ou d'un composé chimique.

Pour se développer, les végétaux et donc les zostères ont besoin de carbone inorganique et de nutriments. Les plantes à fleurs marines sont composées d'environ 30 à 40 % de carbone, 1 à 4 % d'azote et 0,1 à 1 % de phosphore (en proportion de leur poids sec) (Duarte, 1990; Pérez- Lloréns et Niell, 1993; Fourqurean *et al.*, 1997; Lee et Dunton, 1999; Terrados *et al.*, 1999 *in* Lee *et al.*, 2007).

Les zostères jouent un rôle dans les cycles du carbone, de l'azote et du phosphore. Elles interviennent également sur le cycle de l'oxygène *via* la photosynthèse et la respiration dans la colonne d'eau, et dans les sédiments par des pertes d'oxygène au niveau des racines (Borum *et al.*, 2006 *in* Delgard, 2013).

Les zostères sont notamment capables de puiser l'azote et le phosphore à la fois dans l'eau et dans les sédiments (Iizumi et Hattori, 1982; Thursby et Harlin, 1982, 1984; Short et McRoy, 1984; Stapel *et al.*, 1996; Pedersen *et al.*,

1997; Terrados et Williams, 1997; Lee et Dunton, 1999; Gras *et al.*, 2003; Nielsen *et al.*, 2006 in Lee *et al.*, 2007), d'accumuler ces éléments dans leurs tissus et d'utiliser ces réserves pendant leur période de croissance.

Les herbiers de zostères sont des écosystèmes où la sédimentation des particules est favorisée par les feuilles qui freinent les courants très localement (cf. partie suivante). Les sédiments, riches en matière organique, contiennent des bactéries et autres microorganismes qui agissent sur le stock des nutriments (favorisation des processus de fixation d'azote moléculaire et de dénitrification), sur sa biodisponibilité (activation de la solubilisation du phosphore particulaire sédimentaire), et sur les transferts entre le compartiment sédimentaire et la colonne d'eau. Il faut ajouter à ces processus le fait que les zostères mortes se décomposent lentement (surtout comparé aux macroalgues), la matière organique est alors recyclée et peut être piégée dans les sédiments et/ou exportée vers d'autres milieux.

La figure suivante (Figure 29), représente tous ces processus et les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau.

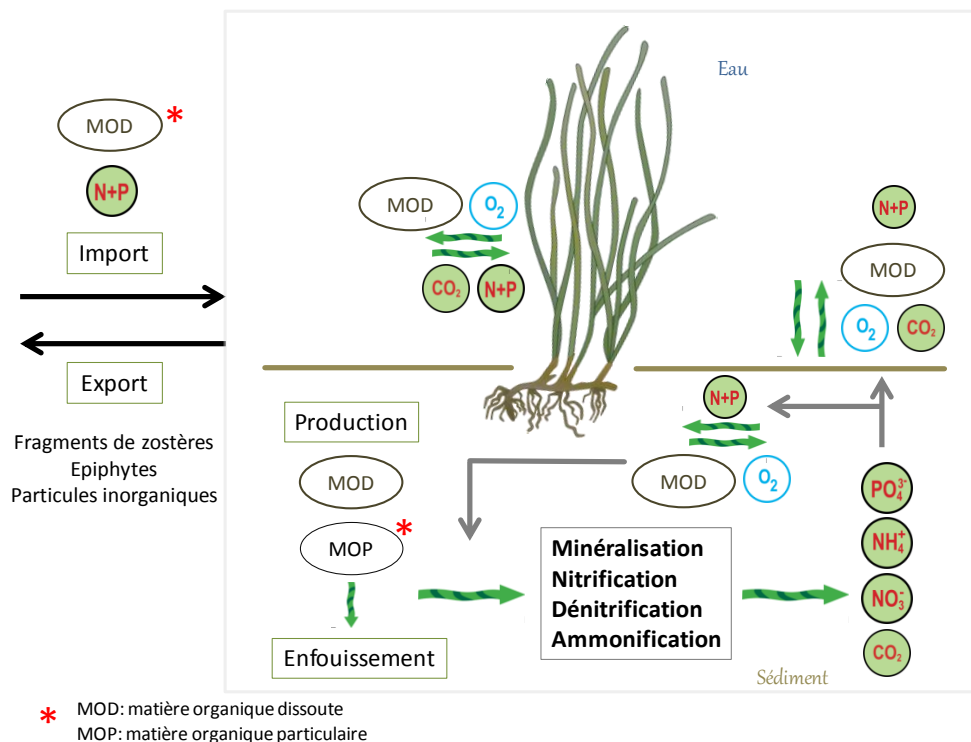


Figure 29. Modèle conceptuel des interactions entre l'herbier et la colonne d'eau et l'herbier et les sédiments (Réalisation : B. Angst à partir de Marbà *et al.*, 2006 in Delgard, 2013). Dessins de zostère et pictogrammes issus de *Integration and application network library* (<http://ian.umces.edu/>).

4.2.1 CYCLE DE L'AZOTE DANS UN HERBIER DE ZOSTERES

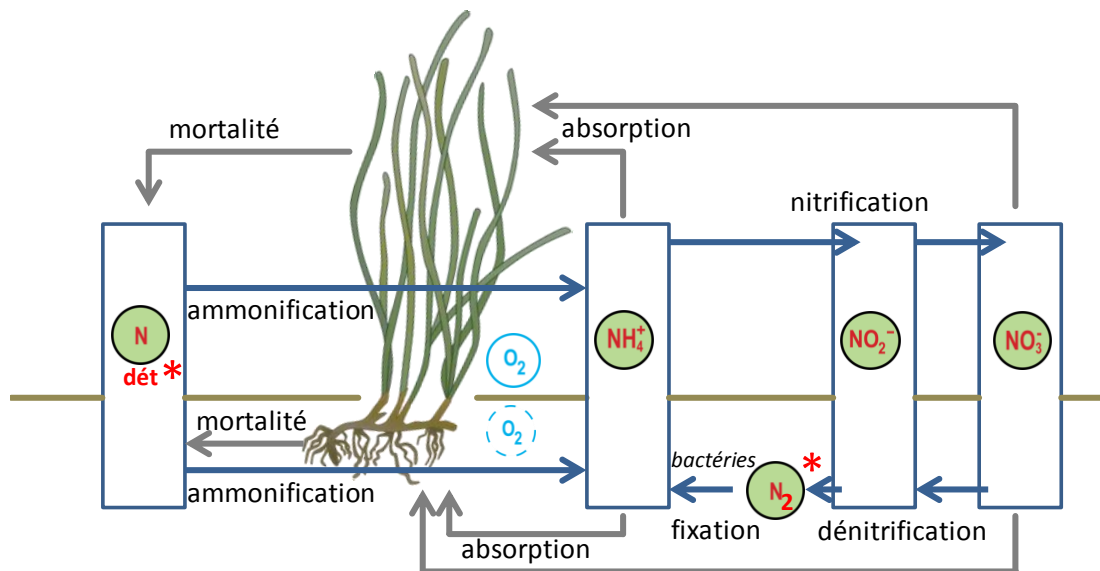
Les formes d'azote disponibles pour les zostères sont les ions nitrates NO_3^- et les ions ammonium NH_4^+ dans la colonne d'eau et NH_4^+ dans les sédiments. Pour plusieurs espèces de plantes à fleurs marines, NH_4^+ est mieux assimilé par les feuilles que NO_3^- (Short et McRoy, 1984; Terrados et Williams, 1997; Lee et Dunton, 1999 in Lee *et al.*, 2007).

La figure ci-après (Figure 30) représente le cycle de l'azote dans les herbiers de zostères. L'azote sous forme d'ions ammonium et d'ions nitrates est absorbé par les feuilles et les racines des zostères. L'azote moléculaire, bien que

présent en grande quantité dans l'atmosphère et dans l'eau, n'est pas utilisable par les plantes sous cette forme (seules les cyanobactéries sont capables de l'assimiler).

Plusieurs processus interviennent dans le cycle de l'azote (réactions d'oxydoréduction) : l'ammonification, la nitrification et la dénitrification :

- L'ammonification est la production d'ammonium (NH_4^+) par l'activité biologique à partir de matière organique en décomposition. Elle s'effectue, quand les zostères meurent et se décomposent (à gauche du schéma).
- La nitrification est un processus biologique qui résulte en l'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-) (nitritation) qui sont ensuite oxydés en nitrates (NO_3^-) (nitratation).
- La dénitrification est un phénomène biologique assuré par des bactéries spécifiques, dites dénitrifiantes, qui ont besoin d'oxygène pour transformer les nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-) puis en azote moléculaire (N_2).



* N dét: azote organique détritique
 * N2: azote moléculaire

Figure 30. Schéma simplifié du cycle de l'azote dans un herbier de zostères. O_2 : oxygène dissous ; NH_4^+ : ion ammonium ; NO_3^- : ions nitrates ; NO_2^- : ions nitrites ; N_2 : azote moléculaire ; N dét : azote organique détritique (Réalisation : B. Angst, à partir de http://www.ifremer.fr/laboratoire_arcachon/Environnement-et-ressources-vivantes/Les-herbiers-de-zosteres/Generalites-sur-les-herbiers-de-zosteres. Et d'après la synthèse d'après Ilzumi *et al.*, 1980 ; Short, 1987 ; Caffrey ans Kemp, 1991 ; Hemminga *et al.*, 1991 ; Pedersen et Borum, 1993 ; Welsh *et al.*, 1996 ; Risgaard-Petersen *et al.*, 1998 ; Riou, 1999 ; Welsh, 2000 réalisée par l'équipe Ifremer d'Arcachon) Dessins de zostère et pictogrammes issus de *Integration and application network library* (<http://ian.umces.edu/>).

4.2.2 CYCLE DU PHOSPHORE DANS UN HERBIER DE ZOSTERES

Le phosphate ne provient pas de l'atmosphère mais des cours d'eau et de l'érosion des sols. Dans l'océan, il provient également des profondeurs et des particules qui sédimentent (Moutin, 2000).

Les nombreuses réactions d'oxydoréduction, qui interviennent dans le cycle de l'azote, n'interviennent pas dans le cycle du phosphore (Moutin, 2000).

La principale source de phosphore est sous forme d'ion phosphate PO_4^{3-} présent dans la colonne d'eau et dans les sédiments. Les concentrations en nutriments sont plus importantes dans les eaux interstitielles des sédiments que dans la colonne d'eau (Dennison *et al.*, 1987; Lee et Dunton, 1999; Terrados *et al.*, 1999a; Lee *et al.*, 2005; Kaldy, 2006 *in* Lee *et al.*, 2007). De 20 à 1 000 $\mu\text{mol/L}$ de NH_4^+ et 20 $\mu\text{mol/L}$ de PO_4^{3-} dans les sédiments (Udy et Dennison, 1997; Touchette et Burkholder, 2000; Lee *et al.*, 2005 *in* Lee *et al.*, 2007).

Par le fait qu'ils favorisent la sédimentation, les herbiers de zostères, sont des zones potentiellement riches en phosphore.

Dans des eaux de bonne qualité, c'est la teneur en nutriments qui limite le développement des zostères (Duarte, 1990 ; Romero *et al.*, 2006 *in* Lee *et al.*, 2007).

Par contre l'eutrophisation, c'est-à-dire, l'augmentation des nutriments dans l'eau a des effets toxiques directs (physiologie) (Burkholder *et al.*, 1992 ; van Katwijk *et al.*, 1997 ; Brun *et al.*, 2002 *in* Cabaço *et al.*, 2008) et surtout des effets indirects liés à la prolifération d'algues vertes (Hemminga et Duarte, 2000).

4.2.3 CYCLE DE L'OXYGENE DANS UN HERBIER DE ZOSTERES

Les zostères peuvent jouer un rôle direct sur la concentration en oxygène de l'eau interstitielle des sédiments (Hily et Bajjouk, 2010). En effet, l'oxygène, produit au niveau des feuilles par photosynthèse ou diffusant de la colonne d'eau vers les feuilles (respiration), est acheminé *via* les lacunes aérifères (tissus végétaux particuliers) vers les rhizomes et les racines, ces derniers poussant en milieu anoxique (manque d'oxygène dans les sédiments) (Penhale et Wetzel 1983, Roberts *et al.*, 1984, Greve *et al.*, 2003 *in* Delgard, 2013).

Sous certaines conditions, l'oxygène transporté est supérieur à la demande respiratoire des racines. Des pertes d'oxygène des racines vers le sédiment peuvent alors créer des micro-niches oxygénées (Pedersen *et al.*, 1998, Connell *et al.*, 1999, Jensen *et al.*, 2005, Frederiksen et Glud 2006 *in* Delgard, 2013).

Ces micro-niches modifient localement les réactions chimiques (oxydoréduction) affectant la dynamique du fer, du soufre et de l'azote dans le sédiment (Isaksen et Finster 1996, Jonkers *et al.* 2000, Welsh *et al.* 2000, Hebert et Morse 2003, Sundby *et al.* 2003 *in* Delgard, 2013).

L'intensité de ces apports d'oxygène vers les racines, et donc de ces pertes dans le sédiment, est directement dépendante de la photosynthèse de la plante et varie donc principalement en fonction de la luminosité (Pedersen *et al.*, 1998, Connell *et al.*, 1999, Borum *et al.*, 2005 *in* Delgard, 2013). Ces micro-strates oxygénées peuvent être bénéfiques pour certains organismes vivants dans les sédiments.

4.2.4 CYCLE DU CARBONE DANS UN HERBIER DE ZOSTERE

Cette partie est consacrée au cycle du carbone dans les écosystèmes d'herbiers. Ce cycle est représenté schématiquement sur la figure suivante (Figure 31).

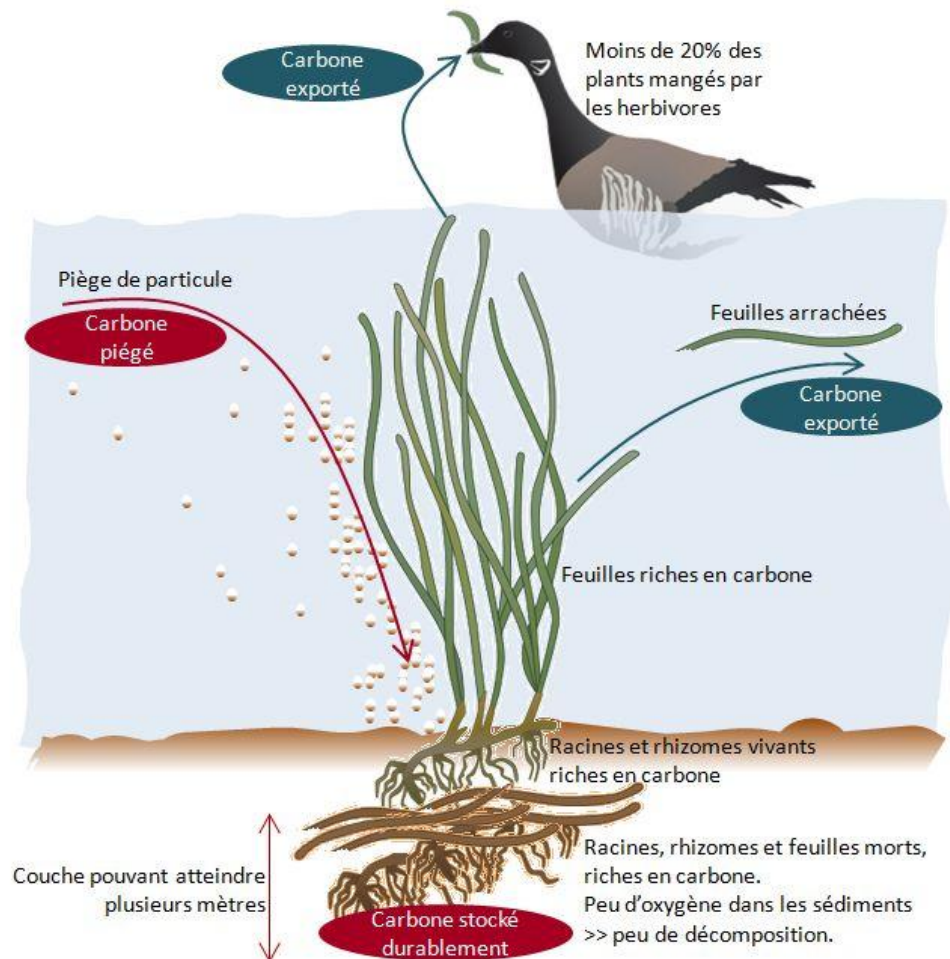


Figure 31. Représentation schématique du devenir du carbone dans un écosystème d'herbier d'après Duarte *et al.* (2013) (Réalisation M.Philippe). Dessins de zostère et d'oie issus de *Integration and application network library* (<http://ian.umces.edu/>).

Les plants d'herbiers comportent une part importante de carbone dans leur composition (55 % pour *Zostera marina* d'après Enriquez *et al.*, 1993). En moyenne dans les herbiers de zostère recensés à travers le monde, une faible part de la matière produite est mangée par des brouteurs (moins de 20 %) et le carbone contenu dans les plantes est donc soit exporté (plantes arrachées), soit enfoui sur place. La décomposition des plantes d'herbiers est lente, comparée à d'autres organismes, car elles ne contiennent pas beaucoup de nutriments dans leurs tissus (nécessaires à l'action des micro-organismes décomposeurs). Les écosystèmes d'herbiers de zostère ont donc tendance à piéger le carbone durablement. Ainsi le carbone organique dans l'écosystème d'herbier est soit exporté, soit enfoui dans les sédiments (Duarte *et al.*, 2013).

Stockage du carbone

Les mécanismes qui permettent aux écosystèmes d'herbiers de zostères de piéger le carbone et d'ainsi agir comme des puits de carbone sont (Duarte *et al.*, 2013) :

- 1- les tissus des herbiers contenant peu d'azote et de phosphore, sont des supports défavorables à une action de microorganismes, leur décomposition est donc lente ;
- 2- la faible concentration en oxygène des sédiments (souvent même anaérobies) est peu favorable à l'action microbienne et à la dégradation des parties enfouies des herbiers (les racines et rhizomes peuvent constituer jusqu'à 50 % de la plante) ;
- 3- l'action mécanique des feuilles d'herbiers sur la sédimentation par la diminution du courant crée du piégeage des particules et du carbone qu'elles comportent ;
- 4- le fait que les herbiers soient sous-marins les protège des risques de relargage de carbone par incendies comme c'est souvent le cas des sols et des forêts terrestres.

Estimations de la quantité de carbone piégée dans les herbiers

Des synthèses à l'échelle mondiale estiment que les écosystèmes d'herbiers sont des puits de carbone très efficaces : la littérature scientifique évoque différents chiffres, mais dans tous les cas la proportion entre la surface des fonds marins que les herbiers occupent (0,1 % d'après Fourqurean *et al.*, 2012 et 0,2 % d'après Duarte *et al.*, 2013) et la quantité de carbone qu'ils séquestrent dans les sédiments (10 % du total de carbone organique stocké par les écosystèmes marins d'après Fourqurean *et al.*, 2012 et 20 % du carbone global stockés dans les sédiments marins d'après Duarte *et al.*, 2013) va dans le sens de ce constat. Cependant, ces chiffres recouvrent des réalités très différentes selon les espèces d'herbiers et les sites.

A l'échelle mondiale, Duarte *et al.* ont estimé en 2005 la quantité de carbone piégée dans les sédiments des herbiers, des mangroves et des marais maritimes à partir de la littérature (Tableau 3). L'estimation pour les herbiers a été fait à partir de seulement 5 publications scientifiques.

	Ecosystème	Surface totale estimée couverte dans les océans mondiaux	Enfouissement de carbone	
			millions de tonnes de carbone/an	% du C total piégé par les océans
Habitats végétaux marins	Herbiers	300 000 km ²	27,4	11 %
	Mangroves	200 000 km ²	23,6	10 %
	Marais maritimes	400 000 km ²	60,4	25 %
Zones côtières	Estuaires et plateau continental	28 400 000 km ²	126,2	52 %
Océan profond			6	2 %
<i>Total</i>			243,6	

Tableau 3. Estimations du carbone organique piégé dans les écosystèmes marins dans l'océan mondial (D'après Duarte *et al.*, 2005)

Les estimations de taux d'enfouissement de carbone des herbiers dans le monde ont été revues en 2010 par Duarte *et al.* Selon les critères retenus et les surfaces totales estimées à l'échelle mondiale, des fourchettes ont été estimées :

- 21 à 51 millions de tonnes de carbone/an pour une couverture de 300 000 km² ;
- 42 à 101 millions de tonnes de carbone/an pour une couverture de 600 000 km².

De par leur physiologie, les herbiers comportent une proportion importante de carbone dans leur composition. Leur croissance rapide et donc leur forte productivité en font des espèces qui capturent du carbone dans leurs feuilles, racines et rhizomes. La production d'un herbier (feuilles, rhizomes et racines), a été estimée en moyenne à 1 012 g PS/m²/an (PS : poids sec) (Duarte and Chiscano, 1999 *in* Duarte *et al.*, 2013), ce qui équivaut à 404 gC/m²/an. Il s'agit là de valeurs de production et non de stockage durable, puisque ce carbone est localisé dans les feuilles, racines et rhizomes et qu'une partie est mangée ou arrachée et exportée hors de l'écosystème sans être stockée durablement dans les sédiments. Ces moyennes cachent, de plus, des disparités fortes entre sites et espèces : les herbiers les plus productifs dans le monde sont situés dans la région Indo-Pacifique (mélange d'espèces), dans le Pacifique Nord-Américain (*Phyllospadix spp.*) et en mer Méditerranée (*Posidonia oceanica*) (Duarte *et al.*, 2013).

La capacité des herbiers à stocker du carbone durablement est surtout liée au stockage dans le système racinaire et les rhizomes qui forment des couches d'accumulation mélangée à des sédiments, pouvant atteindre plusieurs mètres d'épaisseur. L'épaisseur de cette couche varie considérablement selon les sites et les espèces. La plus épaisse répertoriée constitue une couche de 11 m (*Posidonia oceanica*, en Espagne, Port Lligat) accumulée pendant 6 000 ans (Duarte *et al.*, 2013). A titre d'exemple, les valeurs d'enfouissement de carbone relevées dans la littérature de trois espèces de plantes à fleurs marines, sont présentées dans le tableau suivant (Tableau 4). Elles montrent les variations importantes de valeur à la fois selon les sites (les valeurs relevées pour *P. oceanica* varient entre 9 et 198 gC/m²/an) et entre espèces.

Espèce	Enfouissement de carbone gC/m ² /an ou tC/km ² /an	Localisation de l'herbier
<i>Posidonia oceanica</i>	198	Fanal point (NW Méditerranée)
<i>Posidonia oceanica</i>	9	Culip (NW Méditerranée)
<i>Zostera marina</i>	52	Cala Jonquet (NW Méditerranée)
<i>Zostera noltii</i>	3	Cala Jonquet (NW Méditerranée)

Tableau 4. Exemples de taux de stockage de carbone de trois espèces d'herbiers (en gC/m²/an ou tC/km²/an) (D'après Duarte *et al.*, 2013)

Concernant les deux espèces présentes dans le golfe du Morbihan (*Zostera marina* et *Zostera noltii*), on constate d'une part qu'elles ne font pas partie des espèces d'herbiers à la plus importante capacité de stockage, et d'autre part, qu'il existe des différences de capacité de stockage très nettes entre elles. Les chiffres du tableau ci-dessus sont issus de travaux menés sur des herbiers de Méditerranée et il n'est pas certain que les capacités de stockage des zostères marines et naines soient identiques dans le golfe du Morbihan.

Les herbiers régressent et relarguent du carbone

A l'échelle mondiale, on estime que les herbiers sont en régression : Duarte *et al.* (2013) estiment cette perte à 5 % de surface par an et au moins 1/3 des herbiers du globe aurait disparu depuis la 2^{ème} guerre mondiale ; Waycott *et al.* (2009) évaluent la moyenne de disparition des herbiers dans le monde à 1,5 % de la superficie par an. Cette régression est attribuée dans des publications scientifiques à l'érosion et l'altération des zones côtières (Duarte *et al.*, 2005), aux dragages et à la pêche qui induisent des destructions mécaniques (Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009), à la mauvaise qualité des eaux (Short and Wyllie-Echeverria, 1996 in Orth *et al.*, 2006). En faisant l'hypothèse d'une perte de 1,5 % des surfaces d'herbiers dans le monde chaque année, Fourqurean *et al.* (2012) calculent un relargage de carbone de l'ordre de 11 à 23 millions de tonnes de carbone par an provenant des plants. De plus, ces auteurs estiment que le carbone piégé dans le premier mètre de profondeur dans les sédiments des herbiers pourrait alors être oxydé à la mort des plantes, libérant ainsi entre 63 et 297 millions de tonnes de carbone par an.

Préservation des herbiers et stockage du carbone pour limiter le changement climatique

Il existe dans le monde des projets d'atténuation du changement climatique qui envisagent de protéger et faire se développer les écosystèmes qui piègent du carbone. En mer, les écosystèmes qui pourraient jouer ce rôle sont les marais maritimes, les mangroves et les herbiers. (Duarte *et al.*, 2013).

Pour clore cette partie sur la biogéochimie, il est admis que les herbiers sont des pièges à carbone et sont le siège de plusieurs cycles biogéochimiques. La quantité importante de matière organique, de microorganismes et de bactéries dans les sédiments semblent bénéfiques aux processus de minéralisation de la matière. Delgard (2013) note, tout de même deux effets négatifs, à savoir un effet de puits de nutriments dans les sédiments et une possible oxydation de substances toxiques dans les sédiments par le relargage d'oxygène.

Les effets des herbiers sur la biogéochimie sont variables selon les espèces, et notamment selon leur biomasse d'organes souterrains. Ainsi les zostères marines dans des sédiments riches, présenteront de faibles biomasses de rhizomes et de racines et donc auront peu d'effet sur la biogéochimie. Tandis que des posidonies dans des sédiments oligotrophes (pauvres en nutriments) vont jouer un rôle important, comparé aux sédiments nus (Marba *et al.*, 2006 in Larkum *et al.*, 2007).

Les effets de la présence des herbiers sur les cycles biogéochimiques restent complexes à évaluer puisqu'ils vont dépendre de l'espèce de plante considérée mais aussi de l'intensité de son métabolisme (photosynthèse et respiration). Ce dernier varie lui-même en fonction de la morphologie de la plante (biomasse des feuilles, des racines, densité de pieds) mais aussi en fonction de nombreux facteurs externes (température, lumière, qualité du substrat, disponibilité en nutriments, oxygénation, turbidité et interactions avec les organismes abrités par l'herbier) (Marba *et al.*, 2006 in Delgard, 2013).

4.3 ACTIONS SUR LA DYNAMIQUE SEDIMENTAIRE ET SUR LES COURANTS

Les zostères se développent sur des fonds meubles ; ainsi, par leur ancrage racinaire, elles ont tendance à stabiliser le sédiment (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010). La densité des feuilles (notamment en été quand la canopée est importante) freine l'énergie des courants de marée (Fonseca et Fisher, 1986; Gambi *et al.*, 1990; Hendriks *et al.*, 2008, 2010; Verduin et Backhaus, 2000 ; *in* Ganthy *et al.*, 2013) et des vagues (Koch, 1999; Koch et Gust, 1999 *in* Ganthy *et al.*, 2013). Par conséquent, les herbiers favorisent la sédimentation des particules de l'eau de mer (Gacia et Duarte, 2001; Gacia *et al.*, 1999, 2003; Hendriks *et al.*, 2008 *in* Ganthy *et al.*, 2013) ; (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010) (Figure 32).

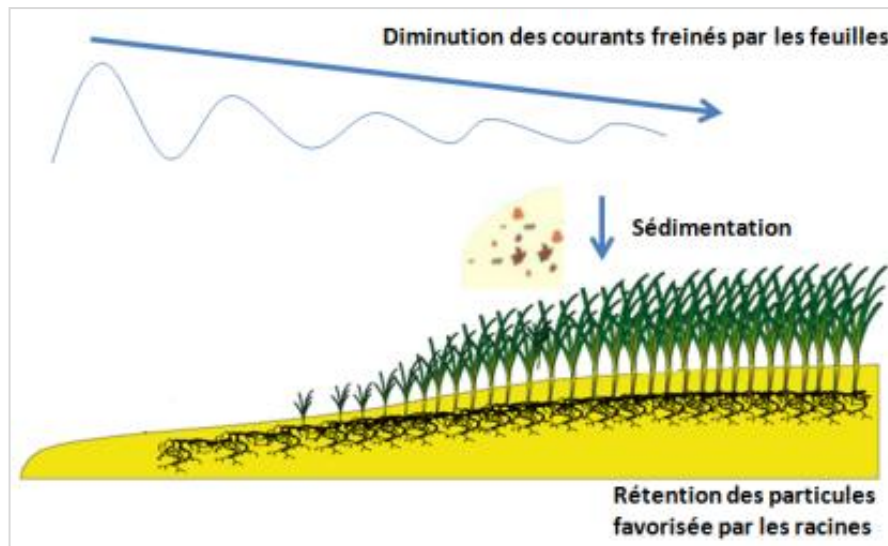


Figure 32. Schéma simplifié de l'action des herbiers de zostères sur les courants (Modifiée d'après Ganthy, 2011).

4.3.1 RETENTION DES SEDIMENTS DANS LES HERBIERS

Le suivi de la dynamique sédimentaire d'un herbier de zostères naines sur une année (2009) dans le bassin d'Arcachon a montré que, pendant la croissance des zostères, les sédiments s'accumulent et les particules retenues sont de plus en plus fines. Ainsi, le taux d'accroissement annuel a été estimé entre 8 et 32 mm/an (bilan net), entre les périodes de faibles et de fortes densités de feuilles, respectivement (Ganthy *et al.*, 2013).

Ces valeurs sont plus importantes que pour d'autres espèces : 2 mm/an pour la posidonie (*Posidonia oceanica*) (Gacia et Duarte, 2001; Gacia *et al.*, 1999 *in* Ganthy *et al.*, 2013) et pas plus de 5 à 7 mm/an pour un herbier de zostères marines dans la mer de Wadden (Bos *et al.*, 2007 *in* Ganthy *et al.*, 2013).

Globalement, le bilan sédimentaire annuel des herbiers est positif, mais n'est pas uniforme dans le temps. En effet, des phases d'accrétion et d'érosion alternent suivant le cycle de croissance.

4.3.2 EROSION ET ACCRETION SELON LE CYCLE DE CROISSANCE

L'accumulation de sédiments dans les herbiers de zostères résulte d'un équilibre entre deux processus :

- d'un côté, la sédimentation de particules en suspension augmente (Gacia et Duarte, 2001; Gacia *et al.*, 2003; Hendriks *et al.*, 2008 *in* Ganthy *et al.*, 2013) et la remise en suspension diminue (Gacia et Duarte, 2001; Gacia *et al.*, 1999 *in* Ganthy *et al.*, 2013); ces processus sont liés à la réduction de l'énergie des courants (Hendriks *et al.*, 2008, 2010; Verduin et Backhaus, 2000; Widdows *et al.*, 2008 *in* Ganthy *et al.*, 2013).
- d'un autre côté, la resuspension peut être augmentée à cause des micro-turbulences induites par la densité des feuilles. (Fonseca et Koehl, 2006; Hendriks *et al.*, 2010; Verduin et Backhaus, 2000; Widdows *et al.*, 2008 *in* Ganthy *et al.*, 2013).

Selon le stade de développement de la plante et les conditions locales, un des deux phénomènes prédomine.

Le suivi annuel dans le bassin d'Arcachon a montré que ces deux phénomènes varient dans le temps. L'accrétion et la réduction de la taille des particules accumulées ont été observées au printemps et en été ; liées à la densité des feuilles. En automne et en hiver, un phénomène d'érosion et de diminution des particules fines et de matière organique, est observé en lien avec la diminution des feuilles. Les tempêtes ont aussi un impact sur la dynamique sédimentaire, qui sera différent selon que, les zostères sont dans une phase de croissance ou de dégénérescence. Ganthy *et al.* (2013) n'ont pas observé des phénomènes érosifs significatifs entre février et juin 2009, dans le bassin d'Arcachon. En revanche, pendant cette même période (octobre à décembre 2009), ils ont observé une érosion significative sur les zones de sédiments non végétalisés. De janvier à mars 2010, soit la dernière partie des observations, Ganthy *et al.* (2013) ont observé des niveaux de sédiments relativement stables, malgré des conditions tempétueuses et une faible densité de feuilles, alors que les zones non végétalisées se sont érodées. Ceci s'expliquerait en partie par l'effet stabilisateur des racines des zostères enfouies dans le sédiment.

Ainsi, Ganthy dans sa thèse en 2011, a défini quatre périodes ou états conceptuels selon le cycle de croissance des zostères naines :

- Etat transitoire printanier
- Etat stationnaire estival
- Etat transitoire automnal
- Etat stationnaire hivernal

La figure ci-dessous (Figure 33) représente ces états dans le temps.

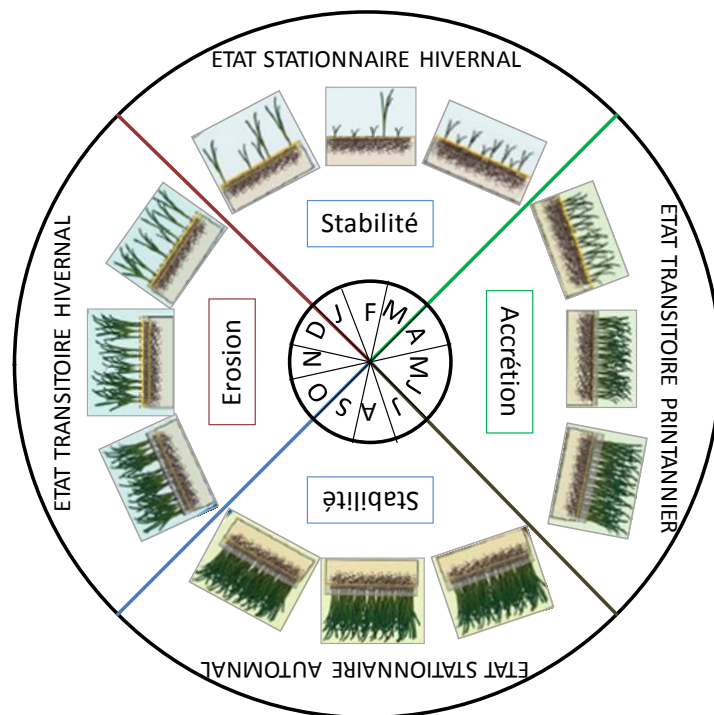


Figure 33. Modèle conceptuel de l'effet des zostères naines sur les courants au cours du cycle de croissance, à partir d'observations réalisées dans le bassin d'Arcachon. (Modifiée d'après Ganthy, 2011).

4.3.3 EFFETS A PLUS LONG-TERME ET A L'ECHELLE D'UN SITE

La présence d'herbiers sur les estrans meubles favorise une accrétion des sédiments. Cependant, le phénomène s'autorégule par le fait que les zostères sont sensibles à de fortes accrétions pouvant ensevelir la plante (Cabaço et Santos, 2007 *in* Ganthy *et al.*, 2013), à la dessiccation, au froid et à l'exposition aux vagues, processus augmentés par des niveaux bathymétriques plus élevés (Huong *et al.*, 2003; Ramirez-Garcia *et al.*, 1998; Shafer *et al.*, 2007 *in* Ganthy *et al.*, 2013).

Les zones d'estran sans végétaux sont moins résistantes à l'érosion que les zones végétalisées (Ganthy *et al.*, 2011 *in* Ganthy *et al.*, 2013). Dans les zones où les herbiers sont en déclin, les sédiments sont ainsi remis en suspension plus facilement entraînant une turbidité de l'eau pouvant réduire la lumière disponible pour la photosynthèse (van der Heide *et al.*, 2007, 2011 *in* Ganthy *et al.*, 2013).

Ainsi, le déclin global des herbiers de plantes à fleurs à l'échelle mondiale (Bernard *et al.*, 2005; Figueiredo da Silva *et al.*, 2004; Giesen *et al.*, 1990; Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009 *in* Ganthy *et al.*, 2013), ou encore, la diminution des herbiers de zostères naines du bassin d'Arcachon (33 % de la surface entre 1989 et 2007 ; Plus *et al.*, 2010), peuvent engendrer des modifications importantes de la dynamique hydro-sédimentaire. Le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (SIBA), responsable de la gestion du site a observé une demande plus importante de dragage des chenaux en concordance avec la diminution surfacique des herbiers de zostères naines (Plus *et al.*, 2010).

En 1979, Glémarec a étudié les conséquences de la quasi-disparition des herbiers de zostères, sur l'érosion et la sédimentation dans le **golfe du Morbihan**.

En 1925, l'herbier était florissant et recouvrait les platiers envasés, les chenaux profonds permettaient la navigation et la pêche côtière. La disparition de l'herbier à partir de 1930 (maladie du dépérissement), entraîna l'érosion des platiers d'environ 1,50 m de hauteur, car l'herbier ne retenait alors plus les particules fines. Les débris de zostères s'accumulèrent dans les chenaux et l'hydrodynamisme n'a pas empêché les chenaux de se combler (Glémarec, 1964 in Glémarec, 1979). A partir de 1965, l'herbier recolonisa le golfe du Morbihan. En freinant les actions hydrodynamiques, il permet aux particules fines de se sédimenter, ainsi le niveau des platiers s'élève, tandis que les courants recréent les chenaux. En 1975 les niveaux des platiers et des chenaux se rapprochent de ce qu'ils étaient en 1925 (Glémarec, 1979). Ces changements de niveau, observés à l'échelle d'une vie humaine, sont concrétisés par l'apparition et la disparition sous le sédiment d'un îlot rocheux et d'anciens piquets de bois témoins d'une activité humaine ancienne (propos recueillis par l'auteur, auprès d'anciens pêcheurs). En 1975, ces témoins sont recouverts par la vase, tandis qu'ils affleuraient vers 1965, mais aussi vers 1915, ce qui prouve que la phase maximale d'extension des herbiers de 1925 avait été précédée d'une période d'érosion et d'extension moindre des herbiers (Glémarec, 1979). La figure suivante (Figure 34) représente ces évolutions entre 1915 et 1975.

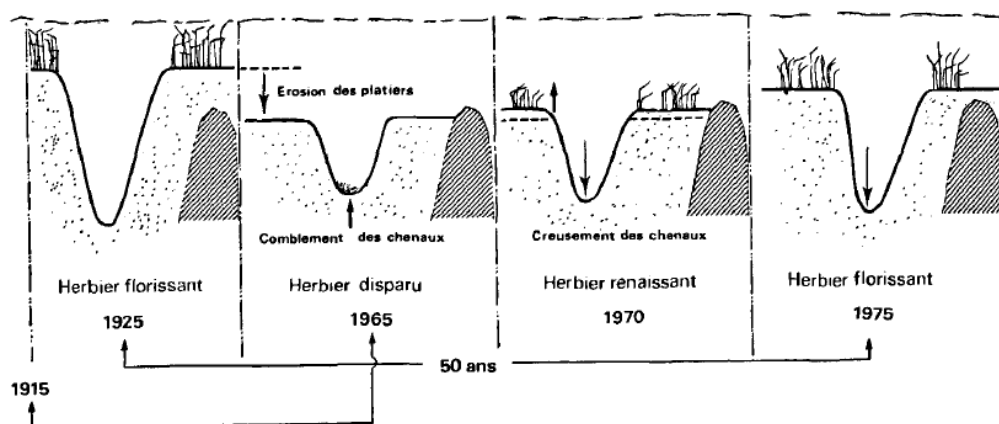


Figure 34. Changements géomorphologiques liés au développement des herbiers dans la partie orientale du golfe du Morbihan (Extraite de Glémarec, 1979).



Chapitre 2

Des espèces sensibles

Les herbiers de zostères sont sensibles à différents facteurs environnementaux d'origine biotique (action du vivant sur le vivant) et abiotique (action du non-vivant sur le vivant) ; qui vont, soit favoriser leur développement, soit favoriser leur déclin (Plus *et al.*, 2010). Les herbiers de zostères sont soumis à des stress et des destructions mécaniques qui correspondent à des phénomènes naturels (ex : tempêtes) ou à des activités littorales (ex : arrachage par les ancrages de bateaux) Les extractions de sédiments, les aménagements portuaires et plus globalement la qualité des eaux et les phénomènes d'eutrophisation (perturbations liées à un enrichissement en substances nutritives du milieu qui provoque une prolifération de végétaux) sont d'autres sources de déséquilibre des herbiers de zostères et des écosystèmes côtiers (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).

Le suivi des herbiers de zostères à l'échelle mondiale a permis de relever de grands épisodes ou tendances. A titre d'exemple :

- Les herbiers de zostères marines de l'Atlantique nord, ont connu une chute drastique au début des années 1930 du fait d'une maladie dite « du dépérissement » ou « wasting disease », liée à des conditions climatiques particulières et à un organisme qui parasite les feuilles de zostères (Hily, 2006; Hily et Bajjouk, 2010).
- Il semblerait que, ces dernières années, les perturbations humaines telles que la pollution de l'eau, la destruction d'habitat et la modification sédimentaire, aient accéléré la diminution des herbiers de plantes à fleurs marines à l'échelle mondiale (Cabaço et Santos, 2007; Guimarães *et al.*, 2012; Orth *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009).

Il s'agit donc dans ce second chapitre d'évoquer les sources connues de pressions sur les zostères :

- les paramètres biologiques et physico-chimiques qui provoquent des contraintes et perturbent les plantes et l'écosystème ;
- les actions anthropiques qui induisent des altérations mécaniques.

1 LES PARAMETRES BIOLOGIQUES

1.1 LA MALADIE DU DEPERISSEMENT OU LE « WASTING DISEASE »

La « maladie du dépérissement » ou « wasting disease » est le nom donné à la disparition de la quasi-totalité des herbiers de zostères marines, survenue dans les années 1930 en Atlantique nord (den Hartog, 1987 *in* Hily *et al.*, 2002). Les zostères naines semblent avoir été touchées dans une moindre mesure (Plus *et al.*, 2010).

Les symptômes de la maladie sont l'apparition de taches brunes et noires qui se développent sur les feuilles et même sur les jeunes pousses (Giesen *et al.*, 1990). Ces zones nécrotiques deviennent de plus en plus larges et, au bout de quelques semaines, elles se répandent et couvrent la quasi-totalité de la surface des feuilles. Les feuilles mortes se décrochent alors du plant (Giesen *et al.*, 1990). Les rhizomes n'ont vraisemblablement pas été affectés, au moins dans les premiers stades de la maladie (van der Werff, 1934 *in* Giesen *et al.*, 1990). Dans la majeure partie des cas, les rhizomes ont résisté, mais une défoliation répétée peut épuiser les réserves de la plante et décimer également les rhizomes (Giesen *et al.*, 1990).

La disparition des zostères marines a été signalée pour la première fois en Virginie sur la côte est des Etats-Unis, en 1930 (Lewis, 1932 ; Huntsman, 1932 *in* Giesen *et al.*, 1990) ou 1931 (Hily *et al.*, 2002). Le premier signal en Europe a eu lieu en France en 1931 (Fischer-Piette *et al.*, 1932 *in* Giesen *et al.*, 1990) ou 1932 (Hily *et al.*, 2002). La maladie n'a été observée qu'en 1932 dans la Mer de Wadden (Spierenburg, 1932 ; van der Werff, 1934 ; Harmsen, 1936 ; *in* Giesen *et al.*, 1990), quand des herbiers exploités ont été affectés. Bien qu'ayant un décalage dans le temps entre les côtes de l'Atlantique, la maladie a touché tout l'Atlantique nord.

Après différentes études sur la détermination de l'agent pathogène, il y a consensus sur le fait que les taches brunes sont le résultat de l'infestation d'un protiste, *Labyrinthula zosterae* (Muehlstein *et al.*, 1991). Ce dernier a d'abord été considéré comme la cause de la maladie (den Hartog, 1987 ; Muehlstein *et al.*, 1988 ; Muehlstein, 1989, 1992 *in* Hily *et al.*, 2002) ; puis considéré comme une conséquence du déclin des herbiers de zostères marines soumises à des conditions environnementales qui ne leur étaient pas favorables (Giesen *et al.*, 1990) (den Hartog, 1996 *in* Hily *et al.*, 2002). *L. zosterae* passe inaperçue dans la plupart des herbiers dans de bonnes conditions environnementales. Cependant les taches brunes s'observent couramment sur les feuilles de zostères, et semblent être liées à l'âge des feuilles (cf. Wasting disease Index, ci-après).

1.1.1 LES DIFFERENTES HYPOTHESES SUR LES CAUSES DE LA MALADIE

Giesen *et al.* (1990) ont reporté de la littérature plusieurs hypothèses : l'envasement (Milne et Milne, 1951), la pollution (Milne et Milne, 1951), des précipitations extrêmes (Martin, 1954), des salinités extrêmes (Young, 1938, 1943), une diminution du taux d'ensoleillement (Tutin, 1938) ou encore des températures de l'eau anormalement élevées (Renn, 1937 ; Rasmussen, 1977) pour tenter d'expliquer la maladie du dépérissement. Il semble difficile d'attribuer à un seul de ces facteurs le déclin des zostères marines, survenue à l'échelle de l'Atlantique nord. Une autre hypothèse est qu'un événement climatique à très grande échelle aurait été le facteur déclenchant. Il n'est pas exclu que dans les différents sites, la maladie eu été causée par différents facteurs et que le phénomène simultané soit dû au hasard.

Trois facteurs ayant pu jouer un rôle dans la maladie ont été étudiés de plus près par Giesen *et al.* (1990), il s'agit de la température, de la salinité et de la lumière :

- *Labyrinthula zosterae* a un optimum de température plus élevé que *Zostera marina* (16-24°C et 15-20°C respectivement ; Tutin, 1942 ; Pokorny, 1967 *in* Giesen *et al.*, 1990). Cependant, la plus haute température de l'eau recensée entre 1930 et 1935 était de 19°C en mer de Wadden ; alors que les zostères

supportent bien des températures allant jusqu'à 20°C, voire un peu plus (Tutin, 1942, den Hartog, 1970 in Giesen *et al.*, 1990).

- La salinité des eaux côtières est directement liée aux précipitations et à l'évaporation. L'optimum de salinité pour la zostère marine est compris entre 10 et 30 environ et de 22 (ou 30) à 42 pour *L. zosterae*. Le parasite ne serait pas pathogène à de faibles salinités (12-15) (Rasmussen, 1977 ; Short *et al.*, 1988 in Giesen *et al.*, 1990). Aucune salinité anormale n'a été observée.
- La lumière est le facteur limitant qui détermine la profondeur à laquelle la zostère marine peut se développer. Une diminution de 20 % de l'ensoleillement en 1931 et 1932 sur les îles britanniques a été reportée par Tutin en 1938. L'hypothèse selon laquelle cette diminution aurait été à l'origine de la maladie a été rejetée par Atkins (1938) qui estime que 20 % de baisse d'ensoleillement n'est pas forcément une situation anormale.

Il semblerait donc que c'est une combinaison de facteurs qui serait à l'origine de la maladie plutôt qu'un unique facteur déclencheur.

Il faut ajouter que l'on manque de données datant de l'époque pour avancer avec certitude une hypothèse quant aux causes de la maladie.

1.1.2 LA MALADIE DU DEPERISSEMENT SUR LES COTES METROPOLITAINES FRANÇAISES

Une enquête émanant du ministère de la Défense a été diffusée le 13 mars 1933 à tous les quartiers maritimes pour essayer d'estimer le déclin de zostères marines. Les manuscrits d'origine sont stockés au Muséum National d'Histoire Naturelle. Godet *et al.* (2008) ont étudié ces manuscrits et plus particulièrement les questions suivantes : « Est-ce que les herbiers de votre région sont dans un état pire que dans le passé ? » ; « Est-ce qu'ils sont totalement ou partiellement détruits ? » ; « Quand a commencé la disparition ou le déclin des zostères marines de votre région ? ». Ce travail a montré que tous les herbiers métropolitains de la Manche et d'Atlantique ont disparu, totalement ou partiellement. La disparition est survenue surtout en 1931 et en 1932. Elle a été signalée tout de même avant 1930 et après 1933. La figure suivante présente les résultats de l'enquête (Figure 35).

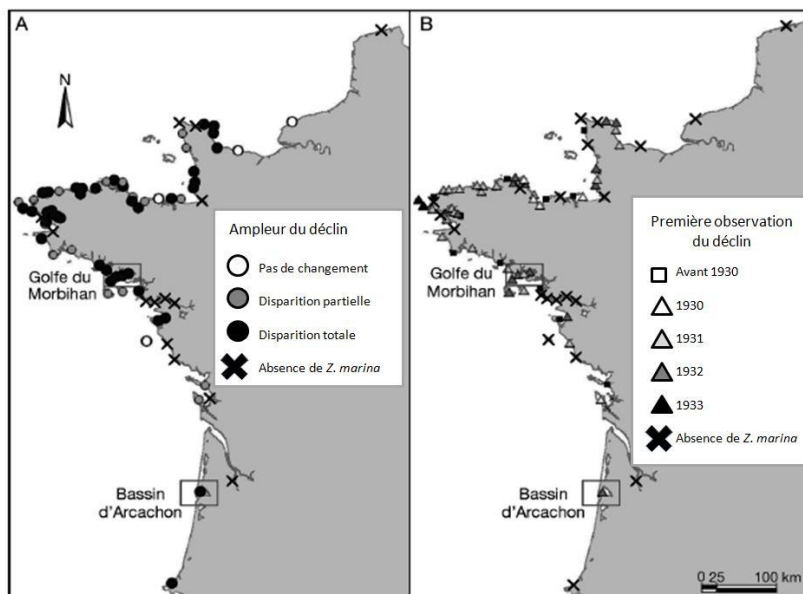


Figure 35. Niveau de destruction des herbiers de zostères marines (A) et dates associées (B) à partir de l'enquête de 1933. (Modifiée d'après Godet *et al.*, 2008).

1.1.3 OBSERVATIONS DANS LE GOLFE DU MORBIHAN

Un document de Prenant (1934) relate les observations avant et après le « wasting disease » ainsi que ses conséquences. Il avait étudié à l'été 1931 les herbiers de la baie de Quiberon, plus particulièrement, mais également un peu ceux du golfe du Morbihan permettant d'avoir un point de comparaison avec ses observations de 1933.

La zostère marine a disparu ou considérablement reculé partout dans la région excepté en un point. Son exploitation industrielle, autrefois pratiquée, est devenue impossible, car il ne subsistait de cette espèce que des tâches infimes et clairsemées.

La zostère naine n'a pas été touchée par la catastrophe qui a affecté seulement la zostère marine. La zostère naine s'est alors développée dans les espaces laissés libre par le déclin de la zostère marine et a également colonisée de nouveaux endroits. Prenant (1934) a également observé le développement d'une algue brune, *Chorda filum* (le fil de mer) à l'emplacement d'anciens herbiers, et parfois sur de larges surfaces : surtout au voisinage de pointes rocheuses, mais aussi sur des plages, quand il y a des petites pierres qui permettent à l'algue de se fixer.

Ainsi, toujours selon Prenant (1934), la présence de la zostère marine limitait l'extension de la zostère naine et de *Chorda filum*, puisque ces deux espèces se sont montrées « envahissantes » aussitôt après la régression de la première. Il suppose qu'il y avait donc entre elles une interaction qu'a révélée le bouleversement des conditions : entre les deux zostères, l'auteur pense à une concurrence directe pour les nutriments et dans le cas de l'algue (qui était déjà présente dans les herbiers), la disparition des zostères marines aurait entraîné une modification des sédiments et la mise à nu de petites pierres et de coquilles sur lesquelles *Chorda filum* a pu s'établir. Il n'exclut pas cependant d'autres types d'interactions. Il a observé en 1933 sur les zones anciennement recouvertes d'herbiers de zostères marines:

- des sédiments nus, en majorité;
- des zostères naines ;
- des zones colonisées par *Chorda filum*.
- des tâches résiduelles de zostère marine (cuvettes et dépressions).

La disparition des herbiers a entraîné des modifications topographiques par érosion de la vase. Dans l'estuaire de Crach, près de la Trinité-sur-Mer, « les herbiers étaient beaucoup moins ravinés qu'autrefois ». Et dans le golfe du Morbihan, « la mobilité accrue de la vase gênait beaucoup les ostréiculteurs ». Dans ces conditions, les jeunes pousses de zostères marines sont facilement déracinées, à moins que les sédiments soient relativement sableux et stables ou que le sol ne soit consolidé par d'anciennes racines (de zostères marines) ou par les zostères naines. L'extension des zostères naines semblerait avoir favorisé la réimplantation de la zostère marine. Prenant (1934) a également observé des répercussions sur la faune :

- la **faune vagile** (qui rampe) était peu modifiée. A Trehennarvour (commune de Saint-Philibert), l'auteur a observé la même abondance de nasse réticulée, de gibbule mage et de *Philine aperta* (limace de mer). Les hippocampes restèrent très nombreux et nageaient à découvert dans les flaques, « alors qu'on les prenait au filet sans les voir ». Les seiches pondaient indifféremment sur les deux espèces de zostères. Les ophiures communes grouillaient sur le sol, leur nombre avait certainement augmenté, ainsi que celui des bigorneaux et des limaces de mer. Les pétoncles blancs, les coquilles Saint-Jacques et les scalaires semblaient plus fréquents, mais étaient peut-être, seulement plus visibles ;
- la **faune fixée épigée** (qui se développe au-dessus du sol) aurait subi des changements bien plus importants ; il s'agit de changements d'espèces d'éponges et d'ascidies ;
- la **faune hypogée** (qui vit dans les sédiments) avait beaucoup changé dans l'estuaire de Crach. La teneur en vase des sédiments avait diminué, ce qui a amené un déplacement très net vers l'amont de l'aire occupée par des vers marins non segmentés, les siponcles. La bucarde tuberculée, l'oursin-cœur et l'étoile de mer commune avaient été observés devant la plage de Kerbihan. Or, ces espèces étaient introuvables auparavant dans l'estuaire, c'est la modification du sable, moins vaseux, qui avait dû permettre leur développement.

Prenant (1934) a résumé les effets de la disparition des herbiers de zostères marines, par des modifications assez importantes dans la topographie et la composition des sédiments ainsi que la flore et la faune. Il a observé dès 1933 des signes de recolonisation qui s'avèreront très faibles.

1.1.4 UNE RECOLONISATION LENTE

Concernant l'archipel de Chausey, l'herbier de zostères marines s'étendait en 1924 sur environ 7,6 km², alors qu'en 1953 (soit 20 ans après la maladie) il recouvrait que 0,6 km². La recolonisation a continué entre 1953 et 2002, mais c'est surtout entre 1992 et 2002 que l'herbier s'est développé. En 2002, il recouvrait environ la moitié de la superficie qu'il recouvrait en 1924 (Figure 36) (Godet *et al.*, 2008).

Autour de Roscoff et dans l'archipel des Glénan, l'étendue des herbiers était également faible dans les années 1950 et la recolonisation a vraiment commencé en 1960 et 1970, respectivement pour les deux sites (Glémarec *et al.*, 1996 et Jacobs, 1979 in Godet *et al.*, 2008).

La recolonisation a été différente selon les sites, également en termes de distribution verticale. A Chausey, les herbiers ont recolonisé les zones subtidales, alors qu'à Roscoff et aux Pays-Bas, les zostères marines se sont rétablies sur les zones intertidales (den Hartog et Polderman, 1975 in Godet *et al.*, 2008). Ceci pourrait s'expliquer en partie par le fait que la disparition des herbiers a induit une augmentation de la turbidité, favorisant une recolonisation plus haut sur l'estran (de Jonge *et al.*, 2002 in Godet *et al.*, 2008).

Malgré les zones d'ombre qui existent toujours pour comprendre les raisons d'une telle disparition, il est important de noter que, pendant toute cette période, aucun autre biotope n'a été touché, ce qui souligne la sensibilité des zostères aux facteurs environnementaux d'origine naturelle et anthropique (Hily, 2006).

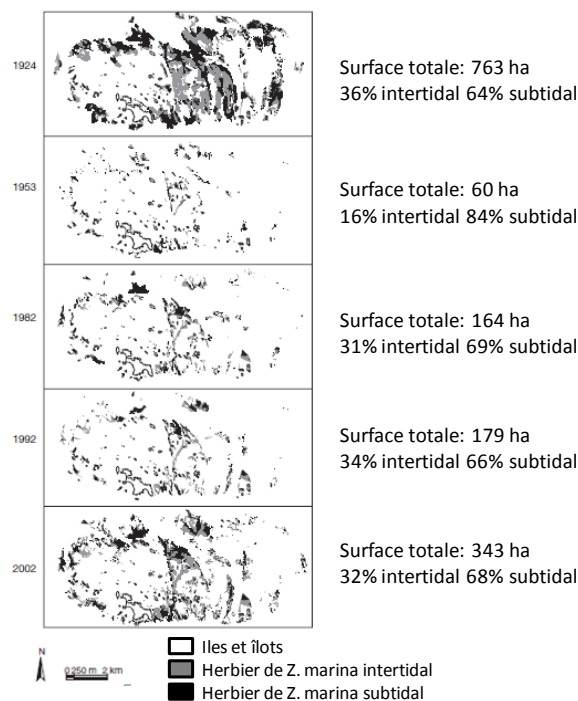


Figure 36. Evolution spatiale des herbiers de zostères marines de l'archipel de Chausey entre 1924, 1953, 1982, 1992 et 2002 (Modifiée d'après Godet *et al.*, 2008).

1.1.5 LE WASTING DISEASE INDEX (WI)

Il y a une atteinte permanente des herbiers qui est variable selon les périodes de l'année (Auby, com. pers., 2014). En effet, le protiste *Labyrinthula zosterae* peut être présent sur les feuilles de zostères, sans que cela provoque la mort de la plante. Le taux de recouvrement de la feuille est estimé grâce à un indice appelé « Wasting disease index » (WI).

Le wasting disease index est la mesure du pourcentage de taches brunes sur les feuilles de zostères marines (Figure 37). Il existe une corrélation entre le WI et l'âge de la feuille, l'infestation se faisant progressivement. On peut donc penser que le phénomène du wasting disease est un processus naturel du développement foliaire (Hily *et al.*, 2002). *Labyrinthula zosterae* apparaît comme un hôte naturel des zostères marines. L'infestation provoquerait une perte de flottabilité, car le protiste obturerait les pores des feuilles constitués d'air.

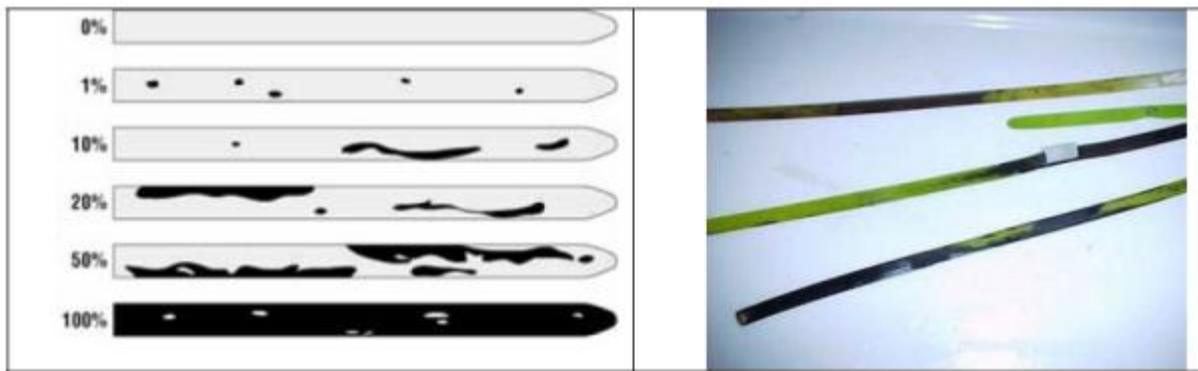


Figure 37. Estimations des pourcentages de couverture des feuilles pour calculer le Wasting disease index (Extraite d'Auby *et al.*, 2012).

Une attention particulière doit être apportée à l'observation des taches, car de fortes teneurs en ammonium peuvent provoquer des nécroses qui peuvent être faussement interprétées comme un symptôme de la maladie (Auby *et al.*, 2011).

Les scientifiques associent un pourcentage important de taches brunes, à un stress que subissent les zostères marines. Le suivi du wasting disease index peut permettre de révéler des situations anormales, comme un fort pourcentage de taches brunes sur les jeunes feuilles (Hily *et al.*, 2002).

Il est cependant, difficile de faire un lien direct entre un pourcentage d'infestation et l'équilibre d'un herbier. A Arcachon, les scientifiques n'ont pas mis en évidence de rapport catégorique entre la régression des zostères marines et la maladie (Auby, com. pers., 2014).

1.2 LA PRESSION DE PREDATION DES OISEAUX

Il existe une relation de corrélation positive entre le nombre de bernaches cravants sur un secteur et la superficie de l'herbier : les oiseaux adaptent leur comportement alimentaire selon la disponibilité des ressources (Dalloyau, 2008 ; Percival *et al.*, 1997 ; Jacobs *et al.*, 1981 ; Tubbs et Tubbs, 1982, Madsen, 1988 ; O'Briain, 1991 in Auby *et al.*, 2011). Les oiseaux auraient tendance à venir s'alimenter sur des zones qu'ils reconnaissent comme favorables. La fréquentation d'autres secteurs oscille d'une saison à l'autre (Auby *et al.*, 2011).

Dans le **bassin d'Arcachon**, Auby a observé en 1991 que les populations hivernantes de bernache cravant, seules consommatrices significatives de zostères naines dans le bassin d'Arcachon, n'absorbaient pas plus de 2 % de l'ensemble de la production des feuilles. Leur impact sur l'herbier est donc négligeable même si, localement, elles peuvent arracher les rhizomes qui sont peu enracinés à cette période de l'année.

Face à la diminution importante des herbiers de zostères dans le bassin d'Arcachon depuis le début des années 2000, les scientifiques ont voulu réaliser une étude plus approfondie sur la localisation spatiale des bernaches cravants en relation avec les herbiers de zostères pour connaître avec plus de précision, la part potentielle de la prédation des oiseaux dans la diminution des herbiers (Auby *et al.*, 2011).

D'après les comptages spatialisés, seul un secteur qui s'étend au centre-est du bassin d'Arcachon semble être fréquenté de façon importante à toutes les saisons depuis 2003-2004. Ce secteur fait partie des zones où les herbiers ont été fortement altérés (Auby *et al.*, 2011). D'après ces auteurs, la fréquentation des bernaches préférentiellement sur ce secteur est seulement liée au fait qu'il s'agit du plus grand herbier du bassin d'Arcachon (15,5 km² en 2005 et 11,9 km² en 2007). Auby *et al.* (2011) estiment qu'il n'y a pas de lien entre le nombre d'oiseaux présents sur les herbiers et le taux de régression des herbiers par secteur. Pendant la saison 2005-2006, période pendant laquelle la régression de l'herbier a été importante, le secteur de l'Île-aux-Oiseaux, qui était peu fréquentée auparavant et dont l'herbier de zostère naine a peu régressé, a semblé plus fréquenté. Il est probable que le bon état de l'herbier dans cette zone soit à l'origine de ce phénomène (Auby *et al.*, 2011). Cependant, comme la localisation des oiseaux est fortement influencée par l'horaire de comptage, il convient d'être prudent sur l'interprétation de ces résultats (Auby *et al.*, 2011). Au vu de ces éléments, Auby *et al.* (2011) concluent que la pression de broutage exercée par les oiseaux hivernants et particulièrement les bernaches cravants n'est pas significative.

1.2.1 CAS DU GOLFE DU MORBIHAN

L'impact a été mesuré expérimentalement au cours de la saison 1981-1982 par le suivi de l'évolution des biomasses de zostères, d'une part dans les zones exploitées par les bernaches, et d'autre part dans des stations témoins matérialisées par des enclos d'exclusion (carrés grillagés de 5 m de côté) où les oiseaux ne peuvent pas s'alimenter (Mahéo et Denis, 1987).

Au cours de l'hiver 1981-1982, le pic d'abondance de bernaches se situe en décembre. La régression des stationnements est très importante dès janvier, en rapport avec la raréfaction de la nourriture disponible, consécutive au broutage de l'herbier. En effet la biomasse de zostères marines diminue globalement au cours de l'automne et de l'hiver, d'environ 50 % dans les enclos (ce qui correspond à la phase de sénescence de l'herbier) et d'environ 90 % dans les zones exploitées par les bernaches (Figure 38).

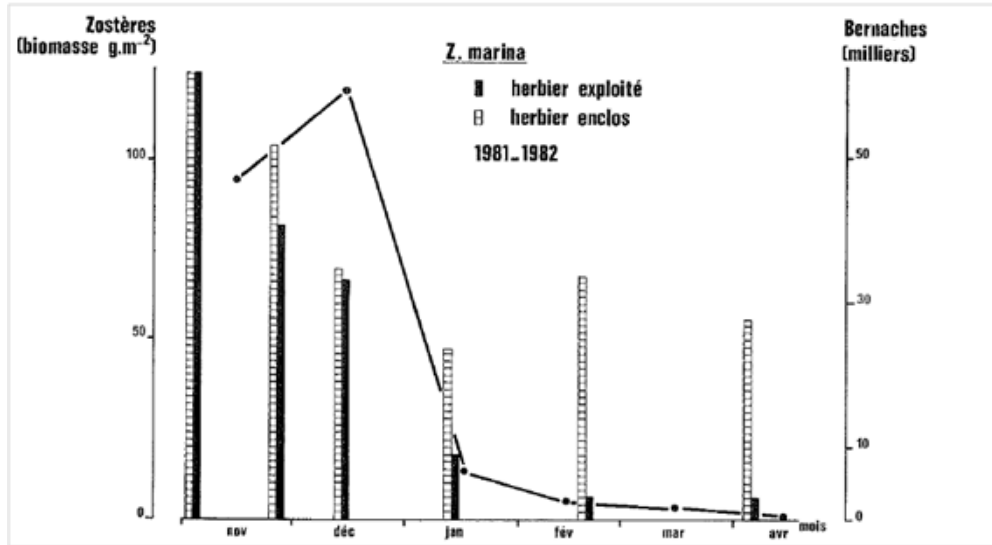


Figure 38. Evolution comparée de la biomasse de zostère marine au cours de l'hiver 1981-1982 dans les enclos d'exclusion et dans les zones d'alimentation adjacentes et nombre de bernaches par mois (représenté par la courbe avec l'échelle de droite) (Modifiée d'après Mahéo et Denis, 1987).

Connaissant le nombre de jours de l'expérience (153), les auteurs ont estimé la consommation de la zostère marine par la bernache à 0,30 g/m²/jour (poids sec), ce qui donne un prélèvement moyen de 51,6 g/m² (poids sec) pour l'ensemble de l'hiver 1981-1982. Mahéo et Denis (1987) comparent la consommation des bernaches obtenue au cours de leur expérience (0,30 g/jour) à une valeur issue de la littérature qui est de 88 g/jour (Owen, 1977 in Mahéo et Denis, 1987). Ils estiment alors que la consommation hivernale des bernaches sur le site d'étude ne représente que 30 à 40 % des prélèvements de zostères.

Pour information, Dalloyau estime la consommation d'une bernache à 162 g (poids sec)/jour de zostère naine (com. pers., 2014).

Si la composante alimentaire semble représenter actuellement le facteur limitant les stationnements hivernaux de la bernache cravant, comme en témoigne l'évolution comparée du taux de fréquentation des oiseaux en recherche de nourriture, et de la biomasse de la zostère marine au cours de l'hiver, l'impact réel de la bernache cravant apparaît néanmoins relatif (Mahéo et Denis, 1987). En effet, les bernaches consomment la biomasse déjà produite et n'hypothèquent pas la biomasse de l'année suivante (Dalloyau, com. pers., 2014), puisque les feuilles vont tomber en hiver de toute façon.

2 LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Dans une revue, Lee *et al.* (2007) estiment que les principaux facteurs qui influent sur la croissance et la productivité des plantes à fleurs marines sont la lumière, la température et la teneur en nutriments (Phillips *et al.*, 1983; Wetzel et Penhale, 1983; Dennison *et al.*, 1993; Dunton, 1994; Lee et Dunton, 1996 *in* Lee *et al.*, 2007). Les zostères sont également sensibles à d'autres paramètres de l'environnement.

Cinq paramètres physico-chimiques seront ainsi évoqués dans cette partie :

- la lumière ;
- la température ;
- la salinité ;
- les nutriments ;
- les herbicides et autres pollutions diffuses.

2.1 LA LUMIERE

Comme c'est le cas pour tous les végétaux photosynthétiques, la lumière est le principal facteur limitant la photosynthèse des plantes à fleurs marines (Dennison et Alberte, 1986; Dennison, 1987; Olesen et Set-Jensen, 1993 *in* Auby *et al.*, 2011) et, par conséquent, la croissance, la survie et la distribution sur l'estran, sont directement liés à la lumière (Dennison *et al.*, 1993; Cabello-Pasini *et al.*, 2003 *in* Lee *et al.*, 2007). La disponibilité en lumière détermine notamment la profondeur limite à laquelle les plantes à fleurs marines peuvent se développer (Duarte, 1991; Charpentier *et al.*, 2005 *in* Auby *et al.*, 2011).

La croissance des plantes à fleurs marines dépend de la quantité et de la qualité de lumière reçue pour effectuer la photosynthèse (Zieman et Wetzel, 1980 *in* Lee *et al.*, 2007). Chaque espèce présente des particularités physiologiques et morphologiques pour s'adapter à la quantité de lumière reçue et exige un taux de lumière minimum différent pour se développer (Dennison *et al.*, 1993 *in* Lee *et al.*, 2007).

Le besoin minimum en lumière des plantes à fleurs marines est plus important que celui des macroalgues et du phytoplancton (Stricklet, 1958; Luning et Dring, 1979; Set-Jensen, 1988; Duarte, 1991; Markager et Set-Jensen, 1992; Dennison *et al.*, 1993 *in* Lee *et al.*, 2007).

Différents travaux ont montré que les zostères peuvent s'adapter à des conditions lumineuses très variées par le biais de réponses biochimiques (adaptation de l'équipement pigmentaire) et/ou structurelles (adaptation notamment de la longueur des feuilles) (Den Hartog, 1970 ; Jacobs, 1979 ; Perez-Llorens et Niell, 1993 ; Vermaat *et al.*, 1993 ; Auby *et al.*, 1999 *in* Auby *et al.*, 2011).

De nombreuses diminutions de plantes à fleurs marines à l'échelle mondiale sont attribuées à des réductions de lumière sous l'eau (Cambridge et McComb, 1984; Giesen *et al.*, 1990; Dennison *et al.*, 1993; Onuf, 1994; Short et Wyllie-Echeverria, 1996 *in* Lee *et al.*, 2007). Ces réductions de lumière peuvent être causées par un fort développement d'algues épiphytes et de macroalgues, par un apport en nutriments, par un apport en sédiments ou par une remise en suspension du substrat (Orth et Moore, 1983; Cambridge *et al.*, 1986; Onuf, 1994 *in* Lee *et al.*, 2007).

2.1.1 LES PRINCIPAUX EFFETS D'UNE DIMINUTION D'INTENSITE LUMINEUSE SUR LES ZOSTERES

Les zostères peuvent présenter des changements physiologiques et morphologiques consécutifs à un manque de lumière. Ces modifications sont des diminutions de la taille de la plante, de la densité des plants, de la biomasse, du taux de renouvellement des feuilles et une modification de la composition en chlorophylle (Wiginton et Mc Millian, 1979 ; Dennison et Alberte, 1982, 1985 ; Neverauskas, 1988 ; Tomasko et Dawes, 1989 ; Abal *et al.*, 1994 ; Lee et Dunton, 1997 ; Peralta *et al.*, 2002 in Lee *et al.*, 2007).

Les premiers effets liés à la baisse de lumière sont une diminution de la taille des feuilles et de la biomasse (Gordon *et al.*, 1994 ; Lee et Dunton, 1997 in Lee *et al.*, 2007). Les changements de biomasse des feuilles sont le résultat de l'étiolation (plante sous une forme moins développée) et de la défoliation (chute anormale des feuilles), ce qui correspond également à la réponse des plantes terrestres à une baisse de lumière (Addicott et Lyon, 1973 ; Backman et Barilotti, 1976 ; Neverauskas, 1988 ; Gordon *et al.*, 1994 ; Lee et Dunton, 1997 in Lee *et al.*, 2007).

Une perte de tissus foliaire affecte négativement la photosynthèse (Lee et Dunton, 1997, 2000 ; Connell *et al.*, 1999 in Lee *et al.*, 2007).

2.2 LA TEMPERATURE

La température joue un rôle important dans le cycle de croissance des zostères. Les fluctuations saisonnières de la température conditionnent fortement le cycle de production des zostères (Auby *et al.*, 2011). En effet, les zostères se développent au printemps et en été, puis la croissance diminue fortement en automne et en hiver (Orth et Moore, 1986; Vermaat *et al.*, 1987; Macauley *et al.*, 1988; Dunton, 1990; Thom, 1990; Lee et Dunton, 1996 in Lee *et al.*, 2007). La reprise de la croissance au printemps est conditionnée par la température et par la lumière (Wetzel et Penhale, 1983; Dunton, 1994; Lee et Dunton, 1996 in Lee *et al.*, 2007). La température et l'intensité lumineuse étant plus ou moins liées, il semble difficile de séparer les deux effets (Lee *et al.*, 2007).

Des températures de l'eau relativement élevées au printemps et en automne stimulent la croissance des plantes à fleurs marines ; mais de très fortes températures pendant l'été peuvent réduire la productivité (Barber et Behrens, 1985 in Lee *et al.*, 2007), au point que dans certains endroits où les températures estivales sont très élevées, la croissance des zostères est stoppée et reprend après l'été avec des températures plus faibles (Kenworth *et al.*, 1982 ; Dennison, 1987 ; Lee *et al.*, 2005 in Lee *et al.*, 2007).

Les deux espèces de zostères semblent avoir des préférences thermiques et des seuils de résistance aux valeurs extrêmes différents (Auby *et al.*, 2011). Les paragraphes suivant reprennent les éléments collectés par Auby *et al.* (2011) dans une étude sur les raisons possibles de la régression des zostères dans le bassin d'Arcachon.

2.2.1 LES PREFERENCES THERMIQUES DE LA ZOSTERE MARINE

Il existe une littérature relativement abondante sur les préférences thermiques des zostères marines, notamment issue d'expériences en laboratoire. Ces résultats sont assez variés. En voici quelques-uns :

- En Corée, la zostère marine présente un optimum de croissance pour une température de l'eau comprise entre 15 et 20°C. Au-delà de 20°C, la croissance est inhibée (Lee *et al.*, 2005 in Lee *et al.*, 2007).
- D'après les expériences de Nejrup et Pedersen (2008), menées pendant six semaines en laboratoire à des températures variant entre 5 et 30°C, de fortes mortalités sont observées au-dessus de 20°C (Figure 39) (Auby *et al.*, 2011).

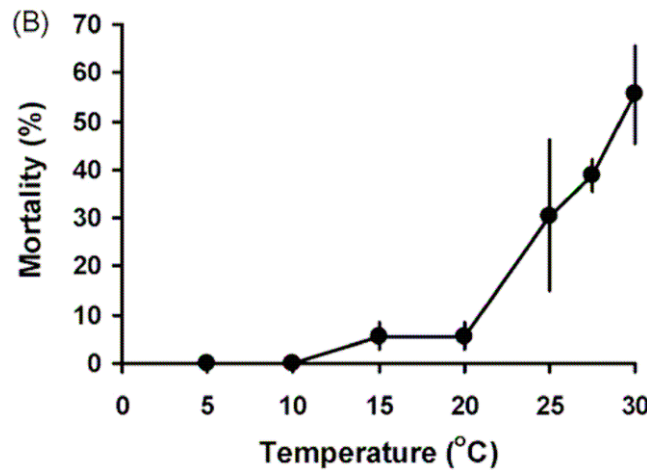


Figure 39. Mortalité des pieds de zostères marines en fonction de la température lors d'une expérience en laboratoire (D'après Nejrup et Pedersen, 2008 in Auby *et al.*, 2011).

- Olesen et Set-Jensen (1993) ont étudié la croissance (feuilles et rhizomes) de zostères placées en laboratoire pendant 3 à 4 semaines. Ils ont observé que la croissance était plus élevée à 15 et 21°C qu'à 7°C (Auby *et al.*, 2011).

Des mesures de photosynthèse (*via* des mesures de la production d'oxygène) à plusieurs températures ont été réalisées par différents auteurs :

- Biebl et McRoy (1971) ont exposé des zostères marines à des températures entre 0 et 40°C. Ils ont mesuré une plus forte production nette à 30°C pour une population infralittorale et à 35°C pour une population de cuvette intertidale (Auby *et al.*, 2011).
- Marsh *et al.* (1986) ont exposé des zostères marines à des températures entre 0 et 35°C. Ils ont mesuré un accroissement de la production nette de 0 à 30°C, et une forte diminution à 35°C (Auby *et al.*, 2011).
- Plus *et al.* (2005) ont réalisé quatre séries d'expériences à différentes saisons en exposant les plantes à la température mesurée dans le milieu lors des prélèvements : 7°C, 13°C, 17°C et 25°C. Ils ont observé un accroissement de la production nette entre 7 et 17°C et une forte diminution à 25°C (Auby *et al.*, 2011).

Globalement, ces expériences révèlent une inconstance des situations. Les zostères marines semblent avoir une bonne tolérance à de fortes températures. Néanmoins, il semble que, lorsque la température de l'eau atteint 20 à 25°C, des atteintes à la croissance des zostères soient observées, voire des mortalités.

2.2.2 LES PREFERENCES THERMIQUES DE LA ZOSTERE NAINNE

L'effet de la température sur la survie et la production a été beaucoup moins étudié chez la zostère naine que chez la zostère marine.

- Plus *et al.* (2005) ont mesuré en laboratoire la photosynthèse de fragments de feuilles de zostères naines à différentes saisons en exposant les plantes à la température mesurée dans le milieu lors des prélèvements : 7°C, 13°C, 17°C et 25°C. Ces auteurs observent un accroissement de la production nette entre 7 et 25°C.
- Des résultats similaires (accroissement de production en fonction de la température) ont été obtenus avec les mêmes méthodes par Auby *et al.* (1999) sur des zostères naines provenant d'un milieu peu salé (6 à 7) et testées dans ces conditions halines à des températures comprises entre 5 et 25°C.

- Massa *et al.* (2009) ont testé l'effet de chocs thermiques de 3 heures sur des zostères naines provenant de deux hauteurs d'eau différentes, maintenues en aquarium et acclimatées pendant un mois. Ces expériences avaient pour but de simuler l'effet de hautes températures de l'air pendant l'émersion. Quatre températures, entre 35 et 41°C, ont été testées. Pendant les 3 semaines suivant le choc thermique, ils ont mesuré la survie des pousses et un indicateur physiologique du stress, caractérisant l'efficacité de la photosynthèse. Ces auteurs mettent en évidence un effet très important des chocs thermiques sur la survie des zostères naines, à partir d'une température de 39°C, décelable, dès les premiers jours suivant le choc thermique, par l'intermédiaire d'une chute de la photosynthèse, indiquant un stress chez les populations soumises à ces traitements. Massa *et al.* (2009) observent également une différence de réponse des deux populations testées, la population qui vivait plus haut sur l'estran s'avérant davantage capable de récupérer après le stress thermique, ce qui peut être interprété comme une meilleure adaptation à ce type de stress (Auby *et al.*, 2011).

Il apparait donc, que la zostère naine est plus résistante que la zostère marine à de fortes températures (25°C), ainsi qu'à des valeurs extrêmes (37°C) (Auby *et al.*, 2011). Les zostères naines sont adaptées à de fortes températures pendant l'émersion, bien que leur métabolisme soit ralenti à ce moment-là.

La température est un paramètre important pour le maintien des zostères. Les étés particulièrement chauds semblent affecter négativement les zostères et surtout les zostères marines, moins tolérantes. Dans le bassin d'Arcachon, les régressions de zostères marines sont survenues en 2004, soit après la première canicule (Auby, com. pers., 2014).

2.3 LA SALINITE

Les deux espèces de zostères sont dites euryhalines, c'est à dire qu'elles supportent des variations importantes de salinité, ce qui leur permet de coloniser différents milieux : mer ouverte, baie, lagune et estuaire (Auby *et al.*, 2011).

D'après den Hartog (1970) et Giesen *et al.* (1990), la zostère marine colonise des environnements dont la gamme de salinité s'étend de 5 à 42 (*in* Auby *et al.*, 2011).

De même, la zostère naine se rencontre aussi bien dans des eaux très dessalées (6-7) (Iversen, 1931; Den Hartog, 1970; Rasmussen, 1973 : Charpentier *et al.*, 2005 *in* Auby *et al.*, 2011) que dans des environnements sur-salés, dont la salinité est supérieure à 35 (Mauritanie : Wolff *et al.*, 1993 ; Etang de Thau : Plus *et al.*, 2005 *in* Auby *et al.*, 2011).

Au même titre que la température, les deux espèces présentent des préférences de salinité conditionnant à la fois leur survie et leur production (Auby *et al.*, 2011). Les paragraphes suivant reprennent les éléments collectés par Auby *et al.* (2011) dans une étude sur les raisons possibles de la régression des zostères dans le bassin d'Arcachon.

2.3.1 LES PREFERENCES DE SALINITE DE LA ZOSTERE MARINE

- D'après les expériences de Nejrup et Pedersen (2008), ayant soumis des zostères marines pendant 6 semaines en laboratoire à des salinités variant entre 2,5 et 35 seules des salinités extrêmement faibles (2,5) provoquent de fortes mortalités (Figure 40) (Auby *et al.*, 2011).

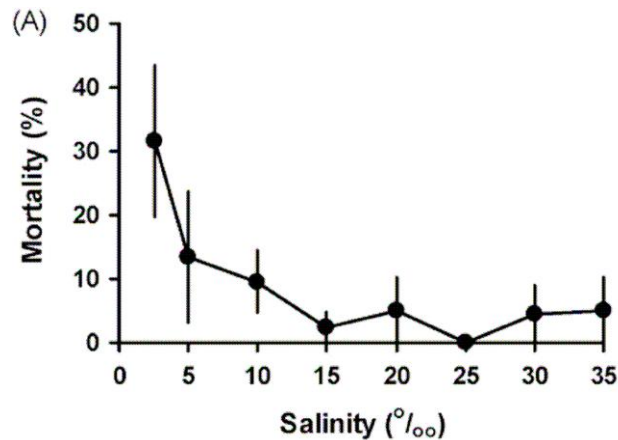


Figure 40. Relation entre la mortalité des pieds de zostères en fonction de la salinité lors d'une expérience en laboratoire (D'après Nejrup et Pedersen, 2008 in Auby *et al.*, 2011).

La croissance des feuilles (mesurée par marquage) est maximale pour des valeurs de salinité égales ou supérieures à 15. La production primaire (mesurée par le biais du dégagement d'oxygène) est affectée négativement par de très faibles salinités (2,5) et des salinités de 30 et 35 et la production de nouvelles pousses est réduite pour des salinités de 30 et 35. Globalement, ces auteurs estiment que les très faibles salinités (inférieures à 15) sont les plus préjudiciables au maintien des populations de cette espèce (Auby *et al.*, 2011).

- Kamermans *et al.* (1999) ont élevé des zostères marines en laboratoire à deux conditions de salinité : 22 et 32 pendant 2 et 3 mois. Dans les conditions de plus faible salinité, ils ont observé un plus fort recrutement de nouvelles pousses, un plus grand nombre de feuilles par pied, ainsi qu'une plus forte production des feuilles et des racines par rapport aux conditions de plus forte salinité (Auby *et al.*, 2011).
- Des mesures de production foliaire ont été réalisées dans les eaux danoises du Limfjord par Pinnerup (1980). Il a observé une production réduite pour une salinité de 13 et plus importante pour des salinités de 20 et 31, sans différence notable entre ces deux dernières conditions (Auby *et al.*, 2011).

L'effet de la salinité sur la germination des graines de zostères est souvent évoqué dans la littérature. Il est couramment mentionné que de faibles salinités s'avèrent nécessaires à la germination chez la zostère marine. Ceci a été fortement remis en cause par Orth *et al.* (2000) dans leur revue concernant les graines des plantes à fleurs marines, notamment parce que la teneur en oxygène jouerait un rôle plus décisif que la salinité dans ces phénomènes (l'anoxie favorisant la germination) et que ce facteur est rarement pris en compte dans les expériences.

2.3.2 LES PREFERENCES DE SALINITE DE LA ZOSTERE NAINE

Selon Auby *et al.* (2011), il n'existe qu'une seule publication contenant des résultats expérimentaux sur l'effet de la salinité sur la croissance et la survie de la zostère naine :

- Vermaat *et al.* (2000) ont mis en culture pendant 28 semaines deux populations de zostères naines (provenant du Danemark et de Catalogne), à des salinités de 35 (salinité moyenne mesurée dans les deux environnements de provenance des zostères) et de 15. Les résultats mettent en évidence un effet négatif des fortes salinités (35) sur la survie (pour les deux populations) et la production de nouvelles pousses, cet effet étant particulièrement marqué pour la population de zostères néerlandaises.

Concernant la relation entre la salinité et la germination des graines de zostères naines, les observations sur le terrain sont assez contradictoires (Auby *et al.*, 2011) :

- Ainsi, Harrisson (1993) n'a pas observé de germinations de zostères naines dans la Zetskreek (Pays-Bas), où la salinité est moyenne (17), alors que les graines de zostères marines y germent en abondance (Auby *et al.*, 2011).
- Par contre, des germinations de zostères naines ont été observées en Méditerranée (Golfe Juan, Etang de Diana en Corse), dans des eaux de salinité relativement élevée. Dans l'étang de Diana, où la salinité varie entre 33 et 40, Goubin et Loquès (1991) expliquent la présence de germinations de zostères par l'existence d'une nappe profonde d'eau douce. Néanmoins, en ce qui concerne les herbiers de Golfe Juan, Loquès *et al.* (1990) n'évoquent aucun phénomène de ce type (Auby *et al.*, 2011).

Comme évoqué pour les zostères marines, les relations établies expérimentalement entre la salinité et la germination des graines de zostères naines doivent être considérées avec prudence (Auby *et al.*, 2011).

2.4 LES NUTRIMENTS

Pour se développer, les végétaux et donc les zostères ont besoin de carbone inorganique et de nutriments. En général, l'eau de mer contient assez de carbone inorganique dissous pour permettre aux végétaux de se développer mais, dans des eaux de bonne qualité, la teneur en nutriments est le facteur limitant le développement des végétaux et en particulier celui des zostères (Duarte, 1990 ; Romero *et al.*, 2006 *in* Lee *et al.*, 2007). Les nutriments sont principalement l'azote et le phosphore, sous différentes formes.

Comme les sédiments présentent de plus fortes concentrations en nutriments que la colonne d'eau, il est souvent admis que la principale source de nutriments pour les plantes à fleurs marines est dans les sédiments (Iizumi et Hattori, 1982; Short et McRoy, 1984; Zimmerman *et al.*, 1987 *in* Lee *et al.*, 2007). Cependant plusieurs études ont montré une meilleure assimilation des nutriments par les feuilles que par les racines (Pedersen *et al.*, 1997; Lee et Dunton, 1999 *in* Lee *et al.*, 2007). La part de nutriments assimilée par les feuilles ou les racines peut varier alors selon les concentrations dans la colonne d'eau et dans les sédiments (Zimmerman *et al.*, 1987 *in* Lee *et al.*, 2007).

Etonnamment, il y a peu d'éléments sur la physiologie des plantes à fleurs marines et en particulier sur les mécanismes qui interviennent selon les concentrations en azote et en phosphore (Touchette et Burkholder, 2000 *in* Burkholder *et al.*, 2007).

Il est admis qu'un enrichissement modéré en nutriments du milieu favorise la croissance (Burkholder *et al.*, 2007), la biomasse, la productivité et la taille des feuilles des plantes à fleurs marines dans des milieux où justement la teneur en nutriments est le facteur limitant (Bulthuis *et al.*, 1992; Agawin *et al.*, 1996; Udy et Dennison, 1997; Lee et Dunton, 2000 *in* Lee *et al.*, 2007).

Udy et Dennison (1997) *in* Burkholder *et al.* (2007) proposent quatre catégories de réponses des plantes à fleurs marines à un enrichissement du milieu en nutriments :

- (i) une meilleure croissance et une bonne réponse physiologique dans les milieux où la concentration en nutriments est le facteur limitant ;
- (ii) une bonne réponse physiologique, mais pas de stimulation de la croissance dans les milieux où d'autres facteurs sont limitants ;
- (iii) pas de croissance et pas de réponse physiologique quand les nutriments sont en excès. Touchette et Burkholder (2001) *in* Burkholder *et al.* (2007) ont ajouté une quatrième catégorie ;
- (iv) une réponse physiologique négative et une inhibition de la croissance par l'ajout de nutriments.

Le développement urbain et industriel et l'agriculture intensive près du littoral entraînent une augmentation de la concentration en nutriments des eaux côtières à travers le monde (Cabaço *et al.*, 2008). L'eutrophisation des côtes entraîne une détérioration de la qualité de l'eau (Short et Wyllie-Echeverria, 1996 *in* Orth *et al.*, 2006).

Globalement, des concentrations élevées de nutriments (eutrophisation) dans la colonne d'eau peuvent entraîner le déclin des plantes, soit par une réponse physiologique directe (Burkholder *et al.*, 1992 *in* Lee *et al.*, 2007 et van Katwijk *et al.*, 1997 ; Brun *et al.*, 2002 *in* Cabaço *et al.*, 2008), soit par une réduction de lumière causée par le développement de macroalgues, de phytoplancton et d'algues épiphytes (Harlin et Thorne-Miller, 1981; Short, 1987; Coleman et Burkholder, 1994; Short *et al.*, 1995; Wear *et al.*, 1999 *in* Lee *et al.*, 2007).

2.4.1 LES EFFETS DIRECTS DE L'EUTROPHISATION SUR LES ZOSTERES

Les réponses morphologiques et physiologiques à un enrichissement de l'eau en nutriments des plantes marines en général et des zostères en particulier sont assez différentes. Burkholder *et al.* (2007) ont synthétisé de la littérature les réponses observées des zostères marines : augmentation de la croissance, augmentation de productivité, pas d'effet particulier, diminution de la croissance ou disparition selon différentes sources d'augmentation de nutriments (Tableau 5). Les réponses morphologiques des plantes à fleurs marines ne suivent pas une tendance claire, ce qui peut s'expliquer en partie par le fait que la croissance est également dépendante d'autres facteurs tels que la lumière, la température, la salinité, etc. Il semblerait qu'il y ait un seuil de toxicité de la concentration en nutriments (Cabaço *et al.*, 2008). Il est important de noter que les réponses des plantes à fleurs marines sont particulières et variables selon l'espèce et la zone considérée (Touchette et Burkholder, 2000 *in* Burkholder *et al.*, 2007).

Source de nutriments	Type d'augmentation en nutriments	Réponse(s) observée(s)	Explication(s)
Sédiments	Ni et Pi	Augmentation de croissance/ Augmentation de productivité	Plus de limitation en N
	Ni	Augmentation de croissance / Diminution de croissance	Plus de limitation en N/ Pas d'explication
	NO ₃ ⁻	Diminution de croissance	Inhibition NO ₃ ⁻
	NH ₄ ⁺	Pas d'effet / Augmentation de croissance	Pas d'explication/ Plus de limitation en N (au printemps)
	Pi	Augmentation de croissance	Plus de limitation en P
Colonne d'eau	Ni et Pi	Diminution de croissance/ Disparition	Plus de limitation en N/ Développement d'algues, ombrage
	NO ₃ ⁻	Pas d'effet/ Diminution de croissance/ Disparition	Pas d'explication /Inhibition NO ₃ ⁻ / Développement d'algues, ombrage
		Disparition	Toxicité NH ₄ ⁺

	NH ₄ ⁺ et NO ₃ ⁻	Diminution de croissance	Développement d'algues, ombrage
	NH ₄ ⁺ et Pi	Pas d'effet/ Augmentation de croissance	Pas d'explication/ Plus de limitation en P
	Pi		
Eau interstitielle	Ni et Pi	Disparition	Développement d'algues, ombrage
	Ni	Disparition	Développement d'algues, ombrage

Tableau 5. Exemples de conséquences et de mécanismes chez la zostère marine liés à différents types d'enrichissement du milieu en nutriments. NH₄⁺ : ion ammonium ; NO₃⁻ : ions nitrates ; Pi : phosphore inorganique; Ni : azote inorganique (D'après Burkholder *et al.*, 2007). (Les références associées sont dans Burkholder *et al.*, 2007).

Une expérience en laboratoire sur des zostères naines a montré une réduction de croissance de tous les organes (feuilles, rhizomes et racines) par rapport au témoin dans des conditions de forte teneur en ammonium (16 µmol/L) (Brun *et al.*, 2002 *in* Auby *et al.*, 2011).

Concernant les zostères marines, van Katwijk *et al.* (1997) *in* Auby *et al.* (2011) ont testé l'effet de différentes concentrations d'ammonium et de nitrate sur des zostères marines en laboratoire pendant 5 semaines. Par rapport au témoin (9 µmol/L d'ammonium), pour lequel le nombre de pieds a fortement augmenté et peu de phénomènes de nécrose ont été observés au cours de l'expérience, les zostères marines soumises aux plus fortes concentrations en ammonium (25 et 125 µmol/L) présentent après 5 semaines une densité de feuille réduite et des taux de nécrose plus élevés.

2.4.2 LES EFFETS INDIRECTS DE L'EUTROPHISATION SUR LES ZOSTERES

Le phénomène le plus évoqué, pour expliquer l'effet d'une augmentation des teneurs en nutriments, est un déclin des plantes à fleurs marines en faveur des macroalgues, du phytoplancton et des épiphytes (Orth et Moore, 1983; Borum, 1985; Twilley *et al.*, 1985; Dennison *et al.*, 1993; Harlin, 1993; Dunton, 1994; Lapointe *et al.*, 1994; Short *et al.*, 1995; Wear *et al.*, 1999; Hauxwell et Valiela, 2004; Ralph *et al.*, 2006 *in* Burkholder *et al.*, 2007).

Les macroalgues, le phytoplancton et les épiphytes prolifèrent avec l'augmentation des nutriments (Borum, 1985; Tomasko et Lapointe, 1991; Frankovich et Fourqurean, 1997; Wear *et al.*, 1999; Hauxwell *et al.*, 2003 *in* Cabaço *et al.*, 2008), car ils peuvent assimiler très rapidement les nutriments de la colonne d'eau (Duarte, 1995 *in* Cabaço *et al.*, 2008). La forte croissance des macroalgues et des épiphytes induit un effet d'ombrage et un phénomène d'asphyxie par le recouvrement des herbiers (Duarte, 1995; Hughes *et al.*, 2004; Lapointe *et al.*, 2004 *in* Cabaço *et al.*, 2008). Les plantes à fleurs marines sont de moins bon « compétiteurs » que les macroalgues dans une situation de fortes teneurs en nutriments dans l'eau (Duarte, 1995 *in* Cabaço *et al.*, 2008).

La figure suivante (Figure 41) illustre cet effet : dans des eaux de bonne qualité, ce sont les nutriments généralement qui sont le facteur limitant (nutrients limit). Dès que les concentrations en nutriments augmentent, c'est la lumière qui devient le facteur limitant des zostères (light limits). Les macroalgues dans les eaux côtières peu profondes (figure du haut) et le phytoplancton dans les eaux côtières plus profondes (figure du bas) se développent excessivement et deviennent dominants au détriment des zostères qui déclinent.

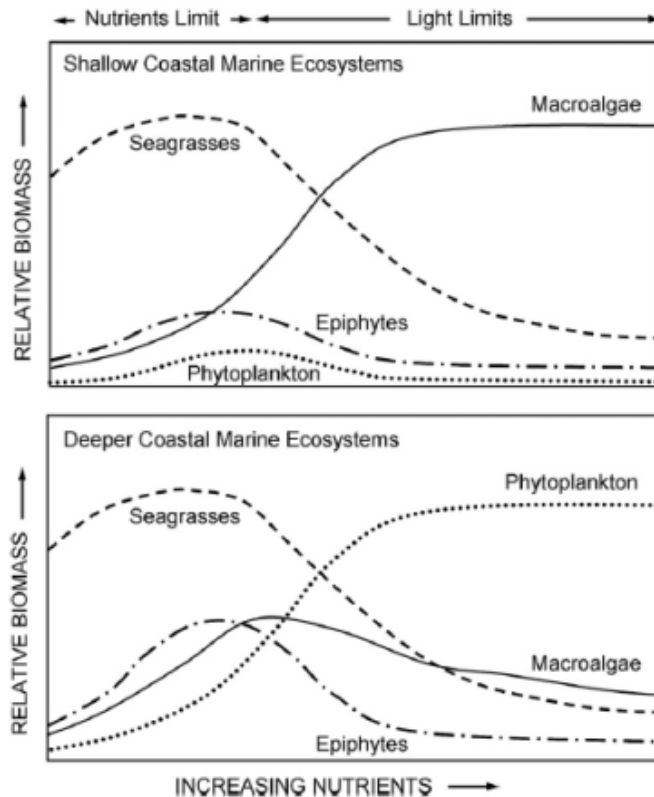


Figure 41. Graphiques théoriques de l'évolution des biomasses des producteurs primaires dans des conditions d'augmentation des nutriments ; en milieu côtier intertidal et en milieu côtier plus profond (Extrait de Burkholder *et al.*, 2007).

Le développement de macroalgues dans le milieu, du fait de l'eutrophisation, engendre principalement un manque de lumière pour les zostères.

Lors d'une expérience en laboratoire, le manque de lumière semble découpler l'impact négatif de l'augmentation de nutriments sur la production de plants de zostères marines (Burkholder, 2001 *in* Burkholder *et al.*, 2007).

Burke *et al.* (1996) *in* Burkholder *et al.* (2007) ont observé une réduction de la concentration en glucides dans les feuilles, les rhizomes et les racines de 40 à 51 % sur des zostères marines en phase de croissance printanière, soumises expérimentalement à un manque de lumière. Ce manque de stockage des glucides produits par photosynthèse peut exacerber le déclin des zostères en diminuant la capacité de la plante à survivre à la déhiscence (ouverture brute des graines) et à la dormance (Burkholder *et al.*, 2007).

En plus du manque de lumière, les effets indirects de l'eutrophisation sont une remise en suspension des sédiments, liée à la mort des zostères. A cet effet s'ajoute des phénomènes d'anoxie (diminution de l'oxygène) dans les sédiments (Figure 42).

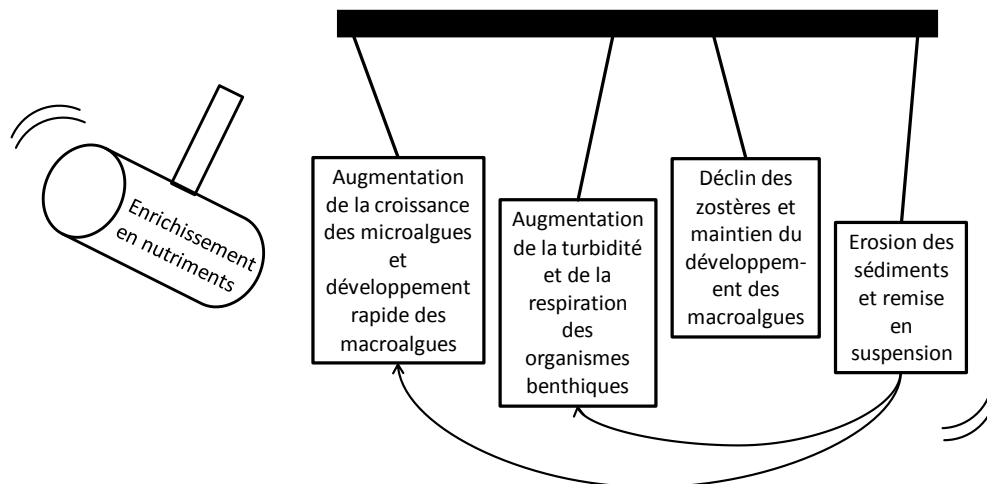


Figure 42. Modèle conceptuel des conséquences sur l'habitat d'herbiers de l'augmentation des nutriments. On observe une boucle de rétroaction. L'augmentation en microalgues peut entraîner un fort broutage par les organismes marins (Modifiée d'après Duarte, 1995 in Burkholder *et al.*, 2007).

La remise en suspension des sédiments peut également faire suite à des événements venteux, comme observé dans le bassin d'Arcachon. Il est probable que, du fait de la régression des herbiers dont l'un des effets est la fixation de sédiments fins sur le fond, ces sédiments contenant de l'ammonium aient été remis en suspension lors des coups de vents.

Enfin, les zostères semblent de bon indicateurs d'un enrichissement du milieu en nutriments. Les zostères naines étant des espèces à croissance rapide (Marbà et Duarte, 1998 in Cabaço *et al.*, 2008) (comparée à d'autres espèces de plantes à fleurs marines), le taux de nutriments dans leurs tissus paraîtrait un bon indicateur de l'eutrophisation. Cabaço *et al.* (2008) ont également observé que les variations en azote et en phosphate liées aux rejets d'une station d'épuration se reflétaient dans les tissus des feuilles de zostères naines.

2.5 LES POLLUTIONS DIFFUSES ET LES HERBICIDES

Il existe peu d'études sur l'effet des herbicides et des pollutions diffuses sur les herbiers de zostères.

Dans le bassin d'Arcachon, des études ont révélé la présence de molécules herbicides (Devier *et al.*, 2005; Auby *et al.*, 2007 in Plus *et al.*, 2010), d'origine agricole (pesticides) et liées à la navigation (peintures antifouling). L'atrazine, le métolachlore, l'acétochlore et le diuron (herbicides d'origine terrestre) ainsi que l'irgarol qui remplace le tributylétain (TBT) et le cuivre (biocide contenu dans les peintures antifouling) ont été observés dans le bassin d'Arcachon, à des concentrations qui pourraient avoir un impact négatif sur le développement des zostères. L'irgarol, utilisé pour renforcer l'efficacité des peintures antifouling peut s'accumuler dans les feuilles des zostères marines. Des effets négatifs sur la photosynthèse ont été observés à des concentrations de 0,18 µg/L (Scarlett *et al.*, 1999 in Plus *et al.*, 2010).

Dans un contexte de forte fréquentation nautique, il serait intéressant d'étudier de plus près les possibles impacts liés à ces molécules, individuellement et en synergie (Plus *et al.*, 2010). Surtout qu'un travail sur les contaminants a montré que les pesticides ont un impact négatif sur la croissance et sur la survie des zostères naines et que cet impact est multiplié par deux quand la température de l'eau est plus élevée (Auby, com. pers., 2014).

3 LES IMPACTS MECANIQUES

Dans cette partie, les principales altérations mécaniques qui peuvent affecter les zostères sont présentées. Dans quasiment toutes les études, ces impacts sont reliés avec des usages, pouvant être professionnels ou de loisirs (cf. Chapitre 3).

Six impacts mécaniques ont été définis à partir de la littérature et sur les bases des usages connus dans le golfe du Morbihan :

- l'arrachage ;
- l'écrasement ;
- le décapage de surface ;
- le décapage en profondeur ;
- le déchaussement ;
- et l'ensevelissement.

Les causes et les conséquences de ces altérations soumises aux zostères seront évoquées pour chacun des processus.

3.1 L'ARRACHAGE

Les perturbations sur les herbiers de zostères sont d'autant plus fortes quand, en plus des feuilles, les rhizomes et les racines sont arrachées (Hily, 2006). Il arrive que dans certains cas, l'érosion des sédiments par les courants, modifie la physionomie du site au point de rendre toute recolonisation impossible (Hily, 2006).

Trois sources d'arrachage sur les zostères marines ou naines ont été identifiées :

- les tempêtes ;
- l'ancrage (Peuziat, 2005) ;
- et les outils de pêche à pied (Alexandre *et al.*, 2005).

3.2 L'ECRASEMENT

Deux pratiques ont été identifiées comme provoquant un écrasement sur les herbiers de zostères :

- Le piétinement qui peut avoir un effet négatif sur le recouvrement, la densité des pieds et la biomasse des rhizomes, comme cela a été observé chez *Thalassia testudinum* (herbiers tropicaux) ainsi que chez d'autres plantes marines à fleurs (Eckrich et Holmquist 2000 et Monz 2002 in Alexandre *et al.*, 2005) ;
- et l'échouage des bateaux qui peut être soit ponctuel (pratiques d'échouage par les plaisanciers quand ils font une halte sur une plage) soit récurrent (zones de mouillages sur corps-morts dans la zone intertidale).

Ces deux impacts touchent principalement la zostère naine qui est émergée à marée basse.

3.3 LE DECAPAGE EN SURFACE

Ici, le décapage en surface est considéré comme une dégradation de la plante au niveau des feuilles, uniquement.

Deux éléments pouvant provoquer cette dégradation mécanique ont été identifiés :

- Le « beachage » des petites embarcations
- Les mouillages organisés (sur corps-morts)

Le « beachage » est une pratique maritime qui consiste à propulser une embarcation légère en haut de plage afin de s'échouer. L'embarcation peut alors racler les fonds sur plusieurs mètres. En revanche, il n'y a pas d'éléments particuliers sur l'impact réel de cette pratique sur les herbiers.

Concernant les mouillages organisés, c'est l'action de la chaîne du corps-mort qui est plus néfaste que l'ancrage en lui-même. En effet, suivant les marées, la chaîne racle les fonds en formant un rayon de ragage pouvant provoquer le décapage en surface des herbiers, le cas échéant. Le phénomène peut par ailleurs s'amplifier, surtout dans une zone à fort marnage, et conduire à une érosion locale défavorable au maintien des zostères dans le fond (Hily, 2006).

3.4 LE DECAPAGE EN PROFONDEUR (DRAGAGE)

Le décapage en profondeur des zostères correspond au dragage des fonds entraînant un déracinement des plantes sur une surface plus ou moins importante.

Trois types d'activités pouvant avoir cet impact ont été identifiées :

- la pêche professionnelle à la drague ;
- l'ostréiculture au sol ;
- et l'entretien des chenaux et des accès aux ports.

Les résultats de l'expérimentation sur la recolonisation des herbiers, menée par Peuziat (2005) aux Glénan, montrent que dans les cas où les zostères sont revenues suite à de l'arrachage manuel, la densité des pieds et la biomasse sont plus faibles qu'auparavant.

3.5 LE DECHAUSSEMENT ET L'ENSEVELISSEMENT

Bien qu'antagonistes, les phénomènes de déchaussement et d'ensevelissement sont évoqués ensemble car ils sont globalement liés :

- aux tempêtes ;
- et aux travaux maritimes.

Les activités maritimes qui changent la dynamique sédimentaire sont potentiellement des risques pour les plantes à fleurs marines, en provoquant un arrachage de la plante ou un déchaussement (érosion) ou un ensevelissement (accrétion) (Short et Wyllie-Echeverria, 1996; Hemminga et Duarte, 2000 *in* Cabaço et Santos, 2007). Le dragage, la stabilisation des plages ou encore l'envasement sont des exemples d'activités humaines qui modifient les sédiments et qui peuvent impacter les zostères (Onuf, 1994; Burdick et Short, 1999; Halun *et al.*, 2002; Daby, 2003; Ruiz et Romero, 2003 *in* Cabaço et Santos, 2007).

Dans la ria Formosa, au sud du Portugal, Cabaço et Santos (2007) ont testé les effets d'érosion et d'accrétion sur la densité des pieds, la morphologie de la plante et les nutriments par des expériences *in situ* sur des zostères naines. Ils

ont également testé la survie, la production et la croissance des zostères naines soumises à différentes accrétion de sédiments, en laboratoire.

Les expériences *in situ* montrent que la densité des pieds de zostères naines diminue, reflétant leur sensibilité même à de faibles taux d'ensevelissement (entre 4 et 8 cm) (Cabaço et Santos, 2007).

La résistance des plantes à l'ensevelissement est liée à leur taille (Duarte, 1997 *in* Cabaço et Santos, 2007). Or les zostères naines sont parmi les plus petites espèces de plantes marines à fleurs, ce qui les rend sensibles même à de faibles taux d'ensevelissement. En revanche, Cabaço et Santos (2007) n'ont pas observé d'augmentation du nombre de pieds reproducteurs et même au contraire une diminution ; alors qu'une augmentation du nombre de pieds reproducteurs peut être une réponse des plantes à des perturbations (Gallegos *et al.*, 1992; Marbà et Duarte, 1995; Alexandre *et al.*, 2005 *in* Cabaço et Santos, 2007).

L'expérience en laboratoire montre notamment que les zostères naines ne survivent pas après deux semaines de recouvrement total par des sédiments (Cabaço et Santos, 2007).

Les zostères naines ont « répondu » au traitement d'érosion et d'accrétion par l'élongation des rhizomes et, plus précisément, de la longueur entre les nœuds (ce sont des nœuds que partent les feuilles) (Cabaço et Santos, 2007).

Au niveau métabolique, le carbone contenu dans les feuilles et les racines n'a pas cessé de diminuer pendant toute l'expérimentation. Ceci est le résultat du manque de lumière (arrêt de la photosynthèse). Les zostères naines ont une capacité de stockage des nutriments un peu plus faible que d'autres espèces de plantes à fleurs, ce qui explique que 7 % sont mortes après la première semaine de traitement et 67 % après la deuxième semaine (Cabaço et Santos, 2007).

Contrairement à l'accrétion, l'érosion reproduite expérimentalement induit une augmentation significative du taux de sucres contenu dans les feuilles des zostères. Cette réaction serait une réponse physiologique aux modifications du milieu, pour occuper plus d'espace. La longueur entre les nœuds augmente significativement et de manière plus importante après les 8 semaines de traitement pour les plantes ayant subi une accrétion de sédiments (Cabaço et Santos, 2007).

Enfin les auteurs ont observé une diminution du taux d'azote contenu dans les feuilles et une augmentation dans les racines, indiquant une translocation interne de l'azote entre les tissus photosynthétiques sénescents et les organes de stockage (les racines). Les expériences en laboratoire montrent que les feuilles meurent avant les rhizomes. Cette translocation interne est donc interprétée comme une stratégie de survie de la plante face à des événements courts de recouvrement par les sédiments (Cabaço et Santos, 2007).

Chapitre 3

Les interactions entre les herbiers et les usages



1 LES UTILISATIONS DES ZOSTERES PAR LE PASSE⁵

Dans le golfe du Morbihan, le goémon de rive (algues) était utilisé pour fumer les champs des paysans. Le varech, c'est-à-dire les zostères, servaient à de multiples usages : à bourrer les matelas, à emballer les objets fragiles, à faire une litière pour les animaux. Les pêcheurs se rendaient en plate ou en charrette sur les herbiers et recueillaient le varech.

Les riverains de la presqu'île de Rhuys, entres autres, ramassaient également cette plante marine, appelée le « béhain », qui servait de litière pour les bestiaux ou de fumier, en le mélangeant avec du goémon. Le béhain, une fois traité, constituait un matériau apprécié pour ses qualités d'isolant et de rembourrage (ancêtres de nos divers plastiques modernes).

Au début du XX^e siècle, en 1913, une entreprise « La compagnie des Varechs » basée à Ludré, lieu-dit de la commune de Saint-Armel, exploitait les algues et les zostères. La société industrielle était dirigée par une famille de Paris. Elle avait acheté le domaine de Ludré, à Saint-Armel, mais également Ilur et la ferme du prieuré Notre-Dame en l'île d'Arz. Elle louait également des terres à la métairie de Kermoel, toujours à l'île d'Arz. Le varech était récolté à ces différents endroits et était emmené à Ludré en chaland puis traité dans les hangars. Ilur comptait 5 à 6 ouvriers ; l'île d'Arz, 12 et Penthièvre 12 à 14, tous permanents.

Le varech aussitôt arrivé était chargé sur des plateaux tirés par des chevaux et était étendu sur les terres asséchées, les grèves et les digues. Il fallait attendre que la pluie l'ait suffisamment dessalé pour le retourner ; le vent et le soleil assuraient le séchage.

Isolant parfait contre le froid, le chaud et le bruit, le varech d'Arz et de Séné était utilisé dans la literie d'ameublement (paillasses), torons pour les tuyauteries, emballage des fruits. On en a aussi retiré l'iode mais cette industrie fut de courte durée. L'activité s'arrêta dans les années 1930 suite à la disparition des herbiers.

⁵ La plupart des éléments sont extraits du Cahier d'histoires du Morbihan n°27 de juin 1994 de l'association du Comité d'histoire du Morbihan (Association du Comité d'histoire du Morbihan 1994). Il s'agit plus précisément du témoignage de la petite-fille d'anciens ouvriers.

2 LES INTERACTIONS AVEC LES USAGES

Les zostères sont sensibles aux perturbations d'origine naturelle, ainsi qu'aux perturbations humaines (Cabaço *et al.*, 2008 ; Cunha *et al.*, 2005 ; Short et Wyllie-Echeverria, 1996 *in* Guimarães *et al.*, 2012). Ces dernières années, l'augmentation des niveaux de perturbations anthropiques, telles que la pollution des eaux ou la destruction d'habitat, a augmenté la fragmentation des herbiers et leur destruction à travers le monde (Cunha *et al.*, 2009, Duarte 2000 ; Orth *et al.*, 2006 ; Short et Wyllie-Echeverria, 1996 *in* Guimarães *et al.*, 2012). La diminution des herbiers implique la perte de leurs fonctions et de leurs valeurs pour l'écosystème (Hemminga et Duarte, 2000).

Les activités impactantes identifiées sont :

- le **dragage** (Zieman et Zieman, 1989 *in* Boese, 2002) ;
- les **moteurs de bateau** (Zieman, 1976 ; Matthews *et al.*, 1991 ; Sargent *et al.*, 1994 *in* Boese, 2002) ;
- les **mouillages** (Walker *et al.*, 1989 ; Clinton *et al.*, 1997 *in* Boese, 2002) (Peuziat, 2005) qui entraînent une diminution de la biomasse et altèrent l'environnement physique ;
- les **activités de pêche** du fait des perturbations mécaniques qu'elles provoquent (Fonseca *et al.*, 1984 ; Peterson *et al.*, 1987 ; Everett *et al.*, 1995 ; Orth *et al.*, 1998 *in* Boese, 2002) ;
- les **extractions de sédiments** (Hily 2006 ; Hily et Bajjouk 2010) ;
- les **aménagements portuaires** (Hily 2006 ; Hily et Bajjouk 2010) ;
- les **activités de loisirs** telles que la **pêche à pied de palourdes** (particulièrement dans le golfe du Morbihan) (Hily 2006 ; Hily et Bajjouk 2010) ;
- **l'eutrophisation des zones côtières** (Hily 2006 ; Hily et Bajjouk 2010) ;
- les **activités professionnelles** telles que l'**ostréiculture** et la **mytiliculture** (Hily 2006 ; Hily et Bajjouk 2010).

Les interactions entre les activités et les herbiers de zostères présentées ci-après, ont été définies à partir de la littérature et sur la base des usages connus dans le golfe du Morbihan. Les usages ont été divisés entre activités professionnelles et activités de loisirs selon le plan adopté dans le document d'objectifs Natura 2000 (SIAGM ; ONCFS, 2013). Certains champs ne sont pas ou peu renseignés car il n'y a pas, à ce jour, d'études précises sur les interactions potentielles avec les zostères.

2.1 LES ACTIVITES PROFESSIONNELLES

2.1.1 LA PECHE A PIED

Certaines pratiques de pêche semblent affecter les herbiers en réduisant leurs superficies (De Jonge et De Jong 1992, Everett *et al.* 1995, Boese 2002 *in* Alexandre *et al.*, 2005), particulièrement dans les estuaires et les baies.

Il s'agit principalement de la pêche professionnelle à la palourde, cette dernière vivant enfouie dans des sédiments meubles. Quatre études sont présentées ci-après, deux dans la ria Formosa, une au nord ouest de l'Espagne et une dans le golfe du Morbihan.

Dans la **ria Formosa**, au sud de Portugal, Alexandre *et al.* (2005) ont étudié la reproduction de zostères naines perturbées par une activité de pêche à pied professionnelle de la palourde (90 % de la production portugaise).

Il est généralement admis que les zostères naines colonisent l'espace par multiplication végétative (Hemminga et Duarte, 2000), cependant la reproduction par la production de graines peut atteindre jusqu'à 90 % dans certains herbiers (Diekmann *et al.*, 2005 *in* Alexandre *et al.*, 2005). Dans des conditions perturbées, la reproduction par

multiplication végétative peut s'avérer insuffisante pour permettre le maintien de l'herbier. Dans ce cas, la reproduction sexuée peut se révéler cruciale (Alexandre *et al.*, 2005).

Dans leur étude, Alexandre *et al.* (2005), ont comparé, d'une part, le développement des graines des zostères naines soumises à différentes intensités de pêche à pied, et d'autre part, ils ont testé expérimentalement l'effet de la pêche à pied sur l'effort de reproduction des zostères. Leurs résultats montrent que l'effort allié à la reproduction sexuée est significativement plus important pour les zostères soumises à une activité de pêche à pied plus importante, et ce dans les deux types d'expérimentations. La « saison fertile » s'avère plus longue que dans d'autres zones géographiques, les fleurs ont été observées de mai à début novembre, tandis qu'elles ont été observées de fin juin à octobre aux Pays-Bas (Hootsmans *et al.*, 1987 in Alexandre *et al.*, 2005) et de mai à fin août en Méditerranée (Loques *et al.*, 1988, Curiel *et al.*, 1996 in Alexandre *et al.*, 2005). Par ailleurs, la température, la lumière, la salinité et la composition sédimentaire sont des facteurs qui agissent sur la floraison.

L'effet négatif direct de la pratique de la pêche à pied est un labourage de l'herbier. Les premiers signes de diminution de la densité sont apparus seulement deux mois après le piétinement expérimental. La pêche à la palourde et le piétinement sont récurrents dans la ria Formosa, les herbiers perturbés ne peuvent alors pas retrouver des densités comme celles observées dans le site témoin (Alexandre *et al.*, 2005).

Et pourtant les zostères naines sont décrites comme des espèces à croissance rapide (Vermaat *et al.* 1987, Laugier 1999, Peralta 2000 in Alexandre *et al.*, 2005). Si les rhizomes et les racines sont sorties du sédiment, la reconquête de l'herbier semble nettement mise en péril, engendrant des mortalités (De Jonge & De Jong 1992 in Alexandre *et al.*, 2005). Il existe bien une relation de cause à effet : les zostères naines de la ria Formosa soumises aux pratiques de pêche à la palourde développent des efforts de reproduction plus importants.

Il semblerait que les zostères accroissent leur effort de reproduction également en réponse à d'autres facteurs de perturbations comme l'ensevelissement (Gallegos *et al.*, 1992, Marbà et Duarte 1995 in Alexandre *et al.*, 2005), la coupe (Crosslé et Brock 2002 in Alexandre *et al.*, 2005), aux déversements de pétrole (Jacobs 1982 in Alexandre *et al.*, 2005), aux sédiments anoxiques (Plus *et al.*, 2003 in Alexandre *et al.*, 2005) et à la limitation de la lumière (Van Lent & Verschuure 1994 in Alexandre *et al.*, 2005).

Toujours dans la **ria Formosa**, l'étude de Cabaço *et al.* (2005) a montré que la densité des feuilles et la biomasse des zostères naines étaient plus faibles dans les herbiers perturbés par une activité de pêche à la palourde. La forte croissance des zostères naines semble contrebalancer des effets à plus long terme.

Il apparaît un second effet lié à la pêche professionnelle de palourdes : le piétinement (Cabaço, *et al.*, 2005).

La capacité de recouvrement des zostères soumise à la pression de pêche ne dépend pas seulement du type d'impact mais également de sa fréquence (Short et Wyllie-Echeverria, 1996 in Cabaço, *et al.*, 2005)

Les expérimentations ont montré que la fragmentation des rhizomes réduit la survie de l'herbier surtout quand un seul pied subsiste. Ce genre de perturbations induit des changements physiologiques temporaires et les nouvelles ramifications apparaissent environ un mois après la coupe expérimentale de pousses (Cabaço, *et al.*, 2005).

Dans le **nord ouest de l'Espagne, dans la ria de Pontevedra**, une étude sur l'évolution des herbiers de zostères naines sur 50 ans (à partir de photographies aériennes de 1947 et 2001) a montré une forte régression liée à des aménagements du trait de côte, à la pêche et à l'élevage de palourde (Cochon et Sanchez, 2005).

Le semis de juvéniles de palourdes s'effectue à l'aide de tracteur pour labourer les fonds sur lesquels il y a des zostères naines. C'est l'impact le plus important lié à l'activité.

La pêche à pied cause deux perturbations : le retournement du sédiment et le piétinement (surtout près des accès).

Ces activités induisent une diminution de la densité des herbiers qui peut également engendrer un taux de croissance ralenti, et diminuent globalement la résilience des herbiers (Cochon et Sanchez, 2005).

Les auteurs estiment que leurs observations de diminution des herbiers sont liées à des causes locales et non globales et plus spécifiquement liées à la pêche à la palourde qu'à une dégradation de la qualité de l'eau. Et, selon eux, il serait nécessaire de limiter les réensemencements et les constructions littorales d'une part et de sensibiliser les pêcheurs aux bénéfices que les zostères procurent, d'autre part, pour adopter des méthodes moins agressives.

Dans le **golfe du Morbihan**, l'impact de la pêche à pied de palourde sur les herbiers de zostères naines a été étudié par le bureau d'études TBM au début des années 2000. Ces études s'inscrivent dans le cadre de la démarche Natura 2000 et celle du Schéma de Mise en Valeur de la Mer. L'étude de Lesueur (2002) concerne tous les aspects inhérents à l'exploitation des palourdes dans le gisement classé.

La pêche à pied concerne essentiellement la palourde japonaise, *Ruditapes philipparium*, qui prospère dans les herbiers (Chauvaud et Canado, 2002).

La pêche à pied professionnelle de palourdes s'effectue par deux techniques différentes dans le golfe du Morbihan : la pêche pied « traditionnelle » en marchant sur l'estran et la pêche en apnée, généralement pratiquée avec un tuba rallongé (Canado, 2001 in Lesueur, 2002). Il y a environ 230 pêcheurs titulaires d'une licence dont 150 exercent une réelle activité (il n'y a plus beaucoup de braconniers dans la mesure où il n'y a plus beaucoup de palourdes) à l'année employant deux techniques de pêche : la pêche à pied et la pêche en plongée (com. pers. SIAGM, 2014).

Le gisement classé abrite les plus vastes herbiers de zostères mais aussi les plus fortes densités (Lesueur, 2002).

Trois types d'impact ont été identifiés : le piétinement, le malaxage ou les deux (Chauvaud et Canado, 2002). Le piétinement provoque un enfouissement des plantes et serait plus néfaste que le malaxage. Les zostères naines meurent alors par asphyxie et l'accumulation de matière entraîne une modification de la vase. Une expérimentation de piétinement avec des sabots-planches (sorte de raquette, pour ne pas s'enfoncer dans la vase), confirme l'enfouissement des zostères mais également celui des palourdes (Canado, 2001 in Lesueur, 2002).

Les mesures de biomasses effectuées sur les feuilles vivantes, les feuilles mortes, les racines et rhizomes vivants et les racines et rhizomes suivant les 3 types de pression, montrent un effet négatif de la pêche à pied sur la biomasse des herbiers de zostères naines (Chauvaud et Canado, 2002).

Il semblerait plus néfaste de pêcher les palourdes en hiver, période à laquelle les herbiers sont à leur minimum de biomasse et où les graines commencent à germer (Canado, 2001 in Lesueur, 2002).

Lesueur (2002) estime que dans une optique de gestion de la ressource et de protection de la nature, la pêche en apnée semble être la pêche de palourdes présentant le meilleur compromis :

- l'impact sur les herbiers est minimum (par rapport à la pêche à pied) ; le seul impact est du au malaxage.
- le dérangement des oiseaux est là encore plus faible : les pêcheurs ne se trouvent plus sur le lieu d'alimentation, c'est-à-dire, la vase.
- l'impact sur la ressource est moins important : les palourdes inférieures à la taille et remises à l'eau, sont moins stressées, et le piétinement provoquant l'enfouissement, puis la mort des palourdes, est très limité.

La figure suivante (Figure 43) représente les liens entre la pêche professionnelle et de loisirs à la palourde, l'environnement et certaines autres activités.

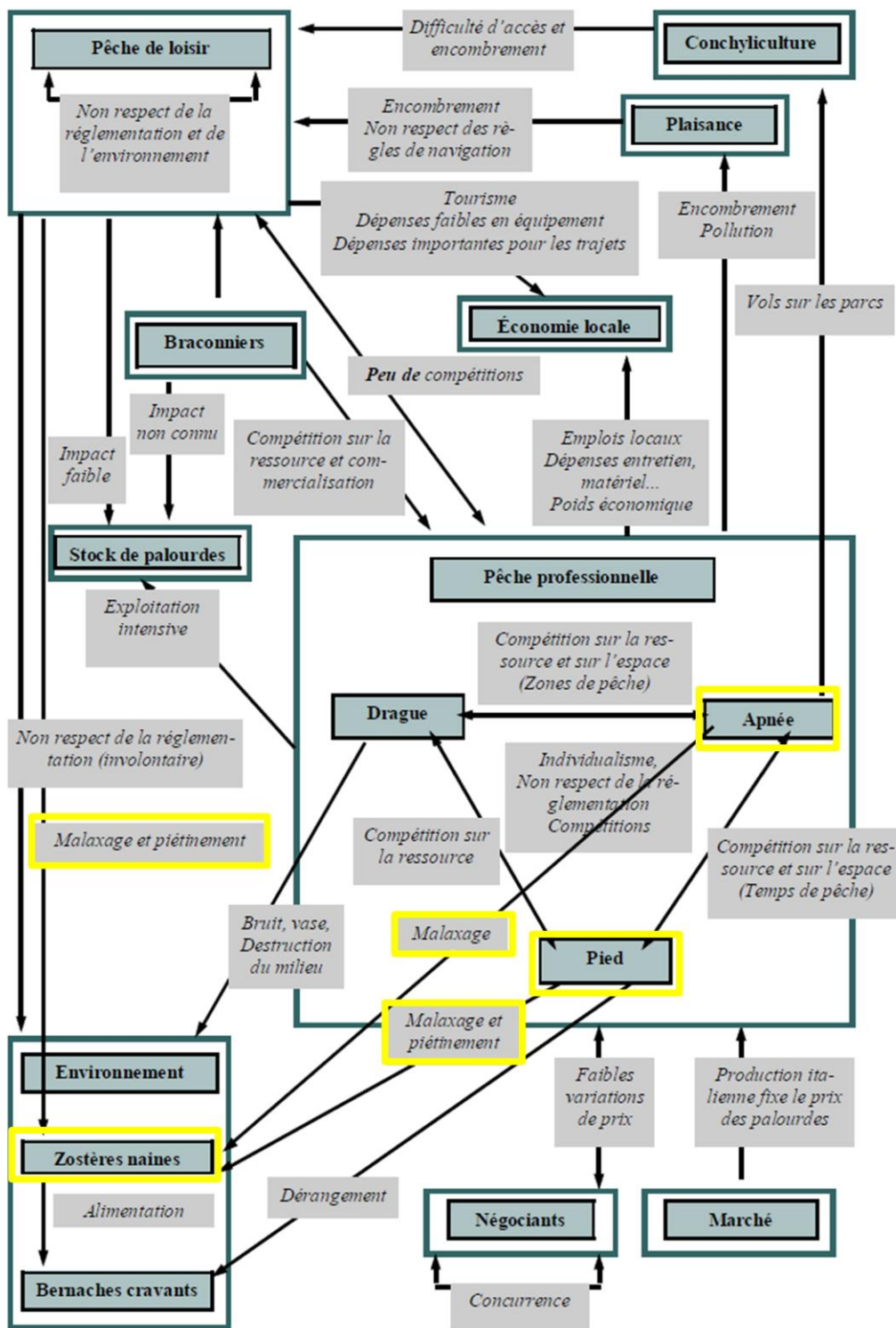


Figure 43. Représentation schématique des interactions entre les éléments identifiés, liés au gisement de palourdes du golfe du Morbihan (Extrainte de Lesueur, 2002). Sont mis en évidence, en jaune, les éléments liés aux herbiers de zostères naines.

2.1.2 LA PECHE EMBARQUEE

La pêche à la drague, telle qu'elle est pratiquée dans le **golfe du Morbihan**, induit auparavant de « nettoyer » l'espace, c'est-à-dire d'ôter les herbiers pour pouvoir commencer à pêcher à la drague. Les dragages expérimentaux réalisés par Chauvaud (2000) montraient que la pratique a un impact direct sur la faune ; avec une chute sensible du nombre d'individus et surtout de la diversité d'espèces ; proportionnelle à la pression de pêche (Chauvaud 2000 *in* SIAGM ; ONCFS, 2013). Les zostères sont arrachées dès le premier dragage, ce qui a des conséquences sur la stabilité du sédiment, la turbidité du fond, la sédimentation et sur les juvéniles de diverses espèces pour lesquelles l'herbier constitue un abri. La reproduction de la zostère marine étant essentiellement végétative, la recolonisation de la zone est très lente. L'étude de Chauvaud (2000) concluait sur le fait que la drague est une technique d'exploitation peu respectueuse de l'environnement et de l'avenir du stock de palourdes.

Une chute de la productivité du banc de Truscat a été constatée après les années 2000 (SIAGM ; ONCFS, 2013). Depuis 2004, il y a très peu de recrutement de jeunes palourdes et de ce fait, l'exploitation du banc par les pêcheurs est très faible. La restriction des périodes d'ouverture de pêche pour la préservation du gisement a considérablement réduit l'impact sur les herbiers. En 2011, la drague à la palourde, sur le banc de Truscat réservé à cette pêche était limitée à 10 jours dans l'année (CDPMEM 56 *in* SIAGM ; ONCFS, 2013). Cette situation a aussi eu des conséquences sur la pêche à pied, mentionnée plus haut.

Sur la **côte est des Etats-Unis** dans la baie de Maquoit, Neckles *et al.* (2005) ont étudiés **l'effet de la pêche à la drague de moules sur les herbiers de zostères marines**. Ils ont utilisés différentes techniques de suivi : photographies aériennes, vidéo sous-marines et des mesures sur les plantes à fleurs dans quatre sites perturbés par la pêche à la drague à différents pas de temps, sachant que la pêche à la drague arrache les parties supérieures et inférieures des zostères marines.

Le suivi pendant un an des sites perturbés en comparaison des zones témoins montre seulement 2 à 3 % de densité, 46 à 61 % de longueur de pousses et moins d'1 % de biomasse. D'importantes différences de biomasse sont observés jusqu'à 7 ans après le dragage. Dans ce cas d'étude, les auteurs n'observant pas de changement physiques des sédiments suite aux dragages, le taux de recolonisation des herbiers dépend totalement de l'intensité du dragage initial ; en effet dans les zones où le dragage a été plus faible avec des petits patches d'herbier rémanents (non dragués) les auteurs ont observé une recolonisation du milieu très importante dès un an après (Neckles *et al.*, 2005).

Grâce aux différentes mesures qu'ils ont effectué, ils estiment à 10,6 ans le temps de reconquête du milieu en termes de densité dans les zones les plus draguées. Un modèle de simulation spatial basé sur les mesures d'expansion latérale des patches d'herbiers (12,5 cm/an) et le développement de nouveaux patches (0,19 patches/m²/an) donne une moyenne de recouvrement comprise entre 9 et 11 ans suivant la proportion de déracinement des zostères. Les simulations effectuées à partir du modèle après de la pêche à drague et dans des conditions favorables, donnent un taux de recouvrement de 6 ans et au contraire dans des conditions défavorables, une reconquête qui peut prendre jusqu'à 20 ans ou plus (Neckles *et al.*, 2005).

Les auteurs concluent leur étude en affirmant que la pêche à la drague a un impact négatif sur les herbiers de zostères marines de la baie de Maquoit et qu'une réglementation sur la pêche de moules à la drague pour les protéger permettrait de maintenir l'intégrité des habitats (Neckles *et al.*, 2005).

2.1.3 L'OSTREICULTURE

Les interactions entre l'ostréiculture et les herbiers de zostères sont au cœur des questionnements actuels et notamment en termes de réglementation. La culture d'huîtres sur table peut induire une diminution des herbiers qui ne reçoivent plus de lumière du fait de la présence des tables (effet d'ombrage) (SIAGM ; ONCFS, 2013). Il y a eu peu d'études, à l'heure actuelle, sur cette interaction ostréiculture-herbiers. Pour essayer de palier ce manque de données, le Comité Régional Conchylicole de Bretagne sud a désigné le bureau d'études *Invivo Environnement* comme maître d'œuvre d'un suivi au Croisic et à Pen Bé ; l'étude est en cours.

Dans la **baie de Bourgneuf**, Barillé *et al.* (2010) ont tenté de **spécifier les interactions entre herbiers et ostréiculture**. L'élevage ostréicole est une activité importante de la baie de Bourgneuf, les concessions occupent environ 10 % de l'estran et les zostères sont en interaction avec des tables ostréicoles.

Les auteurs soulignent le fait de rester prudents quant aux décisions de redistribution des concessions en interactions avec des herbiers (Barillé *et al.*, 2010) . Car, malgré un impact négatif généralement admis (Short et Wyllie-Echeverria, 1996; Orth *et al.*, 2006), les interactions entre les herbiers et l'activité ostréicole ne sont pas seulement unilatérales et nécessairement néfastes (Alexandre *et al.*, 2005; Dumbauld *et al.*, 2009 in Barillé *et al.*, 2010).

En fait, selon Barillé *et al.* (2010), deux interactions positives ont déjà été identifiées. Les bivalves suspensivores produisent une quantité considérable de bio-dépôts (pseudo-fèces et fèces), qui sont des fractions de particules organiques comprises dans du mucus. La minéralisation de ces bio-dépôts, met à disposition des quantités significatives de nutriments à l'interface eau-sédiment (Smaal et Prins, 1993 in Barillé *et al.*, 2010). En mer Baltique, Reusch *et al.* (1994) in Barillé *et al.* (2010) ont montré que la croissance de zostères marines était stimulée par les nutriments relargués par des moules. Dans l'autre sens, les zostères en se décomposant par les bactéries peuvent aussi devenir une source de nourriture pour les bivalves. L'huître *Crassostrea virginica* peut utiliser le carbone et l'azote issus de la décomposition bactérienne de plantes marines à fleurs (Crosby *et al.*, 1990 in Barillé *et al.*, 2010). Dans la baie de Bourgneuf, l'alimentation de l'huître creuse a été étudiée par des analyses d'isotopes, qui ont montré une contribution importante de la décomposition des plantes (Decottignies *et al.*, 2006 in Barillé *et al.*, 2010).

Dans une étude sur les bernaches cravants du **golfe du Morbihan**, Desmonts *et al.* (2009) ont testé les perturbations directes et indirectes potentielles des oiseaux, liées aux activités humaines. Les perturbations directes sont globalement du dérangement ; tandis que les perturbations indirectes sont inhérentes aux herbiers de zostères marines et naines, la nourriture des bernaches. Les auteurs ont comparé deux périodes : 9 hivers entre 1970 et 1983, époque caractérisée par peu d'activité ostréicole et pas de pêche à la palourde et 5 hivers entre 1989 et 2000, époque marquée par une activité ostréicole plus importante et le développement de la pêche à la palourde et la mise en place d'une zone de protection des herbiers (Desmonts *et al.*, 2009).

Les pêcheurs à pied marchent sur les vasières, le plus souvent en tirant une demi-planche (de planche à voile) et récoltent les palourdes avec un râteau (Desmonts *et al.*, 2009).

Sans surprise, la distribution spatiale des bernaches est déterminée par la présence de zostères. Les auteurs ont remarqué que, pendant la première période (entre 1970 et 1983), les bernaches se nourrissent plutôt de zostères marines que de zostères naines. Alors que dans la seconde période, les bernaches se nourrissent exclusivement de zostères naines (Desmonts *et al.*, 2009).

Globalement, la distribution des bernaches suit la fragmentation des herbiers de zostères naines, c'est-à-dire, que le nombre de bernaches augmente là où la fragmentation de l'herbier diminue. Les différences de fragmentation sont notamment, liées à l'ostréiculture ou à la zone protégée, dite « de tranquillité » (Figure 44). Les bernaches forment plusieurs groupes plus épars dans les zones ostréicoles et un groupe plus important et plus uniforme dans la zone de tranquillité (Desmonts *et al.*, 2009). Les auteurs supposent que la biomasse des zostères est plus élevée dans la zone de tranquillité, car il a été observé que le piétinement et la pêche à pied peuvent avoir des effets négatifs sur les zostères, notamment en diminuant ou stoppant leur croissance et leur biomasse (Cabaço *et al.*, 2005 ; Alexandre *et al.*, 2005 ; Desmonts *et al.*, 2009).

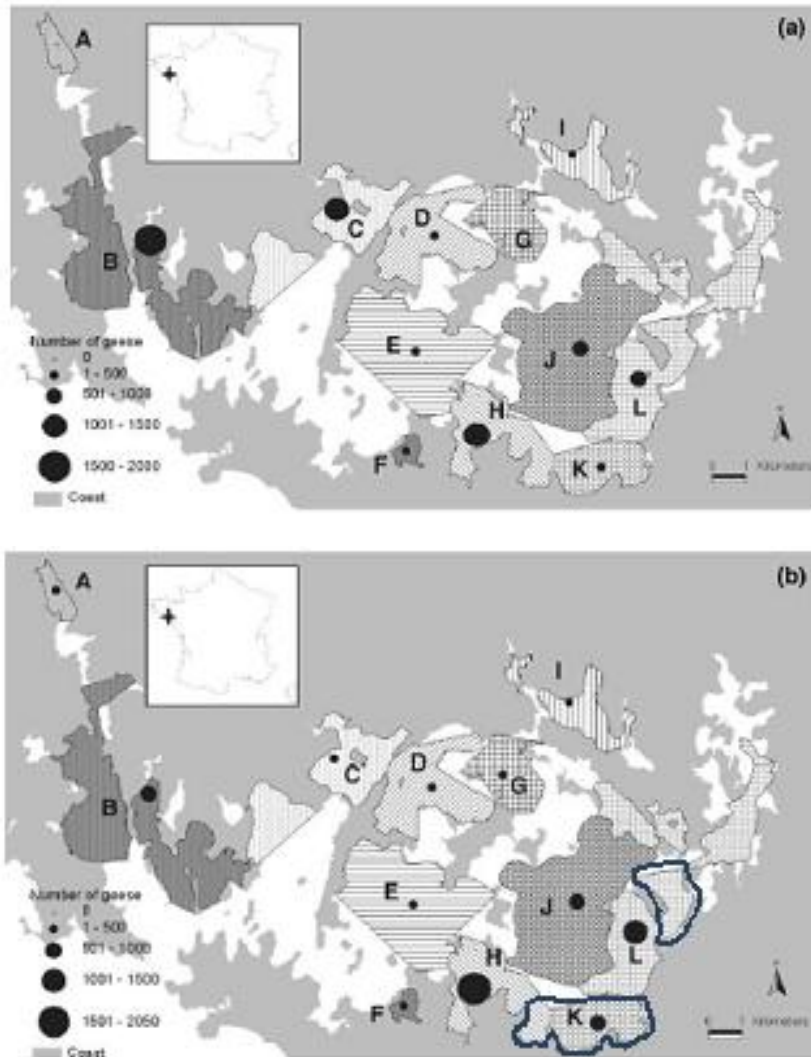


Figure 44. Carte du golfe du Morbihan avec les 12 zones de comptage (délimitées par les hachures et les lettres) et moyennes mensuelles du nombre de bernaches comptées (points noirs).(a) première période de 1970 à 1983 et (b) deuxième période de 1989 à 2000. La zone de protection a été ajoutée à main levée en bleu (Modifiée d'après Desmonts *et al.*, 2009).

De toutes ces observations, Desmonts *et al.* (2009) concluent que les bernaches sont plus affectées par la disponibilité en nourriture que par le dérangement direct par les hommes. Ainsi l'ostréiculture et la pêche à la palourde ont un impact sur la distribution des bernaches, par l'effet que ces activités ont *a priori* sur les zostères (diminution de la biomasse et augmentation de la fragmentation).

Au Canada Skinner *et al.* (2014) ont testé expérimentalement les **effets d'ombrage de l'élevage en paniers suspendus de l'huître américaine (*Crassostrea virginica*)** sur la structure, les caractères morphométriques et la photosynthèse des **herbiers de zostères marines**. Les auteurs ont supposé que l'élevage suspendu des huîtres impacte négativement le développement des zostères par effet d'ombrage. Pour vérifier cette hypothèse, ils ont testé différentes densités d'huîtres dans les paniers suspendus et ils ont observé le temps de réponse des plantes à fleurs.

L'expérimentation a duré 359 jours entre juin 2009 et juin 2010 dans la baie de Saint Simon au Nouveau-Brunswick. Trois niveaux d'ombrage ont été testé : 60% ; 28,5% et 19,7% d'irradiance (intensité du rayonnement solaire) qui ont été combiné à trois niveaux de densité d'huîtres : 0 (pas d'huître) ; 3,2 kg/m² et 6,4 kg/m². Les suivis ont été effectués à 1, 18, 38, 52, 67, 93 et 359 jours après la manipulation.

Les résultats montrent que l'hypothèse selon laquelle l'effet d'ombrage est le facteur principal qui induit une réduction de la structure des zostères de leurs caractéristiques morphométriques et de leur photosynthèse s'est observée (Skinner *et al.*, 2014). La densité des plants, la biomasse des feuilles, des rhizomes et des racines, la hauteur des feuilles (de la canopée) et leur largeur ont diminués significativement selon un gradient lié à l'augmentation de l'ombrage (Skinner *et al.*, 2014).

Pour le niveau d'ombrage à 28,5% d'irradiance et une densité de 3,2 kg/m² d'huîtres, correspondant au conditionnement des professionnels, les auteurs ont observé une densité des plants 63,1% plus faible et une biomasse des feuilles 85,9% plus faible (Skinner *et al.*, 2014).

Au Canada, les paniers d'huîtres sont suspendus au printemps juste après la déprise de la glace ce qui correspond également à la « reprise » de la photosynthèse par les zostères marines (Skinner *et al.*, 2013 in Skinner *et al.*, 2014).

Les auteurs n'observent pas d'importants signes de recolonisation 253 jours après avoir enlevé le système d'élevage d'huîtres (Skinner *et al.*, 2014).

En revanche, les expérimentations sans huîtres dans les paniers ne montrent pas d'impact négatif sur les zostères puisque les valeurs de biomasse des zostères et des épiphytes, largeur des feuilles et hauteur de la canopée, sont équivalentes ou surpassent les valeurs des zones témoins (Skinner *et al.*, 2014).

Dans le **bassin d'Arcachon**, Plus *et al.* (2010) ont recherché les causes du déclin des zostères naines, observé entre 1989 et 2008. Ces auteurs pensent que l'ostréiculture n'est pas directement liée à la diminution des superficies d'herbiers. En effet, l'élevage de l'huître creuse est présent depuis les années 1970 et l'activité n'a pas vraiment changée depuis cette date ; les concessions sont même en diminution depuis 1993 (Comité National de la Conchyliculture, com. pers. in Plus *et al.*, 2010). De plus, les déclins de zostères sont observés dans la partie plus interne du bassin d'Arcachon, là où l'activité ostréicole n'est que peu pratiquée (Plus *et al.*, 2010).

2.1.4 L'AGRICULTURE

En milieu marin, les apports que peuvent constituer les effluents de l'agriculture, contribuent aux phénomènes d'eutrophisation de l'eau, en effet cumulé avec d'autres apports du bassin versant (SIAGM ; ONCFS, 2013). Des éléments sur l'effet de l'eutrophisation des eaux côtières sur les herbiers de zostères marines et naines ont été évoqués au chapitre précédent.

2.1.5 L'URBANISATION ET LES INFRASTRUCTURES

Sont évoqués ici les activités de dragage et les effets de rejets d'une station d'épuration (à mettre également en lien avec l'eutrophisation).

Dans le **bassin d'Arcachon**, les fonds des ports et des chenaux sont fréquemment dragués et les plages ré-ensablées (Plus *et al.*, 2010). Ces activités occasionnent la remise en suspension des sédiments, troublant la colonne d'eau et limitant la lumière disponible pour les zostères (Erfteimeijer et Lewis, 2006 in Plus *et al.*, 2010). Cet impact affecte

logiquement plus les zostères marines subtidales que les zostères naines intertidales. Plus *et al.* (2010) ont regardé l'impact des dragages seulement sous l'angle de la diminution de la lumière et à ce titre, ils n'observent pas de changement, sachant que leurs mesures étaient faites à marée haute et près de la surface de l'eau.

En revanche, l'ensevelissement des zostères qui peut être lié à l'activité de dragage, peut s'avérer être une cause de déclin (Cabaço et Santos, 2007 in Plus *et al.*, 2010).

Les effets des rejets d'une station d'épuration sur les zostères naines ont été étudiés par Cabaço *et al.* (2008), au Portugal dans la ria Formosa. Ils ont observé une corrélation significative entre les rejets de la station et les biomasses de zostères. Il apparaît une toxicité évidente à travers une réduction de la longueur des feuilles et des entrenœuds pour le site 1, le plus proche de la station d'épuration (Figure 45).

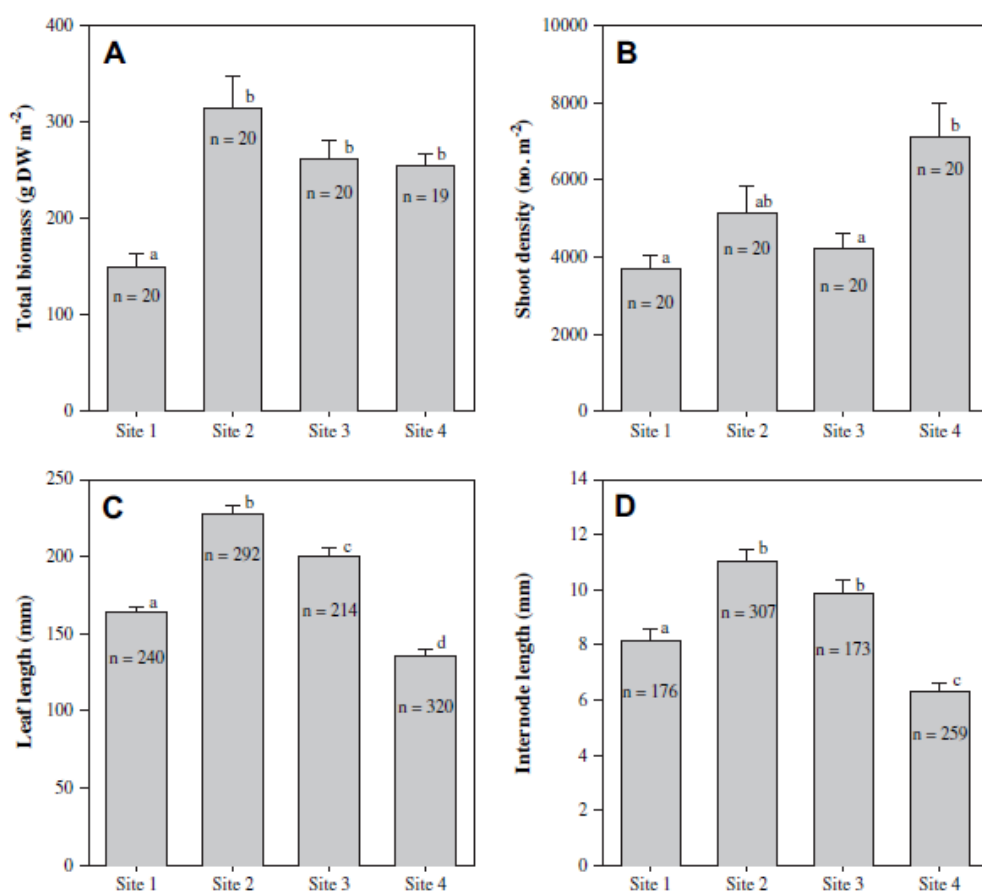


Figure 45. Variation spatiale de (A) la biomasse totale, (B) la densité des plants, (C) la longueur des feuilles et (D) la longueur des entre-nœuds des zostères naines de la ria Formosa selon l'éloignement de la station d'épuration (le site 1 étant le plus proche et le site 4 le plus éloigné) (Extrait de Cabaço *et al.*, 2008).

2.2 LES ACTIVITES DE LOISIRS

Parmi le peu d'études sur les interactions entre les herbiers et les activités de loisirs, la plupart portent sur la plaisance et la pêche à pied (déjà évoquée dans un contexte professionnel).

Trois études sur la plaisance et deux études sur la pêche à pied de loisirs, seront présentées dans cette partie.

2.2.1 LES ACTIVITES NAUTIQUES : PECHE EMBARQUEE DE LOISIRS, PLAISANCE, LOISIRS NAUTIQUES ET EXPLORATION SOUS-MARINE

Il s'avère que les zostères et les plaisanciers recherchent les mêmes conditions, abrités des vents et des courants dominants.

Ainsi, concernant l'**impact potentiel de la plaisance sur les herbiers**, Peuziat dans sa thèse en 2005 a réalisé une expérimentation en collaboration avec Hily sur l'**archipel des Glénan** en lien avec les acteurs locaux.

Les principales questions, posées par les gestionnaires aux scientifiques étaient : L'ancrage a-t-il un impact irréversible sur l'herbier de zostères ? Si oui, à partir de quel seuil ? Doit-on développer les zones de mouillage organisées pour limiter les ancrages et préserver l'herbier ?

L'expérimentation a consisté en une étude comparative portant sur le suivi de paramètres biométriques et de la densité de l'herbier de zostères marines sur fonds sableux, au niveau de trois secteurs :

- un secteur témoin où il n'y a pas de mouillage (herbier de Bananec) ;
- un secteur dans une zone de mouillages organisés, équipés de 30 bouées réservées à la plaisance (herbier de La Pie) ;
- un secteur de mouillages forains (à l'ancre ou échoué) très fréquenté en été (jusqu'à 100 embarcations par jour) (herbier du Loc'h) (Peuziat, 2005).

Les principales mesures biométriques réalisées dans les trois secteurs étaient : le nombre de feuilles par pied, leur longueur, leur largeur, leur biomasse ainsi que la densité de pieds de l'herbier et ce sur deux années (2001 et 2002) avec une fréquence biannuelle (avant et après la saison estivale) (Peuziat, 2005).

Les résultats montrent que pour les quatre périodes d'observation, les biomasses de feuilles et de racines sont plus faibles à La Pie (mouillages organisés). A cette station, les biomasses des feuilles diminuent pendant l'été (qui est en réalité la phase de croissance), alors qu'aux deux autres stations, les biomasses sont stables ou en augmentation (Figure 46) (Peuziat, 2005).

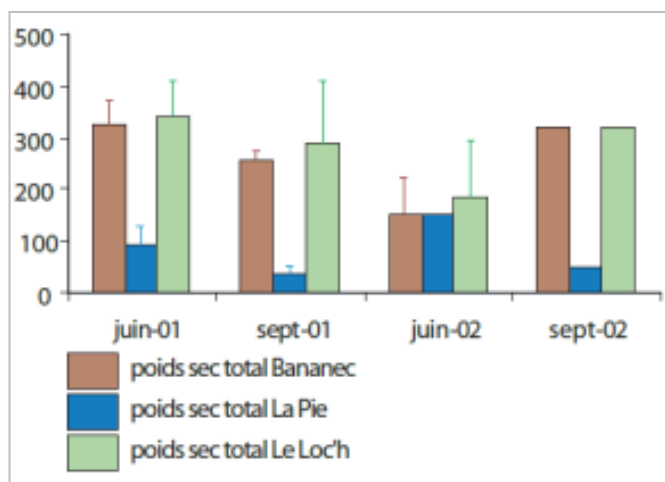


Figure 46. Evolution de la biomasse totale (feuilles et racines) en gramme de poids sec, par secteur et année (Extraite de Peuziat, 2005).

Le pourcentage de feuilles cassées peut révéler un arrachage lié à l’ancrage ou aux chaînes de corps-morts. Malgré de faibles proportions de feuilles cassées au Loc’h (mouillages forains), la part de feuilles cassées a augmentée pendant l’été, tout comme à La Pie, alors que les taux restent inchangés dans le site témoin. Ce n’est qu’à La Pie que l’augmentation est significative (10 %) révélant un possible effet du ragage des chaînes de corps-morts sur les zostères (Peuziat, 2005).

Les mesures de « wasting disease » montrent que les taux de maladie ont sensiblement diminué entre les mesures avant et après l’été 2002. Cette observation s’explique par la production de nouvelles feuilles en période estivale, et souligne le fait que les effets de stress sur les zostères ne se traduisent pas forcément par ce signal ; même si des taux importants ont été observés à La Pie avant la saison estivale (Peuziat, 2005).

L’impact des mouillages organisés sur corps-morts a été étudié de plus près par des observations sous-marines en plongée. En moyenne, le ragage des chaînes détruit totalement l’herbier autour du point d’amarrage et sur un rayon compris entre 3 et 5 mètres, mais pouvant s’étendre, en fonction des courants et vents dominants (Peuziat, 2005). Sur l’archipel des Glénan, les bouées sont retirées l’hiver, seule la chaîne principale reste sur le fond ; ainsi il a été observé une petite recolonisation sur les zones qui étaient mises à nu, même si l’hiver n’est pas la période la plus propice au développement des zostères. Il faudrait probablement plusieurs années sans mouillage pour observer une recolonisation totale de l’herbier (Peuziat, 2005).

L’impact de l’ancrage sur l’herbier a été testé expérimentalement dans l’herbier du Loc’h en 2001 et 2003. L’ancrage provoque en moyenne l’arrachage de 7 pieds de zostères entiers avec rhizomes, de 2 faisceaux de feuilles cassées juste au dessus du premier nœud, d’un rhizome seul et sectionne environ 15 bouts de feuilles ; soit 25 éléments en moyenne (Peuziat, 2005). Il existe, selon le type d’ancre utilisée des différences importantes dans le nombre d’éléments arrachés (Figure 47) (Peuziat, 2005).

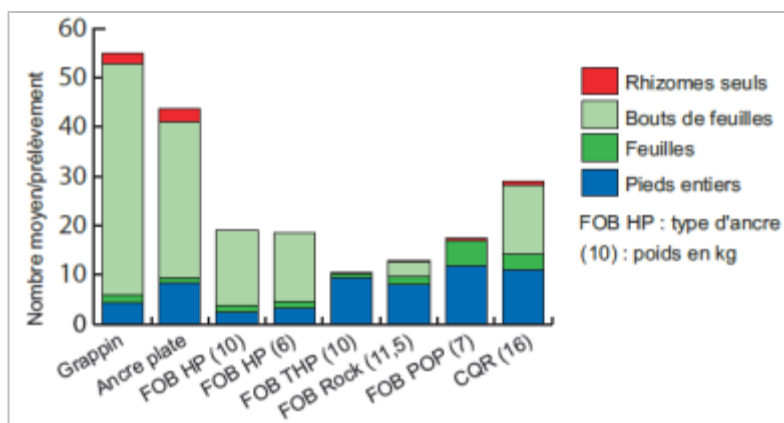


Figure 47. Nombre moyen de pieds entiers, de feuilles, de bouts de feuilles et de rhizomes seuls arrachés par différents types d'ancre, lors d'une expérimentation (Extraite de Peuziat, 2005).

La capacité de l'herbier à se reconstituer après un impact par arrachage de surface réduite a aussi été évaluée. Pour cela 10 quadrats de 0,1 m² dans lesquels il y avait des zostères marines, ont été complètement mis à nu dans l'herbier du Loc'h, en septembre 2001 : les pieds et les rhizomes sont arrachés sur une profondeur d'environ 5 cm.

En juin 2002, lors du deuxième prélèvement, sur les 10 quadrats, dans 5 quadrats les plantes n'avaient pas repoussées. Dans les 5 quadrats où il y avait des zostères, les repousses ont été comptées puis à nouveau arrachées et 5 nouveaux quadrats ont été délimités et les zostères y ont été également arrachées.

Le troisième prélèvement a été réalisé en septembre 2002 (sur les mêmes quadrats qu'en juin). Enfin, en juin 2003, les scientifiques sont venus observer la repousse : sur les 10 quadrats, 4 n'avaient pas été recolonisés.

Globalement, au bout de neuf à dix mois, le nombre moyen de pieds au mètre carré est au moins égal à celui de la situation antérieure à l'arrachage. La repousse de l'herbier s'initie assez rapidement en été. Les densités sont très proches des valeurs avant l'arrachage, en revanche les biomasses sont plus faibles (Peuziat, 2005).

Pour résumer, les différentes manipulations au sein de cette étude ont montré que dans le secteur de La Pie, zone de mouillages sur corps-morts :

- la densité des pieds est inférieure à celle des autres et diminue pendant l'été, alors qu'elle augmente dans les autres sites ;
- le nombre de feuilles cassées augmente, révélant l'effet de ragage des chaînes de corps-morts ;
- des ulves se développent dans les zones érodées et des espèces de vers marins (polychètes) opportunistes sont trouvées dans le sédiment, indiquant une eau plus chargée en matière organique, liée aux rejets d'eaux usées des bateaux.

Les herbiers de ce site présentent donc un fort déséquilibre par l'effet des chaînes de corps-morts et de l'enrichissement de l'eau en matière organique.

Dans le secteur du Loc'h, zone de mouillages forains, on note que :

- le nombre moyen de feuilles a diminué alors qu'il augmente ailleurs et la biomasse augmente dans le même temps. Il y aurait donc un arrachage des feuilles sous l'effet des ancrages ;
- la simulation de relevés d'ancre de différents types, montrent que les ancres endommagent ou arrachent en moyenne 25 pieds et feuilles par remontée d'ancre.

Il y a donc bien une fragilisation de l'herbier. Cette fragilisation pourrait rendre l'herbier plus sensible à d'autres paramètres.

Dans le secteur témoin de Bananec, les observations font état de :

- l'absence totale de bateau ;
- des biomasses plus faibles la deuxième année de prélèvements (2002), reflétant un hiver à la météo peu favorable au développement des herbiers ;
- un nombre de pieds reproducteurs plus important que dans les autres sites.

Enfin, Peuziat, dans le cadre de sa thèse a cherché à comparer les résultats obtenus aux Glénan avec d'autres situations. Elle fait état d'environ une dizaine d'études sur le sujet, mais avec, pour chacune d'entre elles des difficultés de mise en place d'une expérimentation *in situ* et surtout la complexité d'une analyse, du fait de la multitude de paramètres naturels et anthropiques qui jouent sur les zostères (Peuziat, 2005). Les études spécifiquement dédiées à évaluer l'interaction entre les herbiers et les mouillages sont peu nombreuses et encore moins sur les espèces de zostères marines et naines. Il existe bien des études sur les herbiers et la plaisance en Méditerranée (Port-Cros, par exemple) mais les posidonies et les zostères ont des caractéristiques morphologiques et métaboliques très différentes, rendant les comparaisons peu pertinentes (Peuziat, 2005).

En 2002, Fournier a analysé spatialement la **mise en place de corps-morts sur un petit herbier de zostères marines situé à Locquirec, dans le Finistère nord.**

L'herbier de zostères marines est situé dans le nord-ouest de la baie de Locquirec, bien protégé des houles dominantes et sur un substrat sableux. La baie est très fréquentée par les plaisanciers, les pêcheurs, les chasseurs sous-marins et les plongeurs qui occupent cet espace quotidiennement, surtout en été. En raison de la saturation du port d'échouage, une zone de corps-morts a été installée. Le site a été étudié à partir de photographies aériennes de 1990-1991 et de 1994 à 1998, et de sorties terrain.

L'herbier a nettement régressé entre 1994 et 1998 et semble s'être déplacé. Selon l'auteur, il est difficile de dire si l'herbier de zostères marines s'est déplacé à cause de la mise en place de la zone de corps-morts ou si son extension dans sa bordure sud, est le fait d'une phase d'expansion naturelle. Il est certain, cependant, que la zone nord-ouest a été très endommagée par les chaînes et les ancrages (Fournier, 2002).

La troisième et dernière étude présentée dans cette sous-partie porte sur le **suivi de trois herbiers de zostères marines en mer d'Iroise (Parc naturel marin d'Iroise) dans des zones de mouillage** par le Laboratoire des sciences de l'environnement marin, LEMAR, de l'Institut Universitaire Européen de la Mer. Il s'agit plus particulièrement des herbiers de Porsmoguer, Plougonvelin et Morgat.

Différentes mesures ont été prises : cartographie de l'enveloppe globale des trois herbiers ; caractérisation de la typologie ; évaluation de l'état écologique (nombre de pieds, longueur des feuilles, surface foliaire, biomasse des feuilles, des racines et des épiphytes, wasting disease index et caractérisation des sédiments à partir des carottes). L'impact des mouillages a été évalué dans l'herbier de Plougonvelin à partir de la mesure de quelques rayons de ragage (une dizaine, en plongée) au sein de la zone de mouillages.

Voici les conclusions des auteurs selon les sites (Hily *et al.*, 2010).

Porsmoguer :

- un bon état écologique, mais un herbier très fragmenté, sous la forme de petites tâches moyennement denses ou de brins isolés, y compris hors de la zone de mouillage ;

- l'herbier impacté par les mouillages se rapproche davantage du sable nu que de l'herbier non impacté en termes de présence et d'abondance d'espèces caractéristiques de mégafaune. On ne retrouve pas l'effet d'habitat dans l'herbier impacté ;
- un impact des mouillages non négligeable en termes de surface de ragage dans la zone de mouillage : 1/3 de la surface de l'herbier dans la zone de mouillage est représentée par la surface de ragage.

Plougonvelin :

- herbier assez hétérogène en termes de densité et de taille de brins ;
- un bon état écologique, mais un herbier assez fragmenté, y compris hors de la zone de mouillage ;
- un impact des mouillages non négligeable en termes de surface de ragage dans la zone de mouillage : 1/4 de la surface impactée, mais 10 % si on considère l'enveloppe globale de l'herbier.

Morgat :

- herbier assez homogène en densité dont une grande partie de la surface est représentée par de l'herbier dense ;
- un herbier en bon état écologique mais dont la majorité de la surface est fragmentée,
- la zone la plus dense et homogène est localisée au niveau des mouillages.

Cette étude des trois herbiers compris dans des zones de mouillages s'insère dans un travail de caractérisation de dix herbiers à l'échelle du parc naturel marin d'Iroise. Parmi ces herbiers, se distingue trois zones dans lesquelles les herbiers présentent des similarités sur la base de caractéristiques biotiques, abiotiques et anthropiques. Il s'agit donc de l'archipel de Molène, de la côte nord et de la baie de Douranenez. C'est l'environnement abiotique qui conditionne les caractéristiques des herbiers du parc naturel marin d'Iroise. C'est-à-dire que les différences entre les groupes sont dues presque exclusivement aux conditions environnementales. Les trois herbiers situés en zones de mouillages ne sont pas similaires, ils conservent les caractéristiques propres à leur zone (archipel de Molène, côte nord et baie de Douranenez) (Hily *et al.*, 2010).

2.2.2 LES ACTIVITES LITTORALES : BAINADE, PECHE A PIED DE LOISIRS, PROMENADE ET RANDONNEE, CHASSE ET OBSERVATION NATURALISTE

Une étude des impacts potentiels de la **pêche à pied de loisirs** sur les herbiers de zostères marines et la faune associée a été menée par Boese en 2002 sur la **côte ouest des Etats-Unis** (baie de Yaquina, Newport). Il s'agit principalement de pêche à la palourde en creusant (*Tresus capax*, *Saxidomus giganteus*)⁶ et de pêche à la coque en ratissant (*Clinocardium nuttali*)¹. Dans les estuaires de l'Oregon, la pêche à pied se pratique (par les habitants et les touristes) sur l'estran jusqu'à un mètre de profondeur après la limite de basse mer, (Boese, 2002).

L'étude a consisté à recréer expérimentalement des actions de pêche à pied de loisirs (les deux pratiques) équivalentes à une saison de pêche, sur une zone de la baie peu fréquentée par les pêcheurs à pied. Des mesures biométriques ont été prises : élongation de feuilles, biomasse des feuilles, des épiphytes et de la faune associée, deux semaines après la dernière manipulation, sachant qu'il y a eu trois manipulations en tout. Les résultats ne montrent pas de différences statistiquement significatives entre les zones testées et les zones témoins.

Ces résultats suggèrent que les zostères marines ont recolonisé très rapidement la zone après les perturbations. De plus, selon Boese (2002) les simulations de pêche effectuées seraient plus intenses que celles réellement pratiquées par les pêcheurs à pied de loisirs.

⁶ Espèces du Pacifique.

En revanche les biomasses des feuilles et des rhizomes et racines, mesurées un mois après la dernière manipulation, sont plus faibles, et le sont encore 10 mois après (Figure 48).

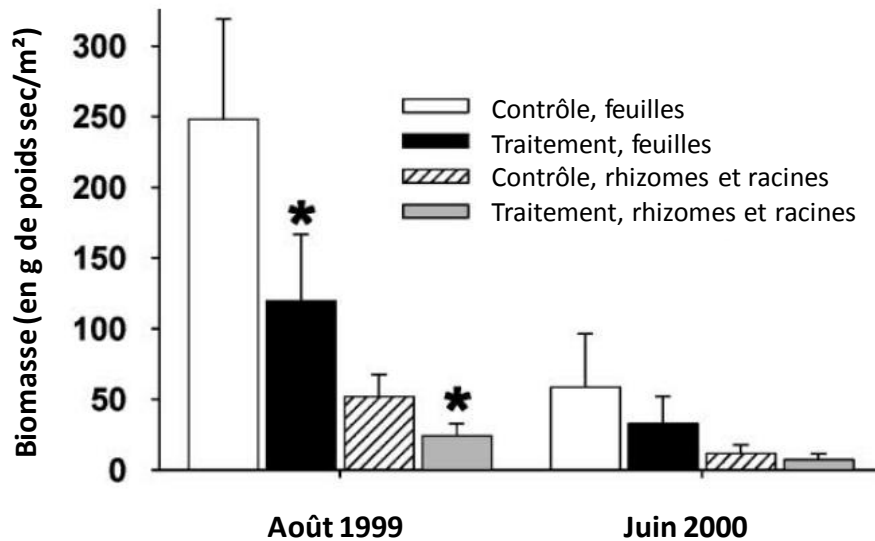


Figure 48. Comparaison de la biomasse (en g de poids sec/m²) des feuilles et de la biomasse des rhizomes et racines de zostère marine entre les échantillons soumis à la manipulation expérimentale de pêche à la pelle, un mois (août 1999) et 10 mois (juin 2000) après la dernière expérimentation. Les astérisques indiquent une différence significative statistiquement entre le « traitement » et le « contrôle » (Extraite de Boese, 2002).

L'auteur estime que l'interprétation de ces effets à long terme n'est pas claire car les observations ont été faites en début d'été et les biomasses à la fin de l'été n'ont pas été mesurées, alors que c'est la saison de croissance des zostères (maximum de longueur des feuilles à la fin de l'été, en général) (Boese, 2002).

Il conclut que la pêche à pied de loisirs n'est pas un grand danger pour les herbiers de la baie de Yaquina, même s'il préfère rester prudent car l'expérimentation a été réalisée sur une zone où les pêcheurs à pied ne vont pas, et seulement sur l'équivalent d'une saison estivale. Les effets à long terme ne sont pas étudiés (Boese, 2002).

Dans l'étude sur les **zostères naines de la baie de Bourgneuf**, Barillé *et al.* (2010) ont identifié deux activités potentiellement impactantes : l'ostréiculture, mentionnée plus haut, et la **pêche à pied de loisirs**.

La pratique de la pêche à pied de palourdes est une activité importante de la baie de Bourgneuf et qui semble avoir augmentée ces dernières années. La palourde japonaise est récoltée par environ 50 professionnels et jusqu'à des milliers d'amateurs qui peuvent avoir des techniques destructrices liées à différentes sortes de râpeaux. De plus, les herbiers de zostères naines, étant accessibles même par petits coefficients de marée, subissent des impacts mécaniques quotidiens. Le passage répété des pêcheurs créent des passages dans l'herbier qui sont visibles par télédétection. Cette pression avait été identifiée auparavant (den Hartog et Hily, 1997 in Barillé *et al.*, 2010), mais le manque de données précises fait obstacle à une évaluation rigoureuse.

2.3 INTERACTIONS ENTRE LES ACTIVITES ET LES ZOSTERES ET MISE EN PLACE DE MESURES DE GESTION

Le dernier exemple de ce chapitre se situe à nouveau dans la **ria Formosa**, au sud du Portugal, et porte sur une autre étude, réalisée par Guimarães *et al.* (2012) sur les interactions entre l'élevage de palourdes et les herbiers de zostères naines, dans un **contexte de conservation**.

La ria Formosa possède des écosystèmes riches et est le siège de différentes activités économiques : pêche, exploitation de bivalves, voile, canoë-kayak, baignade, plongée, kite-surf, entre autres (Almeida *et al.*, 2008; Guimarães 2010 *in* Guimarães *et al.*, 2012). La vénériculture (élevage de palourdes) est une activité professionnelle économiquement très importante localement avec près de 90 % de la production portugaise. Les élevages de palourdes s'établissent sur l'estran, les zostères naines étant labourées, le cas échéant. L'élevage des palourdes implique une préparation des sols qui consiste en un labourage complet des zostères naines et le dépôt de sable pour favoriser la croissance des palourdes. Il existe également une activité de pêche de loisirs de palourdes qui peut endommager les pieds et les rhizomes, et peut entraîner un enfouissement (Amaral 2008; Cabaço *et al.*, 2005 *in* Guimarães *et al.*, 2012).

Des études spatio-temporelles montrent un meilleur recrutement des palourdes dans les herbiers (Almeida *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2006; Wilson 1990 *in* Guimarães *et al.*, 2012). La taille de l'herbier et son état semblent influencer positivement les taux de recrutements (Alexandre *et al.*, 2005; Bologna et Heck 2000; Cabaço *et al.*, 2005; De la Torre et Rönnbäck 2004; Irleti *et al.*, 1999 *in* Guimarães *et al.*, 2012). D'autres études ont pointé du doigt le besoin de mieux connaître la relation entre l'herbier et la biodiversité, et les services qu'il apporte (Duarte, 2000 *in* Guimarães *et al.*, 2012), et également le besoin de connaissance de cette valeur associée aux herbiers par les acteurs locaux (De la Torre et Rönnbäck 2004; Duarte *et al.*, 2008; Gullström *et al.*, 2002; Hensher et King 2002; Nordlund *et al.*, 2010 *in* Guimarães *et al.*, 2012).

Concernant la gestion du site, il existe un parc naturel de la ria Formosa (PNRF) (Guimarães *et al.*, 2012).

Guimarães *et al.* (2012) se sont intéressés à la distribution des zostères naines, aux mesures de protection existantes, à l'interaction vénériculture/herbier, à la perception des vénériculteurs sur l'importance des herbiers dans le cadre de leur activité professionnelle et en quoi l'activité économique influence les stratégies de conservation des zostères.

Les résultats montrent que les zostères naines occupent 45 % (1 304 ha) des surfaces d'estran de la ria (2 886 ha), les autres habitats (sables, vases et algues) représentent 41 % de la surface de la ria et les concessions de vénériculture correspondent à 14 % de la surface de la ria. L'analyse de la distribution spatiale des zostères naines montre des patchs plus ou moins fragmentés. La fragmentation semblerait plus liée à la topographie qu'à la vénériculture. En revanche, la mise en place de l'élevage induit des destructions partielles ou totales des zostères. L'arrachage de plantes induit une diminution de la productivité, de la biodiversité, une augmentation de la fragmentation, de la remise en suspension des sédiments et un changement des courants locaux ; ainsi à plus long terme, il peut y avoir des conséquences au sein de l'écosystème benthique (Alexandre *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2008; Hemminga et Duarte, 2000 *in* Guimarães *et al.*, 2012). Les impacts de la vénériculture sur les zostères sont identifiés, en revanche l'intensité de ces facteurs n'est pas connue.

Les entretiens réalisés auprès des gestionnaires et des vénériculteurs pour identifier leurs connaissances des zostères et leurs perceptions les uns par rapport aux autres de leurs actions sur la ria ont montrés que :

- tous les membres du parc naturel ont une bonne connaissance des services écosystémiques directs et indirects que rendent les herbiers. Ils déplorent un manque d'effectif et très peu de communication avec la communauté scientifique, freinant le partage des connaissances et la formulation scientifique à la base des stratégies de gestion.
- les vénériculteurs ont été interrogés à propos des zostères sur 3 aspects : (i) l'importance qu'ils accordent aux herbiers au sein de la ria ; (ii) sur la quantité de zostères et (iii) sur le fait de créer une zone protégée pour la conservation des zostères (pas d'élevage, ni de pêche de palourde).

Pour la plupart des vénériculteurs interrogés, l'élevage de palourdes est considéré comme une activité importante qui contribue à la qualité de l'eau de la ria. En effet, la vase sur lesquelles les zostères se développent, est associée à la pollution, tandis que les zones ensablées pour l'élevage des palourdes sont considérées comme utiles à l'environnement de la ria.

Les vénériculteurs ont expliqué que les plantes à fleurs subtidales étaient importantes pour les poissons, les hippocampes et les autres espèces d'intérêt commercial qui y vivent. Ils ont alors été interrogés sur la destruction d'herbiers subtidaux par le dragage pour la navigation. Les professionnels estiment que le dragage n'est pas un problème, puisque les plantes peuvent se développer ailleurs.

Les agents du parc et les vénériculteurs reconnaissent un manque de moyens dans l'équipe du parc naturel, qui s'est notamment observé dans le retard pris pour l'inventaire des concessions vénéricoles. Les vénériculteurs constatent des difficultés de gestion. Les agents du parc estiment que les problèmes de gestion viennent d'un manque de coopération et du non respect des réglementations par les vénériculteurs. Les agents du parc pensent qu'il y a trop d'organisations qui représentent les vénériculteurs, ce qui ne facilite pas la discussion.

Ainsi, les résultats des questionnaires montrent qu'il y a peu de gestion spatiale des usages et surtout qu'il y a un manque de communication entre les gestionnaires et les éleveurs de palourdes (Guimarães *et al.*, 2012).

Les auteurs font le constat qu'il y a un manque d'intérêt pour la conservation des zostères naines et peu de connaissance sur les biens et services directs et indirects qu'elles procurent. Ce constat est lié au fait que les zostères ne sont pas utilisées directement et qu'il y a une compétition spatiale pour les usages (Guimarães *et al.*, 2012).

Il semble donc nécessaire de développer des interactions entre les scientifiques et les groupes d'acteurs pour améliorer la conservation des zostères naines et la productivité des vénériculteurs de la ria Formosa (Guimarães *et al.*, 2012).

Chapitre 4

Les herbiers, un enjeu de conservation



1 EVOLUTION DES SUPERFICIES D'HERBIERS

1.1 EVOLUTION A L'ECHELLE MONDIALE

A l'échelle mondiale, dans beaucoup de sites, les altérations de la zone côtière liée aux activités humaines (aménagement du trait de côte, construction de brise-lames et de ports, etc.) peuvent entraîner une fragmentation des herbiers de plantes marines à fleurs, menaçant sûrement leur survie à long-terme avec des conséquences aujourd'hui peu connues (Fonseca *et al.*, 2000 in Orth *et al.*, 2006).

Les plantes à fleurs marines sont connues pour leur nature dynamique, leurs variations interannuelles même dans des zones où la qualité de l'eau est très bonne (Fonseca *et al.*, 2000 ; Kendrick *et al.*, 2000 in Orth *et al.*, 2006). Mais cette notion est éclipsée par une diminution rapide et à grande échelle des surfaces d'herbiers dans le monde et par exemple en Méditerranée (Marbà *et al.*, 2005), au Japon (Agence de l'Environnement du Japon, 2000), dans la baie de Chesapeake (Orth et Moore, 1983), la baie de Floride (Fourqurean et Robblee, 1999 in Orth *et al.*, 2006). Même si dans certains secteurs les plantes à fleurs sont revenues suite à des améliorations de la qualité de l'eau, par exemple dans la baie de Tampa en Amérique du Nord (Tomasko *et al.*, 2005) ou encore dans la baie d'Hervey en Australie (Preen et Marsh, 1995 in Orth *et al.*, 2006) ; le nombre de déclin excède de loin le nombre d'extensions des herbiers, au point de penser, selon Orth *et al.* (2006) que les herbiers subissent une crise mondiale. Les facteurs de stress globaux, régionaux et locaux peuvent tous intervenir dans la diminution des surfaces d'herbiers à grande échelle. Les herbiers sont influencés par des facteurs de stress qui varient dans l'espace et le temps ; mais les études sur les interactions des différents facteurs de stress manquent. Dans toutes les régions du globe, les conséquences environnementales d'excès de nutriments ou de sédiments sont connues pour causer le déclin des herbiers (Orth *et al.*, 2006).

Dans la continuité des travaux d'Orth et de ses collaborateurs et sur la base d'une étude bibliographique comprenant 215 sites et environ 1 128 observations entre 1879 et 2006 ; Waycott *et al.* (2009) observent également une diminution des superficies d'herbiers, toutes espèces confondues.

La comparaison des sites montrent que dans 58 % des cas, les herbiers déclinent, dans 25 % ils augmentent et 17 % ils ne présentent pas de changement. Ainsi, entre les diminutions, les augmentations et les superficies stables, une moyenne annuelle de diminution a été estimée à 1,5 % de la superficie/an, ce qui représente approximativement 177 000 km² (Waycott *et al.*, 2009).

La mise en évidence des causes de déclin a été possible pour 77 des 128 sites présentant des pertes de surfaces d'herbiers. Les causes majeures sont : (1) les impacts directs de l'aménagement côtier et des dragages (21 sites) et (2) les impacts indirects liés à une dégradation de la qualité de l'eau (35 sites). Pour 6 sites, seulement les causes de déclin étaient attribuées à des événements naturels comme des tempêtes ou des perturbations biologiques. Sur les 51 sites avec une augmentation d'herbiers, pour 29 il y a une explication, incluant 11 cas attribuables à une amélioration de la qualité de l'eau et de l'habitat (Waycott *et al.*, 2009).

1.2 EVOLUTION ACTUELLE DES HERBIERS BRETONS

Hily et Bajjouk (2010) ont observé deux dynamiques dans l'évolution des herbiers en Bretagne depuis le début des années 1990 :

- des **régressions** locales liées aux impacts d'aménagements portuaires, à l'augmentation du nombre de corps-morts dans certaines zones de mouillages, à l'augmentation des surfaces concernées par l'eutrophisation, à des modifications sédimentaires ;
- des **extensions** dans les milieux plus ouverts, là où les perturbations humaines n'affectent pas les herbiers, les superficies augmentant dans des proportions non négligeables.

Cette deuxième tendance régionale est probablement aussi ouest-européenne et concernerait surtout la zostère marine. Plusieurs hypothèses sont évoquées pour tenter d'expliquer cette tendance et notamment des facteurs climatiques (Hily et Bajjouk, 2010).

Ainsi, dans certains sites, la résultante de ces deux tendances (régression locale et extension globale) apparaît comme une stabilité ou une légère extension. Cette apparente stabilité peut masquer les effets très négatifs des impacts anthropiques locaux donnant une fausse impression de résistance naturelle de l'herbier à ces pressions (Hily et Bajjouk, 2010).

Hily et Bajjouk (2010) soulignent par ailleurs qu'au cours des années 2000, l'intérêt pour les herbiers a augmenté du fait de l'effort d'observation et ce, particulièrement en Bretagne. Il se peut donc, que de nombreux petits herbiers soient découverts peu à peu, ce processus n'impliquant pas forcément leur apparition récente.

L'extension de nombreux herbiers ces dernières années est avérée, même si les données quantifiées n'existent pas, dans beaucoup de cas. La zone potentielle de développement des herbiers reste encore très étendue en particulier pour la zostère marine. Cette dernière est en effet capable de se développer sur des larges gammes de sédiments, à des profondeurs limitées (+2 à -8 m), mais qui correspondent fréquemment à des platiers de grande étendue. Les quelques descriptions antérieures aux années 1930 (avant le "wasting disease") semblent suggérer que l'essentiel de ces fonds étaient occupés par les herbiers, ce qui ne correspond pas à la situation actuelle (Hily et Bajjouk, 2010).

1.3 EVOLUTION FUTURE

Hily et Bajjouk (2010) préfèrent rester prudents sur l'évolution future des herbiers. Globalement et selon eux, la tendance actuelle des zostères marines, associée à un des efforts pour une meilleure qualité de l'eau suggère que l'extension de l'espace pourrait se poursuivre.

En revanche, la zostère marine étant d'affinité boréale, un phénomène de seuil n'est pas à exclure dans le contexte du changement climatique.

Hily en 2006 estimait que les mesures les plus urgentes à prendre pour la protection des herbiers étaient :

- une protection légale des deux espèces ;
- une réglementation stricte de toute activité engendrant une destruction des parties endogées des plants de zostères : dragages de coquillages, mouillage des bateaux, pêche à pied avec des engins perturbant le sédiment ;
- des mesures visant à diminuer les effluents urbains, industriels, portuaires et agricoles.

2 LABELS ET INVENTAIRES

Les démarches de connaissance relatives aux herbiers de zostères assoient les textes juridiques visant à les conserver. Deux d'entre elles sont particulièrement intéressantes à présenter : (1) le fait que le statut de conservation des zostères naines et des zostères marines ait été évalué dans la cadre de la liste rouge de l'Union Internationale Pour la Conservation de la Nature ; (2) le suivi scientifique qui est fait des zostères en France à travers le réseau scientifique REBENT. Seul ce premier point est présenté ici. Le suivi à travers le réseau REBENT est développé dans la partie 4 de ce chapitre.

2.1 LA LISTE ROUGE DES ESPECES MENACEES DE L'UICN

Les zostères marine et naine sont classées dans la liste rouge des espèces à conserver par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)⁷ depuis 2012.

L'UICN est une organisation internationale comprenant plus de 1 200 membres et 11 000 experts scientifiques faisant partie de commissions thématiques travaillant ensemble dans plus de 160 pays sur les questions de connaissance et de conservation de la biodiversité. L'UICN est une référence reconnue en la matière. Elle a en particulier développé une liste rouge qui indique le statut global de conservation des espèces de plantes, d'animaux et de champignons dans le monde. Elle se fonde sur un système objectif d'évaluation du risque d'extinction d'une espèce au cas où aucune action ne serait entreprise pour sa conservation. Les espèces se voient assigner une des catégories de menaces selon qu'elles répondent à certains critères liés à la tendance, à la taille et à la structure de leurs populations et à leur aire de répartition géographique (Figure 49).

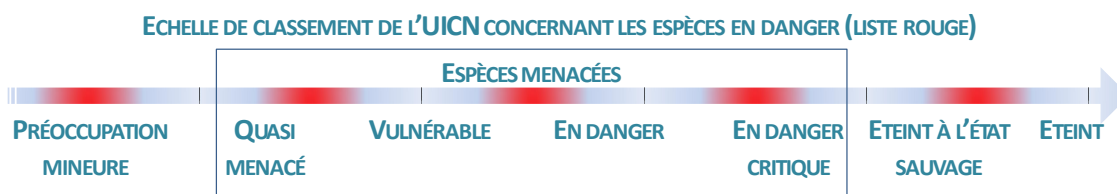


Figure 49. Echelle de classement de l'UICN concernant les espèces en danger (D'après CSE, 2000).

⁷ <http://www.iucnredlist.org/details/153538/0>

Les deux espèces de zostères présentes dans le golfe du Morbihan sont identifiées dans cette échelle au niveau des « préoccupations mineures » car elles sont en déclin sur certains sites mais ce déclin n'est pas généralisé à l'échelle de la Terre.

Ainsi, la zostère marine est considérée par l'IUCN comme *répandue dans l'hémisphère Nord* mais *en déclin dans certains sites localisés* (aux abords de zones peuplées en Europe et Amérique du Nord) ; et la zostère naine comme *largement répandue dans l'Atlantique nord, à croissance rapide*, mais *en déclin localement dans certaines régions*.

Les herbiers dans la liste rouge de l'IUCN en bref

Les deux espèces de zostères présentes dans le golfe du Morbihan ne sont donc pas pour le moment identifiées comme globalement menacées mais leur statut dans le classement de l'IUCN indique qu'une attention particulière doit leur être portée afin qu'elles ne deviennent pas menacées.

3 CADRE JURIDIQUE

La figure ci-dessous (Figure 50) représente les textes juridiques concernant la protection des herbiers dans le temps, du niveau international au niveau local, soit le golfe du Morbihan. Des mesures de protection locales existent sur d'autres territoires en France. Elles n'ont pas été reprises dans ce rapport.

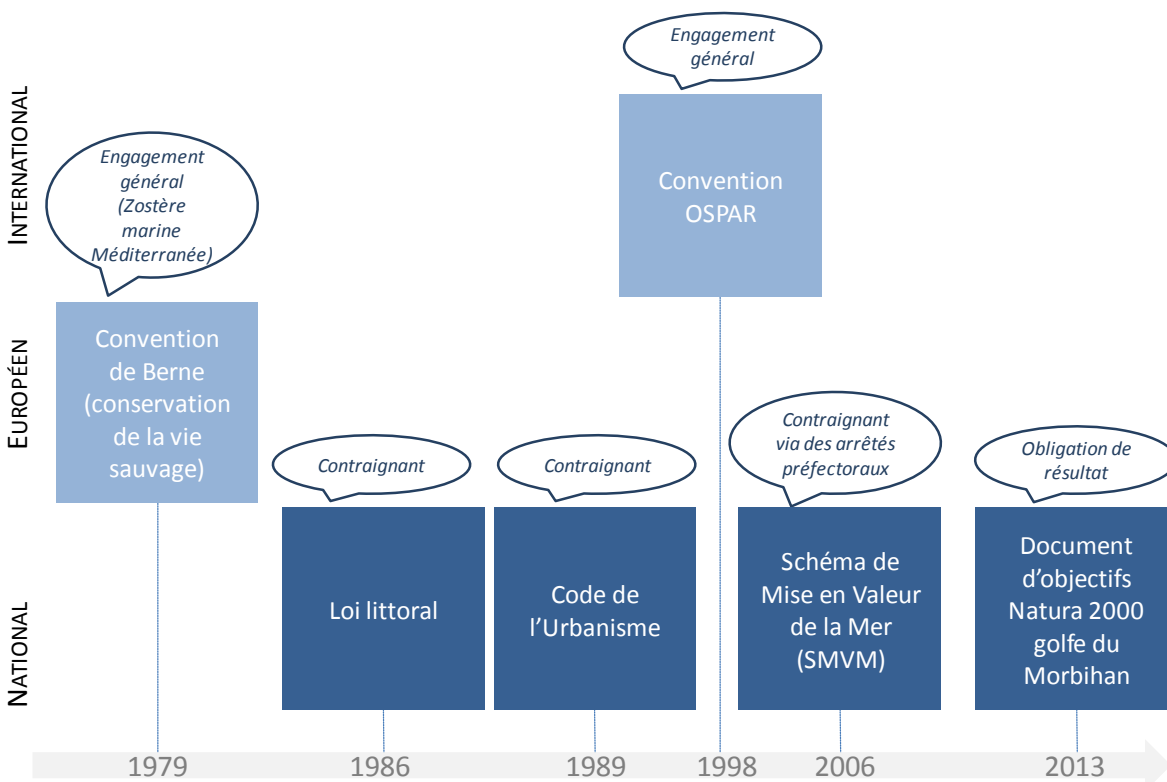


Figure 50. Les textes juridiques concernant la protection des herbiers, du niveau international au niveau local dans le golfe du Morbihan. (Réalisation : M. Philippe).

3.1 ECHELON INTERNATIONAL

3.1.1 LA CONVENTION OSPAR

La Convention internationale OSPAR⁸ : un engagement des Etats pour protéger ensemble l'environnement marin. Les herbiers : « habitats menacés ou en déclin ».

La convention OSPAR, relative à « La protection et la conservation des écosystèmes et de la diversité biologique de la zone maritime » a été signée à Sintra (Portugal) le 23 juillet 1998 et est entrée en vigueur le 20 août 2000. Elle concerne l'Atlantique nord-est et a été ratifiée par 15 Etats dont la France. Ces Etats coopèrent en continu pour identifier les menaces qui pèsent sur l'environnement marin, proposer des mesures pour y faire face et vérifier l'efficacité des mesures. Cette convention désigne les herbiers parmi les habitats menacés ou en déclin et établit leur nécessaire protection. Cela s'appliquant à tout l'Atlantique nord-est concerne donc, entre autres, le golfe du Morbihan. La convention OSPAR est organisée en groupes de travail qui font des propositions de gestion. Les Etats doivent ensuite prendre des mesures suffisantes pour les mettre en œuvre. En France, à ce jour, l'application de ces propositions se fait à travers la protection des zostères marines par le réseau des sites Natura 2000⁹ et leur suivi par le réseau REBENT¹⁰ de l'Ifremer.

Les herbiers dans la convention OSPAR en bref

En bref, les propositions de gestion (OSPAR, 2009) pour les herbiers, considérés comme « **habitats menacés ou en déclin** » sont les suivantes :

- **protection des herbiers de zostères ;**
- **contrôle et traitement des eaux usées** urbaines et industrielles afin de réduire la charge en nutriments, et produits chimiques ;
- **règlementation de l'utilisation des terres dans les bassins versants** pour réduire le ruissellement des éléments nutritifs et l'envasement dû à l'érosion des sols ;
- **règlementation de l'aquaculture, la pêche et le dragage des palourdes** dans ou à proximité des herbiers ;
- **sensibilisation** à l'importance de zostères (peut aider à minimiser le piétinement et les dommages dus aux ancrages).

Etablissement de **codes de conduite** afin de réduire les perturbations à petite échelle.

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte			
Engagement de principe	Atlantique nord-est	En France via Natura 2000 et le REBENT	PROTECTION	QUALITE DU MILIEU	USAGES ET REGLEMENTATION	CONNAISSANCE

⁸ <http://www.ospar.org/>

⁹ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Natura-2000.2414-.html>

¹⁰ <http://www.rebent.org/>

3.2 ECHELON EUROPEEN

3.2.1 LA CONVENTION DE BERNE

La zostère marine : une plante « strictement protégée » par la Convention de Berne¹¹...en Méditerranée

La Convention européenne de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe engage les Etats qui l'ont ratifiée à protéger des espèces animales et végétaux. La zostère marine en fait partie, mais uniquement pour la Méditerranée. Bien que cela ne concerne pas le golfe du Morbihan, il est intéressant de constater que dès 1979, cette convention prévoit que les Etats prennent des mesures pour la protection de cette espèce et de son habitat, la classe dans la catégorie la plus forte de protection que prévoit la convention. Cela marque bien le caractère à la fois fragile et remarquable de l'espèce et de l'habitat, qui apparaissent comme menacés dans certaines parties de l'Europe. Cette convention n'est entrée en vigueur qu'en 1990 en France. La convention ne propose pas de mesures de gestion spécifiques ; son application pratique suppose que les Etats prennent des mesures adaptées pour atteindre les objectifs de protection de la convention.

Les herbiers dans la convention de Berne en bref

Engagement général des Etats à prendre des **mesures de :**

- **conservation des herbiers ;**
- **éducation ;**
- **recherche.**
- **Gestion des pollutions**

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte			
Engagement de principe	Méditerranée	Non applicable	PROTECTION	QUALITE DU MILIEU	CONNAISSANCE	RECHERCHE

¹¹ <http://conventions.coe.int/Treaty/Commun/QueVoulezVous.asp?NT=104&CM=1&DF=10/16/2006&CL=FR>

3.2.2 NATURA 2000

Dans le golfe du Morbihan : les habitats à zostères marines et zostères naines, un enjeu de conservation prioritaire du réseau Natura 2000.

Natura 2000 est un réseau européen de sites terrestres et marins qui comportent des habitats et des espèces de faune et de flore, dits « d'intérêt communautaire » que les Etats membres de l'Union européenne ont souhaité préserver. Ils les ont, pour ce faire, listé dans deux directives européennes (Directive « habitats, faune, flore »¹² et directive « oiseaux »¹³) qui sont à la base de Natura 2000.

Le golfe du Morbihan a été désigné comme site du réseau Natura 2000¹⁴, au titre à la fois de la Directive « Oiseaux » et de la Directive « Habitats ». Le document d'objectif, qui fixe les objectifs de gestion en lien avec les enjeux de conservation, a été validé le 14 février 2013. Parmi les enjeux de conservation présentés, on retrouve les « herbiers à *Zostera marina* » ainsi que les « estuaires » pour lesquels il est indiqué « l'ensemble des habitats à *Zostera noltii* [Zostère naine] sont à ranger dans cet habitat ». Ce sont donc bien les deux espèces de zostères présentes dans le golfe du Morbihan qui font l'objet d'un objectif de conservation.

L'Europe laisse libre choix aux Etats des méthodes par lesquelles elles gèrent la conservation des habitats et espèces désignées au titre de Natura 2000, cependant, il existe une obligation de résultats. Aussi le document d'objectifs du site Natura 2000 du golfe du Morbihan doit il permettre de mettre en place des mesures efficaces de protection et de conservation des herbiers de zostères en relation avec les pressions et impacts qu'ils subissent.

Les herbiers de zostères dans Natura 2000 dans le golfe du Morbihan

Elément à prendre en compte pour la gestion :

- les **apports terrigènes** qui génèrent des **proliférations d'algues vertes** ;
- la **turbidité de l'eau** qui réduit les apports de lumière ;
- le fait que certaines espèces invasives comme la **sargasse s'installent sur les herbiers dégradés** ;
- l'effet d'**arrachage par les ancrés** ;
- l'effet de **frottement par les chaînes des mouillages qui détruisent jusqu'à 25 % du couvert végétal**.

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte	
Obligation de résultat	Europe	Via la mise en œuvre du document d'objectifs Natura 2000 du golfe du Morbihan	QUALITE DU MILIEU	USAGES ET REGLEMENTATION
			ELEMENTS A PRENDRE EN COMPTE POUR LA GESTION	

¹² directive 92/43/CE du 21 mai 1992. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:FR:NOT>

¹³ directive n° 79/409/CE du 2 avril 1979. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:FR:HTML>

¹⁴ <http://www.golfe-morbihan.fr/le-docob-golfedumorbihan.htm>

3.3 ECHELON NATIONAL ET LOCAL

3.3.1 LA LOI LITTORAL ET LE CODE DE L'ENVIRONNEMENT

La loi Littoral¹⁵ interdit à partir de 1986 l'extraction de matériaux si elle risque d'affecter les herbiers.

Cette loi (n° 86-2 du 3 janvier 1986), relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral prévoit la protection des herbiers par interdiction des activités d'extraction de matériaux en cas de risque d'atteinte directe ou indirecte (article 24). Cet article de loi a été transféré dans le code de l'Environnement (Article L321-8-16) le 20 janvier 2011.

Les herbiers dans la loi Littoral en bref

« Les extractions de matériaux [...] sont limitées ou interdites lorsqu'elles risquent de compromettre, directement ou indirectement, l'intégrité des [...] zones d'herbiers. » (article 24)

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte
Contraignant	France	Oui	USAGES ET REGLEMENTATION

3.3.2 LE CODE DE L'URBANISME

Dans son article R146-1¹⁶, le code de l'urbanisme fixe un principe de protection des herbiers depuis 1989 au titre de leur intérêt patrimonial, biologique et écologique. Les termes de cette protection ont un caractère très général et non explicite quant à l'évaluation de l'intérêt des herbiers.

Les herbiers dans le code de l'urbanisme en bref

« Sont préservés, dès lors qu'ils constituent un site ou un paysage remarquable ou caractéristique du patrimoine naturel et culturel du littoral, sont nécessaires au maintien des équilibres biologiques ou présentent un intérêt écologique : [...] les herbiers [...] ». (article R146-1)

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte
Contraignant	France	Oui	PROTECTION

¹⁵<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006068963&dateTexte=20100127>

¹⁶<http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000026889970&cidTexte=LEGITEX000006074075&dateTexte=20130905&fastPos=2&fastReqId=947414782&oldAction=rechCodeArticle>

3.3.3 LE SCHEMA DE MISE EN VALEUR DE LA MER (SMVM)

Le Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM)¹⁷ du golfe du Morbihan pointe des menaces affectant la biodiversité au sujet des zostères.

Le SMVM est un outil de planification spatiale en mer. Il s'agit de faire cohabiter des activités multiples en tenant compte de leurs interactions et des enjeux de préservation de l'environnement liés aux impacts des activités. Adopté en 2006 dans le golfe du Morbihan, le SMVM cite très explicitement des menaces pesant sur les herbiers de zostères du fait d'activités humaines (pêche à pied et à la drague, cultures marines), et prescrit des mesures à prendre pour conserver les habitats de zostères. L'application concrète de ces mesures ne peut se faire qu'à travers d'arrêtés préfectoraux qui explicitent les règles de protection. A ce jour, les arrêtés préfectoraux d'application n'ont pas été pris.

Les herbiers de zostères dans le SMVM du golfe du Morbihan

« La superficie de ces herbiers [*zostère naines*] y est [...] en forte régression. Afin de préserver cet habitat, il est prescrit :

- de **maintenir des zones permanentes de protection** des herbiers de zostères naines : dans l'anse de Truscat-Le Duer, à l'est de Tascon et dans l'anse de Mancel.
- **d'adapter les pratiques de pêche** aux contraintes de conservation de tous les autres herbiers : interdiction au moment de la germination et du développement de rhizomes, c'est-à-dire de février à mai.
- de **ne pas autoriser de nouveaux mouillages et concessions ostréicoles** dans les herbiers de zostère naine.
- **d'étudier les possibilités de restauration des herbiers** dans les baies de l'ouest du golfe du Morbihan où ils ont récemment disparu. »

« Le golfe du Morbihan abrite deux herbiers [*de zostères marines*] particulièrement remarquables par leur étendue et leur homogénéité, au sud-est de l'île d'Illur et au sud de l'île de Boéd. Afin de préserver cet habitat, il est prescrit :

- de **ne plus autoriser à terme la pêche à la drague** dans les herbiers de zostère.
- de **ne plus autoriser de nouvelles concessions ostréicoles** sur ces herbiers et de récupérer des concessions non-actives.
- il est recherché et mis en place progressivement des **systèmes de mouillage à faible impact sur les herbiers**, dans les zones de mouillage abritant une superficie significative d'herbier de zostère marine. »

Type d'engagement	Echelle géographique	Application dans le golfe du Morbihan	Domaines couverts par le texte		
Contraignant	Golfe du Morbihan	Via des arrêtés préfectoraux (qui restent à prendre)	PROTECTION	USAGES ET REGLEMENTATION	RECHERCHE

¹⁷ <http://www.morbihan.pref.gouv.fr/Publications-des-services/Schema-de-Mise-en-Valeur-de-la-Mer-du-Golfe-du-Morbihan-SMVM-Rapport-et-annexes-Juin-2005/%28language%29/fre-FR>

3.4 SYNTHÈSE DES ORIENTATIONS DE GESTION ET DÉCISIONS DANS LES TEXTES JURIDIQUES, CONCERNANT LES HERBIERS

A travers l'ensemble de ces textes, des orientations de gestion et décision peuvent être soulignées concernant les zostères. Le tableau suivant les présente de façon synthétique en indiquant de quel texte légal ces éléments proviennent et quel type d'engagement cela implique.

Les textes légaux sont indiqués de façon abrégée : Berne, OSPAR, Natura 2000, SMVM, Loi littoral, code urba et font référence aux éléments présentés ci-dessus.

Les éléments provenant de Berne et OSPAR correspondent à des engagements généraux de la France.

Les prescriptions du SMVM s'inscrivent dans le cadre de mesures obligatoires (à préciser dans des arrêtés préfectoraux pour les rendre applicables, ce qui n'est pas le cas à l'heure actuelle).

Les constats du document d'objectifs de Natura 2000 du golfe du Morbihan doivent générer des mesures ayant des résultats réels.

La loi Littoral et le Code de l'Urbanisme sont des textes légaux qui ont un caractère contraignant.

		Références :	Concerne le Golfe du Morbihan ?	
			OUI	NON
			●	●
PROTECTION	Les Etats s'engagent à :	OSPAR		
	- prendre des mesures de protection des herbiers, il peut s'agir de zones permanentes de protection (Z.naines dans le golfe du Morbihan),	SMVM golfe du Morbihan	●	
	- prendre des mesures de conservation des herbiers (Z.marine en Méditerranée)	Berne		●
CONNAISSANCE	Des actions sont à mener en termes de :	OSPAR	●	
	- Sensibilisation	OSPAR	●	
	- Etablissement de codes de conduite afin de réduire les perturbations à petite échelle	Berne		●
	- Education (Z.marine en Méditerranée)			

	Références :	Concerne le Golfe du Morbihan ?		
		OUI	NON	
RECHERCHE	<ul style="list-style-type: none"> - Des recherches doivent être entreprises concernant la connaissance de l'espèce dans un objectif de conservation (Z.marine en Méditerranée), - Des recherches sont à faire concernant les possibilités de restauration d'herbiers (Z.naines dans le golfe du Morbihan), - Des recherches sont à mener pour de nouveaux systèmes de mouillages à faible impact sur les herbiers (Z.marine dans le golfe du Morbihan) 	Berne SMVM golfe du Morbihan SMVM golfe du Morbihan	● ● ●	● ●
QUALITE DU MILIEU	Les éléments de qualité du milieu à prendre en compte pour protéger les herbiers : <ul style="list-style-type: none"> - Gestion des pollutions (Z.marine en Méditerranée), - Gestion des eaux usées (nutriments et produits chimiques), permettant de diminuer l'eutrophisation qui génère le développement d'algues vertes, - L'envasement issu de l'érosion des terres agricoles. 	Berne OSPAR OSPAR	● ● ●	●

Certaines activités humaines sont mentionnées comme ayant un impact négatif sur la conservation et le développement des herbiers. Des mesures règlementaires spécifiques à prendre sont identifiées :

- Concernant **la pêche** en général et le **dragage de palourdes** en particulier,
Par exemple :
 - o **ne plus autoriser à terme la pêche à la drague** (Z.marine dans le golfe du Morbihan, Ilur-Boëd),
 - o **interdire la pêche pendant la germination et le développement des rizhomes** (février-mars) (Z.naines dans le golfe du Morbihan).
- Concernant l'**aquaculture**,
Par exemple, **ne plus autoriser de nouvelles concessions ostréicoles sur les herbiers** et récupérer des concessions non-actives (Z.naines dans le golfe du Morbihan et Z.marine dans le golfe du Morbihan, Ilur-Boëd).
- **Ne pas autoriser de nouveaux mouillages** (Z.naines dans le golfe du Morbihan)
- **Réglementer l'utilisation des terres dans les bassins versants** pour réduire le ruissellement des éléments nutritifs et l'envasement dû à l'érosion des sols
- Concernant l'**extraction des matériaux**, ils sont **interdits s'ils risquent « de compromettre, directement ou indirectement, l'intégrité des [...] zones d'herbiers »**

Références :	Concerne le Golfe du Morbihan ?	
	OUI	NON
OSPAR	●	●
SMVM golfe du Morbihan	●	
SMVM golfe du Morbihan	●	
OSPAR		
SMVM golfe du Morbihan	●	
SMVM golfe du Morbihan	●	
OSPAR		
Loi Littoral	●	
	●	
	●	

	Références :	Concerne le Golfe du Morbihan ?	
		OUI	NON
<p>ELEMENTS A PRENDRE EN COMPTE</p> <p>L'ensemble des éléments suivants sont cités dans le document d'objets de Natura 2000 dans le golfe du Morbihan. Ils ne sont pas associés à des propositions de gestion mais sont à prendre en compte pour l'élaboration de mesures de gestion et de conservation :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les apports terrigènes qui génèrent des proliférations d'algues vertes, - La turbidité de l'eau qui réduit les apports de lumière, - Le fait que certaines espèces invasives comme la sargasse s'installent sur les herbiers dégradés - L'effet d'arrachage par les ancres, - L'effet de frottement par les chaînes des mouillages qui détruisent jusqu'à 25% du couvert végétal. 	Natura 2000 golfe du Morbihan	●	●

4 LES SUIVIS SCIENTIFIQUES

4.1 LE RESEAU BENTHIQUE

Le REseau BENThique (REBENT) est un réseau de surveillance des communautés benthiques (vivant sur le fond) coordonné par l'Ifremer ; en lien avec des partenaires scientifiques ; avec pour objectif d'établir un état de référence des écosystèmes benthiques côtiers, faune et flore inclus, et d'assurer une veille pour détecter les évolutions spatio-temporelles (d'origines chroniques ou accidentelles) de ces écosystèmes.

Le REBENT a été lancé en 2003 avec comme site pilote la Bretagne (un avant-projet a été lancé en 2000 suite au naufrage de l'Erika), puis s'est étendu à l'intégralité du littoral métropolitain en 2007.

Ce besoin de suivi floristique et faunistique dans le temps et dans l'espace répond à différentes problématiques littorales, notamment les pollutions accidentelles, les espaces remarquables, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), la gestion intégrée des zones côtières, etc. Ces informations sont alors à la disposition des scientifiques, des gestionnaires et du public.

Les éléments ci-dessous exposant plus en détail les missions du REBENT sont issus du site internet (<http://www.rebent.org/>).

4.1.1 LE RECUEIL DE DONNEES

Les objectifs du réseau REBENT concernent le recueil et la mise en forme de données relatives aux habitats, à la flore et à la faune associées pour mieux connaître l'existant et détecter les évolutions spatio-temporelles ; dans la zone côtière afin de mettre à disposition des scientifiques, des gestionnaires et du public des données pertinentes et cohérentes.

4.1.2 LES ZONES DE TRAITEMENT

L'ensemble des eaux territoriales est susceptible d'être concerné mais l'effort porte en priorité, notamment pour les acquisitions nouvelles, sur la zone de balancement des marées et les eaux côtières concernées par la DCE, en accordant autant que possible dans le dispositif de surveillance une attention particulière aux zones protégées.

La sélection des habitats et des espèces associées suivis tient compte de leur représentativité, de leur importance écologique, de leur sensibilité et de leur vulnérabilité.

4.1.3 METHODES ET DIFFUSION DES DONNEES

Le réseau a mis en place des méthodes, des protocoles, des référentiels et des produits ainsi que des outils de bancarisation (spécifications de la base Quadrige² pour les données benthiques) et de diffusion (cartes interactives, bulletins de surveillance...) *via* Internet. Le REBENT a une vocation nationale et participe à la forte dynamique sur ce sujet au niveau international.

4.1.4 LES HABITATS ET LES ESPECES ASSOCIEES

Sur le littoral de la Manche et de l'Atlantique et particulièrement en Bretagne, la richesse en habitats témoigne de la diversité des conditions écologiques. Parmi les facteurs prépondérants, il y a :

- la nature du substrat (roches, cailloutis et graviers, sables, vases, etc.) ;
- l'exposition à la houle (côte battue, abritée, etc.) et aux courants ;
- la profondeur (qui influe notamment sur la température et l'éclairement) ;
- les apports d'eau douce par les rivières (influant sur la salinité, la turbidité, l'enrichissement en éléments nutritifs).

Ces conditions d'environnement, conjuguées aux relations de dépendance entre les organismes benthiques (nourriture, abris, ...), déterminent des associations caractéristiques : les biocénoses.

Parmi les multiples biocénoses des côtes de la Manche et de l'Atlantique, rencontrées tant sur les estrans, que plus profondément, certaines sont particulièrement remarquables et présentent un intérêt patrimonial, il s'agit :

- des herbiers ;
- des forêts de laminaires ;
- des bancs de maërl ;
- des bancs d'hermelles.

Le suivi des sites de référence des herbiers de zostères marines de 2003 à 2007 dans le cadre du réseau REBENT a permis, notamment d'en mesurer la biodiversité (Hily et Bajjouk, 2010). Les données acquises permettent de dresser un bilan comparatif de l'état écologique des herbiers et de développer une approche de type bio-indicateur pour évaluer l'état de santé écologique de cet habitat dans un site donné (Hily et Bajjouk, 2010).

Dans le golfe du Morbihan, l'herbier d'Arradon fait partie des sites suivis pour la zostère marine.

La carte suivante présente les sites suivis par le REBENT en Bretagne (Figure 51) :



Figure 51. Sites suivis par le REBENT en région Bretagne (Extraite du site internet du REBENT : <http://www.rebent.org/>).

Parmi ces sites, la carte suivante présente les stations REBENT spécifiques aux herbiers (Figure 52) :

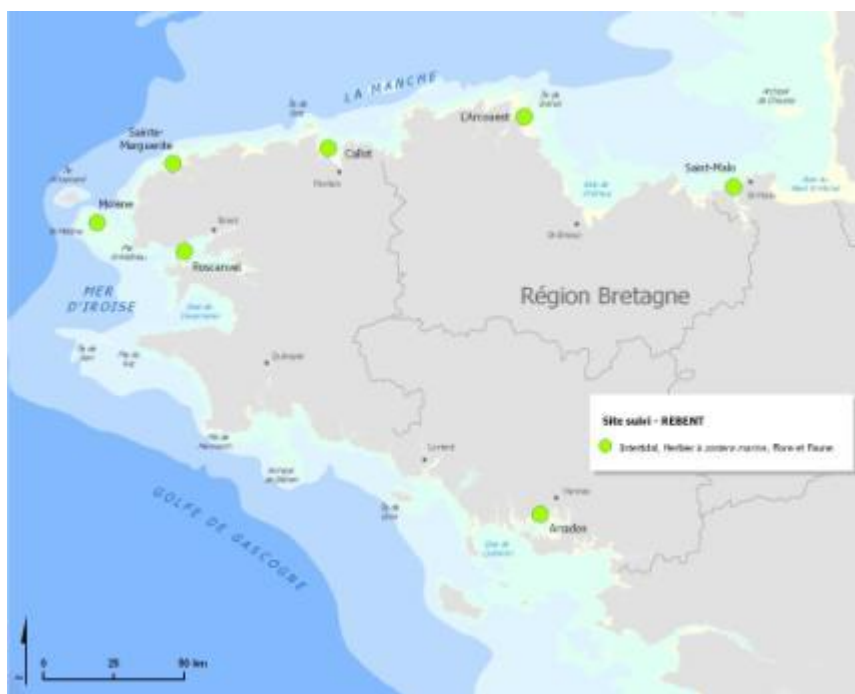


Figure 52. Points de suivi stationnel par le REBENT pour la zostère marine en Bretagne, 2005. (Extrait du site internet du REBENT : <http://www.rebent.org/>).

4.2 LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

La Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) fixe comme objectif l'atteinte en 2015 d'un bon état écologique et chimique des masses d'eau souterraines et de surface, incluant les eaux côtières de transition (estuaires en particulier).

Pour évaluer l'état écologique et chimique des eaux et permettre de contrôler que l'on se rapproche de l'objectif de 2015, un suivi d'indicateurs appelés « éléments de qualité » est mis en place par les Agences de l'eau et l'Ifremer.

Concernant les éléments de qualité biologique on retrouve le phytoplancton, les macroalgues, les angiospermes, les invertébrés benthiques de substrat meuble et les poissons. L'élément de qualité « angiospermes », qui signifie plantes à fleurs regroupe donc les herbiers de zostères pour la Manche et l'Atlantique et les herbiers de posidonies pour la Méditerranée.

Pour chacun de ces éléments de qualité, les experts doivent déterminer quels sont les paramètres pertinents à mesurer sur les populations ou les peuplements (métriques) ; comment les résultats obtenus à partir de ces métriques doivent être combinés entre eux pour refléter la qualité du milieu (calcul d'indices et d'indicateurs) et fixer sur des grilles les valeurs des bornes entre les différents états écologiques pour ce paramètre (très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais) par rapport aux conditions de référence.

En 2010 et concernant les angiospermes de Manche et d'Atlantique, des propositions d'indicateurs et des premières estimations de qualité ont été proposés par les membres du réseau DCE (Auby *et al.*, 2010).

Voici les points de suivi en Manche et en Atlantique (Figure 53) :

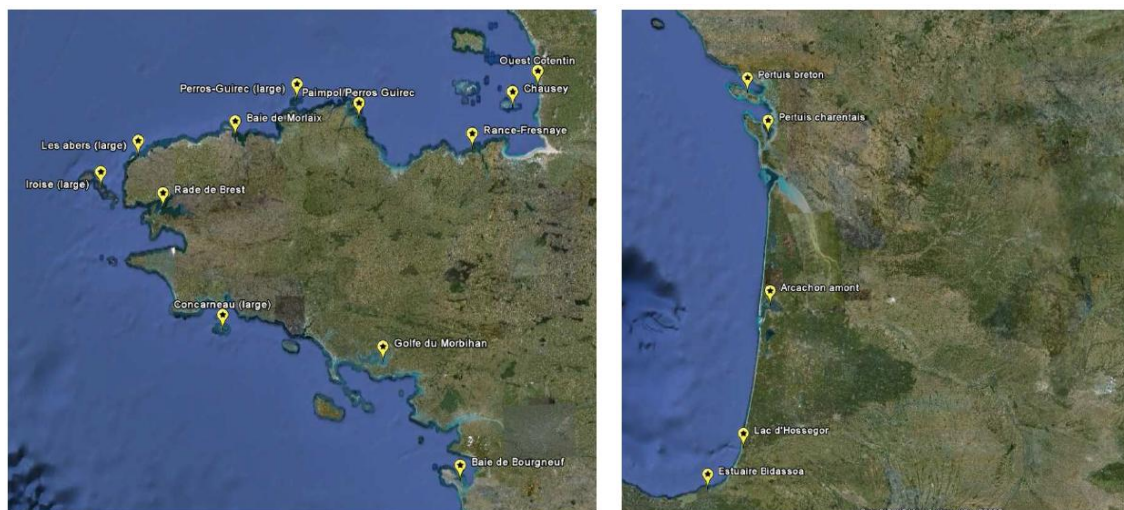


Figure 53. Localisation des herbiers de zostères suivis dans le cadre de la DCE (secteur nord à gauche et secteur sud à droite) (Extraites d'Auby *et al.*, 2010).

Globalement, les experts considèrent deux cas :

- au nord du golfe du Morbihan, les herbiers de zostères (marines et naines) sont présents dans de nombreuses masses d'eau côtières ou de transition. Tous ces herbiers ne sont pas pris en compte par la DCE ;
- au sud du golfe du Morbihan (y compris), tous les herbiers importants, aussi bien de zostères naines que de zostères marines, sont étudiés dans le cadre de la DCE, qu'ils soient situés en eaux côtières ou en eaux de transition (Auby *et al.*, 2010).

4.2.1 METHODES UTILISEES POUR L'ETUDE DES HERBIERS DES COTES DE LA MANCHE ET D'ATLANTIQUE

Deux types de descripteurs pour qualifier les herbiers de zostères sont utilisés :

- l'extension des herbiers (emprise totale pour les herbiers homogènes, ou emprise de la surface végétalisée pour les herbiers fragmentés) ;
- les caractéristiques démographiques et biométriques des populations (biomasses aérienne et souterraine, densité, hauteur des pieds, ...).

Cette double stratégie a été retenue dans la démarche REBENT-Bretagne, qui a ensuite été étendue au reste du littoral Manche-Atlantique dans le cadre de la DCE, avec deux types de suivis : un suivi surfacique et un suivi stationnel. Les règles édictées pour ces suivis DCE ont été définies (suivi stationnel) ou sont en cours d'harmonisation (suivi surfacique).

Le suivi surfacique

Selon les experts, il est conseillé de réaliser les cartographies des herbiers à une époque de l'année où le développement des feuilles est maximal (fin de l'été). Pour l'instant, la fréquence retenue pour effectuer ces mesures est d'une fois tous les 6 ans (durée d'un plan de gestion).

Les herbiers de zostères naines peuvent être cartographiés à partir d'imageries satellitaires ou d'ortho-photographies aériennes avec dans les deux cas une vérification sur le terrain.

Les herbiers de zostères marines peuvent être cartographiés également à partir d'ortho-photographies aériennes, quand les eaux sont transparentes, dans le cas contraire, des méthodes indirectes doivent être utilisées : méthodes optiques (caméras) et méthodes indirectes (sonar et/ou sondeur).

Les cartographies anciennes :

- certaines cartographies ont effectivement été réalisées dans le passé. C'est le cas par exemple des herbiers de la Baie de Txingudi, du bassin d'Arcachon, de l'Île de Ré ou du golfe du Morbihan. Ces cartographies s'appuyaient le plus souvent sur des photographies aériennes consolidées par des observations sur le terrain : observation directe pour les herbiers intertidaux, prélèvements à la benne pour les herbiers des zones subtidales.
- d'autres cartographies (d'herbiers intertidaux ou subtidaux dans les eaux peu turbides) ont été réalisées *a posteriori*, en utilisant des photographies aériennes ou des images satellitaires, et donc sans vérité terrain. Parmi ce type d'études historiques, on peut citer les travaux menés sur l'archipel des Glénan par Glémarec *et al.* (1997) (Traitement des images issues de 10 campagnes de photographies aériennes réalisées entre 1932 et 1992) et sur l'archipel de Chausey par Godet *et al.* (2008) (traitement des images issues de 5 campagnes réalisées entre 1924 et 2002). Des travaux similaires ont été réalisés sur la baie de Bourgneuf à partir d'images satellitaires par Barillé *et al.* (2010) (traitement de 6 images SPOT acquises entre 1991 et 2005).

Le suivi stationnel

Le suivi consiste globalement à des mesures acquises sur le terrain et des analyses en laboratoire, définies selon des protocoles.

Il existe à ce jour différents documents relatant les mesures effectuées pour le suivi stationnel des zostères dans le cadre des surveillances à l'échelle nationale. En effet certains types de mesures ont été modifiés et/ou ne sont plus effectués.

Ainsi cette partie sera basée uniquement sur l'édition révisée des protocoles 2013 (Auby *et al.*, 2013).

Les acquisitions de données sur le terrain s'effectuent au printemps en Manche et en Bretagne ; et fin août-début septembre en Aquitaine, une fois par an.

Chaque station de prélèvement est composée de trois sous-stations par masse d'eau (dénomination DCE, qui correspond à chaque site), qui doivent être choisies dans un secteur homogène et représentatif de l'herbier considéré.

L'échantillonnage s'effectue à l'aide de quadrats, ce qui permet d'avoir une surface connue et prédéterminée pour effectuer les mesures.

Les deux tableaux suivants résument les mesures effectuées pour le suivi des zostères marines (Tableau 6) et celui des zostères naines (Tableau 7).

Zostère marine	Matrice	Paramètres
Métriques principales	Zostères	Densité des pousses
		Biomasse des organes souterrains et aériens
		Biométrie des feuilles : nombre par plants, longueur, largeur
		Biomasse des épiphytes
		Degré d'infestation par le wasting disease
Métriques supplémentaires	Sédiment	Granulométrie
		Teneur en matière organique
	Macroalgues	Biomasse

Tableau 6. Métriques mesurées sur les zostères marines dans le cadre du suivi DCE. Protocole révisé de mars 2013 (D'après Auby *et al.*, 2013).

Zostère naine	Matrice	Paramètres
Métriques principales	Zostères	Taux de recouvrement
Métriques supplémentaires	Sédiment	Granulométrie
		Teneur en matière organique
	Macroalgues	Biomasse
	Oiseaux herbivores	Nombre d'oiseaux

Tableau 7. Métriques mesurées sur les zostères naines dans le cadre du suivi DCE. Protocole révisé de mars 2013 (D'après Auby *et al.*, 2013).

4.2.2 LA MISE EN PLACE DE L'INDICATEUR

L'indicateur retenu est basé sur les deux espèces, la zostère naine et la zostère marine et sur l'utilisation de trois métriques :

- la composition taxinomique ;
- l'extension spatiale de l'herbier ;
- et le développement des herbiers (densité des pieds et/ou biomasse et/ou recouvrement).

Afin d'évaluer l'état écologique d'une Masse d'Eau, la DCE introduit la notion d'écart par rapport à une situation de référence. Compte tenu de la variabilité importante des herbiers de zostères en fonction des conditions de salinité, bathymétrie, substrat,... il a été choisi (comme les scientifiques britanniques et néerlandais), de définir les conditions de référence non pas par type de masse d'eau, mais pour chaque masse d'eau, sur la base de données historiques quand elles existent, ou à dire d'experts dans le cas contraire. Elles correspondent au meilleur état possible des herbiers au cours de la période sur laquelle des données sont disponibles.

Ainsi un Ratio de Qualité Ecologique (RQE ou EQR en anglais) a été établi pour chaque métrique et la moyenne des trois RQE donne l'état de la masse d'eau pour l'élément de qualité « angiosperme ».

Voici brièvement les critères retenus pour chaque métrique et la correspondance en RQE pour pouvoir évaluer l'élément de qualité.

Composition taxinomique

Le tableau ci-dessous (Tableau 8) présente la grille de classement utilisée par les experts français en 2010 (Auby *et al.*, 2010).

Etat	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre/Mauvais
Composition	Espèce(s) apparues ou perte d'aucune espèce	Perte d'une espèce Disparition de <i>Zostera marina</i>	Perte d'une espèce Disparition de <i>Zostera noltii</i>	Perte de 2 espèces

Tableau 8. Grille de classement pour la métrique « composition taxinomique » (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Le tableau ci-dessous (Tableau 9) présente la correspondance entre l'état de la composition taxinomique et la valeur du RQE ou EQR associée (Auby *et al.*, 2010).

Perturbation	Changement de la composition taxonomique par rapport aux conditions de référence	EQR
Amélioration ou pas de modification visible	Espèces apparues ou aucune espèce disparue	1
Altérations modérées	Disparition de <i>Zostera marina</i>	0,7
Altérations majeures	Disparition de <i>Zostera noltii</i>	0,5
Altérations sévères	Perte des deux espèces	0

Tableau 9. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio (EQR ou RQE) pour la métrique « composition taxinomique » (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Extension de l'herbier

Selon Auby *et al.* (2010), concernant l'extension de l'herbier, au moins pour la zostère marine, il semble plus pertinent de prendre une référence postérieure à la maladie du dépérissement et de considérer la référence à partir des années 1980, période à laquelle des données sont disponibles pour la plupart des masses d'eau. La démarche est identique pour la zostère naine.

Voici la grille de classement pour la métrique « extension » (Tableau 10) :

Etat	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Réduction de superficie par rapport à l'extension « maximale »	0-10%	11-20%	21-30%	31-50%	> 51%

Tableau 10. Grille de classement proposée pour la métrique « extension » (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Et voici la grille de correspondance entre l'état observé et la référence pour obtenir le RQE ou EQR (Tableau 11).

Perturbation	Modification de l'extension (toutes espèces confondues) par rapport aux conditions de références et EQR
Amélioration ou pas de modification visible	0 % de perte = 1
	1 % de perte = 0,98
	2 % de perte = 0,96
	...
	10 % de perte = 0,80
Faibles signes de perturbation	11 % de perte = 0,78
	12 % de perte = 0,76
	13 % de perte = 0,74

	...
	20 % de perte = 0,60
Altérations modérées	21 % de perte = 0,59
	22 % de perte = 0,58
	...
	30 % de perte = 0,50
Altérations majeures	31 % de perte = 0,49
	32 % de perte = 0,48
	...
	50 % de perte = 0,30
Altérations sévères	51 % de perte = 0,295
	52 % de perte = 0,290
	...
	100 % de perte = 0,00

Tableau 11. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio pour la métrique « extension » (Modifié d'après d'Auby *et al.*, 2010).

Densité des herbiers

Pour définir l'état de la densité des herbiers, les scientifiques du réseau DCE disposent de différents types de données relatives aux biomasses et/ou densités et/ou taux de recouvrement des zostères (Auby *et al.*, 2010).

Concernant la zostère marine :

- en Bretagne : cette espèce est suivie depuis 2004 dans le cadre du REBENT. Pendant quelques années, certains herbiers (considérés comme représentatifs du secteur) ont été échantillonnés à 2 périodes de l'année : fin hiver/début printemps et fin été/début automne. Suite à l'allègement des protocoles en 2007, seule la période fin hiver/printemps a été conservée, ce qui ne pose pas de problème dans la mesure où on observe peu de variations saisonnières de densité et de biomasse (Hily, com. pers.). Dans quelques secteurs (ex. : golfe du Morbihan), des études ponctuelles anciennes fournissent des données complémentaires.
- sur le bassin d'Arcachon, l'échantillonnage a débuté en 2007 pour la surveillance DCE ; il a lieu à la fin de l'été.

A ce jour, pour la zostère marine, les seules données disponibles pour cette métrique sont des densités (nombre de pieds/m²) et des biomasses (g/m²) obtenues à l'issue de suivis stationnels, depuis 2004 en Bretagne et 2007 à Arcachon.

Concernant la zostère naine :

- sur les côtes Manche-Atlantique, cette espèce est suivie depuis 2007 dans le cadre de la surveillance DCE ; l'échantillonnage a lieu à la fin de l'été, et les densités et biomasses de cette espèce sont mesurées. On dispose de quelques données plus anciennes sur le golfe du Morbihan, les pertuis charentais (île d'Oléron) et le bassin d'Arcachon.

- par ailleurs, sur les cartographies récentes, on dispose des superficies d'herbiers affectées d'un taux de recouvrement (au minimum : très dense - peu dense, mais généralement trois classes de pourcentage, Tableau 12), qui peuvent également être traitées en termes d'indice de densité.




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

Tableau 12. Classification des types d'herbiers selon leur pourcentage de recouvrement (adapté de Alloncle *et al.*, 2005 et de Jong, 2004 *in* Auby *et al.*, 2010).

L'examen des données existantes issues des Réseaux de Contrôle de la Surveillance DCE montre que pour une même année, les densités de pousses et les biomasses épigées sont très variables d'une masse d'eau à une autre, en raison de la variabilité des facteurs physiques et chimiques s'appliquant dans les différentes masses d'eau (Auby *et al.*, 2010).

De plus, Auby *et al.* (2010) ont remarqué que les densités et les biomasses épigées des différents sites ne sont pas corrélées, principalement en raison des différences de hauteur des pieds entre les différents sites et, à un moindre titre, à celles du nombre de feuilles par pied et de largeur des feuilles. En première analyse, ces paramètres ne semblent pas liés à un gradient nord-sud (effet de la température), ni aux caractéristiques granulométriques des sédiments sur lesquels se développent ces herbiers. La prise en compte d'autres facteurs (niveau hypsométrique ou bathymétrique, hydrodynamique) permettra peut être à terme d'expliquer ces différences.

Pour ces raisons, il semble donc justifié pour ce groupe de paramètres de ne pas définir des conditions de référence communes mais d'appliquer des conditions de référence particulières à chaque site (Auby *et al.*, 2010).

Voici la grille de classement pour la métrique « densité » des herbiers (Tableau 13) :

Paramètre	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Réduction de densité et/ou de recouvrement par rapport à la densité maximale et/ou le recouvrement maximal	0-10%	11-20%	21-30%	31-50%	> 51%

Tableau 13. Grille de classement proposée pour la métrique « densité » (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Et voici la grille de correspondance entre l'état observé et la référence pour obtenir le RQE ou EQR. Il s'agit de la même grille que pour la métrique « extension » (Tableau 14).

Perturbation	Changement de la densité (toutes espèces confondues) par rapport aux conditions de références et EQR
Amélioration ou pas de modification visible	0 % de perte = 1
	1 % de perte = 0,98
	2 % de perte = 0,96
	...
	10 % de perte = 0,80
Faibles signes de perturbation	11 % de perte = 0,78
	12 % de perte = 0,76
	13 % de perte = 0,74
	...
	20 % de perte = 0,60
Altérations modérées	21 % de perte = 0,59
	22 % de perte = 0,58
	...
	30 % de perte = 0,50
Altérations majeures	31 % de perte = 0,49
	32 % de perte = 0,48
	...
	50 % de perte = 0,30
Altérations sévères	51 % de perte = 0,295
	52 % de perte = 0,290
	...
	100 % de perte = 0,00

Tableau 14. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio pour la métrique « densité » (Modifié d'après d'Auby *et al.*, 2010).

L'analyse des données de densité et de biomasse acquises depuis 2007 dans le cadre du REBENT et de la DCE nous permet de constater une forte variabilité de ces paramètres dans le temps et l'espace, ce qui rend difficile leur utilisation comme métrique dans l'indicateur. Cette forte variabilité conduit à préconiser un renforcement de la fréquence d'acquisition (annuelle sur le prochain plan de gestion) et à s'interroger sur la représentativité d'une seule station par masse d'eau. De plus dans leur état actuel, les protocoles d'échantillonnage DCE conduisent à acquérir de nombreuses données non utilisées comme métrique dans l'indicateur.

Pour ce qui est des densités, il est donc proposé, à partir de 2011

- pour la zostère marine (parce qu'elle est plus profonde et que le suivi stationnel est le seul possible), de conserver le protocole de 2010 en supprimant quelques métriques : épiphytes, brouteurs, sédiment (si échantillonnés par ailleurs en même temps que la faune benthique). Pour cette espèce, l'abondance sera estimée à partir de la métrique « densité » (cf. Tableau 6) ;
- pour la zostère naine d'abandonner le suivi stationnel et d'adopter un nouveau protocole basé sur l'estimation du recouvrement sur une grille de points. Pour cette espèce, l'abondance sera estimée à partir de la métrique « recouvrement ». Les données antérieures à 2011 seront calculées à partir des cartographies indiquant les classes de recouvrement (cf. Tableau 6) ;
- dans les deux cas, on peut prévoir un échantillonnage des principaux groupes de macroalgues présents sur les herbiers.

Combinaison des métriques pour définir le statut écologique

Enfin, pour définir le statut écologique de l'indicateur « angiospermes » pour chaque masse d'eau (17 en tout), il s'agit d'effectuer une moyenne des trois EQR ou RQE. Le statut écologique correspond aux valeurs indiquées dans le tableau ci-dessous (Tableau 15).

Statut écologique	EQR « angiospermes »
Très bon état	0,8–1,0
Bon état	0,6–0,79
Etat moyen	0,4–0,59
Etat médiocre	0,2–0,39
Mauvais état	0,0–0,19

Tableau 15. Grille pour définir l'élément de qualité « angiospermes » de chaque masse d'eau (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Dans le cas où une des métriques est impossible à renseigner, les deux métriques restantes sont utilisées. Dans un certain nombre de cas, l'absence de séries de données anciennes oblige à, recourir à l'avis d'expert (Auby *et al.*, 2010).

4.2.3 ETAT DE L'INDICATEUR DE LA MASSE D'EAU DU GOLFE DU MORBIHAN (FRGC39)

Il existe deux points de surveillance (suivi stationnel) dans le golfe du Morbihan (Figure 54). Le point à Arradon concerne le suivi de la zostère marine et celui de Kerlevenan, concerne le suivi de la zostère naine.

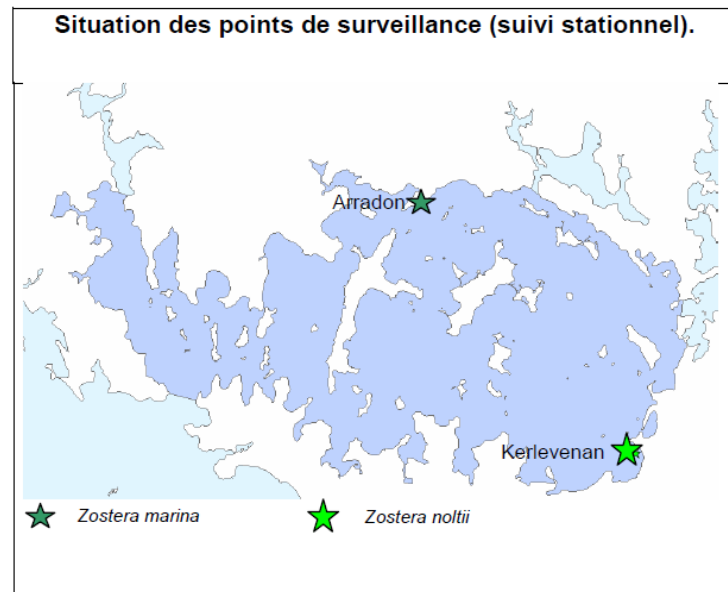


Figure 54. Situation des points de surveillance (suivi stationnel) dans le golfe du Morbihan. La zostère marine à Arradon et la zostère naine à Kerlevenan (Extraite d'Auby *et al.*, 2010).

Etat des 3 métriques en 2010 (Auby *et al.*, 2010).

Composition taxinomique

Dans le golfe du Morbihan, il existe des d'informations sur la présence de la zostère naine depuis les années 1950 et la zostère marine depuis la fin du XIX^e siècle.

Ainsi, il n'y a pas de modification visible, RQE = 1

Extension

Pour la métrique extension, le tableau suivant regroupe les données de superficies existantes entre 1930 et 2007. Les données entre 1930 et 1991 sont de Mahéo. Les données de 2000 sont de Chavaud (bureau d'études TBM) et ont été acquises dans le cadre de Natura 2000. Les données de 2007 sont une compilation de données de 2002, 2005 et 2007, réalisée par le REBENT (Tableau 16). Les principales cartographies correspondantes ont été présentées dans le chapitre 1.

	<i>Z. marina</i>	<i>Z. noltii</i>	Total
1930	3 000-4 000 ha	/	3 000-4 000 ha
1960-1964	80-110 ha	1 170-1 310 ha	1250-1420 ha
1965-1972	1 420-1540 ha	1 130-1 260 ha	2550-2800 ha
1978-1982*	530-580 ha	1300-1390 ha	1830-1970 ha
1991	450-550 ha	1 100-1 300 ha	1550-1850 ha
2000	804 ha	529 ha	1333 ha
2002-2007	1078 ha	723 ha	1801 ha

* période de référence, valeur moyenne 1 900 ha

Tableau 16. Superficies d’herbiers de zostères marines (*Z. marina*) et de zostères naines (*Z. noltii*) et le total entre 1930 et 2007 dans le golfe du Morbihan (Extrait d’Auby *et al.*, 2010).

La période de référence est 1980 pour une valeur moyenne totale de 1 900 hectares. Il n’y a donc pas de modification visible entre 1980 et 2007 en effectuant la somme des superficies des deux espèces (diminution de 5%), RQE = 0,9.

Densité

Les séries de données anciennes ne peuvent pas être utilisées car les points d’échantillonnage sont situés dans des zones différentes des points REBENT.

Les données acquises depuis 2004 montrent une augmentation régulière de la densité pour la zostère marine. En attendant la définition des conditions de référence pour cette masse d’eau, on estime, à dire d’experts, que l’évolution récente des densités traduit le très bon état pour ce paramètre.

Pour la zostère naine, l’unique campagne d’échantillonnage révèle de fortes densités et des biomasses moyennes. Le protocole qui sera mis en place à partir de 2011 (modifié également en 2013) permettra d’acquérir les données nécessaires à l’expertise sur cette espèce.

Il s’agit alors d’une amélioration (pour la zostère marine), RQE = 1

Chaque métrique ainsi que leur moyenne indique un très bon état écologique de l’élément de qualité « angiospermes » de la masse d’eau « golfe du Morbihan » en 2010 (Auby *et al.*, 2010) (Tableau 17).

Golfe du Morbihan	Indices			Indicateur
	Composition	Extension	Densité	Angiosperme
EQR	1	0,9	1	0,97
Etat	Très bon	Très bon	Très bon	Très bon

Tableau 17. Etat des métriques et de l’indicateur « angiospermes » pour la masse d’eau « golfe du Morbihan » en 2010 (Extrait d’Auby *et al.*, 2010).

Le tableau ci-dessous fait le bilan de l'indicateur « angiospermes » en 2010 des masses d'eau du littoral Manche-Atlantique (Auby *et al.*, 2010) (Tableau 18).

Masses d'eau		Indices			Indicateur
n°	Nom	Composition	Extension	Densité	Angiosperme
FRFT08	Estuaire Bidassoa				
FRFC09	Lac d'Hossegor				
FRFC06	Arcachon amont				
FRFC02	Pertuis charentais				
FRGC53	Pertuis breton				
FRGC48	Baie de Bourgneuf				
FRGC39	Golfe du Morbihan				
FRGC28	Concarneau large				
FRGC18	Iroise large				
FRGC16	Rade de Brest				
FRGC13	Les Abers (large)				
FRGC11	Baie de Morlaix				
FRGC08	Perros-Guirec (large)				
FRGC07	Paimpol-Perros-Guirec				
FRGC03	Rance-Fresnaye				
FRHC01	Archipel Chausey				
FRHC03	Ouest Cotentin				

Très bon état	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre	Mauvais état	Etat inconnu
---------------	----------	------------	---------------	--------------	--------------

Tableau 18. Classement en 2010 des masses d'eau pour l'élément de qualité « angiospermes » sur la façade Manche-Atlantique (Extrait d'Auby *et al.*, 2010).

Selon Auby *et al.* (2010), le classement de 2010, réalisé à partir des données disponibles, traduit la bonne (voire la très bonne) qualité des masses d'eau du littoral Manche-Atlantique vis-à-vis de l'indicateur « angiospermes », à l'exception de deux masses d'eau (« estuaire de Bidassoa » et « ouest Cotentin »). Les auteurs ont comparé les éléments avec la grille britannique et les résultats obtenus pour chaque métrique sont globalement concordants.

La définition de l'indicateur DCE « angiospermes » s'est heurtée à plusieurs difficultés et notamment l'absence de données historiques pour la plupart des masses d'eau, en particulier pour l'extension et la densité. En effet, rares sont les masses d'eau qui ont fait l'objet, au cours des dernières décennies, d'un suivi régulier. De plus, lorsque ce suivi existe, les méthodes utilisées ne permettent pas systématiquement de comparer les résultats anciens et actuels (Auby *et al.*, 2010).

Ce constat plaide en faveur de l'acquisition régulière de données dans les masses d'eau retenues au titre du contrôle de surveillance DCE ; ces données sont indispensables pour suivre de façon pertinente l'évolution de la qualité des masses d'eau et valider la réponse de l'indicateur aux perturbations, qu'elles soient d'origine anthropique (pêche à pied, plaisance, conchyliculture, dragages,...) ou naturelle (broutage par les oiseaux). C'est pourquoi, un nouveau protocole DCE de suivi des herbiers de zostères sur les côtes françaises du littoral Manche-Atlantique a été proposé en 2011. L'allègement (voire l'abandon pour la zostère naine) du suivi de certains paramètres stationnels serait alors compensé par un échantillonnage annuel permettant de renseigner à minima l'indice « densité » retenu pour le calcul de l'indicateur « angiospermes ».

Etat des 3 métriques en 2013 (Auby *et al.*, 2014 pas encore publié).

Dans le cadre de la DCE, l'état de l'indicateur « angiospermes » est mis à jour de façon régulière suite à l'acquisition de données.

Ainsi, fin 2014, l'état de l'indicateur « angiospermes » a été réévalué pour toutes les masses des Manche et Atlantique (cf. Figure 53) et concerne l'année 2013, puisqu'il s'agit de données acquises en 2013.

Les informations mentionnées ci-après sont issues de ce travail de réactualisation de l'état de l'indicateur mené par l'équipe d'Isabelle Auby de l'Ifremer Arcachon ont été présentées à Séné le 4 décembre 2014 lors de la restitution du projet VALMER, dans lequel s'insère cette synthèse de connaissances et vont être publiées prochainement.

Composition taxinomique

Entre 2010 et 2013, les deux espèces de zostères sont toujours présentes dans le golfe du Morbihan.

Ainsi, il n'y a pas de modification visible, RQE = 1

Extension

Pour la métrique extension, il s'agit des mêmes données de superficies (cf. Tableau 16). En revanche, concernant le choix de l'année de référence, il y a eu un changement, en effet, il a été choisi de différencier l'année de référence entre les zostères marines et les zostères naines. Ainsi, l'année de référence constitue l'année où l'extension a été maximale. Concernant la masse d'eau du golfe du Morbihan, ces années de référence sont différentes entre la zostère marine et la zostère naine (Tableau 19).

	<i>Z. marina</i>	<i>Z. noltii</i>	Total
1930	3 000-4 000 ha	/	3 000-4 000 ha
1960-1964	80-110 ha	1 170-1 310 ha	1250-1420 ha
1965-1972	1 420-1540 ha	1 130-1 260 ha	2550-2800 ha
1978-1982*	530-580 ha	1300-1390 ha	1830-1970 ha
1991	450-550 ha	1 100-1 300 ha	1550-1850 ha
2000	804 ha	529 ha	1333 ha
2002-2007	1078 ha	723 ha	1801 ha

Tableau 19. Superficies d'herbiers de zostères marines (*Z. marina*) et de zostères naines (*Z. noltii*) et le total entre 1930 et 2007 dans le golfe du Morbihan (Extrait d'Auby *et al.*, 2010). On a ajouté en encadré, les années de référence pour les zostères marines (en vert) et pour les zostères naines (en bleu) correspondant à la nouvelle méthodologie, adoptée en 2014 pour les données 2013.

Pour la zostère marine l'extension maximale observée est de 1 540 ha ce qui correspond aux années 1965-1972. La différence entre cette extension et la dernière connue en 2002-2007 qui est de 1 078 ha fait état d'une perte de 30%. Ainsi, selon la grille de correspondance (cf. Tableau 11) le RQE extension zostère marine est égal à 0,5.

Pour la zostère naine l'extension maximale observée est de 1 390 ha ce qui correspond aux années 1978-1982. La différence entre cette extension et la dernière connue en 2002-2007 qui est de 723 ha fait état d'une perte de 48%. Ainsi, selon la grille de correspondance (cf. Tableau 11) le RQE extension zostère marine est égal à 0,32.

RQE extension étant la moyenne des valeurs pour les deux espèces, il est de 0,41.

Densité

Des données concernant la densité ont été acquises entre 2004 et 2013 pour la zostère marine et entre 2011 et 2013 pour la zostère naine.

Pour la zostère marine la densité maximale observée est de 411,43 n/m² ce qui correspond à l'année 2004. La différence entre cette valeur de densité et la dernière connue en 2013 qui est de 146,67 n/m² fait état d'une perte de 64,4%. Ainsi, selon la grille de correspondance (cf. Tableau 14) le RQE extension zostère marine est égal à 0,23.

Pour la zostère naine la densité maximale observée est de 77,5 n/m² ce qui correspond à l'année 2011. La différence entre cette valeur de densité et la dernière connue en 2013 qui est de 68,8 n/m² fait état d'une perte de 11,3%. Ainsi, selon la grille de correspondance (cf. Tableau 14) le RQE extension zostère marine est égal à 0,78.

RQE densité étant la moyenne des valeurs pour les deux espèces, il est de 0,505

Ainsi, la moyenne des trois métriques indique un bon état écologique de l'élément de qualité « angiospermes » de la masse d'eau « golfe du Morbihan » en 2013 (Auby *et al.*, 2014, pas encore publié) (Tableau 20).

Golfe du Morbihan	Indices			Indicateur
	Composition	Extension	Densité	Angiosperme
EQR ou RQE	1	0,41	0,505	0,64
Etat	Très bon	Moyen	Moyen	Bon

Tableau 20. Etat des métriques et de l'indicateur « angiospermes » pour la masse d'eau « golfe du Morbihan » en 2013 (Réalisation B. Angst, à partir des données de Auby *et al.*, 2014, pas encore publiées).

Le tableau ci-dessous fait le bilan de l'indicateur « angiospermes » en 2010 des masses d'eau du littoral Manche-Atlantique (Auby *et al.*, 2014, pas encore publié) (Tableau 21).

n°	Nom	Compo	Ext	Abond	Indicateur 2013
FRFT08	Estuaire Bidassoa (Zn)				
FRFC09	Lac d'Hossegor (Zn + Zm)				
FRFC06	Arcachon amont (Zn + Zm)				
FRFC02	Pertuis charentais (Zn)				
FRGC53	Pertuis breton (Zn)				
FRGT30	Estuaire du Lay (Zn)				
FRGC48	Baie de Bourgneuf (Zn)				
FRGC39	Golfe du Morbihan (Zn + Zm)				
FRGC28	Concarneau large (Zm)				
FRGC18	Iroise large (Zm)				
FRGC16	Rade de Brest (Zm)				
FRGC13	Les Abers (large) (Zm)				
FRGC11	Baie de Morlaix (Zm)				
FRGC08	Perros-Guirec (large) (Zm)				
FRGC07	Paimpol-Perros-Guirec (Zm)				
FRGC03	Rance-Fresnaye (Zn + Zm)				
FRGT03	Le Trieux (Zn)				
FRHC01	Archipel Chausey (Zm)				
FRHC03	Ouest Cotentin (Zm)				
FRHT06	Baie des Veys – fond (Zn)				

Tableau 21. Classement en 2013 des masses d'eau pour l'élément de qualité « angiospermes » sur la façade Manche-Atlantique (Extrait d'Auby *et al.*, 2014, pas encore publié).

Pour finir cette partie, le tour d'horizon à l'échelle européenne de la mise en place de l'indicateur « angiospermes », réalisé par Marbà *et al.* (2013), fait état de 42 programmes de suivi dans les 4 écorégions (Atlantique Nord-est, Baltique, Méditerranée et Mer Noire), sur les 4 espèces de plantes à fleurs marines (zostères marines et naines, posidonies et *C nodosa*). En tout, 51 métriques réparties en 6 catégories (5 sur les plantes et 1 sur la faune et la flore associées) sont utilisées. Le top 3 des métriques utilisées pour évaluer l'état écologique sont : la densité (24 programmes), le recouvrement (18 programmes) et la profondeur limite de colonisation (16 programmes). Cette étude montre également que la DCE est l'élément clé qui a permis, soit la mise en place d'un suivi (66% des programmes), soit son amélioration. Enfin les indicateurs sont différents selon les régions et ces différences sont liées à des méthodes scientifiques et aux connaissances locales et surtout disponibles (Marbà *et al.*, 2013). Ainsi, à moyen terme, une intercalibration au niveau européen pourra être envisagée (Auby *et al.*, 2010 ; Marbà *et al.*, 2013).

5 LA FRAGMENTATION ET LA RESTAURATION : ENJEUX DE LA CONSERVATION ?

5.1 LA FRAGMENTATION DES HERBIERS

La fragmentation de l'habitat, soit, la réduction de zones continues vers des patchs isolés peut avoir d'importantes conséquences sur les interactions biotiques qui structurent la communauté (Gates et Gysel, 1978; Kareiva, 1987; Robinson *et al.*, 1995 in Hovel et Lipcius, 2002).

Les herbiers sont naturellement perturbés et fragmentés par les courants, les vagues et la bioturbation ; auxquelles s'ajoutent les perturbations anthropiques tels que les aménagements, les hélices de moteur, les mouillages, la pêche, le piétinement, etc. (Sargent *et al.*, 1995, Fonseca *et al.*, 1998, Eckrich et Holmquist, 2000 in Reed et Hovel, 2006). Ces perturbations peuvent varier dans l'espace, mais globalement elles provoquent un arrachage qui change la biomasse, le recouvrement et la configuration des habitats d'herbiers (Reed et Hovel, 2006).

5.1.1 CONSEQUENCES DE LA FRAGMENTATION DES HERBIERS SUR LES ESPECES MARINES

Selon Bell *et al.* (2001), certains groupes d'espèces préfèrent se situer en bordure d'herbiers, alors que d'autres préfèrent l'intérieur des patchs et d'autres n'ont pas de préférences.

Dans une étude en 2002, aux Etats-Unis, Hovel et Lipcius ont comparé les effets de la fragmentation et de la densité d'un herbier de zostères marines sur la survie des juvéniles de crabe bleu (*Callinectes sapidus* ; espèce de l'Atlantique ouest).

Cette expérience a montré que la survie des juvéniles de crabes dépend de différents facteurs comme, par exemple, la densité des zostères qui joue sur la capacité des prédateurs à se nourrir. Cependant, les différents processus qui agissent sur la survie des crabes sont difficiles à discriminer (Hovel et Lipcius, 2002).

Dans une autre étude en 2006 en Californie (baie de San Diego), Reed et Hovel ont arraché expérimentalement des zostères marines à différents pas de temps et ont observés les effets sur la densité, la diversité de la faune épigée et de la communauté.

Une fragmentation de 50% a un petit effet sur la densité, la diversité de la faune épigée et sur la composition de communauté. Il semble qu'il y ait un seuil limite de fragmentation qui influe négativement sur la faune épigée. Ainsi, plus de points avec entre 50% et 90% de fragmentation auraient permis de mieux comprendre la transition qui va faire diminuer le nombre de faune épigée (Reed et Hovel, 2006).

Ils ont observés qu'une fois que les zostères ont repoussé comme précédemment, la densité et la diversité de l'épifaune été alors, également, comme avant.

Suivant les espèces de plantes à fleurs marines, entre 1 à 5 ans peuvent être nécessaires pour que leur état soit équivalent à celui précédant la perturbation (Zieman 1976, Rasheed, 1999 in Reed et Hovel, 2006).

Les auteurs précisent alors que toute extrapolation à d'autres sites serait hasardeuse. C'est pourquoi, plus d'études dans différents sites et à différentes échelles seraient nécessaires.

5.1.2 EXEMPLE DE SUIVI DE LA FRAGMENTATION

Des perturbations à plus long-terme peuvent provoquer une diminution de la production primaire et secondaire, la déstabilisation des sédiments et un accroissement de la turbidité (Fonseca *et al.*, 2008 in Reed et Hovel 2006).

Fonseca et Bell, 1998 in Bell *et al.*, 2001 préconisent d'inclure dans les plans de gestion une évaluation des seuils limites pour le maintien de l'intégrité des herbiers, mais ces limites vont varier selon les espèces et les conditions hydrodynamiques

Dans un contexte de gestion, le suivi des herbiers et de leur état de fragmentation sont des éléments clés, comme évoqués dans la partie précédente (DCE).

Dans un projet sur les herbiers de l'Outre-mer et la mise en place d'un réseau, Kerninon (2012), a développé sur une approche paysagère d'observation et de suivi sur le terrain *via* des vidéos sous-marines.

La fragmentation correspond à une surface de substrat nu, supérieure ou égale à 2 mètres entre deux surfaces végétalisées.

Ainsi : $SN+SV=ST$ et $\%SN +\%SV=100$. Où : SN= Substrat nu ; SV= Surface végétalisée (recouvrement) et ST= Surface totale de l'herbier (enveloppe).

Enfin une zone végétalisée isolée par les zones de substrat nu est désignée sous le terme de « patch » (Figure 55).

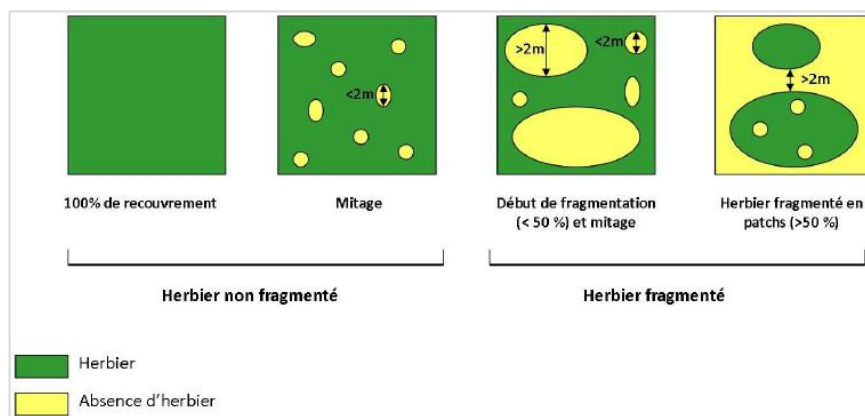


Figure 55. Les définitions de la fragmentation et du mitage dans les herbiers de plantes à fleurs marines (Extraite de Kerninon, 2012).

5.2 LA RESTAURATION DE ZONES D'HERBIERS

La restauration d'herbiers, soit la plantation ou encore le repiquage de plants coûte cher et les taux de réussite sont remarquablement faible (Orth *et al.*, 2006 *in* van der Heide *et al.*, 2007).

Dans une étude, van der Heide *et al.* (2007) ont montré que l'effet bénéfique des herbiers de zostères sur la sédimentation et sur la turbidité de l'eau est tellement important, que la recolonisation de la zostère marine en Mer de Wadden après la maladie du dépérissement n'a pas été possible.

En effet la théorie suggère que si l'effet positif des zostères sur le milieu est important, leur perte entraîne un changement progressif des conditions jusqu'à un « état alternatif stable » (Scheffer *et al.*, 2001; Scheffer et Carpenter, 2003 *in* van der Heide *et al.*, 2007). Et parfois, un seuil critique peut provoquer un effondrement de cet état alternatif stable (Scheffer *et al.*, 2001 *in* van der Heide *et al.*, 2007). Un tel changement peut aussi être provoqué par une perturbation de l'écosystème suffisamment grande (comme la maladie du dépérissement, par exemple).

Alors, si le système est proche du seuil critique et que la résilience des écosystèmes est faible, une seule petite perturbation peut en changer l'état. Ce changement d'état peut empêcher toute recolonisation (Scheffer *et al.*, 2001 *in* van der Heide *et al.*, 2007).

Ce genre de changement d'écosystème est très dur à prédire, ainsi que leurs conséquences en termes de conservation et de restauration (van der Heide *et al.*, 2007). Une meilleure compréhension sur les boucles de rétroactions et des seuils est importante pour les habitats de zostères et surtout en vue d'une restauration (van der Heide *et al.*, 2007).

5.2.1 EXEMPLES DE TRANSPLANTATIONS DE ZOSTERES DANS DES LAGUNES DE MEDITERRANEE

L'étang de Berre

Le syndicat mixte « Gestion Intégrée Prospective et Restauration de l'Etang de Berre » (GIPREP), crée en 2000 a pour objectif principal la restauration de l'Etang de Berre, qui s'insère dans les objectifs de la directive cadre sur l'eau (DCE). Ainsi parmi les différents sujets traités, l'accent est porté sur la restauration des herbiers de zostères.

Un stage a été en réalisé en 2013 sur l'évaluation du succès des transplantations. Les herbiers de zostères ont quasiment disparus dans l'étang de Berre entre 1965 et 1995, la superficie passant d'environ 6 000 hectares à quelques tâches reliques, de zostère naine uniquement, représentant 1 hectare, ce qui rend l'herbier fonctionnellement éteint malgré la diminution des rejets industriels ces dernières années (Bernard, 2007 *in* Dandine, 2013).

En juin 2009, une transplantation de zostères marines et naines a été réalisée sur 6 sites de l'étang anciennement couverts d'herbiers (moins de 20 ans).

Sur chacun des sites, les transplants ont été disposés le long de 3 transects parallèles à la côte et sur 30 m. Chaque transect (ou ligne) est composé de 30 groupes de boutures de zostères naines, 15 mottes de zostères naines et 30 groupes de zostères marines (Figure 56). Chaque transplant mesure 12 cm et la profondeur est comprise entre - 0,8 et - 1,2 m.

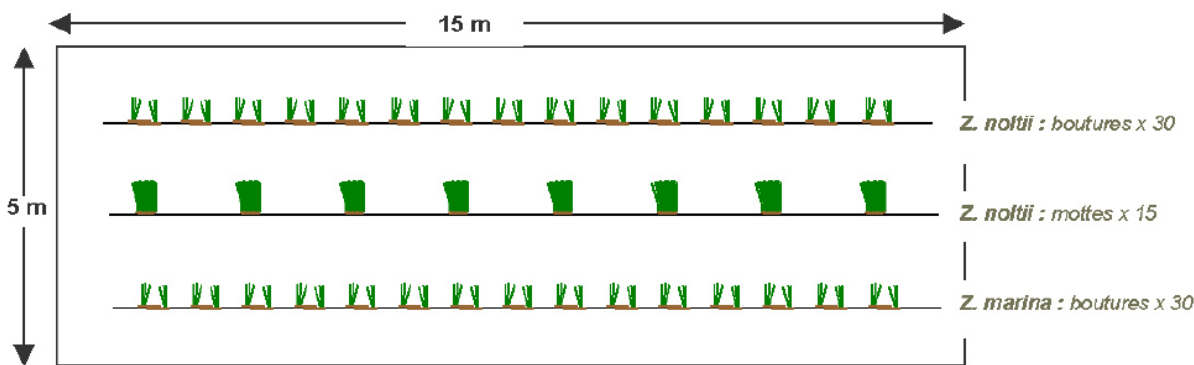


Figure 56. Schéma de la répartition des transplants effectués sur chaque de transplantation dans l'étang de Berre (Extraite de Dandine, 2013).

Le suivi a consisté à évaluer la croissance et la survie des transplants. De plus, les contaminations des sédiments en métaux lourds, hydrocarbures et pesticides ont été relevées par le GIPREB sur les sites d'herbiers en 2008. La lumière incidente est mesurée *in situ* grâce à des capteurs à 1 m de profondeur et à la surface, entre mai et août depuis 2007.

Après 4 ans de suivi, seuls 2 sites sur 6 présentent des transplants vivants, préférentiellement proches des herbiers reliques, avec un taux de survie compris entre 0,03 et 0,3%. La progression horizontale des transplants semble être un des facteurs clés pour l'évaluation de leur maintien dans le temps

L'étang de Berre est un milieu eutrophe avec des épisodes de bloom de phytoplancton et de macroalgues et des phases d'anoxie des eaux. Il apparaît également que la lumière est un facteur limitant, qui est possiblement liée à l'eutrophisation en augmentation la quantité de matières en suspension dans la colonne d'eau.

Ainsi l'environnement de l'étang de Berre semble encore trop perturbé pour garantir la survie des transplants (Dandine, 2013).

Les lagunes de Thau, Bages et Ingril

Dans le même cadre de la DCE, la réimplantation d'herbiers de zostères a été testée dans les lagunes de Bages, Ingril et Thau, comme mesure « accompagnatrice » du processus de restauration des milieux lagunaires. Le rôle des zostères en termes de piégeage d'éléments nutritifs, de stabilisation et d'oxygénation du substrat ont été pris en considération.

Le programme de réimplantation d'herbier de zostères de 2008 en région Languedoc-Roussillon, a été initié par le Centre d'Études et de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes (Cépralmar) avec l'Ifremer et d'autres partenaires.

L'idée de cette étude est de tester la faisabilité technique et la définition des conditions optimales de réimplantation des herbiers, à petite échelle dans un premier temps (14 m²). Et dans un deuxième temps, l'objectif est d'évaluer la pertinence d'une poursuite à plus grande échelle (Hebert *et al.*, 2012).

Les sites précis de réimplantation ont été définis suivant les paramètres de bathymétrie, de teneur en matière organique dans les sédiments, de recouvrement en macroalgues, de pourcentage de vase dans les sédiments et de biomasse algale. Ensuite 3 sites ont été choisis en fonction de leur accessibilité et leur absence de conflits d'usage.

C'est la zostère naine qui a été retenue pour la transplantation. En revanche pour l'étang de l'Ingril qui est dépourvu de zostères naines c'est la *Ruppia cirrhosa* qui a été retenue ; puisqu'il s'agit de réimplantation à partir d'herbiers de la même lagune.

La littérature scientifique propose différentes techniques de réimplantation des herbiers de plantes à fleurs marines. Dans le cadre de leur étude, Hebert *et al.* (2012) en ont sélectionnés deux. La première consiste à creuser des trous dans lesquels sont placés des blocs de « matras » (mottes) prélevées au préalable (Dennison et Alberte, 1986). La seconde technique consiste à fixer des boutures sur le fond au moyen de « tuteurs » ou cavaliers en fils de fer enfoncés dans le sédiment (Fonseca *et al.*, 1994 in Hebert *et al.*, 2012) (Figure 57).

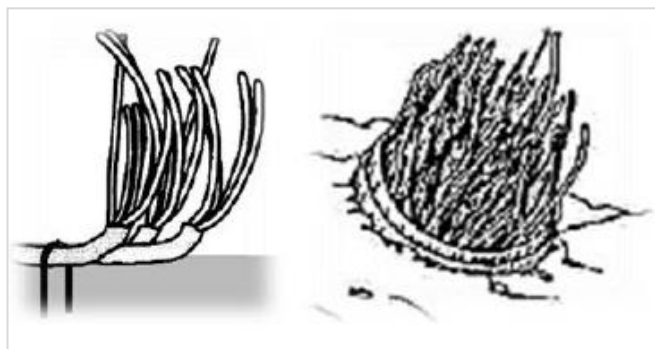


Figure 57. Illustration des méthodes de réimplantation des zostères. « Plant » à gauche et « Motte » à droite (Extraite d'Hebert *et al.*, 2012).

Les suivis ont porté sur le comptage des plants et l'estimation de la surface de recouvrement. Ces suivis ont été complétés par un suivi du sédiment et de paramètres physicochimiques (température, salinité) afin d'apprécier les conditions environnementales auxquelles étaient soumises les transplants. Ce suivi avait également pour objectif d'évaluer la capacité des herbiers réimplantés à « pomper » les nutriments, accélérant ainsi la restauration du compartiment.

Voici les résultats :

- les essais de réimplantation d'herbier sur Bages ont échoués du fait de l'invasion de la zone de réimplantation par des algues (ulves et gracilaires) et de la remise en suspension du sédiment jusqu'à ensevelissement de la zone en hiver 2008. Malgré les conditions *a priori* défavorables relevées sur ce site (turbidité importante, niveaux d'eau bas), des herbiers naturels de zostères marines et naines ont été observés à proximité du site à l'été 2007 ;
- la réimplantation d'herbiers de *Ruppia* dans la partie sud de l'étang de l'Ingril n'a pas abouti à la recolonisation du site. Les conditions sédimentaires ne semblent pas avoir été un frein à la croissance des individus réintroduits. En revanche, le développement et l'accumulation massive de macroalgues (gracilaires, cladophores, chaetomorpes et ulves) et d'épiphytes ainsi que l'exposition du site aux remaniements sédimentaires entraînant une turbidité importante expliquent sans doute ces résultats.
- Le site de Thau a subi différentes tempêtes consécutives (novembre 2007) responsables de l'ensevelissement des plants, du creusement de sillons dans le substrat (mettant les rhizomes à nu) et d'une turbidité importante induite par d'importantes remobilisations sédimentaires. Malgré les dégâts importants subis par l'herbier, **une recolonisation générale du site est constatée**, pour atteindre un recouvrement complet des quadrats à l'automne 2008, en particulier pour une profondeur entre 50 et 100 cm. **Cette progression de l'herbier ne peut pas être associée uniquement aux actions de réimplantation puisque l'on observe également un recouvrement de la zone témoin.**

Le suivi à Thau, a permis de montrer des capacités de recolonisation de la zostère naine en conditions favorables (fort ensoleillement, épisodes pluvieux épars, peu de vent).

Après analyse des résultats, les principaux freins à la réussite du programme de réimplantation d'herbiers sont

- **d'une part physique**, du fait des remobilisations sédimentaires associées à l'exposition des sites à la houle, en particulier lors de tempêtes dominées par des vents de sud-est. Ces événements violents ont pour conséquence une remise en suspension du sédiment et une augmentation de la turbidité du site. Il serait sans doute intéressant de tester des zones moins exposées ;
- **d'autre part biologique**, du fait de l'accumulation de macroalgues sur les sites et d'épiphytes sur les herbiers, en particulier sur les sites de Bages et d'Ingril où les concentrations en éléments nutritifs des sédiments étaient supérieures à celles de la lagune de Thau (Hebert *et al.*, 2012)..

La réimplantation naturelle observée sur le site de Thau laisse penser qu'un milieu où sont déjà présents des herbiers est capable d'assurer la reconquête des espaces disponibles lorsque les conditions environnementales sont favorables. Elle est assurée par des processus de multiplication végétative des herbiers, mais également par germination de graines contenues dans les sédiments ou importées (Hebert *et al.*, 2012).

Dans l'état actuel des connaissances, il ne semble pas judicieux de préconiser la réimplantation d'herbiers à grande échelle dans l'optique d'accélérer la restauration du compartiment sédimentaire vis-à-vis de l'eutrophisation (Hebert *et al.*, 2012). En effet, le risque important d'échec lié aux recouvrements algaux et aux remaniements de sédiments lors de fortes houles pose la question du rapport coût/risque/bénéfice de la mesure. Par ailleurs, les contraintes réglementaires de prélèvement et de transport des espèces ciblées constituent également un frein important à l'application de cette mesure (Hebert *et al.*, 2012).

Plus globalement, il existe différentes techniques avec des plants adultes ou des graines. Cependant certaines espèces sont tellement difficiles à transplanter que c'est techniquement et/ou économiquement impossible. Enfin, les comparaisons entre le fonctionnement des herbiers transplantés et des herbiers naturels sont très rares (Fonseca *et al.*, 2008 in Orth *et al.*, 2006).

La plupart des projets de réimplantation de plantes à fleurs marines, se font à petite échelle (moins d'un hectare) (Orth *et al.*, 2006). van der Heide *et al.* (2007) émettent l'hypothèse que le manque de réussite serait lié au fait que sur de telles petites surfaces les plantes à fleurs marines ne modifient pas suffisamment l'habitat pour le recoloniser. Cependant de telles transplantations à grande échelle ne sont pas réellement faisables.

A l'échelle mondiale, il y a environ 30% de succès de réimplantation de plantes à fleurs marines (Fonseca *et al.*, 2008 in Orth *et al.*, 2006).

Ainsi selon van der Heide *et al.* (2007) les efforts de conservation devraient porter d'abord sur la prévention qui permettrait de maintenir les herbiers. Et, en cas de réimplantation, la question des boucles de rétroaction doit être prise en considération en amont.

L'intérêt de programmes de réimplantation à plus grande échelle a augmenté à mesure que les gestionnaires ont pris connaissance et conscience de l'importance de ces habitats et ont développé des programmes de compensation des pertes d'herbiers liées à des activités telles que le dragage (Fonseca *et al.*, 2008 in Orth *et al.*, 2006).

CONCLUSION

Les différents aspects développés dans le présent document ont permis de faire un tour d'horizon des caractéristiques physiologiques, biologiques et écologiques des zostères marines et naines avec une application particulière au golfe du Morbihan.

Il s'agit d'ailleurs de deux habitats qu'il faut distinguer, même s'ils peuvent se rencontrer en continuité voire en association dans le cas de l'écotype de la zostère marine, *Zostera marina v. angustifolia*.

La zostère naine, qui se développe sur les estrans meubles et abrités, a une dynamique annuelle, même s'il ne faut pas oublier que les rhizomes restent présents en hiver. Elle est soumise globalement à des pressions liées aux activités et usages exercés sur l'estran : piétinement, pêche à pied, ostréiculture, échouage des embarcations, ... auxquels s'ajoute le broutage par les oies bernaches en hiver et les échouages d'algues vertes, surtout en été.

La zostère marine se développe sur des substrats meubles et des zones abritées également, mais plus en profondeur. La profondeur limite de colonisation est principalement liée à la pénétration de la lumière et aux conditions topographiques. Avec des feuilles présentes toute l'année, les herbiers de zostères marines abritent une faune et une flore diversifiée. Elle est soumise à des pressions différentes de la zostère naine : les mouillages qui n'échouent pas (ancres et corps-morts), la pêche à la drague, l'ostréiculture, etc.

Les deux espèces de zostères sont par ailleurs sensibles à la qualité du milieu : charge en nutriments (azote et phosphore) et en contaminants (métaux lourds, herbicides, pesticides et antifouling).

Toutes ces sensibilités aux facteurs liés à des activités humaines sont très difficilement discriminables de la variabilité naturelle des herbiers : maladie du dépérissement, aléas météorologiques de type tempête, modification sédimentaire, etc. Cette variabilité est observable à différentes échelles spatio-temporelles : intra-herbier, inter-herbier, intra-annuelle, interannuelle, etc.

Ces fluctuations ou encore cette « stabilité dynamique » sont des éléments primordiaux pour la gestion mais difficilement appréhendables.

Or, les conséquences d'une diminution d'herbiers sont particulièrement visibles, notamment en termes de biodiversité et de stabilité sédimentaire.

Dans le golfe du Morbihan, les principales espèces pêchées sont (sans ordre d'importance) l'anguille, la seiche, le bouquet, la palourde, le bar, le congre et le rouget (Boude *et al.*, 2003). Même si ces espèces peuvent se rencontrer dans d'autres habitats, l'anguille, le bouquet et la seiche sont particulièrement liées aux herbiers de zostères marines et naines comme habitat et sites de ponte. Les autres espèces ont un lien plus indirect, trouvant leurs proies dans les herbiers.

Concernant la stabilité sédimentaire, Glémarec (1979) et Ganthy (2011) font état de changements notables, surtout de comblement des chenaux respectivement dans le golfe du Morbihan et le bassin d'Arcachon liés à la diminution des surfaces d'herbiers.

Toutes ces constatations et observations, non toujours quantifiées précisément, montrent l'intérêt des études et des suivis des herbiers. Cette étude aura permis de mettre en évidence les avancées et les lacunes en termes de connaissance de ses habitats complexes. Les expériences *in situ*, qui ont pour objectif de comprendre quels sont les facteurs qui influencent le plus sur la dynamique des zostères, se heurtent à la complexité du milieu marin où les paramètres sont multiples (température, salinité, turbidité, exposition, profondeur, succès de reproduction, par exemple).

On note par ailleurs l'intérêt des suivis et notamment ceux mis en place à travers la Directive Cadre sur l'Eau pour connaître les évolutions des herbiers. Ici encore, on note la difficulté de créer un indicateur pertinent d'un point de vue scientifique et également d'un point de vue pratique pour la collecte et l'analyse des données. Tous ces éléments seront amenés à évoluer au cours des prochaines années (Oger-Jeanneret, com. pers, 2014).

Les recherches bibliographiques ont également permis de se rendre compte que les herbiers de plantes à fleurs marines sont de plus en plus étudiés et ce, surtout depuis les années 1990, suite à l'article de Costanza *et al.* (1997) qui mentionnait l'intérêt économique de ces habitats. En revanche Orth *et al.* (2006) ont montré un décalage entre les connaissances de la communauté scientifique et du grand public sur l'intérêt de préserver les écosystèmes d'herbiers.

Ainsi, dans le cadre du projet VALMER pour le site du golfe du Morbihan, le principal objectif est de sensibiliser les acteurs du territoire à l'intérêt de suivre et de préserver les herbiers de zostères marines et naines au sein d'une mosaïque d'habitats et pas au détriment des activités économiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alexandre, A., R. Santos, and E. Serrao, 2005, Effects of clam harvesting on sexual reproduction of the seagrass *Zostera noltii*. Marine Ecology Progress Series. p. 115-122.
- Auby, I., 1991, Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon : dynamique, production et dégradation, macrofaune associée, Thèse de doctorat. Université de Bordeaux I, 134 p. + annexes.
- Auby, I., C.-A. Bost, H. Budzinski, S. Dalloyau, A. Desternes, A. Belles, G. Trut, M. Plus, C. Pere, L. Couzi, C. Feigne, et J. Steinmetz, 2011, Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes, 195 p.
- Auby, I., S. Dalloyau, M. Fortune, C. Hily, H. Oger-Jeanneret, M. Plus, P.-G. Sauriau, et G. Trut, 2013, Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Zostera marina*, *Zostera noltii*., Ifremer, 25 p.
- Auby, I., S. Dalloyau, C. Hily, H. Oger-Jeanneret, M. Plus, P.-G. Sauriau, et G. Trut, 2012, Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), 20 p.
- Auby, I., and P.-J. Labourg, 1996, Seasonal dynamics of *Zostera noltii hornem.* in the bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, v. 35, p. 269-277.
- Auby, I., H. Oger-Jeanneret, P.-G. Sauriau, C. Hily, T. Bajjouk, A.-L. Barillé, N. Harin, C. Curti, P. Cajeri, J. Fournier, T. Nebout, L. Godet, G. Gélinaud, D. Gerla, P. Le Mao, C. Rollet, J.-P. Labourg, V. Lafon, M. Maguer, R. Mahéo, X. de Montaudouin, F. Sanchez, M.-N de Casamajor, G. Trut, et M. Plus, 2010, Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de qualité, 72 p.
- Association du Comité d'histoire du Morbihan. 1994. Cahier D'histoires Du Morbihan. N°27.
- Barillé, L., M. Robin, N. Harin, A. Bargain, and P. Launeau, 2010, Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. *Aquatic Botany* 92 (3) p. 185-94. doi:10.1016/j.aquabot.2009.11.006.
- Becheler, R., O. Diekmann, C. Hily, Y. Moalic, and S. Arnaud-Haond, 2010, The concept of population in clonal organisms : mosaics of temporally colonized patches are forming highly diverse meadows of *Zostera marina* in Brittany. *Molecular Ecology*, v. 19, p. 2394-2407.
- Bell, S. S., R. A. Brooks, B. D. Robbins, M. S. Fonseca and M. O. Hall, 2001, Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation*, 100(1), p 115 - 123. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00212-3
- Blanc, A., and J. Daguzan, 1998, Artificial surfaces for cuttlefish eggs (*Sepia officinalis* L.) in Morbihan Bay, France. *Fisheries research*, p. 225-231.
- Boese, B. L., 2002, Effects of recreational clam harvesting on eelgrass (*Zostera marina*) and associated infaunal invertebrates : in situ manipulative experiments. *Aquatic Botany*, v. 73, p. 63-74.
- Boude, J.-P., M. Lesueur, F. Daures, O. Guyader, et B. Drouot, 2003, Etude des activités de pêche dans le golfe du Morbihan. Partie 1. La pêche professionnelle. 76 p. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2244/>
- Burkholder, J. M., D. A. Tomasko, and B. W. Touchette, 2007, Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 350, p. 46-72.

- Cabaço, S., A. Alexandre, and R. Santos. 2005. Population-level effects of clam harvesting on the seagrass *Zostera noltii*. Marine Ecology Progress Series 298: p. 123–129. doi:10.3354/meps298123.
- Cabaço, S., R. Machás, V. Vieira, and R. Santos, 2008, Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 78, p. 1-13.
- Cabaço, S., et R. Santos, 2007, Effects of burial et erosion on the seagrass *Zostera noltii*, v. 340, p. 204–212.
- Chauvaud, S., et G. Canado, 2002, Etude de l'impact de la pêche à pied sur le développement des herbiers à *Zostera noltii* dans le Golfe du Morbihan .Bureau d'études TBM, 20 p.
- Clavier, J., L. Chauvaud, A. Carlier, E. Amice, M. Van der Geest, P. Labrosse, A. Diagne, and C. Hily, 2011, Aerial and underwater carbon metabolism of a *Zostera noltii* seagrass bed in the Banc d'Arguin, Mauritania.: Aquatic Botany, v. 95, p. 24-30.
- Cochon, G., and J. Sanchez, 2005, Variations of seagrass beds in Pontevedra (north-Western Spain): 1947-2001. Thalassas 2 (21) p. 9–19.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt, 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital.: Nature, v. 387, p. 253-260.
- CSE, 2000, Catégories et critères de la liste rouge de l'UICN. Version 3.1, deuxième édition, Union internationale pour la conservation de la nature, 32 p.
- CREGIM, 2006, Guide d'activités de sensibilisation et d'éducation à la zostère marine. Volet informations sur la zostère marine. http://www.cregim.org/zostere/pdf/a_txtvulsc.pdf
- Dandine, F., 2013, Transplantations de zostères : un outil clé pour l'interprétation écologique des herbiers de l'étang de Berre (Provence, France). Rapport de stage. Université Aix-Marseille, 42 p.
- Delgard, M.-L., 2013, Etude des effets et du rôle des herbiers à *Zostera noltii* sur la biogéochimie des sédiments intertidaux. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux I, 227 p.
- Denis, P., 1979, Golfe Du Morbihan. Cartographie et étude des herbiers marins. Ministère de l'environnement et du cadre de vie. Direction de la protection de la nature. Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne, 33 p.
- Denis, P., 1980 (a), Ecologie et productivité des herbiers de zostères du golfe du Morbihan. Ministère de l'environnement et du cadre de vie. Direction de la protection de la nature. Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne, 43 p.
- Denis, P., 1980 (b), Les herbiers de zostères et leur importance écologique au sein des zones humides littorales. Exemple du golfe du Morbihan (sud Bretagne). Actes de colloque *Zones humides littorales, aquaculture et faune sauvage*. pp 75–82.
- Denis, P., 1982, Etude de la réactivité des herbiers de zostères du golfe du Morbihan aux concentrations du milieu en constituants chimiques exogènes (nitrates et phosphates), 58 p.
- Desmots, D., H. Fritz, T. Cornulier, and R. Maheo, 2009, Rise in human activities on the mudflats et Brent Geese (*Branta bernicla*) wintering distribution in relation to *Zostera* spp. beds : a 30-year study. Journal of Ornithology, v. 150, p. 733-742.
- Duarte, C.M., J.J. Middelburg, and N. Caraco, 2005, Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences 2, 1–8.

- Duarte, C.M., N. Marbà, E. Gacia, J.W. Fourqurean, J. Beggins, C. Barrón, and E.T. Apostolaki, 2010, Seagrass community metabolism : Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. 24.
- Duarte, C.M., H. Kennedy, N. Marbà, and I. Hendriks, 2013, Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial : Current limitations and future strategies. *Ocean Coast. Manag.* 83, 32–38.
- Fournier, J, 2002, Analyse spatiale de l'impact d'une perturbation anthropique sur un herbier de zostères en baie de Locquirec (Bretagne Nord). *Noroi* 189 (1). p. 47–55. doi:10.3406/noroi.2002.7053.
- Fourqurean, J.W., C.M. Duarte, H. Kennedy, N. Marba, M. Holmer, M.A. Mateo, E.T. Apostolaki, G.A. Kendrick, D. Krause-Jensen, K.J. McGlathery, *et al.*, 2012, Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat. Geosci* 5, 505–509
- Ganter, B., 2000, Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*) : an overview. *Helgoland Marine Research*, v. 54, p. 63-70.
- Ganthy, F., 2011, Rôle des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux I, 284 p.
- Ganthy, F., A. Sottolichio, and R. Verney, 2013, Seasonal modification of tidal flat sediment dynamics by seagrass meadows of *Zostera noltii* (Bassin d'Arcachon, France). *Journal of Marine Systems*, v. 109–110, Supplement, p. S233-S240.
- Giesen, W. B. J. T., M. M. van Katwijk, and C. den Hartog, 1990, Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930's. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 25, p. 395-404.
- Glémarec, M, 1979, Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. *Oceanologica Acta*, 2(3), p. 365–371.
- Godet, L., J. Fournier, M. M. van Katwijk, F. Olivier, P. Le Mao, and C. Retière, 2008, Before and after wasting disease in common eelgrass *Zostera marina* along the French Atlantic coasts : a general overview and first accurate mapping. *Diseases of Aquatic Organisms*, v. 79, p. 249-255.
- Guimarães, M. H. M. E., A. H. Cunha, R. L. Nzinga, and J. F. Marques, 2012, The distribution of seagrass (*Zostera noltii*) in the ria Formosa lagoon system and the implications of clam farming on its conservation. *Journal for Nature Conservation*, v. 20, p. 30-40.
- Hebert, M., N. Dupré, M. Barral, G. Messiaen, J. Oheix, J-M. Deslous-Paoli, E. Roque d'orbcastel et T. Laugier, 2012, Programme de réimplantation d'herbiers de phanérogames (*Zostera noltii*/ *Ruppia cirrhosa*) dans les lagunes de Bages, Ingril et Thau (Languedoc-Roussillon-France). Rapport Cépralmar, 31 p.
- Hemminga, M., and C. Duarte, 2000, *Seagrass Ecology*. United Kingdom, Cambridge University Press, 298 p.
- Hily, C., 2006, Fiche de synthèse sur les biocénoses : Les herbiers de Zostères marines (*Zostera marina* et *Zostera noltii*). REBENT, 6 p.
- Hily, C., et T. Bajjouk, 2010, Fiche de synthèse Habitat n°5 "Herbiers", 13 p.
- Hily, C., and M. Bouteille, 1999, Modifications of the specific diversity and feeding guilds in an intertidal sediment colonized by an eelgrass meadow (*Zostera marina*) (Brittany, France). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences De La Vie / Life Sciences*, v. 322, p. 1121-1131.
- Hily, C., S. Connan, C. Raffin, and S. Wyllie-Echeverria, 2004, In vitro experimental assessment of the grazing pressure of two gastropods on *Zostera marina* L. epiphytic algae.: *Aquatic Botany*, v. 78, p. 183-195.

- Hily, C., M. Lejart, et A. Larzillière, 2010, Contribution du LEMAR à la cartographie et la caractérisation des herbiers et des champs de blocs du Parc Naturel Marin d'Iroise. LEMAR (IUEM/UBO), 165 p.
- Hily, C., C. Raffin, A. Brun, and C. den Hartog, 2002, Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France). *Aquatic Botany*, v. 72, p. 37-53.
- Hily, C., van Katwijk, M.M. and C. den Hartog, 2003 *In* Green, E., and F. Short, World Atlas of Seagrasses. Univeristy of California Press, 332 p.
- Hovel, K. A., and R. N. Lipcius, 2002, Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271(1), p. 75 - 98. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00043-6
- Kerninon, F., 2012, Premières actions de mise en place d'un réseau d'observation des herbiers de l'Outre-mer. Rapport de stage. Université de Bretagne Occidentale, 137 p.
- Larkum, A., Orth, R., and CM, Duarte, 2007, Seagrasses : biology, ecology and conservation. Springer, 708 p.
- Lebreton, B., P. Richard, G. Radenac, M. Bordes, M. Bréret, C. Arnaud, F. Mornet, and G. F. Blanchard, 2009, Are epiphytes a significant component of intertidal *Zostera noltii* beds?: *Aquatic Botany*, v. 91, p. 82-90.
- Lee, K.-S., S. R. Park, and Y. K. Kim, 2007, Effects of irradiance, temperature, et nutrients on growth dynamics of seagrasses : a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 350, p. 144-175.
- Lesueur, M., 2002, Contribution à l'évaluation des interactions entre usages halieutiques : le cas du gisement classé de Sarzeau (golfe du Morbihan). Mémoire de fin d'études. Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes, 59 p.
- Mahéo, R., et P. Denis, 1987, Les bernaches hivernant dans le golfe du Morbihan (Sud Bretagne) et leur impact sur les herbiers de zostères : premiers résultats. *Rev. Ecol. Terre. Supplément 4*, p. 1-12.
- Martin, S., J. Clavier, J. M. Guarini, L. Chauvaud, C. Hily, J. Grall, G. Thouzeau, F. Jean, and J. Richard, 2005, Comparison of *Zostera marina* and maerl community metabolism: *Aquatic Botany*, v. 83, p. 161-174.
- Marbà, N., D. Krause-Jensen, T. Alcoverro, S. Birk, A. Pedersen, J. M. Neto, S. Orfanidis, J.M. Garmendia, I. Muxika, A. Borja, K. Dencheva and C.M. Duarte, 2013, Diversity of European seagrass indicators : patterns within and across regions. *Hydrobiologia*, 704(1), p 265-278. doi:10.1007/s10750-012-1403-7
- Moutin, T., 2000, Cycle biogéochimique du phosphate : rôle dans le contrôle de la production planctonique et conséquences sur l'exportation de carbone de la couche éclairée vers l'océan profond. *24 (4)*. p. 643-660.
- Muehlstein, L. K., D. Porter, and F. T. Short, 1991, *Labyrinthula zosterae* sp. nov., the causative agent of wasting disease of eelgrass, *Zostera marina*. *Mycologia*, v. 83, p. 180-191.
- Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S., and B.S. Kopp, 2005, Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 285, 57-73.
- OSPAR, 2009. Background document for *Zostera* beds, Seagrass beds. Biodiversity series, OSPAR commission, 37 p.
- Orth, R.J., Harwell, M.C., Bailey, E.M., Bartholomew, A., Jawad, J.T., Lombana, A.V., Moore, K.A., Rhode, J.M., and H.E. Woods, 2000, A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 200, 277-288.

- Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, C. M. Duarte, F. J. W., K. L. Heck Jr, A. R. Hugues, G. A. Kendrick, J. W. Kenworthy, S. Olyarnik, F. T. Short, M. Waycott, and S. L. Williams, 2006, A global crisis for seagrass ecosystems: v. 56, p. 987-996.
- Ouisse, V., 2010, Production primaire et respiration des communautés d'herbiers à zostères : rôle dans le cycle du carbone en milieu côtier. Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie. 249 p
- Ouisse, V., A. Migné, and D. Davoult, 2010, Seasonal variations of community production, respiration et biomass of different primary producers in an intertidal *Zostera noltii* bed (Western English Channel, France). *Hydrobiologia*, v. 649, p. 3-11.
- Ouisse, V., A. Migné, and D. Davoult, 2011, Community-level carbon flux variability over a tidal cycle in *Zostera marina* and *Z. noltii* beds. *Marine Ecology Progress Series*, v. 437, p. 79-87.
- Peuziat, I., 2005, Plaisance et environnement. Pratiques, représentations et impacts de la fréquentation nautique de loisir dans les espaces insulaires. Le cas de l'archipel de Glénan (France). Thèse de doctorat. Université de Bretagne Occidentale, 343 p.
- Plus, M., S. Dalloyau, G. Trut, I. Auby, X. de Montaudouin, E. Emery, C. Noël, and C. Viala, 2010, Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 87, p. 357-366.
- Plus, M., J.-M. Deslous-Paoli, I. Auby, and F. Dagault, 2001, Factors influencing primary production of seagrass beds (*Zostera noltii* Hornem.) in the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 259, p. 63-84.
- Prenant, M., 1934, Modifications récentes de flore et de faune marines dans le Morbihan et la baie de Quiberon. *Bulletin de l'institut océanographique de Monaco*.
- Reed, B. J. and K. A. Hovel, 2006, Seagrass habitat disturbance: how loss and fragmentation of eelgrass *Zostera marina* influences epifaunal abundance and diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 326, p 133-143. doi:10.3354/meps326133
- SIAGM; ONFCS: Cosson, T. (SIAGM), A. Mézac (SIAGM) et L. Picard (ONFCS), 2013, Document d'objectifs des sites Natura 2000 ZSC 'Golfe du Morbihan - Côte Ouest de Rhuys' (FR 53 000 89) et ZPS 'Golfe du Morbihan' (FR 53 100 86). Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan et Office National de la Chasse et la Faune Sauvage, 533 p. +annexes
- Simian, G., J-P. Auxière, A. Doré, A. Horellou, P. Noël, J-P. Sibley, et J. Trouvilliez, 2009, Guide méthodologique pour l'inventaire des ZNIEFF en milieu marin. SPN-DMPA-MNHN.
- Skinner, M.A., Courtenay, S.C., McKindsey, C.W., Carver, C.E., and A.L. Mallet, 2014, Experimental determination of the effects of light limitation from suspended bag oyster (*Crassostrea virginica*) aquaculture on the structure and photosynthesis of eelgrass (*Zostera marina*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 459, 169 – 180.
- Van der Heide, T., E. H. van Nes, G. W. Geerling, A. J. P. Smolders, T. J. Bouma et M.M. van Katwijk, 2007, Positive feedbacks in seagrass ecosystems : implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems*, 10(8), p 1311-1322. doi:10.1007/s10021-007-9099-7
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck Jr, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short, and S. L. Williams, 2009, Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems, v. 106, p. 12377-12381.

Sites internet consultés :

REBENT : <http://www.rebent.org/>

DCE-IFREMER: http://envlit.ifremer.fr/surveillance/directive_cadre_sur_l_eau_dce

DORIS : <http://doris.ffesm.fr/>

Integration and application network library : <http://ian.umces.edu/>

Page IFREMER Arcachon sur les herbiers de zostères : http://wwz.ifremer.fr/laboratoire_arcachon/Environnement-et-ressources-vivantes/Les-herbiers-de-zosteres/Generalites-sur-les-herbiers-de-zosteres

Nature 22 : <http://nature22.com/estran22/estran.html>

Futura sciences : <http://www.futura-sciences.com/>

DEFINITIONS

Bathymétrie : science de la mesure des profondeurs et du relief de l'océan pour déterminer la topographie du sol de la mer

Benthique : relatif au fond des mers. Se dit de la faune et de la flore vivant sur ou à proximité immédiate des fonds sous-marins.

Biotique : les facteurs biotiques représentent l'ensemble des interactions du vivant sur le vivant dans un écosystème.

Bioturbation : phénomène de transfert d'éléments nutritifs ou chimiques par des êtres vivants au sein d'un compartiment d'un écosystème ou entre différents compartiments.

Boucle de rétroaction : désigne l'action en retour d'un système à la modification d'un paramètre. Une boucle de rétroaction positive induit que toutes les rétroactions entre les différents chaînons conduisent à amplifier la perturbation, qui modifie l'équilibre entre les chaînons.

Cycle biogéochimique : processus de transport et de transformation cyclique d'un élément ou d'un composé chimique.

Dessication : état d'assèchement dû à la perte d'eau dans l'environnement.

Ecotype : variation morphologique d'une espèce due à des conditions particulières du milieu.

Ecologie du paysage : discipline récente qui a pour objectif de comprendre les relations entre les fonctionnements écologiques et la structure et l'organisation des paysages.

Epigé : se dit des organismes vivant à la surface du sol.

Epizootie : épidémie qui frappe les animaux.

Eutrophe : se dit d'un plan d'eau (étang, lac, etc.) dont les eaux enrichies en matières organiques sont le siège d'une prolifération végétale et bactérienne entraînant une désoxygénation prononcée de l'eau. Phénomène d'eutrophisation. Contraire d'oligotrophe.

Exondable (zone) : zone hors de l'eau.

Génotype : ensemble des caractères génétiques d'un être vivant, qu'ils se traduisent ou non dans son phénotype (ensemble des caractères physiques et biologiques d'un individu).

Guilde trophique : un ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique ou fonctionnel qui exploitent une ressource commune, de la même manière et en même temps.

Haplotype : ensemble de gènes situés côte à côte sur un chromosome. Ils sont généralement transmis ensemble à la génération suivante, et sont dits « génétiquement liés »

Hydrodynamisme : état d'agitation des masses d'eau; ensemble des événements impliqués dans le déplacement des masses d'eau (courants, houle, marées, turbulences).

Hypogé ou endogé : se dit des organismes vivant dans sol.

Hypsométrie : étendue respective des différentes zones d'altitude d'une région donnée.

Intertidale (zone) : appelée aussi l'estran, est la zone de balancement des marées sur le littoral.

Oligotrophe : se dit d'un plan d'eau (étang, lac, etc.) pauvre en nutriments. Dans les milieux oligotrophes, la biomasse est généralement faible mais la biodiversité est élevée. Contraire d'eutrophe.

Plasticité phénotypique : capacité d'un organisme à exprimer différents phénotypes à partir d'un génotype donné selon des conditions environnementales.

Plastochrone : (botanique) période qui s'écoule entre l'initiation d'une feuille et la suivante.

Producteurs primaires : désigne l'ensemble des organismes capables de synthétiser de la matière organique à partir de matières minérales grâce à l'énergie lumineuse. Ils constituent le premier niveau trophique dont dépendent tous les autres êtres vivants.

Production secondaire : désigne la quantité de biomasse produite par les organismes hétérotrophes (consommateurs, détritivores, décomposeurs, parasites) d'un écosystème. C'est le deuxième niveau trophique.

Propagule : entité vivante, en mesure de se disperser et de produire un nouvel individu mature (ex. spore, graine, fruit, œuf, larve, partie d'un individu ou individu entier). Dans ce contexte, les gamètes et le pollen ne sont pas considérés comme des propagules.

Résilience écologique : est la capacité d'un écosystème, d'un habitat, d'une population ou d'une espèce à retrouver un fonctionnement et un développement normal après avoir subi une perturbation importante. La dégradation d'un écosystème réduit sa résilience.

Rhizosphère : zone du sol voisine des racines des plantes et où se concentrent les micro-organismes.

Sénescence : Vieillesse naturelle des tissus et de l'organisme. Chez les plantes vivaces à feuilles caduques, les feuilles subissent une sénescence indépendante de celle du végétal.

Subtidale (zone) : zone littorale située sous le niveau de la marée basse moyenne.

Suspensivore : qualifie un organisme dont le mode de collecte de la nourriture consiste à filtrer le milieu à l'aide de "filets" ou tout mécanisme externe permettant de collecter la nourriture en suspension (particulaire ou planctonique).

Topographie : relief, forme, configuration d'un lieu.

Vagile (faune) : celle des animaux aquatiques qui se déplacent en rampant sur le fond (par opposition à faune sessile).

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1. Répartition mondiale des plantes à fleurs marines (points noirs) (Extraite de Green et Short, 2003 <i>in</i> Orth <i>et al.</i> , 2006).....	5
Figure 2. Schéma simplifié d'un herbier de zostères (Modifiée d'après Ganthy, 2011).....	6
Figure 3. Herbier de zostères naines du golfe du Morbihan à marée basse (Source: SIAGM).....	7
Figure 4. Herbier de zostères marines du golfe du Morbihan (Source : Ifremer/ Olivier Dugornay).	8
Figure 5. Zostère marine exceptionnellement grande dans l'archipel de Molène (Extraite de Hily et Bajjouk, 2010). 9	
Figure 6. Cycle annuel de développement des zostères (Réalisation : B. Angst).	10
Figure 7. Evolution saisonnière de la densité des parties « aériennes » de zostères naines dans le bassin d'Arcachon de janvier 1984 à janvier 1985 à quatre stations différentes en nombre de feuilles par mètre carré. La courbe en trait plein représente la densité de la partie aérienne végétative (échelle à gauche de la figure) et la courbe en pointillés représente la densité de la partie aérienne reproductrice (échelle à droite de la figure) (Extraite d'Auby et Labourg, 1996).....	11
Figure 8. Evolution saisonnière de la biomasse de zostères naines dans le bassin d'Arcachon de janvier 1984 à janvier 1985 à quatre stations différentes, en grammes de poids sec par mètre carré. La courbe en trait plein représente la biomasse de la partie aérienne végétative (échelle à gauche de la figure) et la courbe en pointillés représente la biomasse de la partie souterraine (échelle à droite de la figure) (Extraite d'Auby et Labourg, 1996).	11
Figure 9. Emission du pollen (fleurs mâles) de zostère marine (Extraite de Hily et Bajjouk, 2010).	13
Figure 10. Présence mondiale de la zostère marine (en vert) et son aire de répartition (en beige) (UNEP – WCMC Corinna Ravillous, 2004 ; extraite d'une synthèse sur la sensibilisation et l'éducation à la zostère marine au Québec, CREGIM, 2006).	14
Figure 11. Les principaux herbiers de zostères marines et naines d'Europe du nord-ouest (Modifiée d'après Green et Short, 2003).	15
Figure 12. Les principaux herbiers de zostères marines et naines d'Europe du sud-ouest (Modifiée d'après Green et Short, 2003).	16
Figure 13. Répartition des herbiers de zostères de la région Bretagne de 1997 à 2007 (Source : REBENT : http://www.rebent.org/).	18
Figure 14. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1960 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).	21
Figure 15. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1970 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).	22
Figure 16. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1980 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).	23
Figure 17. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 1990 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Mahéo).	24
Figure 18. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 2000 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après les sources de Bernard et Chauvaud).	25
Figure 19. Répartition des herbiers de zostères marine et naine vers 2007 dans le golfe du Morbihan (Réalisée par M. Urien, d'après des sources compilées par le Rebent).....	25
Figure 20. Evolution des superficies en hectares des herbiers de zostères naines, de zostères marines et le total entre 1960 et 2007 (Réalisation SIAGM, d'après Mahéo, 1992 ; Bernard et Chauvaud, 2002 et REBENT, 2007). ..	26
Figure 21. Hippocampe et crevette d'herbier (Extraites d'Hily et Bajjouk, 2010 et du site internet DORIS : http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=1785).	29
Figure 22. <i>Jujubinus striatus</i> ; <i>Gibbula umbilicalis</i> ; <i>Hydrobia ulvae</i>	30
Figure 23. Capelan surpris la nuit dans un herbier au niveau de Trégastel (22) (Source : www.doris.ffessm.fr).30	

Figure 24. Œufs de seiches, ponte de limace de mer (Source : www.doris.ffessm.fr) et ponte de nasse réticulée (Source : http://nature22.com).	333
Figure 25. Jeunes araignées de mer dans des herbiers de zostères marines (Extraites d’Hily et Bajjouk, 2010).333	
Figure 26. Bernaches cravants s’alimentant sur un herbier de zostères naines dans le golfe du Morbihan. (Source : D. Lédan, SIAGM).	344
Figure 27. Estimations des évolutions des effectifs (en nombre d’oiseaux) de bernaches cravants hivernants dans le golfe du Morbihan entre 1960 et 1986. Moyenne des dénombrements mensuels de novembre à février, c’est-à-dire l’hivernage <i>stricto sensu</i> (Extraite de Mahéo et Denis, 1987).	366
Figure 28. Variation des effectifs de bernaches cravants dénombrés sur le site du golfe du Morbihan de 1990/91 à 2010/11. Extraite du DOCOB, 2014. Sources : 1990-2005 - R. Mahéo ; Autres données - Bretagne Vivante, RNN des marais de Séné, ONCFS, GOB, FDC56, Com. Sarzeau, Com. Îles aux Moines, SIAGM.	366
Figure 29. Modèle conceptuel des interactions entre l’herbier et la colonne d’eau et l’herbier et les sédiments (Réalisation : B. Angst à partir de Marbà <i>et al.</i> , 2006 in Delgard, 2013). Dessins de zostère et pictogrammes issus de <i>Integration and application network library</i> (http://ian.umces.edu/).	388
Figure 30. Schéma simplifié du cycle de l’azote dans un herbier de zostères. O ₂ : oxygène dissous ; NH ₄ ⁺ : ion ammonium ; NO ₃ ⁻ : ions nitrates ; NO ₂ ⁻ : ions nitrites ; N ₂ : azote moléculaire ; Ndét : azote organique détritique (Réalisation : B. Angst, à partir de http://www.ifremer.fr/laboratoire_arcachon/Environnement-et-ressources-vivantes/Les-herbiers-de-zosteres/Generalites-sur-les-herbiers-de-zosteres . Et d’après la synthèse d’après Ilzumi <i>et al.</i> , 1980 ; Short, 1987 ; Caffrey ans Kemp, 1991 ; Hemminga <i>et al.</i> , 1991 ; Pedersen et Borum, 1993 ; Welsh <i>et al.</i> , 1996 ; Risgaard-Petersen <i>et al.</i> , 1998 ; Riou, 1999 ; Welsh, 2000 réalisée par l’équipe Ifremer d’Arcachon) Dessins de zostère et pictogrammes issus de <i>Integration and application network library</i> (http://ian.umces.edu/).	39
Figure 31. Représentation schématique du devenir du carbone dans un écosystème d’herbier d’après Duarte <i>et al.</i> (2013) (Réalisation M.Philippe). Dessins de zostère et d’oie issus de <i>Integration and application network library</i> (http://ian.umces.edu/).	411
Figure 32. Schéma simplifié de l’action des herbiers de zostères sur les courants (Modifiée d’après Ganthly, 2011).	455
Figure 33. Modèle conceptuel de l’effet des zostères naines sur les courants au cours du cycle de croissance, à partir d’observations réalisées dans le bassin d’Arcachon. (Modifiée d’après Ganthly, 2011).	477
Figure 34. Changements géomorphologiques liés au développement des herbiers dans la partie orientale du golfe du Morbihan (Extraite de Glémarec, 1979).	488
Figure 35. Niveau de destruction des herbiers de zostères marines (A) et dates associées (B) à partir de l’enquête de 1933. (Modifiée d’après Godet <i>et al.</i> , 2008).	511
Figure 36. Evolution spatiale des herbiers de zostères marines de l’archipel de Chausey entre 1924, 1953, 1982, 1992 et 2002 (Modifiée d’après Godet <i>et al.</i> , 2008).	533
Figure 37. Estimations des pourcentages de couverture des feuilles pour calculer le Wasting disease index (Extraite d’Auby <i>et al.</i> , 2012).	544
Figure 38. Evolution comparée de la biomasse de zostère marine au cours de l’hiver 1981-1982 dans les enclos d’exclusion et dans les zones d’alimentation adjacentes et nombre de bernaches par mois (représenté par la courbe avec l’échelle de droite) (Modifiée d’après Mahéo et Denis, 1987).	566
Figure 39. Mortalité des pieds de zostères marines en fonction de la température lors d’une expérience en laboratoire (D’après Nejrup et Pedersen, 2008 in Auby <i>et al.</i> , 2011).	599
Figure 40. Relation entre la mortalité des pieds de zostères en fonction de la salinité lors d’une expérience en laboratoire (D’après Nejrup et Pedersen, 2008 in Auby <i>et al.</i> , 2011).	611
Figure 41. Graphiques théoriques de l’évolution des biomasses des producteurs primaires dans des conditions d’augmentation des nutriments ; en milieu côtier intertidal et en milieu côtier plus profond (Extraite de Burkholder <i>et al.</i> , 2007).	655

Figure 42. Modèle conceptuel des conséquences sur l'habitat d'herbiers de l'augmentation des nutriments. On observe une boucle de rétroaction. L'augmentation en microalgues peut entraîner un fort broutage par les organismes marins (Modifiée d'après Duarte, 1995 in Burkholder <i>et al.</i> , 2007).....	666
Figure 43. Représentation schématique des interactions entre les éléments identifiés, liés au gisement de palourdes du golfe du Morbihan (Extraite de Lesueur, 2002). Sont mis en évidence, en jaune, les éléments liés aux herbiers de zostères naines.	744
Figure 44. Carte du golfe du Morbihan avec les 12 zones de comptage (délimitées par les hachures et les lettres) et moyennes mensuelles du nombre de bernaches comptées (points noirs).(a) première période de 1970 à 1983 et (b) deuxième période de 1989 à 2000. La zone de protection a été ajoutée à main levée en bleu (Modifiée d'après Desmots <i>et al.</i> , 2009).	77
Figure 45. Variation spatiale de (A) la biomasse totale, (B) la densité des plants, (C) la longueur des feuilles et (D) la longueur des entre-nœuds des zostères naines de la ria Formosa selon l'éloignement de la station d'épuration (le site 1 étant le plus proche et le site 4 le plus éloigné) (Extraite de Cabaço <i>et al.</i> , 2008).....	79
Figure 46. Evolution de la biomasse totale (feuilles et racines) en gramme de poids sec, par secteur et année (Extraite de Peuziat, 2005).	811
Figure 47. Nombre moyen de pieds entiers, de feuilles, de bouts de feuilles et de rhizomes seuls arrachés par différents types d'ancre, lors d'une expérimentation (Extraite de Peuziat, 2005).	822
Figure 48. Comparaison de la biomasse (en g de poids sec/m ²) des feuilles et de la biomasse des rhizomes et racines de zostère marine entre les échantillons soumis à la manipulation expérimentale de pêche à la pelle, un mois (août 1999) et 10 mois (juin 2000) après la dernière expérimentation. Les astérisques indiquent une différence significative statistiquement entre le « traitement » et le « contrôle » (Extraite de Boese, 2002).	85
Figure 49. Echelle de classement de l'IUCN concernant les espèces en danger (D'après CSE, 2000).	900
Figure 50. Les textes juridiques concernant la protection des herbiers, du niveau international au niveau local dans le golfe du Morbihan. (Réalisation : M. Philippe).....	911
Figure 51. Sites suivis par le REBENT en région Bretagne (Extraite du site internet du REBENT : http://www.rebent.org/).	1022
Figure 52. Points de suivi stationnel par le REBENT pour la zostère marine en Bretagne, 2005. (Extraite du site internet du REBENT : http://www.rebent.org/).	1033
Figure 53. Localisation des herbiers de zostères suivis dans le cadre de la DCE (secteur nord à gauche et secteur sud à droite) (Extraites d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	10404
Figure 54. Situation des points de surveillance (suivi stationnel) dans le golfe du Morbihan. La zostère marine à Arradon et la zostère naine à Kerlevenan (Extraite d'Auby <i>et al.</i> , 2010).	11313
Figure 55. Les définitions de la fragmentation et du mitage dans les herbiers de plantes à fleurs marines (Extraite de Kerninon, 2012).....	11919
Figure 56. Schéma de la répartition des transplants effectués sur chaque de transplantation dans l'étang de Berre (Extraite de Dandine, 2013).....	1211
Figure 57. Illustration des méthodes de réimplantation des zostères. « Plant » à gauche et « Motte » à droite (Extraite d'Hebert <i>et al.</i> , 2012).....	12222

Tableau 1. Superficies en hectares des herbiers de zostères naines, de zostères marines et le total entre 1960 et 1991 (D'après Mahéo, 1992).....	20
Tableau 2. Comparaison entre une zone d'herbier et un fond nu à Lilia, Plouguerneau (D'après Hily et Bouteille, 1999).....	28
Tableau 3. Estimations du carbone organique piégé dans les écosystèmes marins dans l'océan mondial (D'après Duarte <i>et al.</i> , 2005).....	42
Tableau 4. Exemples de taux de stockage de carbone de trois espèces d'herbiers (en gC/m ² /an ou tC/km ² /an) (D'après Duarte <i>et al.</i> , 2013).....	43
Tableau 5. Exemples de conséquences et de mécanismes chez la zostère marine liés à différents types d'enrichissement du milieu en nutriments. NH ₄ ⁺ : ion ammonium ; NO ₃ ⁻ : ions nitrates ; Pi : phosphore inorganique; Ni : azote inorganique (D'après Burkholder <i>et al.</i> , 2007). (Les références associées sont dans Burkholder <i>et al.</i> , 2007).	64
Tableau 6. Métriques mesurées sur les zostères marines dans le cadre du suivi DCE. Protocole révisé de mars 2013 (D'après Auby <i>et al.</i> , 2013).....	106
Tableau 7. Métriques mesurées sur les zostères naines dans le cadre du suivi DCE. Protocole révisé de mars 2013 (D'après Auby <i>et al.</i> , 2013).....	106
Tableau 8. Grille de classement pour la métrique « composition taxinomique » (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	107
Tableau 9. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio (EQR ou RQE) pour la métrique « composition taxinomique » (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	108
Tableau 10. Grille de classement proposée pour la métrique « extension » (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	108
Tableau 11. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio pour la métrique « extension » (Modifié d'après d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	109
Tableau 12. Classification des types d'herbiers selon leur pourcentage de recouvrement (adapté de Alloncle <i>et al.</i> , 2005 et de Jong, 2004 <i>in</i> Auby <i>et al.</i> , 2010).....	110
Tableau 13. Grille de classement proposée pour la métrique « densité » (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	110
Tableau 14. Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de l'Ecological Quality Ratio pour la métrique « densité » (Modifié d'après d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	111
Tableau 15. Grille pour définir l'élément de qualité « angiospermes » de chaque masse d'eau (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	112
Tableau 16. Superficies d'herbiers de zostères marines (<i>Z. marina</i>) et de zostères naines (<i>Z. noltii</i>) et le total entre 1930 et 2007 dans le golfe du Morbihan (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	114
Tableau 17. Etat des métriques et de l'indicateur « angiospermes » pour la masse d'eau « golfe du Morbihan » en 2010 (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	114
Tableau 18. Classement en 2010 des masses d'eau pour l'élément de qualité « angiospermes » sur la façade Manche-Atlantique (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010).....	115
Tableau 19. Superficies d'herbiers de zostères marines (<i>Z. marina</i>) et de zostères naines (<i>Z. noltii</i>) et le total entre 1930 et 2007 dans le golfe du Morbihan (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2010). On été ajouté en encadré, les années de référence pour les zostères marines (en vert) et pour les zostères naines (en bleu) correspondant à la nouvelle méthodologie, adoptée en 2014 pour les données 2013.....	116
Tableau 20. Etat des métriques et de l'indicateur « angiospermes » pour la masse d'eau « golfe du Morbihan » en 2013. (Réalisation B. Angst, à partir des données de Auby <i>et al.</i> , 2014, pas encore publiées).	117
Tableau 21. Classement en 2013 des masses d'eau pour l'élément de qualité « angiospermes » sur la façade Manche-Atlantique (Extrait d'Auby <i>et al.</i> , 2014, pas encore publié).	117