



Coordination scientifique

Isabelle Auby - Ifremer LER Arcachon

Charles André Bost - Centre d'Etude Biologiques de Chizé, CNRS

Hélène Budzinski - Université Bordeaux 1, UMR EPOC, LPTC

Centre d'Etude Biologiques de Chizé, CNRS

Amandine Desternes- Sébastien Dalloyau

Université Bordeaux 1, UMR EPOC, LPTC

Angel Belles

Ifremer – LER Arcachon

Gilles Trut - Martin Plus

Fédération Départementale des Chasseurs de Gironde (FDC 33)

Caroline Péré

Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO)

Laurent Couzi

Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne

Claude Feigné

Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS)

Julien Steinmetz

Septembre 2011 - RST/LER/AR/11.007

Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes



Régression des herbiers de zostères dans
le Bassin d'Arcachon : état des lieux et
recherche des causes

Le programme « *Etude des causes de régression de l'herbier de zostères du bassin d'Arcachon* » a été réalisé par sous la responsabilité scientifique d'Ifremer sur la période 2009-2011.

La maîtrise d'ouvrage de ce programme d'étude a été assuré par le Conseil Général de la Gironde. Il a bénéficié des financements croisés suivants :

- Fonds FEDER de l'Europe
- Conseil Régional d'Aquitaine
- Conseil Général de la Gironde
- Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon

Les Fonds Feder ont été mobilisés dans le cadre de la mesure 3.2.2.2 du Programme Opérationnel « *Compétitivité Régionale et Emploi* ». Il a fait l'objet d'une convention bipartite puis d'un avenant les 26 mai 2010 et 11 mars 2011 entre la Préfecture de Région et le Département .

Le programme d'étude a par ailleurs fait l'objet d'une convention de partenariat signée en février 2010 entre le Département de la Gironde (gestionnaire des fonds Feder), Ifremer (coordinateur scientifique), le Siba, la Région Aquitaine, le CNRS (agissant pour le compte du CEBC), l'IPB (qui a donné son mandat à l'Université Bordeaux 1 pour engager le LPTC rattaché en 2010 à l'ISM) et les universités de Bordeaux 1 et 4.

Les auteurs tiennent également à adresser leurs remerciements à :

- Jean-Louis Beck (L'Oceana Plongée sous marine), qui a effectué les plongées nécessaires à la récolte des zostères marines, avec professionnalisme et gentillesse, y compris lors du glacial prélèvement hivernal.
- Benoît Gouilleux, qui a visionné et interprété des heures de données vidéo nécessaires à l'établissement de la carte des zostères marines en 2010.
- Magali Duval, néo-zostérofile, qui est l'auteur de la photo située sur la page de couverture de ce document.

sommaire

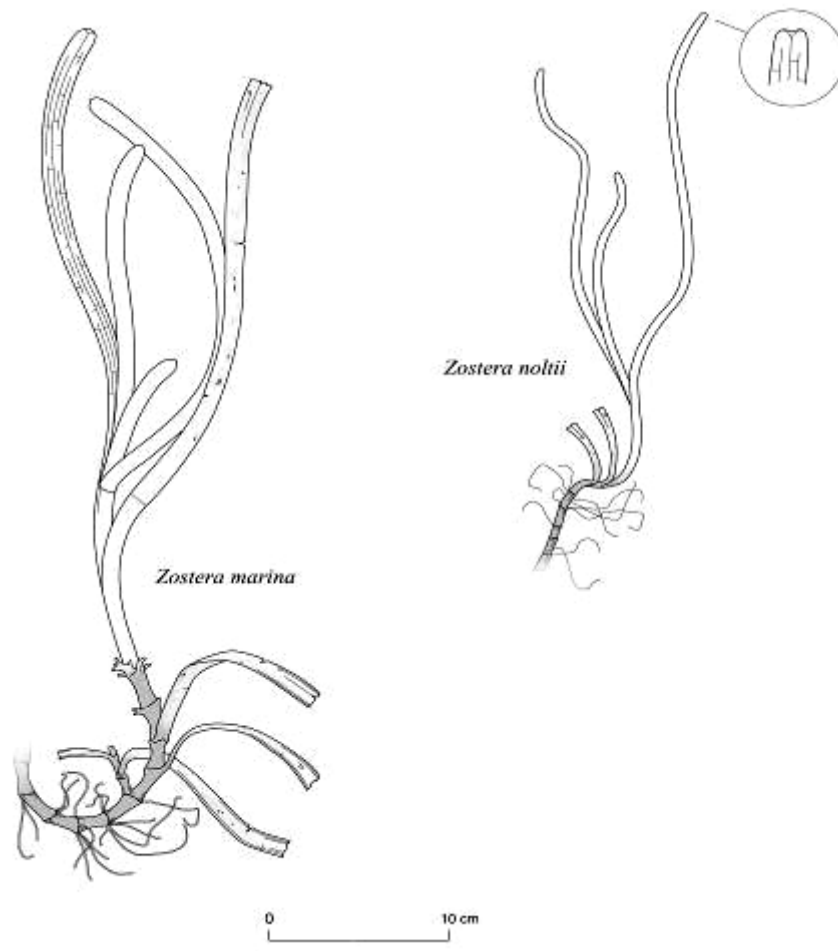
A. Rappel du contexte	7
1. Présentation des espèces de zostères présentes dans le Bassin d’Arcachon	7
2. Rôle des herbiers de zostères	9
3. Evolution temporelle des herbiers de zostères du Bassin d’Arcachon	9
B. Evolution récente des herbiers de zostères du Bassin	15
1. Méthodes	15
2. Résultats	18
C. Les causes potentielles de la régression -	35
C1. Météorologie – Hydrologie	36
1. Introduction	36
2. Données disponibles	37
3. Facteurs météorologiques et hydrologiques pris en compte dans l’analyse	38
4. Conclusion	57
C2. Wasting disease	59
1. Contexte	59
2. Matériel et méthodes	61
3. Résultats et discussion	63
4. Conclusion	70
C3. Impact potentiel des oiseaux herbivores sur l’état des herbiers de zostères du Bassin d’Arcachon	71
1. Oiseaux d’eaux consommateurs de zostères dans le Bassin d’Arcachon	71
2. Mise en perspective de la localisation spatiale des bernaches cravants et des cygnes tuberculés avec les herbiers de zostères	81
3. Evaluation de la biomasse de zostères ingérée par les oiseaux d’eaux	100
4. Discussion et conclusion sur l’impact des oiseaux herbivores sur les herbiers de zostères du Bassin d’Arcachon	126
C4 - Etat de la contamination par les herbicides dans le Bassin d’Arcachon et impact potentiel sur les herbiers de zostères	129
1. Introduction	129
2. Sites et dates d’échantillonnages	129
3. Préparation d’échantillons et analyse	131
4. Résultats et discussion	132
5. Discussion et conclusion : la présence de pesticides peut elle contribuer à expliquer la régression des zostères dans le Bassin d’Arcachon ?	138
Conclusion générale	143
Bibliographie	149
ANNEXES	157
Annexe 1	158
Annexe 2	159
Annexe 3	160
Annexe 4	161
Annexe 5	187
1. Problématique	187
2. Effet de la récolte des palourdes par « malaxage » sur les zostères naines	187
3. Le ramassage des palourdes sur le secteur d’étude	193
4. Conclusion	194

A. Rappel du contexte

1. Présentation des espèces de zostères présentes dans le Bassin d’Arcachon

Les zostères appartiennent au groupe des phanérogames marines, monocotylédones classifiées en deux familles et douze genres. La famille des Potamogetonaceae, à laquelle appartiennent les zostères, comprend douze genres et trente-neuf espèces.

Dans le Bassin d’Arcachon, deux espèces se développent : *Zostera marina* et *Zostera noltii* (voir dessins ci-dessous)



Dessin 1 : *Zostera marina* et *Zostera noltii*

Zostera marina présente deux écotypes (Den Hartog, 1970) : une forme subtidale à feuilles longues et larges (magnozostéride) et une forme intertidale dont les feuilles sont plus courtes et plus étroites (parvozostéride).

- La **zostère naine** (*Zostera noltii*) colonise les zones découvrant à basse mer (zones intertidales).



Photographie 1 : Herbière de zostères naines.

Cette espèce, largement distribuée entre le sud de la Norvège et la Mauritanie, est généralement intertidale, mais elle colonise également en Méditerranée quelques étangs littoraux (notamment Salses-Leucate, Bages-Sigean, Thau et Vaccarès).

- La **zostère marine** (*Zostera marina*) colonise les cuvettes intertidales et les bords des chenaux, jusqu'à une profondeur variant selon les sites.



Photographie 2 : Herbière de zostères marines.

Cette espèce est signalée dans des zones qui s'étendent du cercle polaire au sud de l'Espagne. Elle est présente au Japon et en Corée, dans le nord de l'Adriatique et en Mer Egée. Elle colonise également les étangs saumâtres et les lagunes du sud de la France (Thau notamment) et, dans le Bassin d'Arcachon, les réservoirs à poissons (Certes, Roumingue) et les réserves d'eau (malines) qui alimentent les installations ostréicoles.

2. Rôle des herbiers de zostères

Les herbiers de zostères constituent des éléments particulièrement importants pour l'équilibre biologique du milieu. Leur intérêt s'exerce à plusieurs niveaux.

- La présence d'herbiers favorise la diversité et l'abondance de la faune aquatique (abri contre les prédateurs, accroissement de l'hétérogénéité spatiale de l'habitat, oxygénation de la rhizosphère) et d'une microflore épiphyte composée de microalgues et de bactéries phototrophes. Ces épiphytes utilisent le limbe des feuilles comme substrat physique et profitent des substances carbonées et azotées excrétées par les plantes.

- En réduisant les contraintes hydrodynamiques qui s'appliquent au niveau des sédiments qu'ils colonisent, les herbiers interviennent également en tant que stabilisateurs de leur substrat, limitant les effets de l'agitation de l'eau sur le taux de remise en suspension des particules fines. La présence de phanérogames favorise ainsi indirectement la transparence de l'eau et, de ce fait, la production primaire des baies et lagunes côtières.

- Du point de vue du cycle des nutriments, les phanérogames jouent un rôle de tampon dans les lagunes. D'une part, ces plantes pérennes sont capables de puiser l'azote et le phosphore à la fois dans l'eau et dans les sédiments, d'accumuler ces éléments dans leurs tissus lorsque ces éléments sont disponibles dans le milieu, et d'utiliser ces réserves postérieurement, pendant leur période de croissance.

D'autre part, parce que les processus de décomposition sont à la fois plus lents et plus étalés dans le temps chez ces végétaux que chez les macroalgues, le recyclage de ce type de matière organique n'induit généralement pas de crises dystrophiques¹ telles qu'on en observe lors du déclin des macroalgues opportunistes qui se développent également dans les lagunes.

Enfin, notamment par le biais de leurs relations avec les populations bactériennes lagunaires, les phanérogames interviennent sur le stock de 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 les compartiments sédimentaire et aquatique.

3. Evolution temporelle des herbiers de zostères du Bassin d'Arcachon

Il semble que les deux espèces de zostères cohabitent depuis longtemps dans le Bassin d'Arcachon, même si *Zostera noltii* y était, avant les travaux de Durieu de Maisonneuve (1855), considérée comme une forme jeune de *Zostera marina*. Cet auteur établit la distinction entre ces deux espèces et spécifie leur localisation en fonction de la bathymétrie, intertidale pour la première et infratidale pour la grande zostère. Entre ces deux niveaux, Durieu de Maisonneuve signale la présence d'une troisième espèce, *Z. angustifolia*. Depuis cette époque, il a été établi que cette dernière est une forme parvozostéride (de petite taille) de *Z. marina*. On trouve actuellement cette forme dans les dépressions de la slikke.

Déjà signalées comme abondantes sur les replats vaseux au début du XVIII^e siècle par Masse (1708)², les zostères naines occupaient dans la Baie une superficie particulièrement importante au XIX^e siècle. En effet, Durieu de Maisonneuve (1855) rapporte que "la *Zostera nana* (*Z. noltii*) n'existe peut-être nulle part en aussi grande abondance qu'au Bassin d'Arcachon". Faute de moyens permettant de prospecter la zone infralittorale, cet auteur ne

¹ Toutefois, il y a quelques années, l'accumulation de dépôts importants de *Zostera noltii* dans le port d'Arcachon a provoqué à plusieurs reprises des crises dystrophiques à la fin de l'été.

² « ...et presque tous ces bancs sont d'une vase limoneuse remplis d'herbages admirables pour la nourriture du poisson et des coquillages... »

livre pas de réflexions au sujet de la distribution des herbiers de *Z. marina*. Toutefois, d'après la publication de Sigalas (1935), on sait que ces derniers étaient également bien développés dans les chenaux du Bassin au début du XX^e siècle.

L'épidémie mondiale qui ravagea les herbiers de zostères n'épargna pas le Bassin d'Arcachon. Sigalas évoque les effets de cette maladie qui, entre 1932 et 1933, provoqua la disparition presque complète des herbiers de *Z. marina* de la Baie. *Z. noltii*, si elle fut également atteinte par cette affection, y résista beaucoup mieux.

Aucun texte ne donne d'indications sur le temps qui fut nécessaire à la recolonisation des herbiers après cet épisode. Toutefois, dès les années 1950, Lubet (1956) rapporte que *Z. marina* est présente dans la majorité des chenaux du Bassin.

Les **premières mesures de superficie des herbiers de zostères dans le Bassin** datent de la fin des années 1980.

☞ La première carte des herbiers intertidaux (1989) a été réalisée par stéréophoto-interprétation à partir d'orthophotographies couleur IGN acquises durant l'été 1989. Les surfaces ont été générées à l'aide d'un planigraphe sans validation "terrain" des contours (Auby, 1991) (Figure 1).

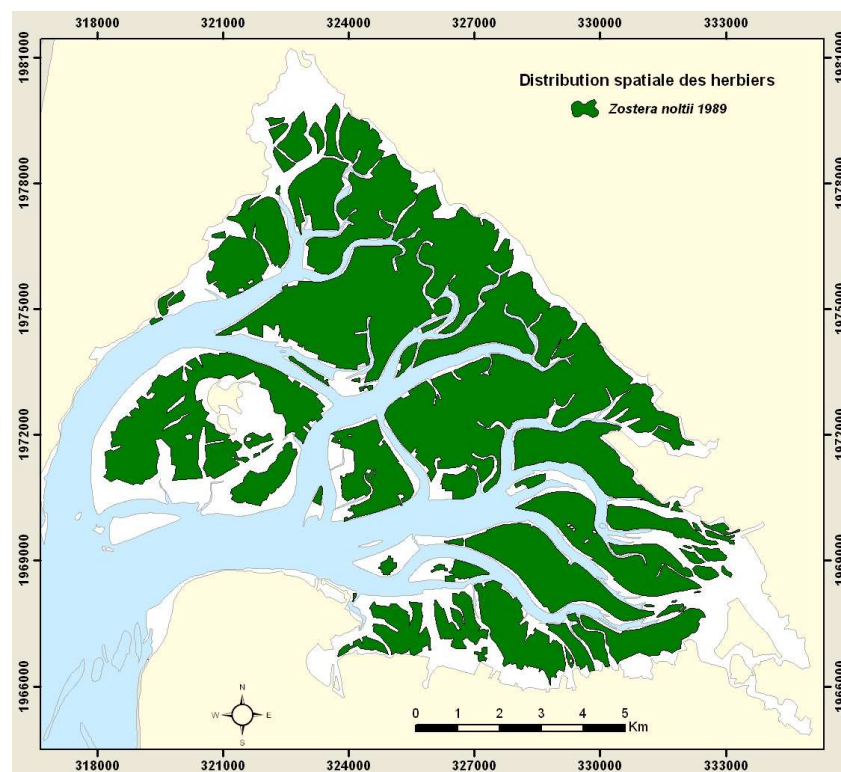


Figure 1 : Extension des herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon en 1989

A la fin des années 1980, les herbiers de *Zostera noltii* (hors banc d'Arguin) recouvraient une superficie de 6845,8 Ha.

☞ La première carte des herbiers de *Zostera marina* en 1989 a été établie par J.M. Bouchet (Station Marine d'Arcachon, CNRS) à partir de l'interprétation d'orthophotographies pour les zones peu profondes et de prélèvements à la benne pour les zones plus profondes ou turbides.

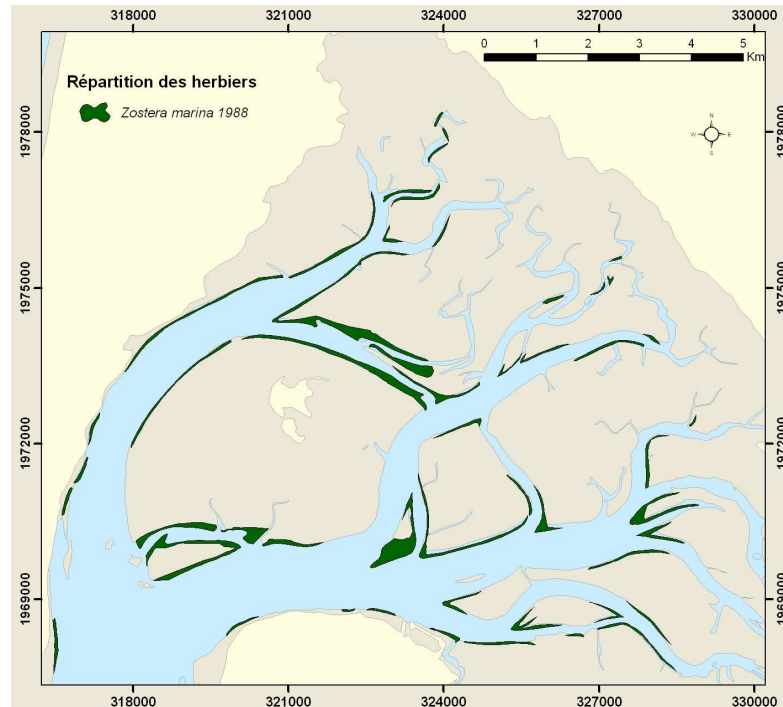


Figure 2 : Extension des herbiers de *Zostera marina* dans le Bassin d'Arcachon en 1988

En 1988, les herbiers de *Zostera marina* étaient répartis dans l'ensemble de la masse d'eau "Arcachon amont", en bordure de nombreux chenaux y compris dans la partie orientale de la lagune et recouvraient au total une superficie de 373,50 Ha.

Jusqu'à une période récente, les herbiers de zostères du Bassin n'avaient pas connu de réduction de surface. Comme c'est généralement le cas dans d'autres zones géographiques, les biomasses de zostères étaient maximales pendant l'été et minimales en hiver, sans effondrement catastrophique des populations à cette saison.

On ignore depuis quelle date les herbiers de zostères naines ont commencé à régresser dans le Bassin. Toutefois, c'est au cours de **l'hiver 2005-2006** que différents observateurs du milieu se sont alertés, rapportant que ces herbiers présentaient de très faibles densités. La reprise estivale des plantes semble avoir été assez lente (observations terrain, par imagerie spot, photographie à partir d'un ULM dans le cadre du programme LITEAU-2). Dans certaines des zones les plus orientales du Bassin, certains observateurs signalaient que les zostères auraient même disparu. Pendant l'hiver 2006-2007, les biomasses d'herbier se seraient de nouveau effondrées et la reprise printanière aurait été difficile.

Grâce à la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau, des cartographies complètes des herbiers de zostères du Bassin ont à nouveau été réalisées en 2007 (*Zostera noltii*) et 2008 (*Zostera marina*). Les méthodes utilisées et les résultats de ces travaux sont décrits dans un rapport (Dalloyau *et al.*, 2009) et une publication (Plus *et al.*, 2010).

Ces résultats ont confirmé **les régressions signalées par les différents observateurs**, et ceci pour les deux espèces de zostères, comme évoqué dans les paragraphes suivants.

Zostera noltii

Entre 1989 et 2005 (soit 16 ans), la superficie des herbiers à *Z. noltii* a régressé de 11 %. Pendant les deux années suivantes (2006-2007), cette régression s'est fortement accélérée, pour atteindre, en 2007, -33 % par rapport à la situation de 1989 (Figures 3 et 4).

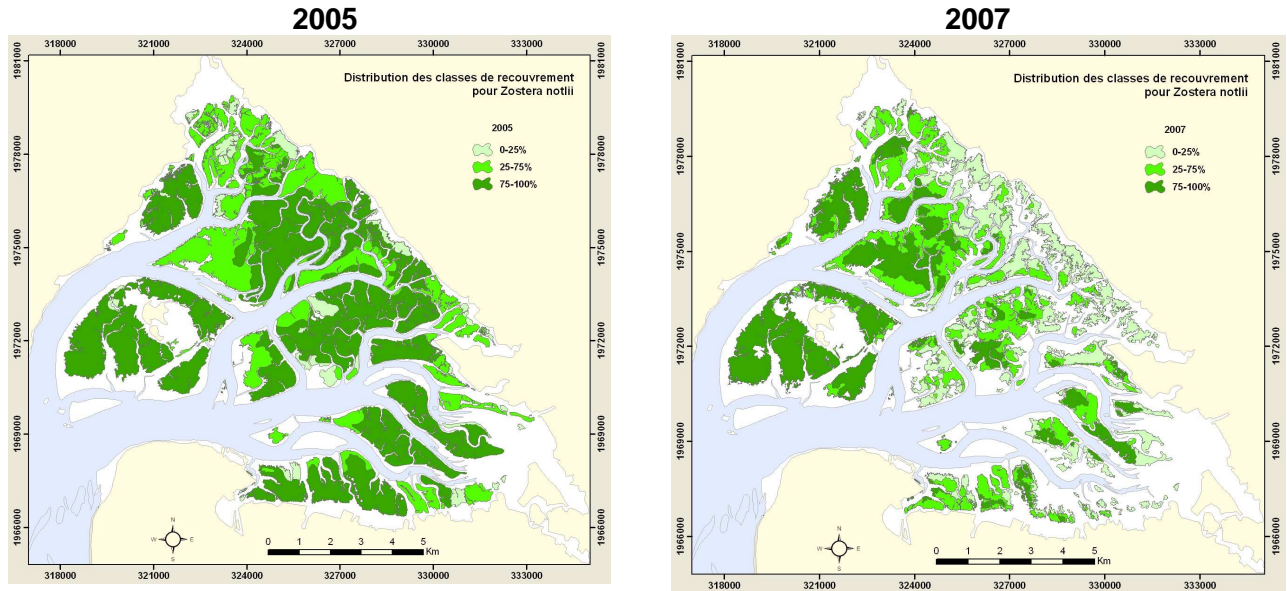


Figure 3 : Cartographie des herbiers de *Zostera noltii* affectés de leur classe de recouvrement (0-25 % faible recouvrement – 25-75 % : recouvrement moyen – 75-100 % : recouvrement fort) à la fin des étés 2005 et 2007.

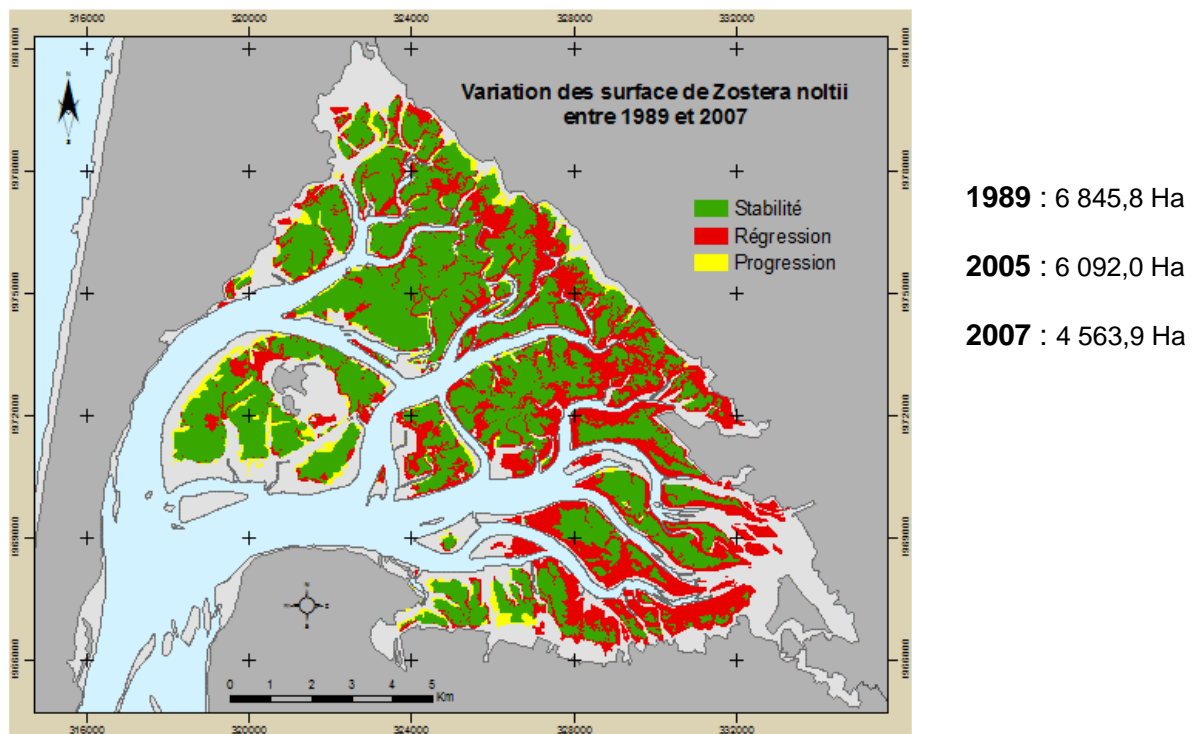


Figure 4 : Variation de l'extension des herbiers de *Zostera noltii* entre 1989 et 2007

Outre cette régression de l'emprise totale, une diminution du taux de recouvrement des herbiers a été mise en évidence entre 2005 et 2007, comme l'indiquent les résultats présentés sur la figure 5.

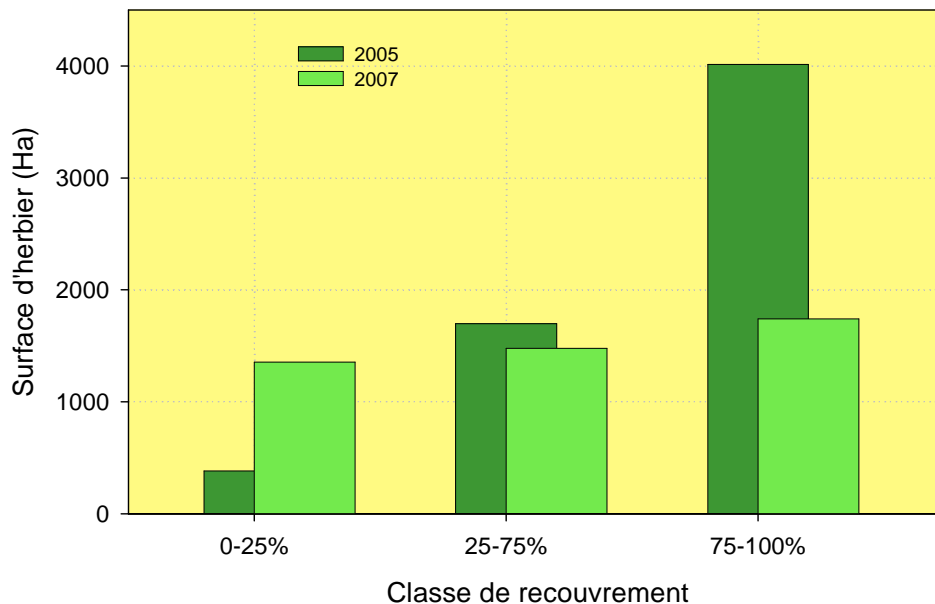


Figure 5 : Evolution de la répartition des surfaces d'herbiers de zostères naines selon les classes de recouvrement entre 2005 et 2007.

Entre les 2 années (2005 et 2007), les surfaces à faible recouvrement (0-25%) ont connu une progression de 141,3%. Dans le même temps les autres types de recouvrement ont subi une diminution de l'ordre de 18,0 % pour la classe 25-75% et 53,5% pour la classe de recouvrement supérieure à 75-100 %.

En résumé, non seulement la couverture de l'herbier a fortement diminué entre 2005 et 2007, passant de 6092 à 4564 ha, mais dans le même temps, la représentation des herbiers très peu denses (taux de couverture < 25 %) a augmenté.

Zostera marina

Les observations ponctuelles réalisées de la campagne de 2001 montrent que les herbiers de zostères marines observés en 1988 dans cette partie du Bassin étaient encore présents dans la majorité des zones explorées, à l'exception des herbiers situés les plus au nord (extrémité nord du chenal d'Arès).

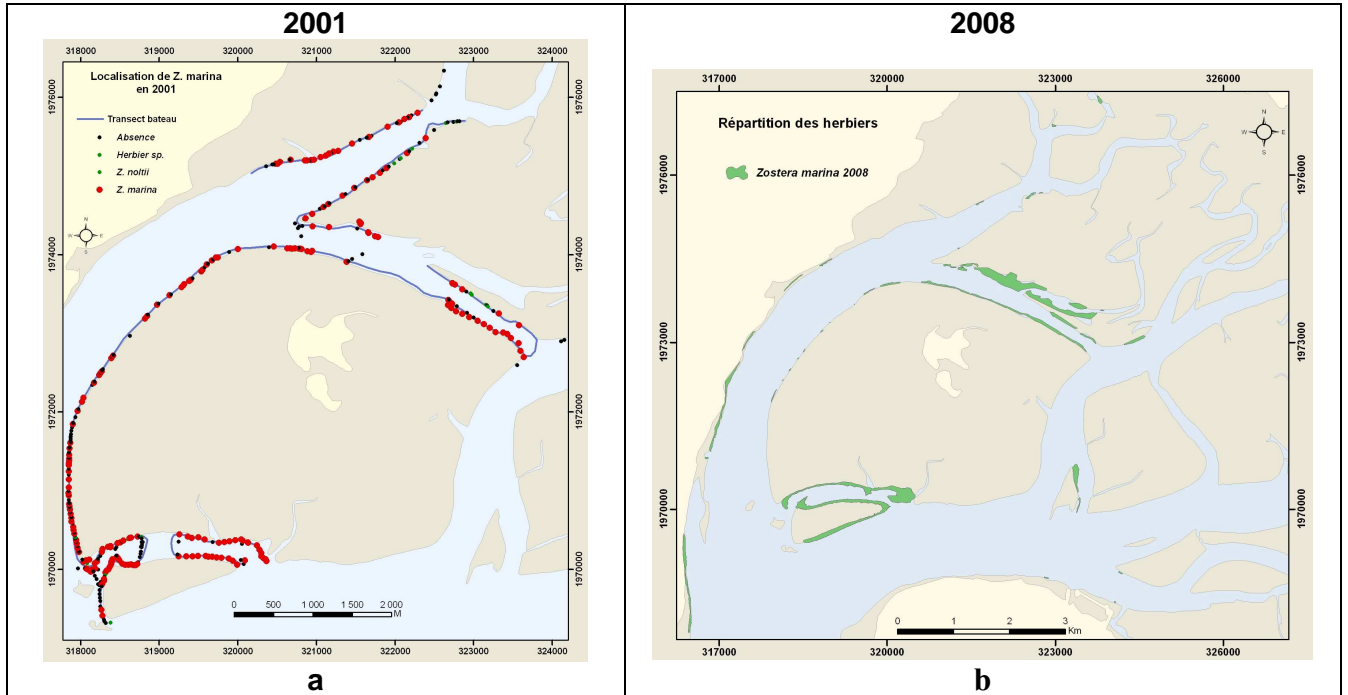


Figure 6 : (a) Présence-absence de *Zostera marina* sur une portion des bords de chenaux du Bassin en 2001 (de Montaudouin comm. pers.) (b) Cartographie de l'herbier de *Zostera marina* à la fin de l'été 2008.

En 2008, les herbiers de *Zostera marina* avaient fortement régressé par rapport à la situation de 1988, ne recouvrant plus qu'une surface de 103,62 Ha (Figure 6). Ils ont notamment disparu des zones les plus orientales du Bassin.

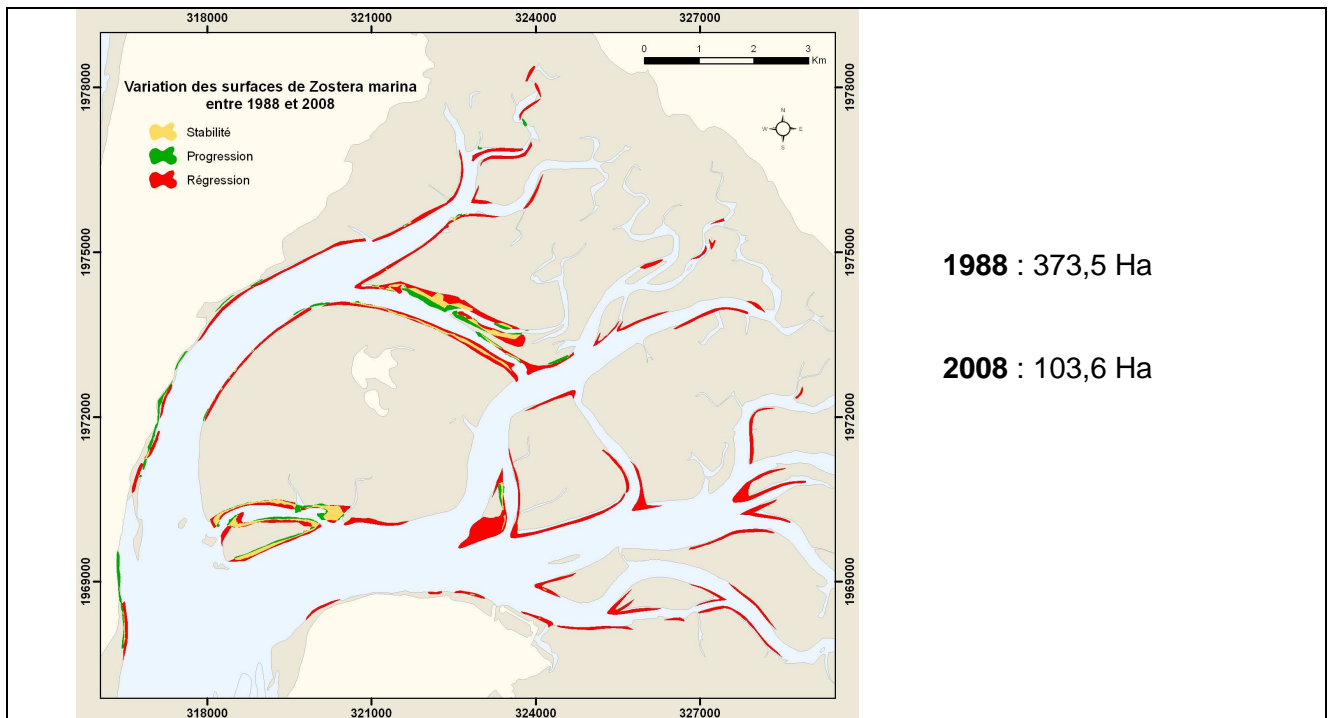


Figure 7 : Variation de l'extension des herbiers de *Zostera marina* entre 1988 et 2008

B. Evolution récente des herbiers de zostères du Bassin

L'un des attendus de cette étude était de déterminer si la régression de la superficie (et du pourcentage de recouvrement, pour *Zostera noltii*) observée depuis quelques années s'était encore poursuivie, si la surface des herbiers s'était stabilisée et/ou si l'on observait une recolonisation des plantes à l'intérieur de leur ancienne enveloppe.

Il n'était pas prévu de réitérer les cartographies complètes de ces deux espèces, qui seront réalisées en 2013 ou 2014 dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, mais d'obtenir une image partielle de l'évolution récente des herbiers des deux espèces.

1. Méthodes

Zostera noltii




Les opérations réalisées dans le cadre de la validation terrain en 2007 (Dalloyau *et al.*, 2009) ont été réitérées sur 9 secteurs fin août - début septembre 2010. La technique adoptée consiste à effectuer des cheminements sur les bordures d'herbier avec un GPS sub-métrique GeoXT Trimble. Ces tracés sont stockés en mémoire dans l'appareil puis directement récupérables sous forme d'objets géographiques de type ligne ou polygone en vue d'une exploitation sous logiciel de traitement SIG.

Le long de ces cheminements, les opérateurs de terrain qualifient le type d'herbier rencontré : homogène ou hétérogène, et estiment son taux de recouvrement.

La caractérisation de ce taux de recouvrement des herbiers a été effectuée selon la nomenclature reposant sur le pourcentage de recouvrement foliaire des plantes (Tableau 1) s'inspirant des travaux de de Jong (2004). La calibration de l'interprétation par les opérateurs a été réalisée à partir de jeux de photos de quadrats (30 x 30 cm) disposés sur l'herbier.

Les taux de recouvrement sont déclinés en trois catégories, comme suit :

Tableau 1 : Classification des types d'herbiers selon leur pourcentage de recouvrement
(Adapté de Alloncle *et al.*, 2005, de Jong, 2004)

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			

Les herbiers prospectés en 2010 ont été choisis parmi les 24 sites ayant été l'objet d'une validation terrain en 2007-2008. Du nord au sud, ces secteurs sont Arès, Hautebelle, Taussat, Pointe du Bouc, Garrèche, Piréou, Comprian, Le Tès et Château Madère (Figure 8).

La distance cumulée parcourue lors de l'opération 2010 s'élève à 39,2 km.

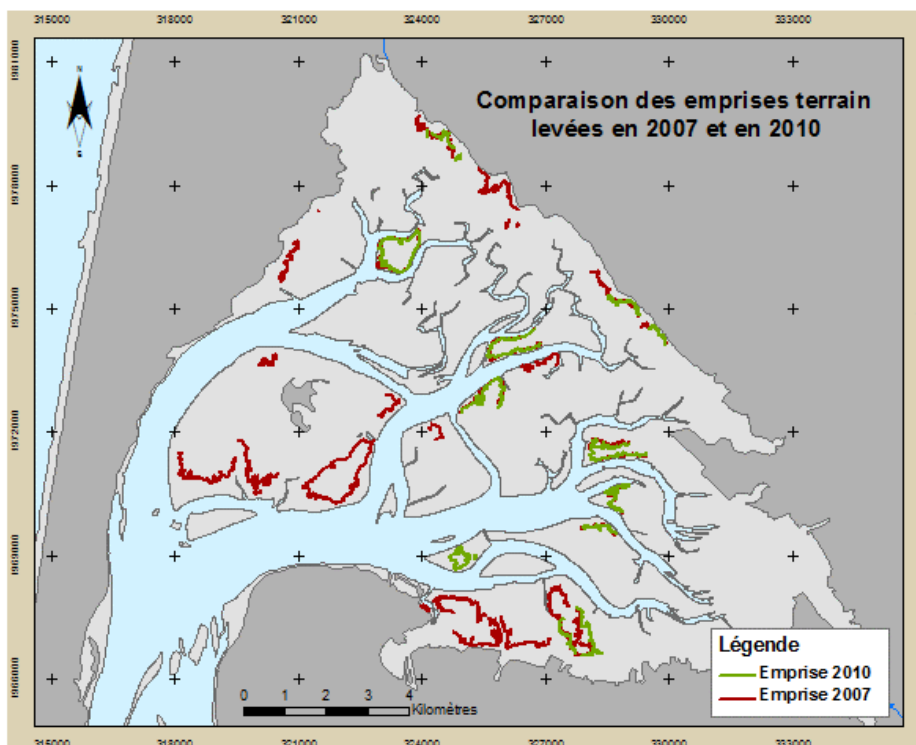


Figure 8 : Cheminements DGPS réalisés en 2007 et en 2010

Les cheminements obtenus en 2010 ont été comparés avec ceux issus de la campagne 2007, de la manière suivante :

- Pour sept des secteurs qui présentent un cheminement fermé de type polygone (Hautebelle et Le Tès) ou semi-fermé (Pointe du Bouc, Garrèche, Piréou, Comprian et Château Madère), la comparaison porte sur la surface des emprises maximales levées en 2007 et 2010 ;

- Pour les deux secteurs restants (Arès et Taussat), les cheminements ont été limités à la bordure haute de l'herbier. Ils sont de type linéaire découpé. L'approche surfacique ne peut pas être utilisée dans ce cas.

Zostera marina

Les opérations de validation terrain opérées dans le cadre de la cartographie réalisée en 2008 (observations géoréférencées par système vidéo remorqué) ont été réitérées dans plusieurs zones d'herbiers de *Zostera marina* en juin 2010. Les observations 2010 ont été réalisées en majorité dans les zones où les herbiers avaient disparu entre 1989 et 2008.

Lors de cette opération, 88 transects ont été effectués ce qui a permis d'obtenir 6708 images sous-marine géoréférencées. Ces clichés ont ensuite été analysés et les informations d'absence ou de présence avec faible ou forte densité ont été reportées dans la table attributaire associée.

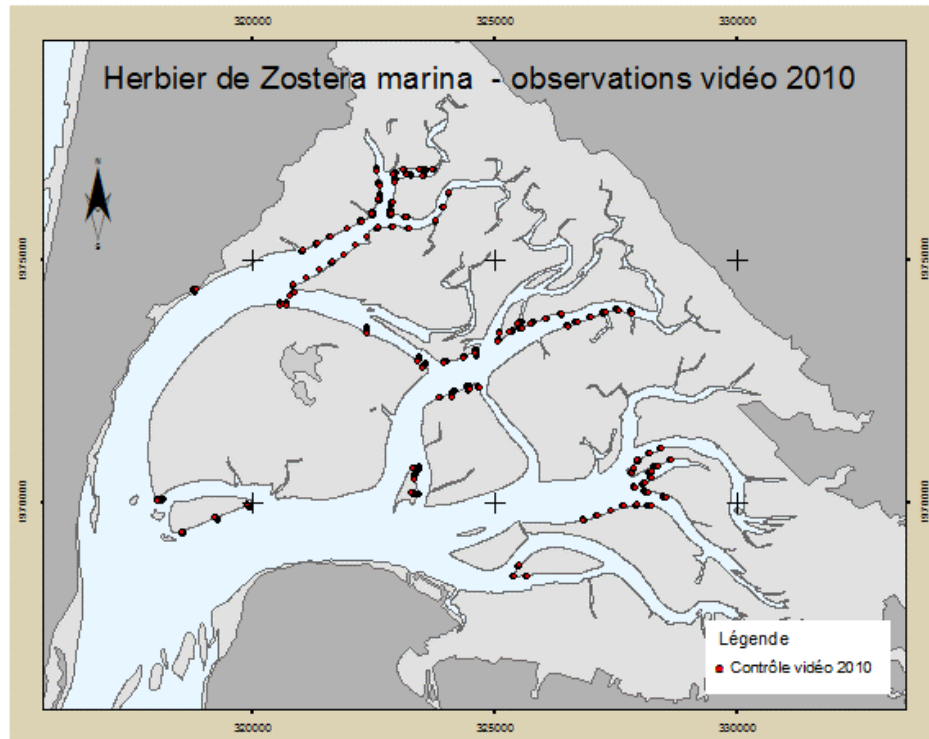


Figure 9 : Carte des observations vidéo réalisées en 2010.

2. Résultats

2.1. *Zostera noltii*

2.1.1. Hautebelle

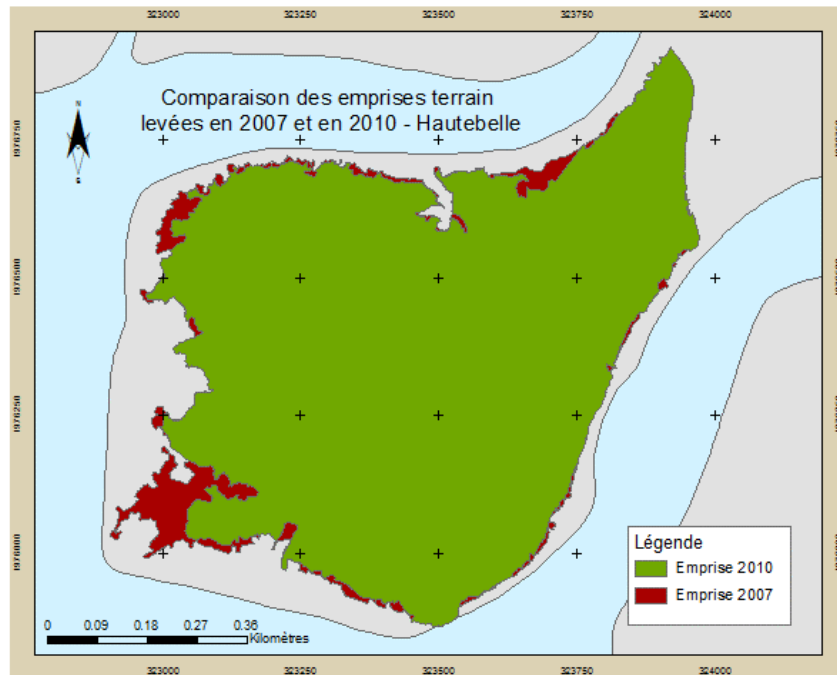


Figure 10 : Evolution de l'emprise des herbiers à Hautebelle entre 2007 et 2010

Dans ce secteur situé au nord du Bassin, l'emprise des herbiers n'avait pas régressé entre 1989 et 2007.

Entre 2007 et 2010, une très faible régression (4,5 %) a été observée, localisée à l'extrémité de la pointe (Figure 10).

En 2007 comme en 2010, les herbiers de cette zone sont globalement denses.

On peut considérer qu'il n'y a pas eu d'évolution significative des herbiers dans ce secteur au cours des trois dernières années.

2.1.2. Le Tès

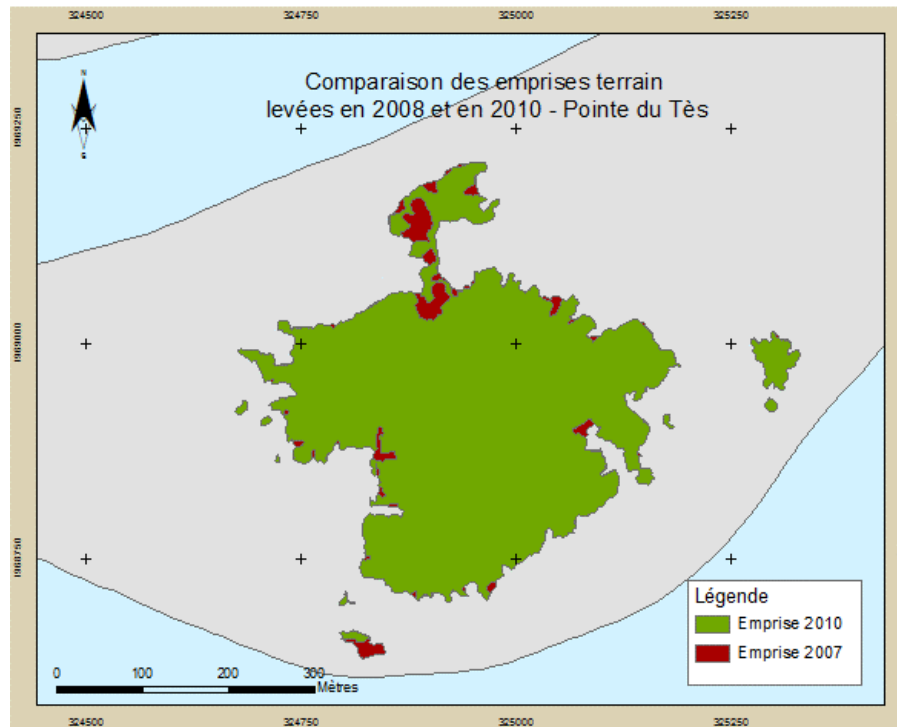


Figure 11 : Evolution de l'emprise des herbiers à la Pointe du Tès entre 2007 et 2010

Dans cette zone, située dans le sud du Bassin au large de la ville d'Arcachon, l'emprise des herbiers était restée stable entre 1989 et 2007.

Entre 2007 et 2010, l'emprise des herbiers du Tès n'a pas évolué, aussi bien du point de vue de leur contour que des superficies calculées, avec 11,7 ha aux deux dates (Figure 11). De même, l'état de ces herbiers n'a pas évolué en 3 ans : le recouvrement des zostères est, en 2010 comme en 2007, qualifié par les observateurs d'homogène moyen.

Sur la période 2007-2010, les herbiers de cette zone n'ont pas subi de modification notable en termes de densité ou d'extension.

2.1.3. Pointe du Bouc

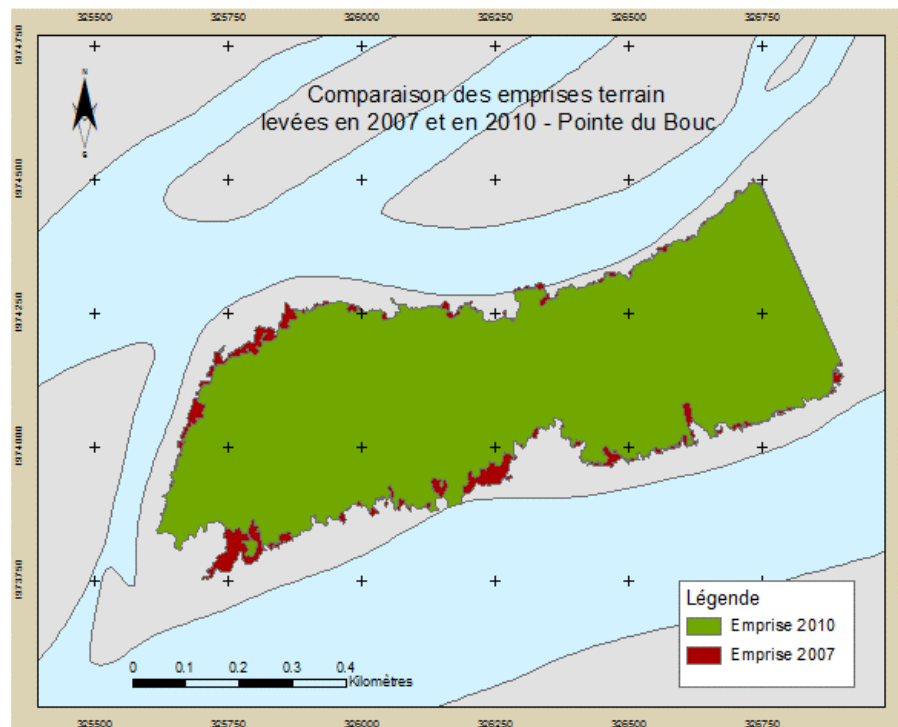


Figure 12 : Evolution de l'emprise des herbiers à la Pointe du Bouc entre 2007 et 2010

Dans ce secteur situé dans la zone centrale de l'est du Bassin, l'emprise des herbiers avait peu diminué entre 1989 et 2007, la régression observée touchant surtout les bordures sud des herbiers.

Entre 2007 et 2010, l'emprise des herbiers s'est très peu modifiée, les calculs indiquant une diminution de superficie de 3 % (Figure 12).

En 2007, les herbiers de cette zone étaient moyennement denses et homogènes. En 2010, l'herbier de la pointe du Bouc présentait un degré de recouvrement plus important, avec au moins un recouvrement "homogène moyen" souvent à la limite du recouvrement "homogène fort".

L'emprise des herbiers de cette zone semble donc avoir un peu diminué récemment, mais les zostères y présentent globalement de plus fortes densités.

2.1.4. Garrèche

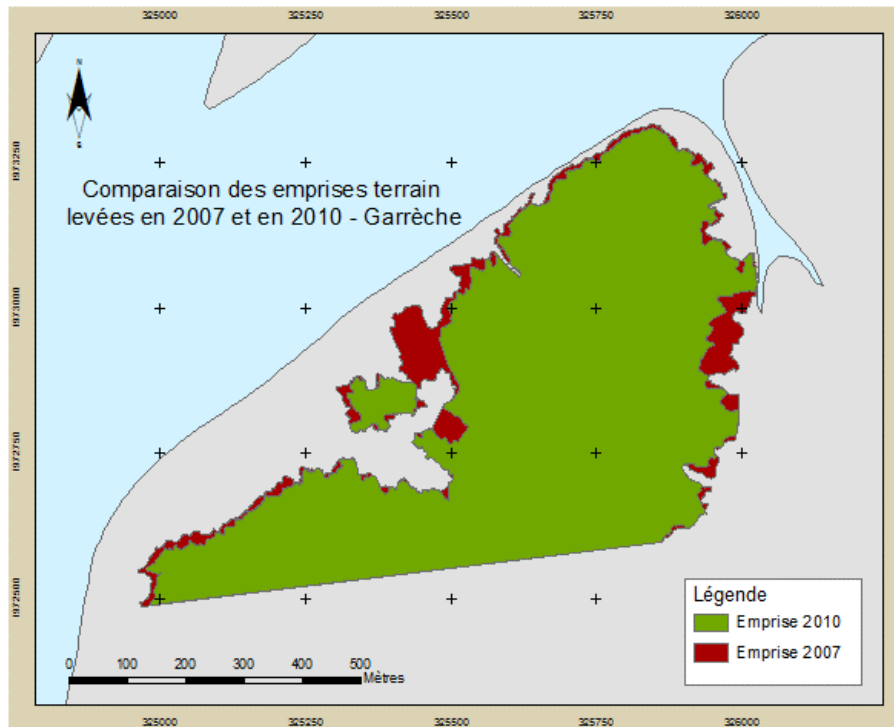


Figure 13 : Evolution de l'emprise des herbiers à Garrèche entre 2007 et 2010

Dans ce secteur médian du Bassin, l'emprise des herbiers avait nettement régressé dans leur partie nord-ouest entre 1989 et 2007.

Cette régression s'est poursuivie dans quelques zones, comme l'indique la figure 13. La comparaison des emprises calculées en 2007 (40,1 ha) et 2010 (36,9 ha) indique en effet une régression de 8%.

En 2007, ces herbiers étaient qualifiés par les opérateurs de globalement hétérogène avec des recouvrements faibles à moyens. En 2010, les observations terrain faisaient état d'herbiers plutôt homogènes et présentant un recouvrement moyen.

Pour cette zone d'herbiers qui, entre 1988 et 2007, avait subi une forte régression, on constate une assez faible diminution récente de l'emprise, conjuguée à une amélioration du recouvrement. On peut donc estimer que les herbiers de cette zone n'ont pas connu d'évolution importante au cours des trois dernières années.

2.1.5. Piréou

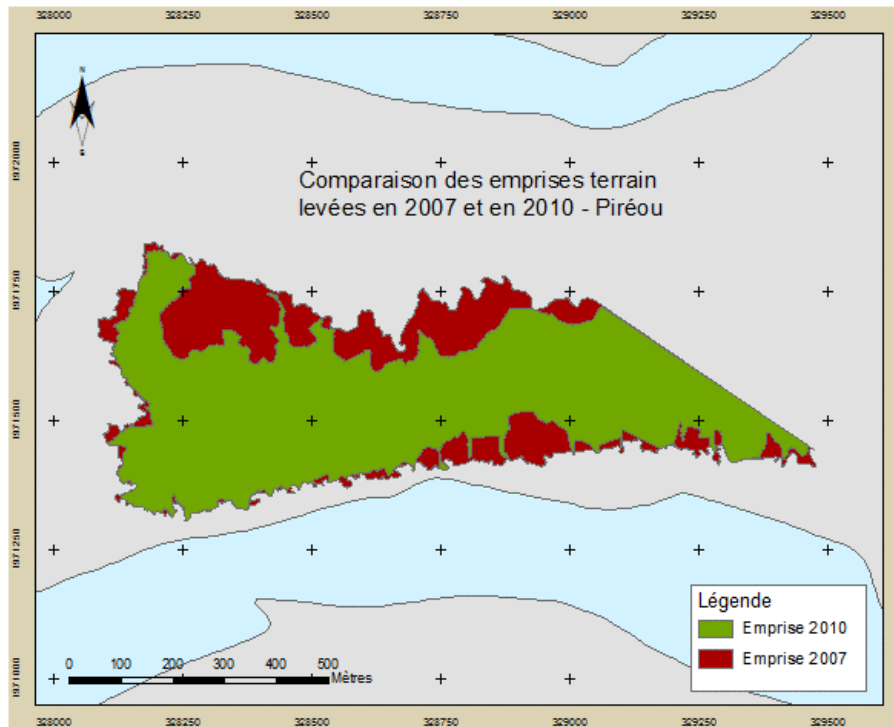


Figure 14 : Evolution de l'emprise des herbiers à Pireou entre 2007 et 2010

Dans cette zone, située dans le sud-est du Bassin, les herbiers avaient fortement régressé entre 1989 et 2007, surtout dans leur zone nord.

Cette régression s'est poursuivie entre 2007 et 2010, comme l'indique la différence des emprises sur la figure 14, aussi bien au nord qu'au sud de la zone, ce recul atteignant par endroits 150 mètres. La comparaison des emprises calculées en 2007 (39,4 ha) et 2010 (29,6 ha) indique une régression de 25%. Il s'agit de **la plus forte régression** observée sur les secteurs suivis.

Sur cette partie de l'estran de Piréou, en 2007, les herbiers étaient qualifiés par les opérateurs de terrain d'hétérogènes, présentant des recouvrements faible à moyen. En 2010, les opérateurs de terrain ont observé, dans la partie ouest, des herbiers hétérogènes à recouvrement moyen. Sur tout le reste de la zone, ils mentionnent que l'herbier est hétérogène avec un recouvrement très faible (inférieur à 10 %).

Ces observations indiquent que la régression des herbiers précédemment observée sur cet estran s'est poursuivie de manière soutenue au cours de la période récente.

2.1.6. Pointe de Comprian :

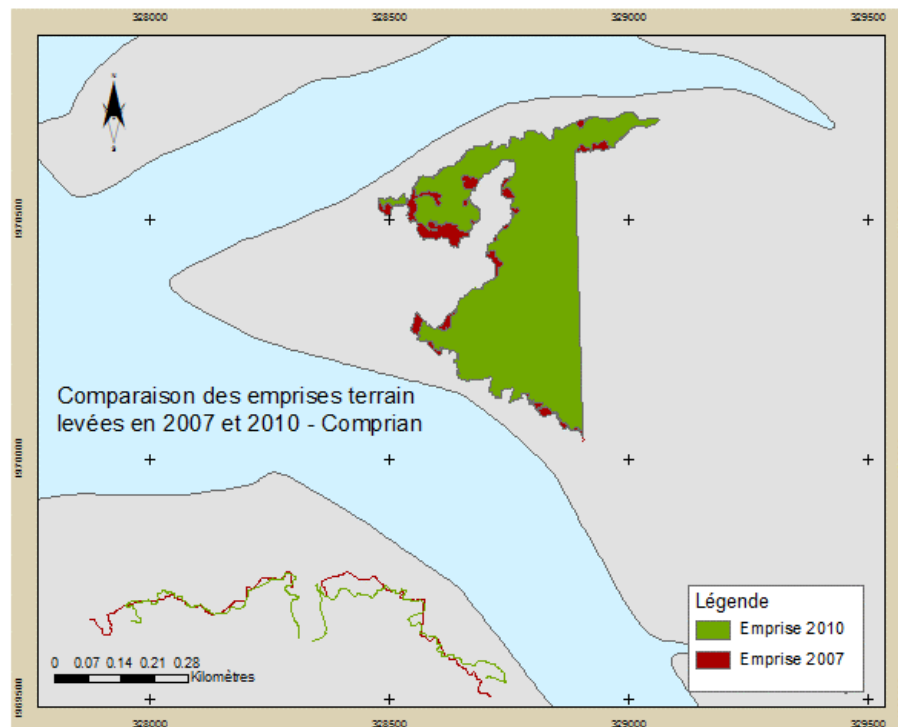


Figure 14 : Evolution de l'emprise des herbiers à Comprian entre 2007 et 2010

Entre 1988 et 2007, les herbiers de la pointe de Comprian avaient fortement régressé à l'ouest et au sud du secteur.

Après 2007, cette régression semble s'être arrêtée, ou tout au moins fortement ralentie comme l'indiquent les polygones dessinés sur la figure 14. En effet, la comparaison des emprises calculées en 2007 (14,2 ha) et 2010 (13,6 ha) indique une **très faible diminution de surface** entre ces deux dates (3%).

L'état des herbiers n'a pas évolué entre les deux dates d'observation, au cours desquelles il était qualifié d'homogène et présentant une alternance de zones moyennement denses à très denses

Les cheminements linéaires accomplis sur l'estran situé au sud de la pointe de Comprian (entre Lahillaire du Passant et Marsoupe) confirment la stabilité des herbiers de ce secteur (bas de la figure 14). En effet, les tracés correspondant aux deux années sont pratiquement superposés.

Pour ce secteur, les herbiers présentent donc une certaine **stabilité** par rapport à la situation de 2007.

2.1.7. Château Madère

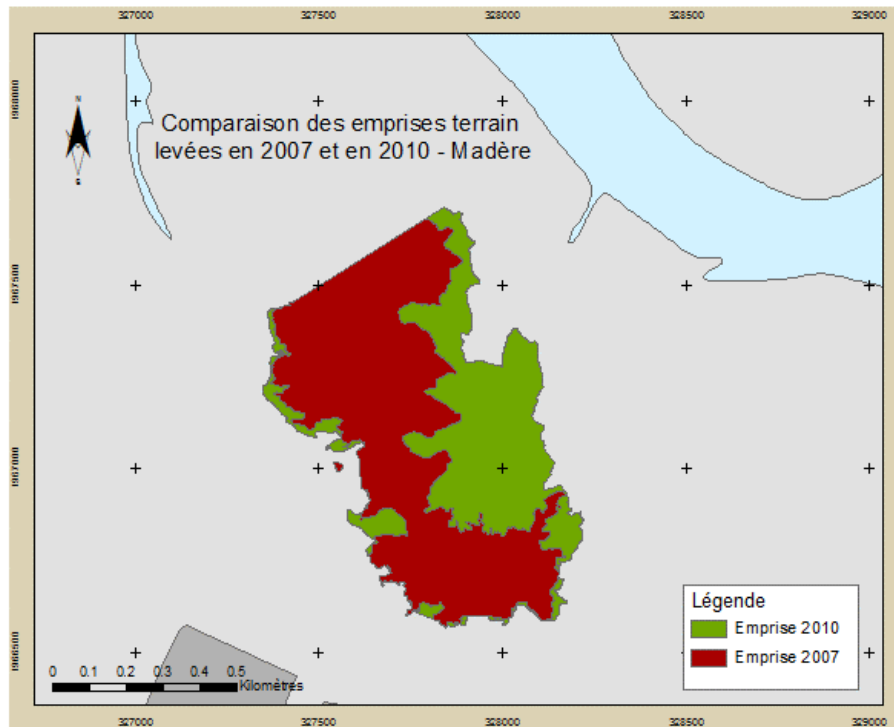


Figure 16 : Evolution de l'emprise des herbiers à Madère entre 2007 et 2010

Dans ce secteur situé au sud du Bassin, l'emprise des herbiers avait très fortement régressé entre 1989 et 2007.

Entre 2007 et 2010, les zostères ont **recolonisé** cet estran vers l'est sur plusieurs centaines de mètres. La comparaison des emprises 2007 et 2010 montre que la superficie de cette partie d'herbier est passée de 35,4 à 55,9 ha, soit une **augmentation** de près de 58 %.

Sur ce secteur, en 2007, les herbiers présentaient un recouvrement faible à moyen, avec des secteurs très hétérogènes dans les zones à faible recouvrement. En 2010, les observations terrain font état d'une amélioration du recouvrement.

L'emprise et le recouvrement des herbiers du secteur de Château Madère ont fortement progressé depuis 2007. C'est le seul secteur sur lequel ce type d'évolution a été observé entre 2007 et 2010.

2.1.8. Arès

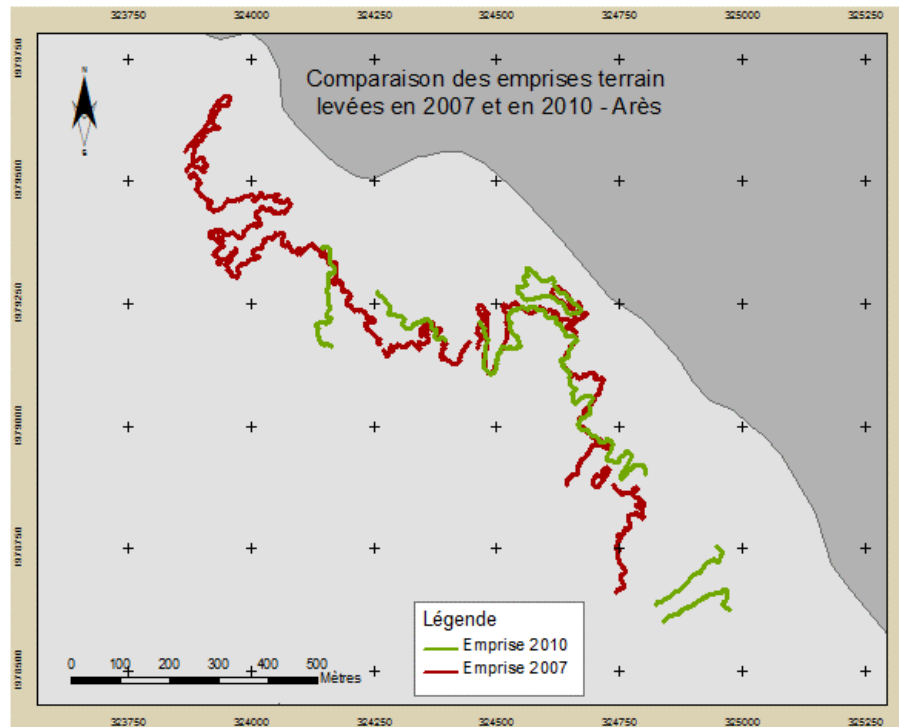


Figure 17 : Evolution de l'emprise des herbiers à Arès entre 2007 et 2010

En 2007, les notes qui figurent sur les fiches de terrain font état d'un herbier présent jusqu'en limite de schorre, globalement hétérogène, avec des recouvrements faible à moyen.

Les opérateurs intervenus en 2010 ont observé les mêmes classes de recouvrement avec un positionnement de la limite haute relativement comparable à celui de 2007.

Sur la période 2007-2010, cet estran n'a pas subi de modification notable en termes de densité ou d'extension.

2.1.9. Taussat

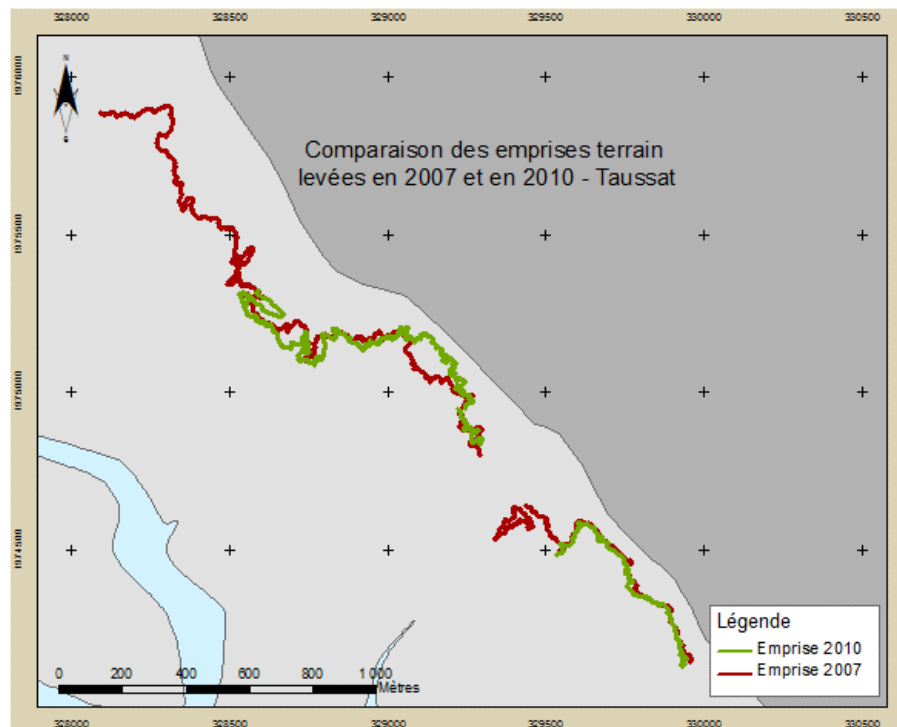


Figure 15 : Evolution de l'emprise des herbiers à Taussat entre 2007 et 2010

En 2007, les notes qui figurent sur les fiches de terrain font état d'un herbier hétérogène présent jusqu'en limite de schorre mais avec un recouvrement très faible.

En 2010, le carnet de terrain fait état de limites quasi superposées à celles de 2007 avec toutefois une nette amélioration du recouvrement de la partie sud qui passe de « hétérogène très faible » à « homogène moyen ». Dans la partie nord du cheminement l'herbier présente, comme en 2007, un recouvrement « hétérogène faible ».

Sur la période 2007-2010, cet estran n'a pas subi de modification notable en termes de d'extension mais il semblerait qu'il y ait eu une amélioration du recouvrement dans la partie sud de la zone.

2.1.10. Conclusion sur l'évolution récente de *Zostera noltii*

L'analyse des données rassemblées dans ce chapitre montre une stabilité pour six des neuf secteurs étudiés entre 2007 et 2010, que ces herbiers aient ou non régressé pendant la période précédente. Les emprises globales n'ont pas ou peu varié, avec le plus souvent une diminution inférieure à 5 %, soit une régression des limites comprise entre 2 et 10 mètres, peut-être tout simplement liée à la variabilité interannuelle de l'emprise colonisée.

En outre, sur ces estrans, on observe souvent une amélioration des niveaux de recouvrement.

Sur les trois autres sites, on note des évolutions très différentes selon les cas.

- **Pour le secteur de Garrèche**, même si le degré de recouvrement des herbiers semble un peu meilleur en 2010 qu'en 2007, on observe une régression assez marquée sur

la partie nord de l'emprise cartographiée en 2007, avec un recul des limites compris entre 50 mètres et 70 mètres.

- **Sur le secteur de Piréou**, fortement affecté entre 1989 et 2007, l'emprise des herbiers a fortement régressé dans toutes les directions (jusqu'à 150 mètres de recul) et leur recouvrement a également diminué. Si ce phénomène se poursuit dans l'avenir au même rythme que ces dernières années, l'herbier pourrait disparaître assez rapidement de cet estran. On peut remarquer que les limites nord de l'herbier de Comprian, pourtant très proche de ce dernier, n'ont pas changé depuis 3 ans.
- **Sur le secteur du château Madère**, où les herbiers avaient très fortement régressé entre 1989 et 2007, on observe au contraire une recolonisation importante de l'estran par les zostères.

L'hétérogénéité des résultats obtenus, et le caractère partiel des observations réalisées en 2010 rendent difficile de conclure sur une évolution générale s'appliquant à tous les herbiers de zostères naines du Bassin.

Toutefois, ces observations semblent indiquer que le phénomène global de régression des herbiers de zostères naines ne s'est pas poursuivi après 2007 avec la même intensité que lors des années précédentes.

Elles montrent également que la recolonisation peut être très rapide (plusieurs centaines de mètres en 3 ans sur un secteur), comme déjà démontré dans l'étang de Thau (Plus *et al.*, 2003) ou du Vaccarès (Charpentier *et al.*, 2005).

2.2. *Zostera marina*

La figure 16 présente les résultats des observations 2010 reportées sur la carte générale des zostères marines acquise en 2008.

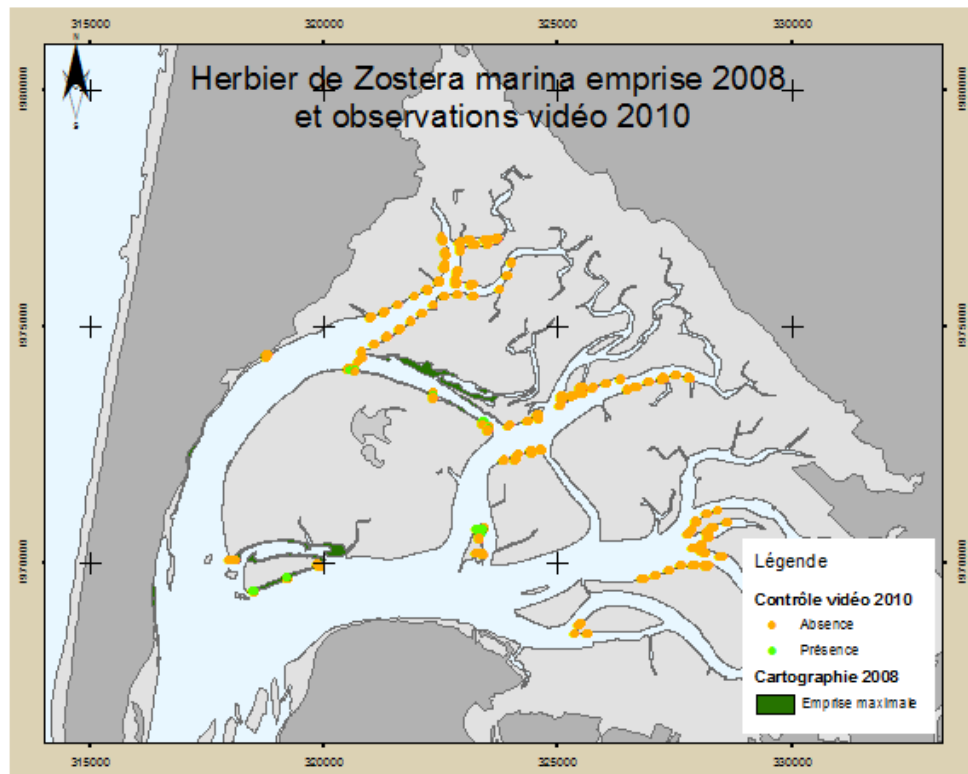


Figure 16 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008.

2.2.1. Zones orientales du Bassin

Les observations réalisées dans les chenaux les plus orientaux du Bassin, dont les herbiers de Zostères marines avaient disparu entre 1988 et 2008, n'indiquent aucune recolonisation de la bordure des chenaux par cette espèce (Figures 17 à 19).

Au contraire, les quelques petits herbiers qui subsistaient dans certains de ces secteurs (Argile : figure 17, sud-est Lahillon : figure 18) semblent avoir disparu depuis deux ans.

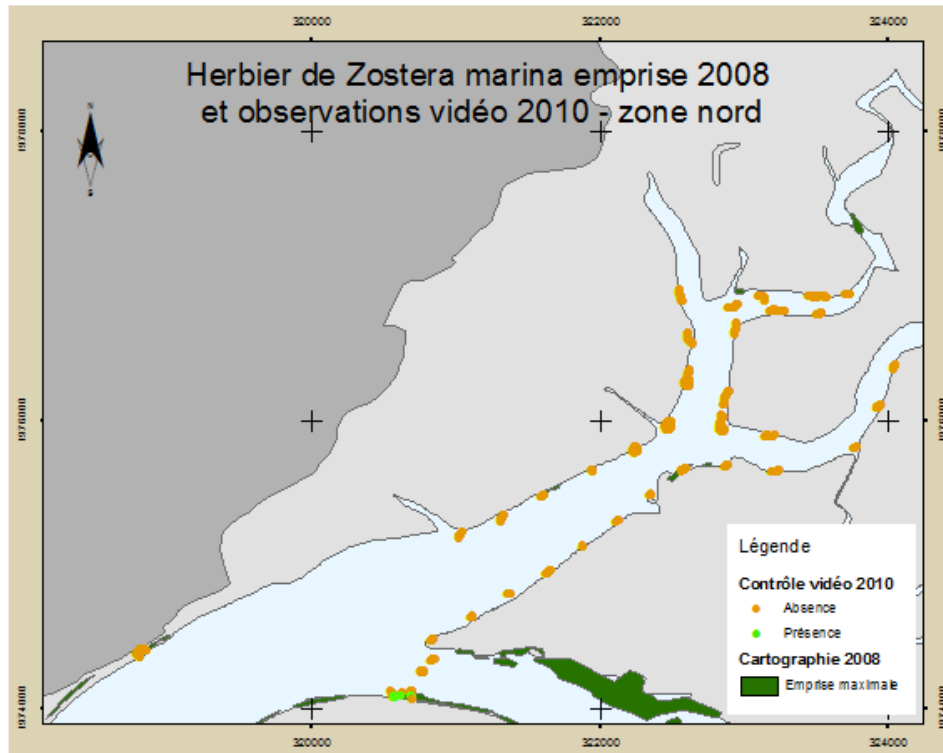


Figure 17 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone nord-est du Bassin.

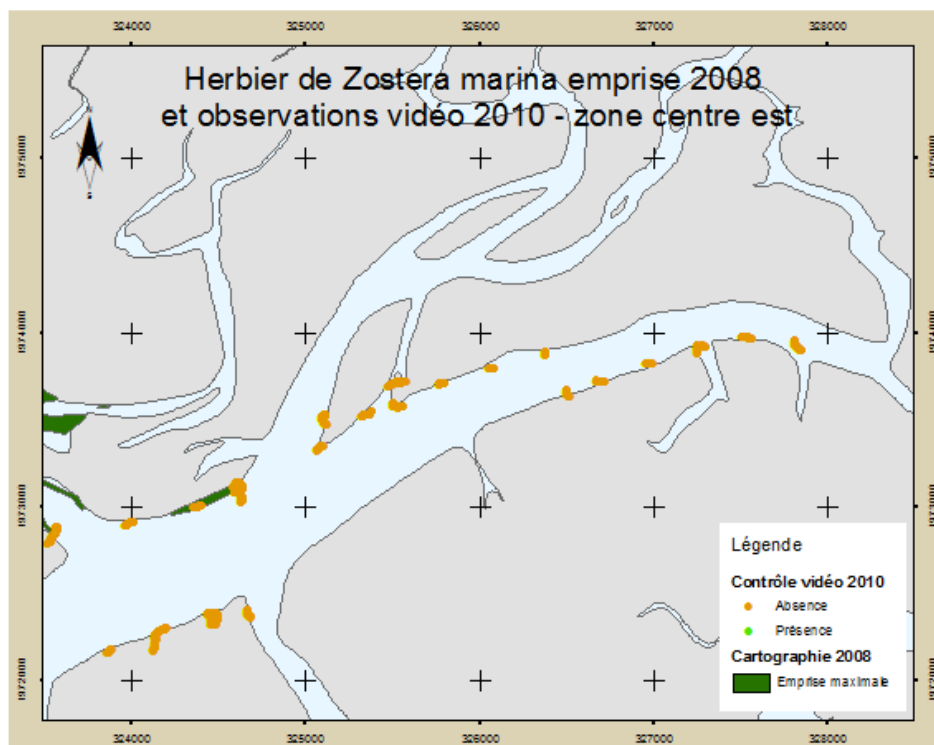


Figure 18 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone centre-est du Bassin.

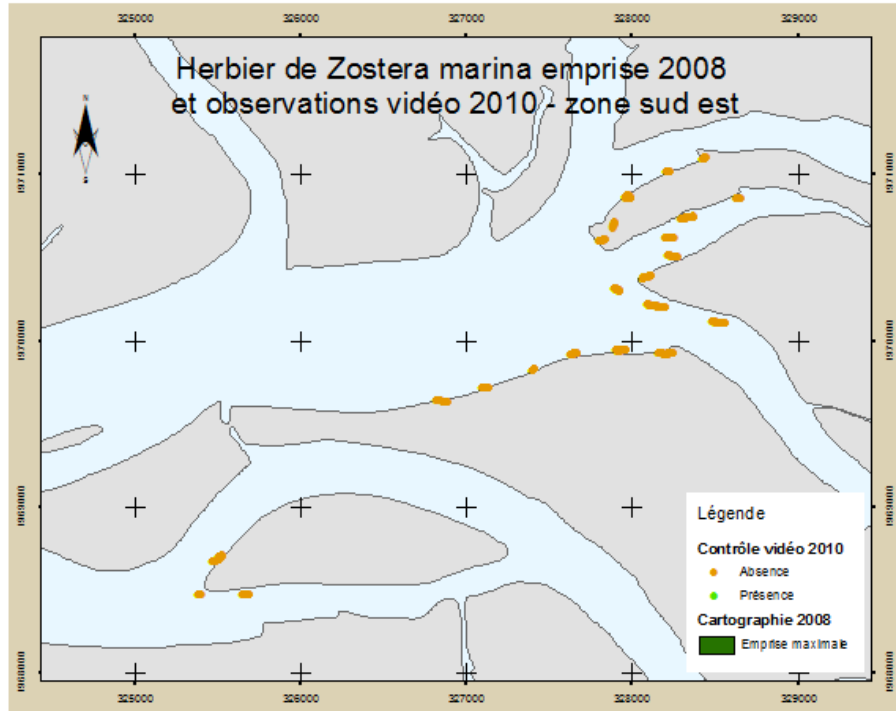


Figure 18 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone sud-est du Bassin.

2.2.2. Courbey

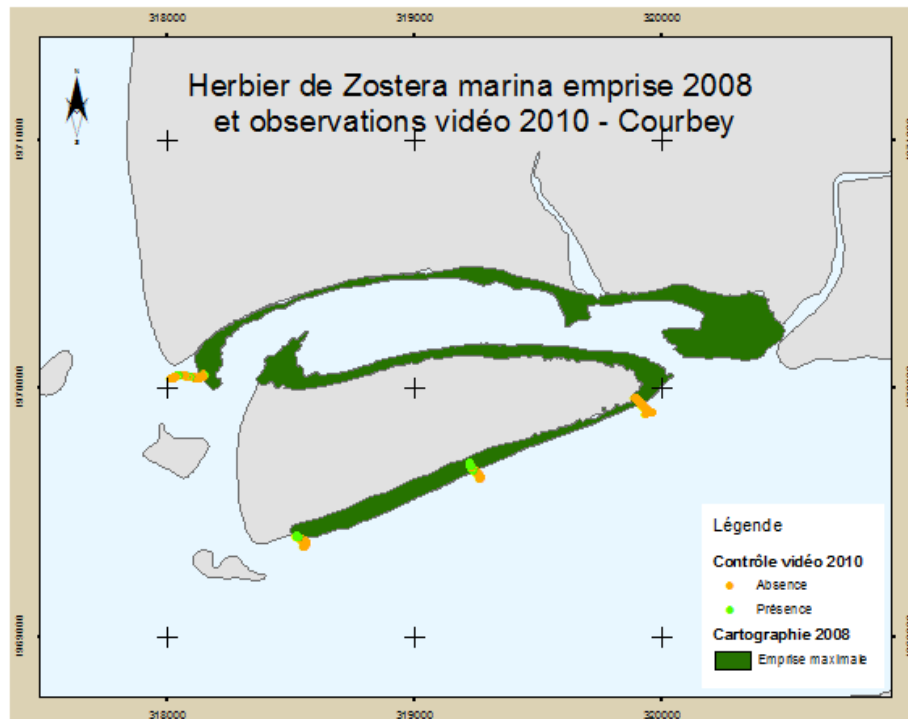


Figure 20 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone du Courbey.

Dans ce secteur, les observations en vidéo réalisées en 2010 montrent la présence de *Zostera marina* avec la plupart du temps une bonne superposition entre ces images et l'emprise établie en 2008 par SEMANTIC.

Par ailleurs ; le suivi DCE réalisé dans la partie sud du chenal du Courbey révélait toujours, en septembre 2009, la présence de zostères tout le long du chenal (Auby *et al.*, 2011).

L'herbier semble s'être étendu dans la partie occidentale du nord du chenal. Par contre, il a disparu de la zone orientale du sud du Grand Banc.

2.2.3. Mapouchet

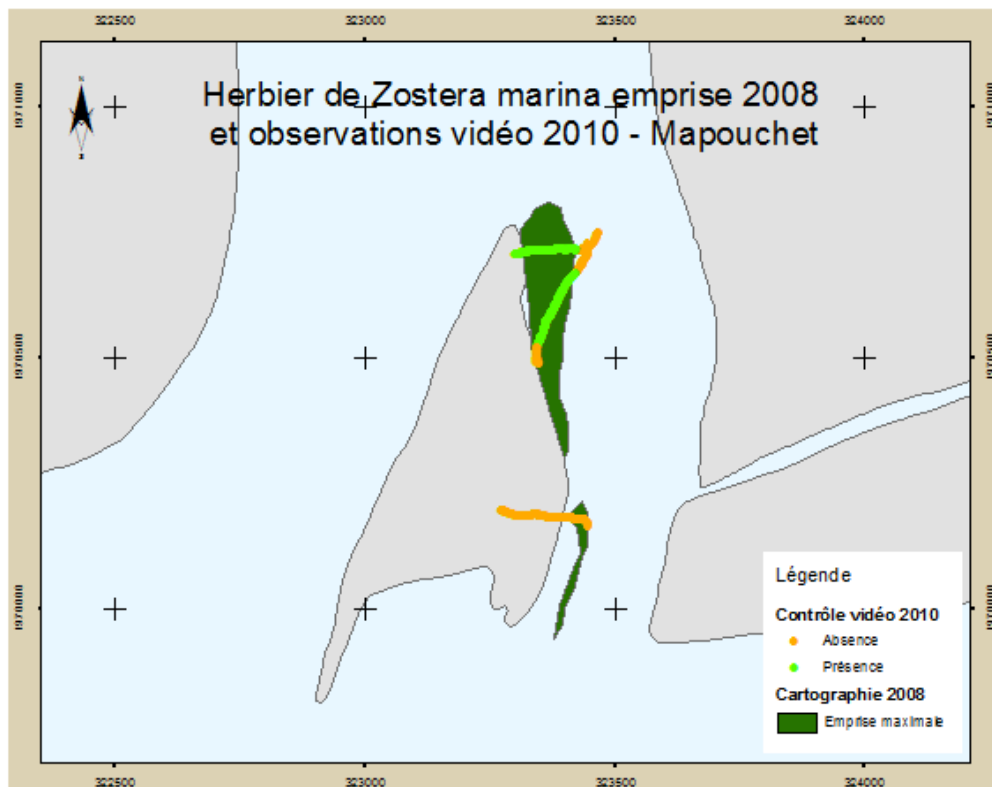


Figure 21 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone de Mapouchet.

L'herbier de zostères marines du nord est du Banc de Mapouchet s'est maintenu entre 2008 et 2010, avec une très bonne concordance entre les images vidéo de 2010 et les limites d'emprises établies par SEMANTIC en 2008. Cet herbier n'a pas évolué entre les deux dates d'observation.

Par contre, les observations vidéo n'ont pas permis de retrouver le petit herbier situé au sud est de la zone, cartographié en 2008 à partir des données acoustiques.

2.2.4. Nord de l'île aux oiseaux :

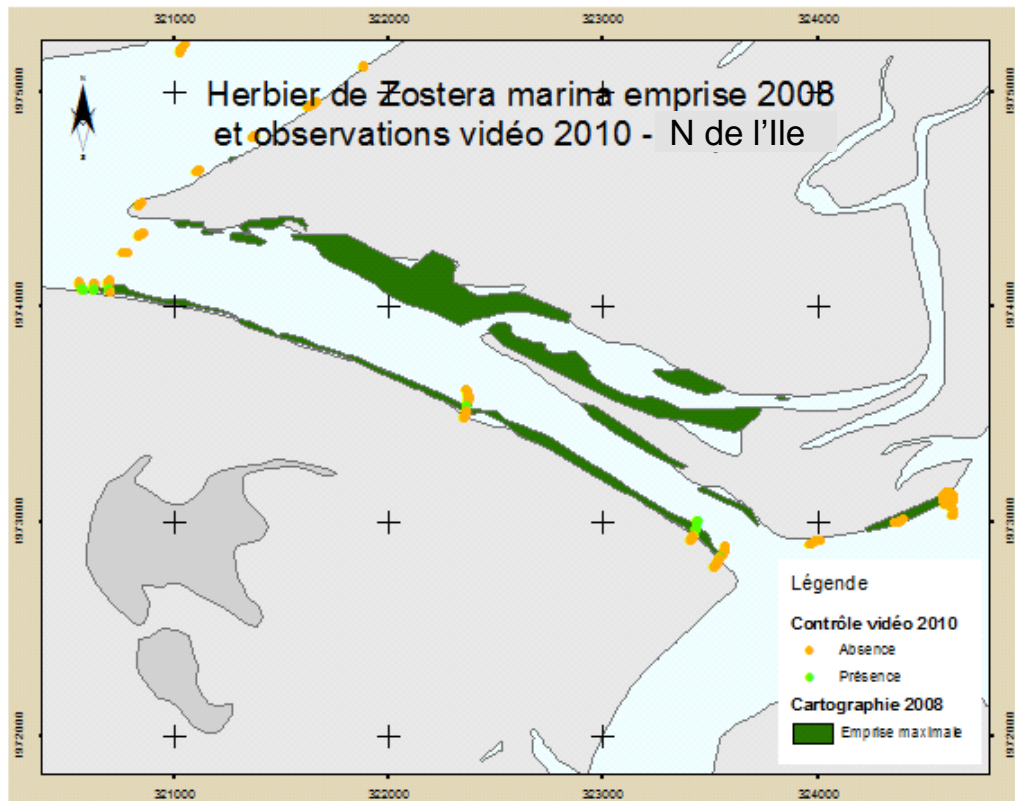


Figure 21 : Présence et absence des zostères marines sur les points observés en juin 2010 par rapport à l'emprise des herbiers en 2008 dans la zone du chenal du nord de l'île.

Sur toute la bordure du chenal de l'île, les images sous-marines acquises en 2010 présentent une très bonne concordance avec les enveloppes des herbiers de zostères marines établies en 2008 par SEMANTIC.

Par contre, le petit herbier cartographié en 2008 au sud-est de Lahillon (Figure 21), n'a pas été retrouvé en 2010.

2.2.5. Conclusion sur l'évolution récente de *Zostera marina*

Sur les trois secteurs principaux où les herbiers de zostères marines étaient encore présents en 2008 (Chenal du Courbey et Sud du Grand Banc, chenal de l'île, Mapouchet), leur emprise semble être restée stable.

Toutefois, sur chacun de ces trois secteurs, de petits herbiers n'ont pas été retrouvés en 2010. Il faut toutefois souligner que ces petits herbiers « disparus » n'avaient pas fait l'objet de vérité terrain en 2008, si bien qu'il n'est pas exclu (quoique peu probable) qu'ils n'existaient déjà plus en 2008.

Les images obtenues confirment l'absence de zostères marines dans les zones les plus internes du Bassin. Ces secteurs ont fait l'objet d'observations suffisamment resserrées pour accorder un bon niveau de confiance à ce constat.

Néanmoins, il reste possible que quelques petits herbiers aient échappé à ces observations. On peut, par exemple, citer le cas d'un très petit herbier de zostères marines

situé au sud de la pointe de Hautebelle, qui a été observé par SCAPH PRO (comm. pers.) en 2009. De même, lors des prélèvements réalisés dans le cadre du suivi des pesticides dans les zostères (cf chapitre C5), nous avons observé à deux reprises quelques pousses de zostères marines au environ du point « Estey Tort ».

Cependant, on peut conclure de ces observations qu'aucune recolonisation importante de zones désertées par les zostères marines n'a été observée entre 2008 et 2010.

C. Les causes potentielles de la régression

Dans cette étude, nous avons axés notre réflexion sur les causes potentielles de régression des herbiers qui nous semblaient les plus pertinentes et/ou qui étaient fréquemment invoquées par les différents utilisateurs du Bassin pour expliquer ces phénomènes.

Quatre volets principaux ont été abordés :

- L'effet des facteurs climatiques et hydrologiques (Chapitre C1)
- Les signes de la maladie (« wasting disease ») connue pour affecter *Zostera marina* (Chapitre C2)
- l'impact des oiseaux herbivores sur les zostères (Chapitre C3)
- les niveaux de contamination par les herbicides dans les eaux du Bassin et leur éventuel impact sur les herbiers (Chapitre C4).

Par ailleurs, parce que la pêche à pied est parfois évoquée pour expliquer la régression des herbiers, nous présentons en annexe (annexe 5) les résultats d'une étude préliminaire à ce sujet réalisée par Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne/ Maison de la Nature du bassin d'Arcachon, sous la direction de Claude Feigné.

C1. Météorologie – Hydrologie

1. Introduction

La survie, la croissance et la reproduction des phanérogames sont conditionnées par un grand nombre de facteurs physiques et chimiques.

Comme c'est le cas pour tous les végétaux chlorophylliens, la **lumière** est le principal facteur limitant pour les phanérogames (Dennison et Alberte, 1986; Dennison, 1987; Olesen et Sand-Jensen, 1993), la disponibilité en lumière déterminant notamment les limites bathymétriques inférieures des zones colonisées par les phanérogames (Duarte, 1991; Charpentier *et al.*, 2005). Néanmoins, 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).

Les **nutriments** (azotés et phosphorés) sont également nécessaires à la croissance de ces espèces mais peuvent, dans certains cas, s'avérer toxiques pour les plantes. Les relations entre teneur en nutriments et croissance des zostères ont été bien étudiées, la majorité de ces travaux mettent en évidence un effet positif de l'ajout de nutriments sur leur croissance, d'autres ne montrent aucun effet (voir bibliographie dans van Katwijk *et al.*, 1997), la nature de ces effets dépendant du stock d'azote et de phosphore dans les populations testées (Duarte, 1990). D'autres travaux (voir bibliographie dans van Katwijk *et al.*, 1997 et van der Heide *et al.*, 2006) montrent une influence négative des formes réduites de l'azote minéral sur la survie et la croissance des zostères.

La **température** influe sur l'activité biologique des zostères comme sur celle de tous les organismes vivants et les fluctuations saisonnières de ce paramètre conditionnent fortement le cycle de production des zostères. Néanmoins, les deux espèces présentent des préférences thermiques et des seuils de résistance différents aux valeurs extrêmes, comme l'ont mis en évidence les expériences qui seront rapportées dans le paragraphe 3.1 de ce chapitre.

Enfin, même si les deux espèces de zostères sont capables de coloniser des environnements de **salinités** très variées, elles semblent également présenter des préférences halins qui seront évoqués dans le paragraphe 3.2.

L'objet de ce chapitre est de tenter de mettre en relation le niveau et l'évolution temporelle de ces paramètres avec les régressions observées sur les herbiers depuis quelques années.

2. Données disponibles

Météorologie

Les données météorologiques dont nous disposons sont acquises par Météo France à la station du Cap Ferret : données journalières de température minimales et maximales, de précipitations et rayonnement puis insolation (à partir de septembre 2001³), données tri-horaires de vents (vitesse et direction).

Hydrologie

- Depuis 1988, un certain nombre de stations sont échantillonnées dans le cadre du réseau hydrologique ARCHYD mis en œuvre par Ifremer.

Les stations « historiques » de ce réseau sont : **Arès, Jacquets, Girouasse, Comprian, Tès, Bouée 11 et Ferret**. Deux stations supplémentaires ont été rajoutées au cours du temps : **Courbey** en 1989 et **Bouée 7** en 1994 (Figure 22).

La synthèse des résultats acquis entre 1988 et 1997 a montré une redondance entre les points **Arès/Jacquets** et **Bouée11/Ferret**. Pour cette raison, au début de l'année 2005, le point **Arès** a été supprimé et les points **Bouée11** et **Ferret** ont été remplacés par le point **Bouée13** également suivi dans le cadre du réseau SOMLIT de l'INSU.

Actuellement, le réseau comporte donc 7 points de surveillance, échantillonnés chaque semaine, alternativement à l'étales de pleine mer et de basse mer, aux alentours de la mi-journée.

Les paramètres mesurés sont : la température, la salinité et la turbidité au fond et en subsurface (depuis 2007), et, uniquement en subsurface, les matières en suspension, les nutriments (silicate, ammonium, nitrate, nitrite et phosphate), la chlorophylle *a* et les phaeopigments.

³ Afin de poursuivre la série, les données d'insolation fournies à partir de septembre 2001 ont été transformées en rayonnement grâce à une formule fournie par Météo-France.

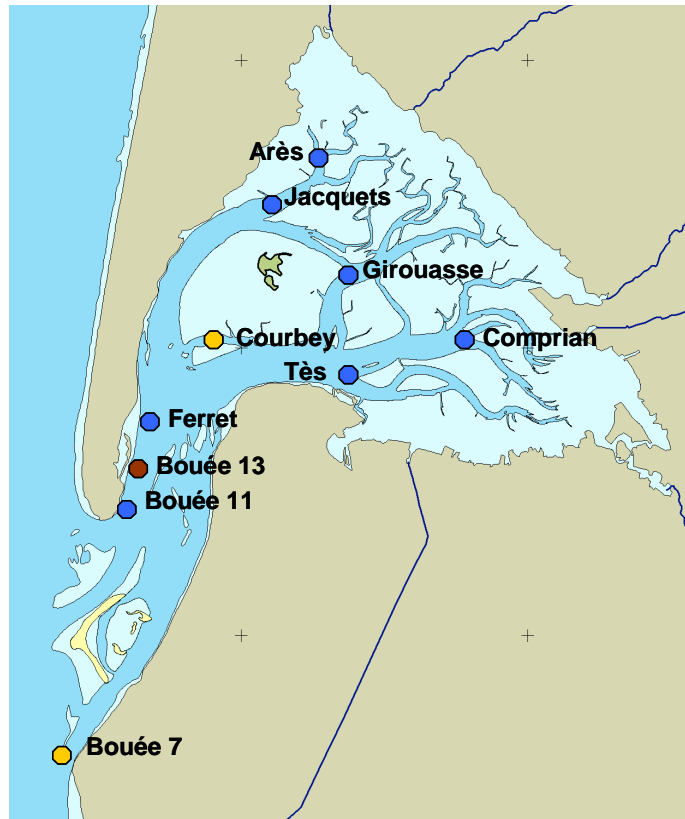


Figure 22 : Localisation des stations de mesure et de prélèvement du réseau ARCHYD.

- Par ailleurs, une sonde mesurant en continu la température et la salinité est installée sous la jetée d'Eyrac.

3. Facteurs météorologiques et hydrologiques pris en compte dans l'analyse

Au regard de la littérature concernant l'effet des facteurs physico-chimiques sur les zostères, nous avons choisi de retenir ici les paramètres suivants :

- paramètres hydrologiques : température, salinité, teneur en ammonium, teneur en matières en suspension
- paramètres météorologiques : rayonnement, température de l'air, vitesse du vent.

3.1. Température

3.1.1. *Zostera marina*

Il existe une littérature abondante sur l'effet de la température sur la survie et la production de *Zostera marina*. Les principaux résultats de ces études sont présentés dans les paragraphes suivants.

- D'après les expériences de Nejrup et Pedersen (2008), menées pendant 6 semaines en mésocosme à des températures variant entre 5 et 15°C, de fortes mortalités sont observées au dessus de 20°C (Figure 23).

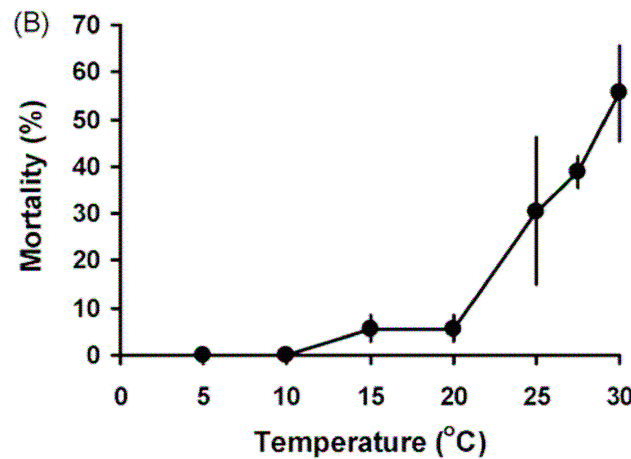


Figure 23 : Mortalités des pieds de zostères marines en fonction de la température (Nejrup et Pedersen, 2008)

La température optimale pour la photosynthèse et la production de nouvelles pousses est de 10°C alors que cet optimum est un peu plus élevé (15-20°C) pour la production de nouvelles feuilles et leur croissance (mesurée par marquage). Les valeurs atteintes par ces paramètres décroissent pour des températures inférieures et supérieures à cet optimum.

- Ehlers *et al.* (2008) ont soumis des zostères, après une période d'acclimatation de 6 semaines, à une température de 25°C pendant un mois, pendant que les témoins se développaient à la température du fjord dont elles provenaient (21 à 18°C). Les zostères de tous les traitements ont ensuite été maintenues pendant 6 semaines à même température que celles du fjord.

A la fin de cette expérience, les densités étaient significativement moins élevées (environ moitié moindres) chez les zostères soumises à l'exposition à 25°C, en raison d'un moindre recrutement de nouvelles pousses latérales.

- Olesen et Sand-Jensen (1993) ont étudié la croissance (feuilles et rhizomes) de zostères placées en mésocosme pendant 3 à 4 semaines.

Ils ont observé que la croissance était plus élevée à 15 et 21°C qu'à 7°C.

- 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) : 0-40°C – Plus forte production nette mesurée à 30°C pour une population infralittorale et à 35°C pour une population de cuvette intertidale.

- Marsh *et al.* (1986) : 0-35°C – Accroissement de la production nette de 0 à 30°C, et forte diminution à 35°C.

- Plus *et al.* (2005). Quatre séries d'expériences réalisées à différentes saisons en exposant les plantes à la température mesurée dans le milieu⁴ lors des prélèvements : 7°C – 13°C – 17°C – 25°C. Accroissement de la production nette entre 7 et 17°C. Forte diminution à 25°C.

En résumé, même si certaines des mesures de photosynthèse rapportées ici font état d'une bonne tolérance des zostères marines à de fortes températures, il semble que ces

⁴ Salinité élevée (36,4 à 40).

hautes températures (>20°C – 25°C ?) leur sont préjudiciables, tant en terme de mortalité que de croissance et de multiplication végétative.

3.1.2. *Zostera noltii*

L'effet de la température sur la survie et la production a été beaucoup moins étudié chez *Zostera noltii* que chez *Zostera marina*.

- Massa *et al.* (2009) ont testé l'effet de chocs thermiques de 3 heures sur des zostères naines provenant de deux niveaux hypsométriques différents, 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, ces auteurs ont mesuré la survie des pousses et un indicateur physiologique du stress : le rapport de la fluorescence variable sur fluorescence maximale (F_v/F_m), caractérisant l'efficacité photosynthétique du photosystème 2.

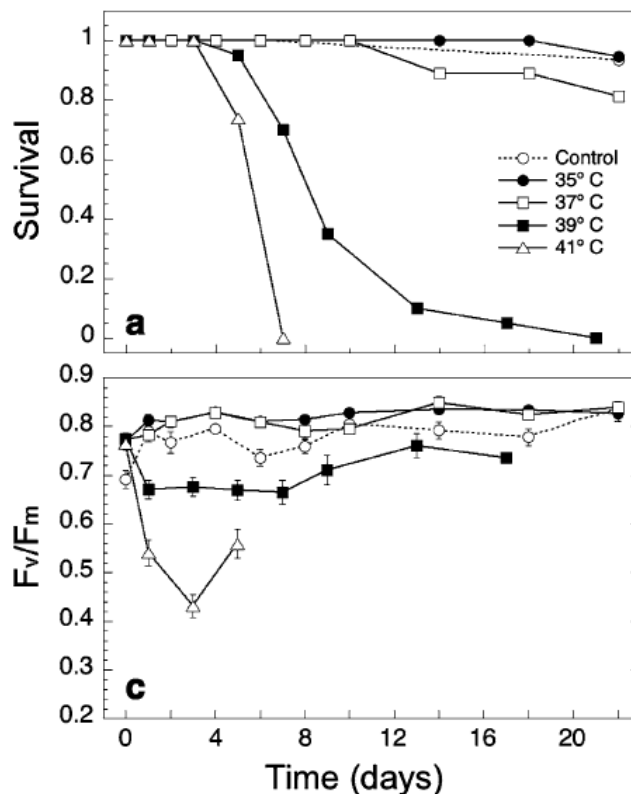


Figure 24 : Survie et F_v/F_m de lots de *Zostera noltii* soumis à des chocs thermiques d'intensité différente (Massa *et al.*, 2009)

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 F_v/F_m , 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 du plus haut niveau hypsométrique s'avérant davantage capable de récupérer après le stress thermique, ce qui peut être interprété en terme d'une meilleure adaptation des populations plus souvent soumises à ce type de stress.

• 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 milieu⁵ lors des prélèvements : 7°C – 13°C – 17°C – 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 (6-7) et testées dans ces conditions halines à des températures comprises entre 5 et 25°C.

A partir de ce faible nombre de données expérimentales, il semble que l'on puisse conclure que *Zostera noltii* supporte mieux les fortes températures (25°C) que *Zostera marina*, des valeurs extrêmes (>37°C), même appliquées pendant un temps très court s'avérant néanmoins très préjudiciables à leur survie.

3.1.3. Températures dans le Bassin d'Arcachon

Zostera noltii, espèce intertidale, est soumise alternativement aux variations de température de l'air, pendant l'émersion, et à celles de température de l'eau quand elle est immergée.

Zostera marina est plutôt infralittorale dans le Bassin (soumise aux fluctuations de la température de l'eau) mais est également présente, dans certaines zones, dans les niveaux inférieurs et dans des dépressions de l'étage intertidal. Elles sont, à ce titre, également soumise aux fluctuations de la température de l'air, mais pendant des périodes d'émersion limitées.

Ces deux paramètres seront donc pris en compte dans ce chapitre. Par ailleurs, comme les observations réalisées en laboratoire et synthétisées dans les chapitres précédents montrent que ce sont plutôt les fortes températures qui sont préjudiciables aux zostères, nous nous intéresserons plutôt dans ce chapitre aux maxima atteints par ce paramètre.

Température de l'air : Comme l'indiquent les figures 25 et 26, le groupe d'années 2003 à 2006 est caractérisé par des températures maximales de l'air plus élevées et plus fréquemment supérieures au seuils de 30 et 35°C (pour 2003 et 2005) que les années précédentes.

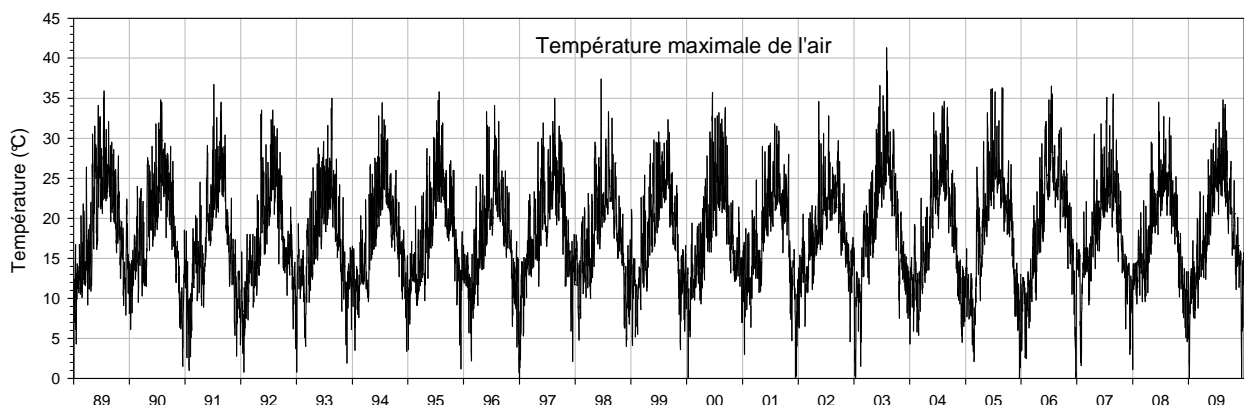


Figure 25 : Température maximale journalière de l'air au Cap Ferret (source : Météo France).

⁵ Salinité élevée (36,4 à 40).

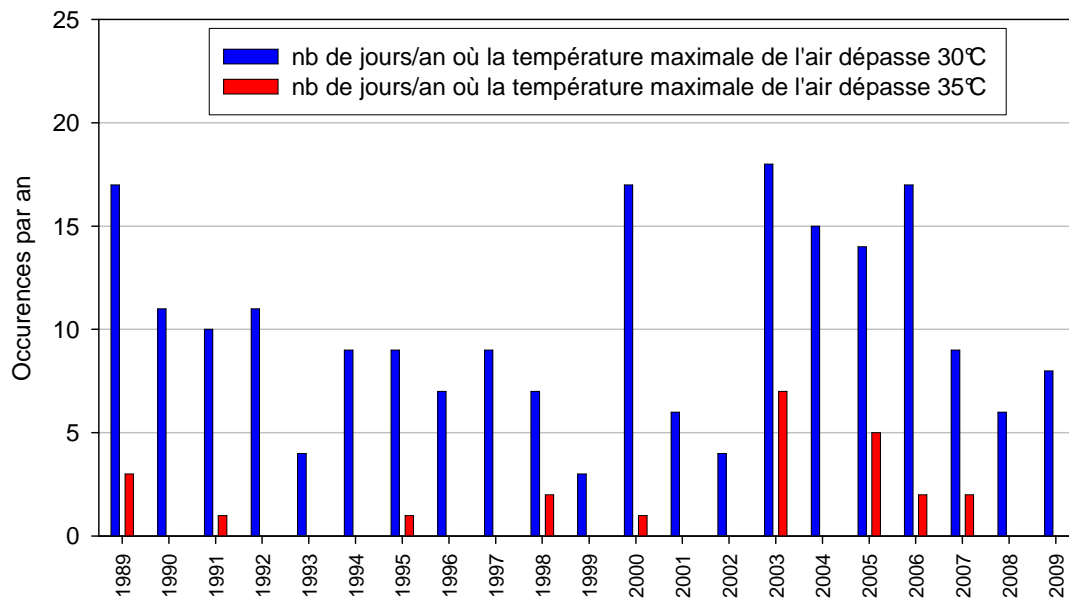


Figure 26 : Occurrence annuelle de jours où la température maximale de l'air au Cap Ferret a dépassé 30 et 35°C (source : Météo France)

Température de l'eau : De même, les observations relatives à la température de l'eau au niveau de la jetée d'Eyrac révèlent des températures particulièrement élevées au cours des étés 2003 et 2006 (Figure 27, sur laquelle la normale mensuelle calculée sur la période 1989-2009 est également tracée (ligne noire en pointillés)).

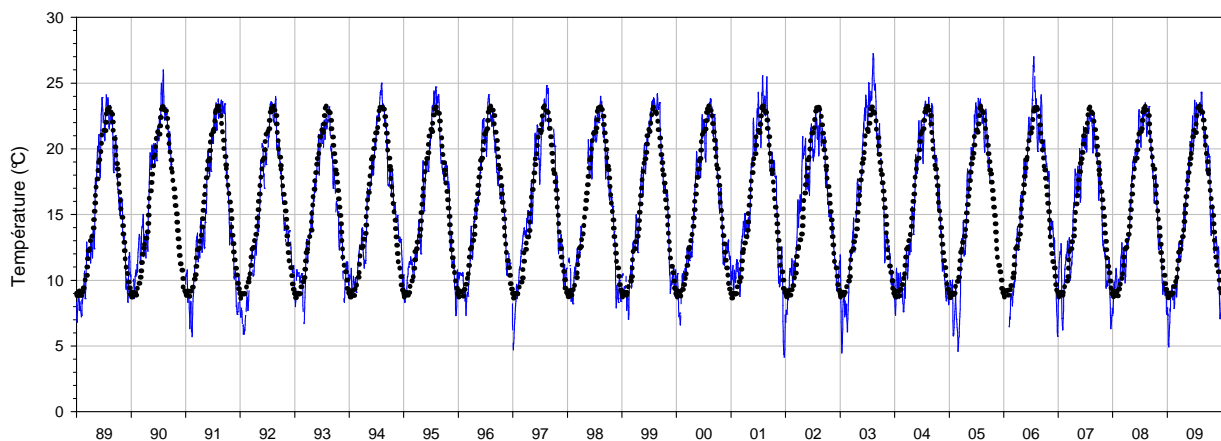


Figure 27 : Température moyenne journalière de l'eau à la jetée d'Eyrac entre 1988 et 2007.

Comme évoqué dans les paragraphes précédents, les fortes températures sont susceptibles d'affecter la survie et la croissance des zostères.

Globalement, en raison des gradients ouest-est d'éloignement à l'océan et de profondeur, les zones orientales du Bassin sont soumises à des variations de température de plus grande amplitude (et donc à des températures plus élevées pendant l'été) que les zones situées plus à l'ouest.

L'évolution spatiotemporelle de ce paramètre peut être abordée en utilisant les résultats du modèle hydrodynamique (MARS 3D) (Plus *et al.*, 2009).

Ce modèle a été utilisé afin de reproduire les conditions thermiques de l'année 2003 (exemple d'année à été chaud) et de 2007 (exemple d'année à été froid). Deux types de calculs ont été effectués à partir de cette simulation :

- d'une part, la sauvegarde de la plus haute température simulée au cours de cette année sur les différentes mailles du modèle,

- d'autre part, pour chaque maille du modèle, la fréquence relative du temps pendant lequel la température de l'eau a dépassé 25°C (valeur au dessus de laquelle la survie et le développement des zostères marines serait affectés).

NB : Afin de s'abstraire des valeurs sans doute aberrantes calculées par le modèle lorsque la lame d'eau sur l'estran est très fine, les données de température pour des épaisseurs de la lame d'eau inférieures à 10 cm ont été exclues des calculs.

Les résultats graphiques de ces calculs sont présentés sur les cartes de la figure 28, où sont également montrées les cartes de régression des zostères déjà présentées dans ce document.

Les observations suivantes peuvent être déduites de l'observation de ces figures :

- **Chenaux** : En 2003, toutes les zones du Bassin colonisées par les zostères marines ont été baignées par des eaux dont la température était (parfois largement) supérieures à 25°C, ce seuil étant dépassé plus de 20% du temps dans les zones orientales et moins de 20% du temps dans les zones situées plus à l'ouest. Au regard des températures mesurées dans le cadre du réseau ARCHYD, une situation similaire a probablement été observée en 2006.

Sur la base des résultats expérimentaux rapportés dans les paragraphes précédents, les conditions thermiques de ces deux étés pourraient avoir été défavorables pendant un temps assez long (plus de 2 mois) pour les populations de zostères marines des zones orientales du Bassin.

La situation de ces étés chauds peut être comparée à celle d'un été plus frais (2007). Si des valeurs supérieures à 25°C ont également été atteintes cette année là, l'occurrence de dépassement de ce seuil a été très faible.

- **Estrans** : En 2003, des températures maximales élevées (> à 36°C) de l'eau sont observées sur la plupart des zones intertidales (colonisées par les zostères naines), notamment sur certaines des bordures sud-est et nord-est du Bassin, avec des occurrences de dépassement du seuil globalement distribuées spatialement de la même manière que les maxima.

Pour ces zones intertidales, la différence obtenue entre les cartes de 2007 et 2003 est également très marquée.

On observe une certaine concordance entre la régression des herbiers intertidaux et la fréquence d'occurrence des températures élevées, notamment dans le sud du Bassin et sur sa bordure est.

Il est donc possible que les hautes températures (de l'air et de l'eau) atteintes au cours des étés 2003 et 2006 aient joué un rôle dans la régression des herbiers intertidaux du Bassin.

On peut également remarquer que la régression des zostères naines ne semble pas directement conditionnée par leur niveau hypsométrique, comme cela apparaît sur la figure A de l'annexe 1.

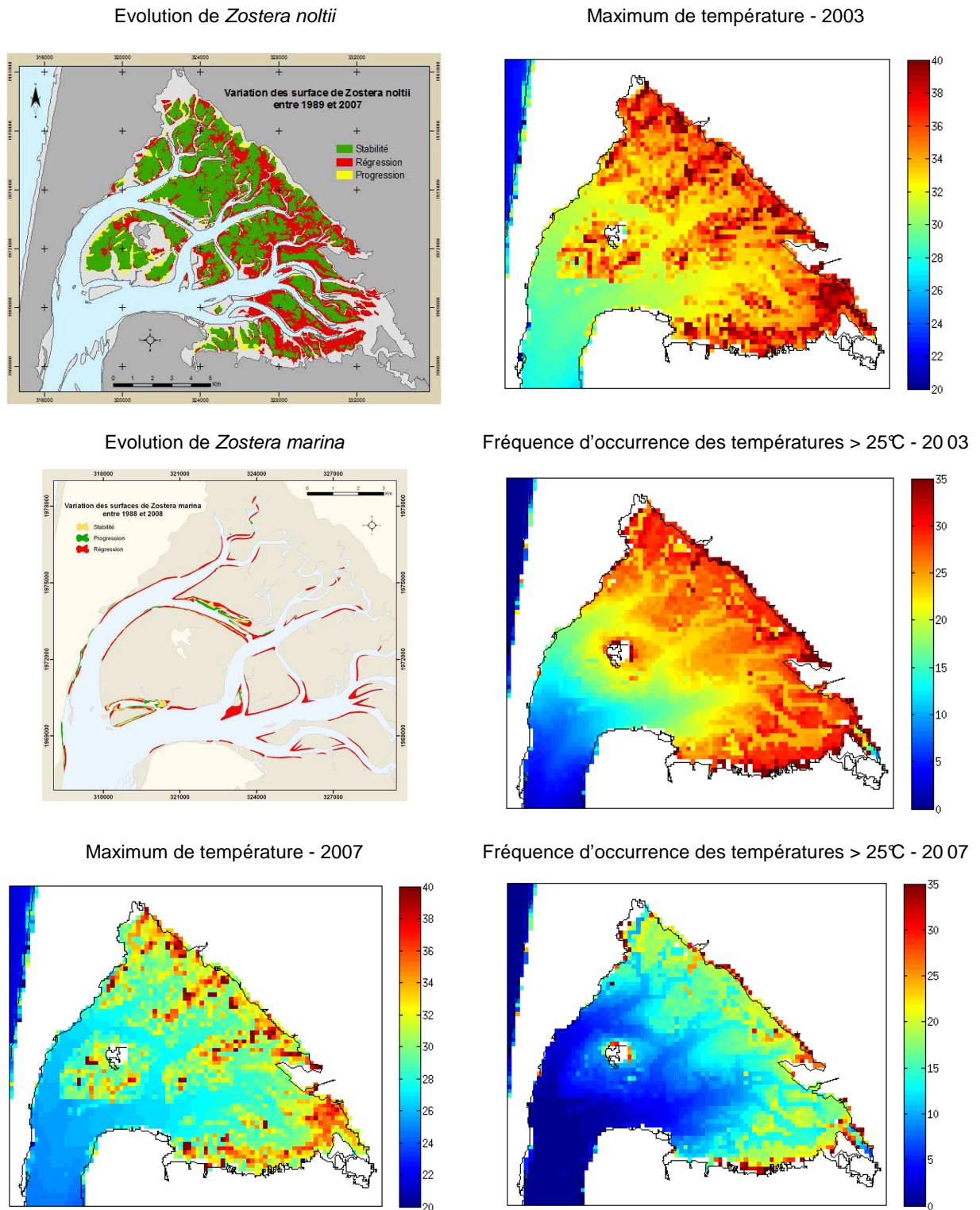


Figure 28 : Cartes de régression des zostères et résultats de la modélisation hydrodynamique en 2003 et 2007.

3.2. Salinité

Les deux espèces de zostères sont euryhalines, ce qui leur permet de coloniser des milieux très variés sur le plan de la salinité : mer ouverte, baies, lagunes et estuaires.

D'après Den Hartog (1970) et Giesen *et al.* (1990), *Zostera marina* colonise des environnements dont la gamme de salinité s'étend de 5 à 42.

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

Cependant, les deux espèces présentent des préférences halines conditionnant à la fois leur survie et leur production. Les paragraphes qui suivent présentent les données expérimentales relatives à cette tolérance ainsi que les données hydrologiques recueillies dans le Bassin d'Arcachon, de façon à mettre en évidence une éventuelle limitation des zostères du Bassin par ce paramètre.

3.2.1. *Zostera marina*

La littérature contient quelques résultats d'expériences concernant l'effet de la salinité sur la survie, la croissance et la production de *Zostera marina*. Les principaux résultats de ces études sont rappelés dans les paragraphes suivants.

- D'après les expériences de Nejrup et Pedersen (2008), menées pendant 6 semaines en mésocosme à des salinités variant entre 2,5 et 35, seules des salinités extrêmement faibles (2,5) provoquent de fortes mortalités (> 30 %) chez les zostères marines (Figure 29).

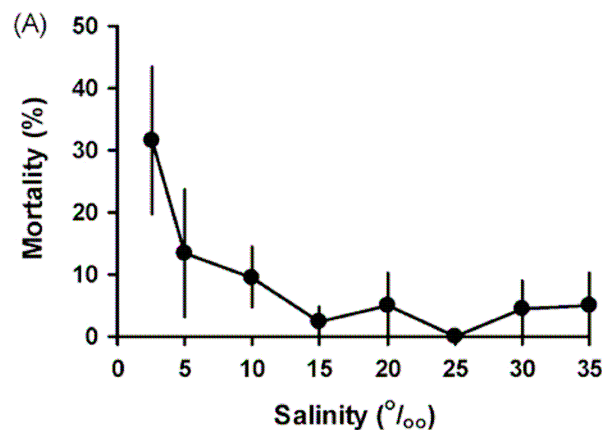


Figure 29 : Mortalités des pieds de zostères marines en fonction de la salinité (Nejrup et Pedersen, 2008)

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 (2,5) et de fortes salinités (30 et 35) et la production de nouvelles pousses est réduite dans les fortes salinités (30 et 35). Globalement, ces auteurs estiment que les très faibles salinités (< 15) sont les plus préjudiciables au maintien des populations de cette espèce.

- Kamermans *et al.* (1999) ont soumis des zostères marines élevées en mésocosme à deux conditions de salinité (22 et 32) pendant 2 et 3 mois. Dans les conditions de faible salinité, ces auteurs observent un plus fort recrutement de nouvelles pousses, un plus grand nombre de feuilles par pied, ainsi qu'une plus forte production épigée et surtout hypogée.

- Des mesures de production foliaire ont été réalisées dans les eaux danoises du Limfjord par Pinnerup (1980). Cet auteur observe 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.

- L'effet de la salinité sur la germination des graines de zostères est souvent évoquée dans la littérature, dans laquelle il est généralement évoqué que de faibles salinités s'avèrent

nécessaires à la germination de *Zostera marina*. Cette assertion a toutefois été fortement mise en cause par Orth *et al.* (2000) dans leur revue concernant les graines de phanérogames 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.

NB : Dans le Bassin d'Arcachon, lors de cette étude, les fleurs de zostères ont été observées principalement au mois de mai, les pousses reproductrices représentant environ un tiers de la population de pieds dans les trois sites suivis.

En résumé, même si des différences génétiques sont évoquées par Kamermans *et al.* (1999) pour expliquer d'éventuelles différences de préférence halins entre les zostères marines des différentes populations, il semble que l'on puisse résumer ces observations de la sorte :

- Au dessous d'une salinité de 15, les zostères marines peuvent être affectées par des mortalités et leur production épigée être limitée.
- Au dessus d'une salinité de 30, le développement hypogée des plantes (et la production de nouvelles pousses) serait réduit.

3.2.2. *Zostera noltii*

A notre connaissance, il n'existe qu'une seule publication contenant des résultats expérimentaux sur l'effet de la salinité sur la croissance et la survie de *Zostera noltii*.

- 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. Ces auteurs ont également testé l'effet de la longueur du jour sur la survie et le développement des ces plantes.

Cette étude a mis 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.

- Un certain nombre d'expériences ont montré que la germination des graines et la survie des germinations de *Zostera noltii* sont favorisées par des conditions de faible salinité. Pour cette espèce, Loques *et al.* (1990) observent une absence de germination pour des salinités supérieures à 10, ainsi qu'un taux de survie des germinations optimal à cette salinité. Les résultats de Hootmans *et al.* (1987) indiquent un effet plus nuancé de la salinité sur la germination, du moins si l'on considère les expériences réalisées à des températures comprises entre 20 et 30°C. En effet, le pourcentage de germination est effectivement maximal (proche de 50%) de 10 à 20, mais, à 30, 15 à 30% des graines germent encore. Toutefois, à 10°C, ils n'observent de germination que pour la salinité la plus faible (1). Par ailleurs, ces auteurs ont montré que la survie des germinations est favorisée dans les eaux de faible salinité (inférieure à 20), aucun recrutement n'étant observé au dessus de cette limite.

Sur le terrain, les observations concernant l'effet de la salinité sur la germination des zostères sont assez contradictoires. Ainsi, Harisson (1993) n'a pas observé de germinations de *Zostera noltii* dans la Zandkreek (Pays-Bas), où la salinité est moyenne (17), alors que les graines de *Zostera marina* y germent en abondance. Par contre, des germinations de *Z. noltii* ont été rencontrées, notamment 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.

Pour les raisons évoquées dans le chapitre 3.2.1., les relations établies expérimentalement entre la salinité et la germination des graines de zostères naines doivent être considérées avec prudence.

3.2.3. Salinité dans le Bassin d’Arcachon

Les mesures réalisées dans le Bassin depuis 1989 montrent que les salinités ne descendent que sporadiquement en dessous de 15 (condition a priori défavorable à *Zostera marina* et favorable à *Zostera noltii*), pendant l’hiver, dans les sites les plus orientaux de la Baie soumis aux apports d’eau douce (Comprian, Jacquets : Figure 30). Il est toutefois probable que les herbiers de zostères localisés à proximité immédiate du débouché de l’Eyre soient parfois soumis pendant l’hiver à des salinités plus faibles. Dans les zones plus océaniques (Girouasse, Courbey), ces faibles niveaux de salinité ne sont jamais atteints.

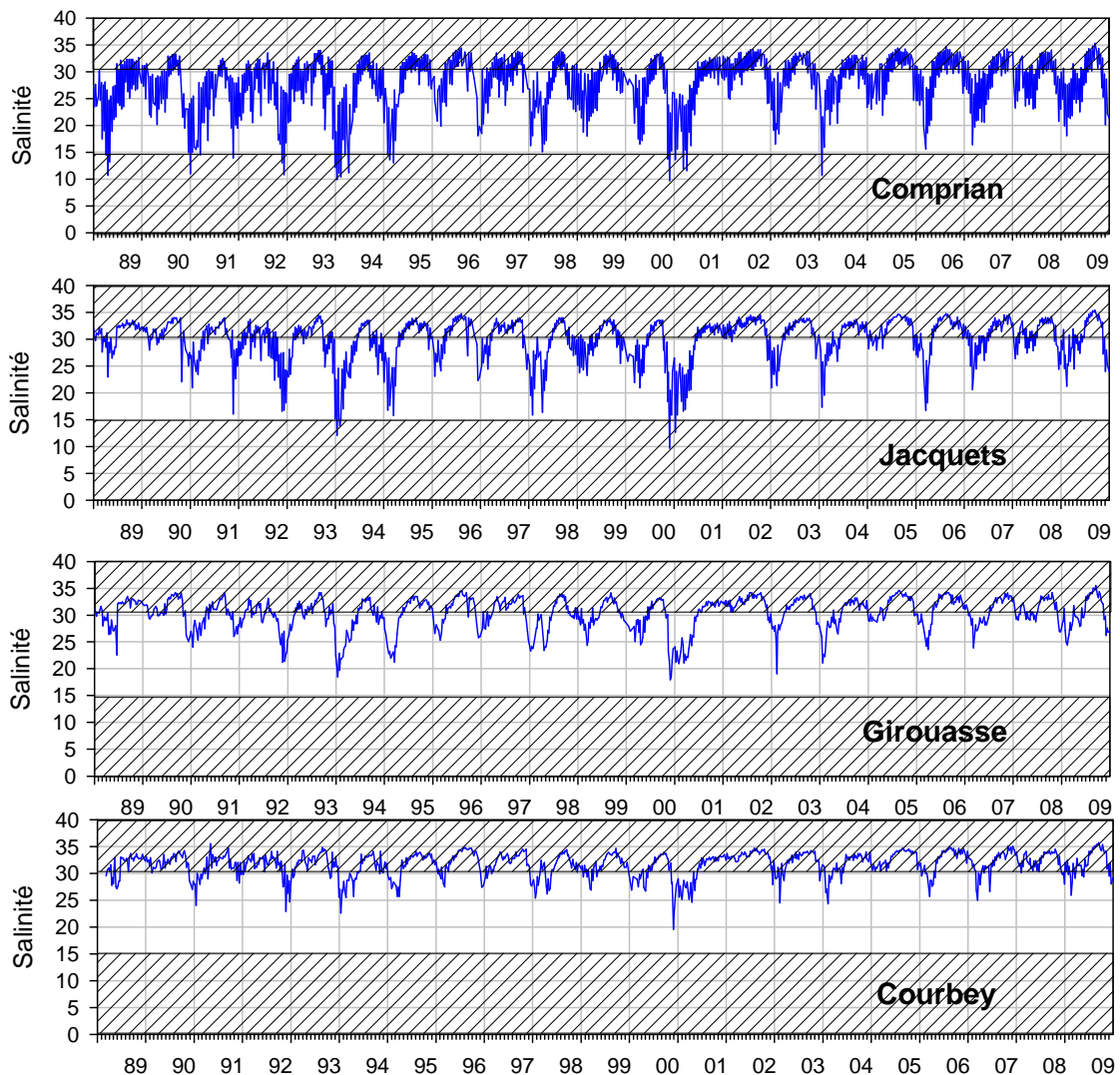


Figure 30 : Salinités mesurées dans 4 des 7 stations ARCHYD entre 1988 et 2007

D’un point de vue temporel, on observe que la fréquence des **dessalures** a été moins importante pendant les années 2000 que pendant les années 1990. Dans l’angle sud-est du Bassin, la survie des zostères marines aurait donc dû être moins affectée par ce facteur au cours des dernières années, tandis que les zostères naines auraient été défavorisées par cette évolution. Les deux espèces ayant régressé dans cette zone, il est probable que la fréquence des dessalures ne soit pas un facteur explicatif des phénomènes mis en évidence depuis quelques années.

De **fortes salinités** (> 30), *a priori* préjudiciables aux deux espèces de zostères, sont observées tous les ans pendant la période estivale, et ceci dans tous les sites, aussi bien ceux où les zostères ont régressé que dans les zones où elles se sont maintenues.

La fréquence des mesures de salinité supérieure ou égale à 30 semble avoir augmenté au cours du temps, ou au moins, avoir présenté des valeurs élevées en 2002 et 2005 (Figure 31).

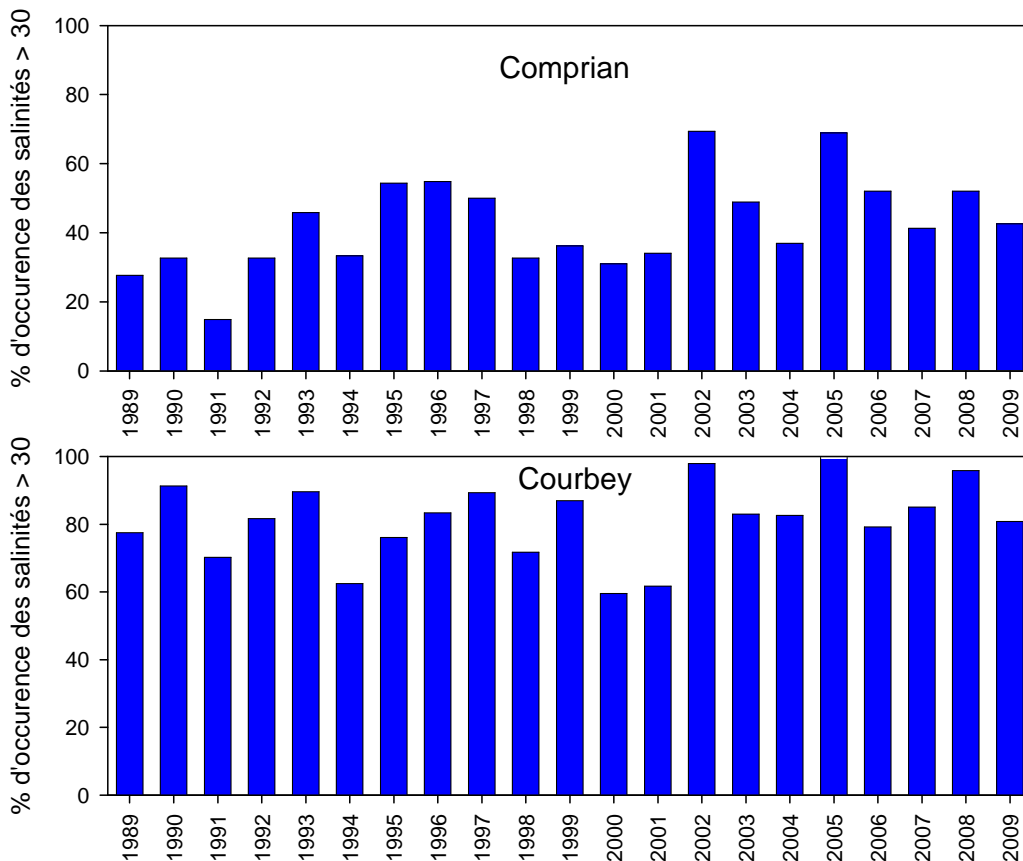


Figure 31 : Pourcentage d'occurrence des salinités >30 dans les mesures réalisées à deux stations du réseau ARCHYD

Cette « salinisation » du Bassin en 2002 et 2005 pourrait peut-être participer à l'explication de la régression des herbiers à cette période, ou tout au moins avoir joué un rôle dans la difficulté des populations à se réinstaller dans les zones qu'ils colonisaient auparavant.

Ce facteur a d'ailleurs été évoqué par plusieurs auteurs pour expliquer la régression des herbiers dans différentes zones côtières (de Jong, 2004 ; Cardoso *et al.*, 2008, Kamermans *et al.*, 2009).

Toutefois, il importe de garder présent à l'esprit que certains herbiers de zostères (notamment les herbiers de *Zostera noltii* et de *Zostera marina* de l'est de l'Île aux Oiseaux) se sont maintenus dans les zones plus salées du Bassin d'Arcachon, ce qui suppose, étant donné le turn-over important de ces populations, que le recrutement de nouvelles pousses n'y a pas été entravé par les fortes salinités.

Par ailleurs, dans l'étang de Thau où la salinité est très élevée (34 à 40), Plus *et al.* (2003) ont mis en évidence une recolonisation très rapide par les zostères marines, après une forte mortalité provoquée par des phénomènes d'anoxie massive, d'abord à partir de la germination des graines, puis par reproduction végétative.

3.3. Vents

L'influence des vents sur les herbiers peut se manifester à plusieurs niveaux. D'une part, les coups de vent peuvent avoir un effet physique *via* l'agitation de l'eau qu'ils génèrent, provoquant l'arrachage des feuilles et/ou des pieds de zostères. D'autre part, en raison des phénomènes de houle et de clapot qu'ils provoquent, les vents sont en partie responsables de la remise en suspension des sédiments fins dont la teneur dans l'eau conditionne l'atténuation de la lumière parvenant aux herbiers.

Deux types de représentations peuvent être adoptés pour mettre en évidence les variations interannuelles de l'énergie dispensée par les vents sur le Bassin.

- Les **hodographes** intégrés sont des représentations combinées de la direction et de la tension du vent. Le vent agit par la tension qu'il exerce sur la surface de la mer. Cette tension est proportionnelle au carré de la vitesse du vent et respecte la direction. Le tracé de l'hodographe intégré consiste à mettre bout à bout les vecteurs trihoraires de tension calculée. Il permet de décrire l'évolution de la direction du vent dans le temps en respectant la chronologie. Les tracés présentés sur la figure 32 correspondent aux données d'années entières et doivent être interprétés de la manière suivante :

Direction : la direction du tracé renseigne sur la direction du vent. Si le tracé se dirige vers le côté droit, cela signifie que le vent vient de l'ouest. Si le tracé se dirige vers le bas, le vent vient du nord.

Vitesse du vent : Plus la ligne correspondant à une année est longue, plus la tension exercée par les vents a globalement été importante cette année là.

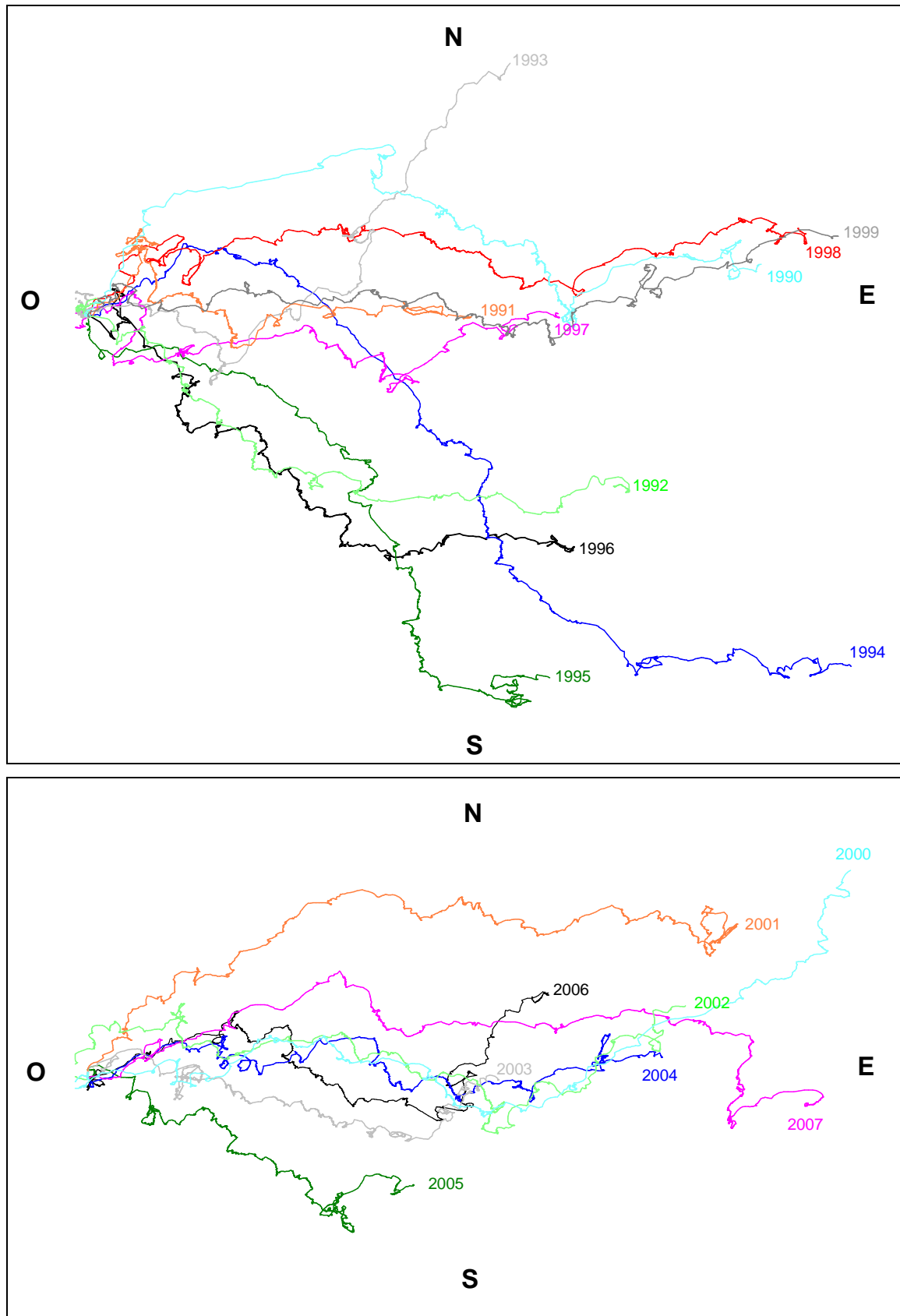


Figure 32 : Hodographes intégrés des années 1990 à 2007.

Un autre traitement possible de ces données consiste à dénombrer année par année les coups de vents supérieurs à une certaine vitesse pour donner une idée des contraintes

globales exercées par les vents sur le milieu. Nous avons arbitrairement choisi des seuils de 15 m/s (équivalent à environ force 7 sur l'échelle de Beaufort), 20 m/s (force 9) et 25 m/s (force 10) (Figure 33).

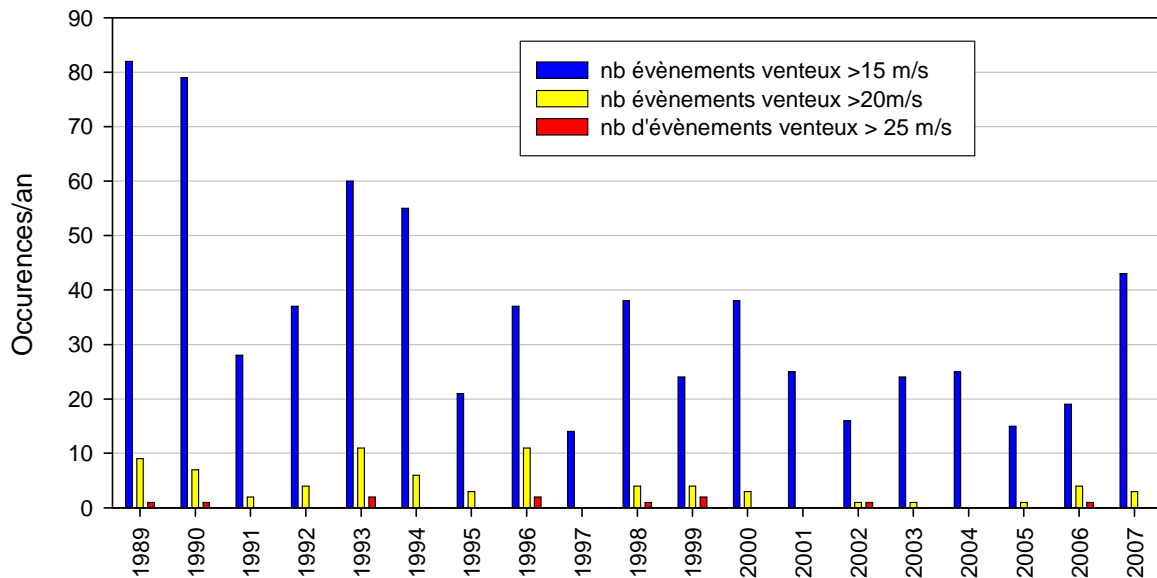


Figure 33 : Occurrence des coups de vents pendant les années 1989 à 2007.

Ces deux graphes montrent clairement que l'énergie totale et la fréquence des coups de vent ont été plus faibles entre 2001 et 2006 que pendant la décennie précédente.

Pour mémoire, on peut rappeler que la période récente a été émaillée de quelques tempêtes, notamment celles du 11 février 1990, du 27 décembre 1999, et du 3 octobre 2006.

Ces observations excluent a priori l'hypothèse d'un effet physique négatif du régime des vents sur la régression des herbiers observée vers le milieu des années 2000.

3.4. La lumière : rayonnement et matières en suspension

La lumière parvenant aux herbiers dépend à la fois de l'insolation parvenant à la surface de la mer (variable selon la saison et les conditions météorologiques), de la réflectance sur cette surface (variable selon la latitude, la saison et la hauteur des vagues) et de sa transmission dans l'élément liquide. Cette transmission dépend du coefficient d'absorption de la colonne d'eau, que l'on peut décomposer comme la somme algébrique des absorptions dues à l'eau pure, à la matière organique dissoute et au matériel particulaire. L'absorption due au matériel particulaire peut elle même être décomposée en deux contributions, celle du phytoplancton et celle des particules minérales et organiques en suspension.

3.4.1. Rayonnement solaire

L'évolution temporelle du rayonnement solaire mesuré à la station du Cap Ferret est présentée sur la figure 34, sur laquelle la normale mensuelle calculée sur la période 1989-2009 est également tracée (ligne en pointillés).

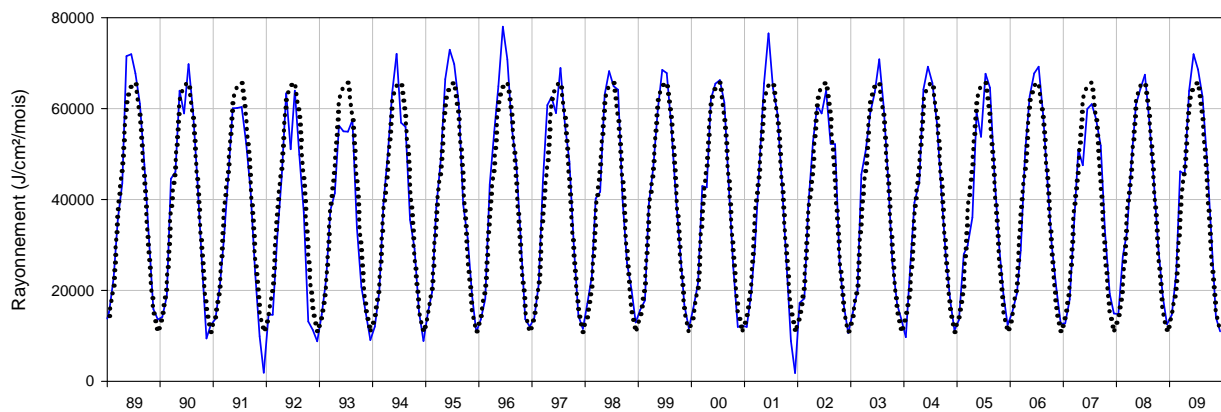


Figure 34 : Rayonnement solaire mesuré au Cap Ferret (source Météo France)

Ce graphe montre une certaine variabilité interannuelle du rayonnement solaire, principalement marquée pendant la période estivale. Globalement, il indique que les années 2000 sont caractérisées par des éclaircissements normaux ou supérieurs à la normale, sauf 2002 et 2007 (faibles valeurs estivales).

De tels faibles éclaircissements estivaux avaient d'ailleurs déjà été observés au début des années 1990.

Il semble donc qu'une réduction du rayonnement solaire ne puisse être invoquée pour expliquer le déclin des herbiers du Bassin au milieu des années 2000.

3.4.2. Matières en suspension

Les conditions de mesure de matières en suspension -MES- (et de turbidité) dans le cadre du réseau ARCHYD (mesures à proximité des étales de pleine et de basse mer, lorsque les vitesses de courant sont les plus faibles) amènent probablement à sous-estimer leur niveau réel dans les eaux de la Baie. Néanmoins, il est possible d'utiliser ces données pour comparer les niveaux de teneurs en MES totales (minérales + organiques) dans les différentes stations ainsi que pour refléter les variations temporelles de ce paramètre.

Il faut souligner que les valeurs relatives aux matières en suspension ne donnent qu'une image partielle de l'atténuation lumineuse, qui dépend également de la couleur de l'eau liée aux substances dissoutes. Les valeurs de turbidité sont, à cet égard, plus réalistes, car elles sont issues de mesures de rétrodiffusion et que ce paramètre est moins dépendant de la masse des particules en suspension. Toutefois, l'examen des données acquises entre 2009 et 2010 (Annexe 2, figure B) semblent montrer que la relation entre les deux paramètres est relativement bonne et peu différente selon les sites.

L'examen des données brutes de matières en suspension (non présentées ici dans leur intégralité) montre une gradation pour ce paramètre entre les différentes zones du Bassin.

Afin de déterminer si les différences observées entre les stations sont significatives, une analyse de variance à un facteur sur les rangs (distribution non normale) a été effectuée.

Sur l'ensemble de la série, les différences entre les valeurs médianes sont significatives ($P = <0,001$).

Pour déterminer quelles stations diffèrent ou non des autres, un test de comparaison multiple a été réalisé (Méthode de Dunn : comparaison des stations deux à deux).

Les résultats de ce test sont présentés graphiquement sur la figure 35 : Comprian présente les teneurs en MES statistiquement plus élevées, Jacquets et Courbey les plus faibles.

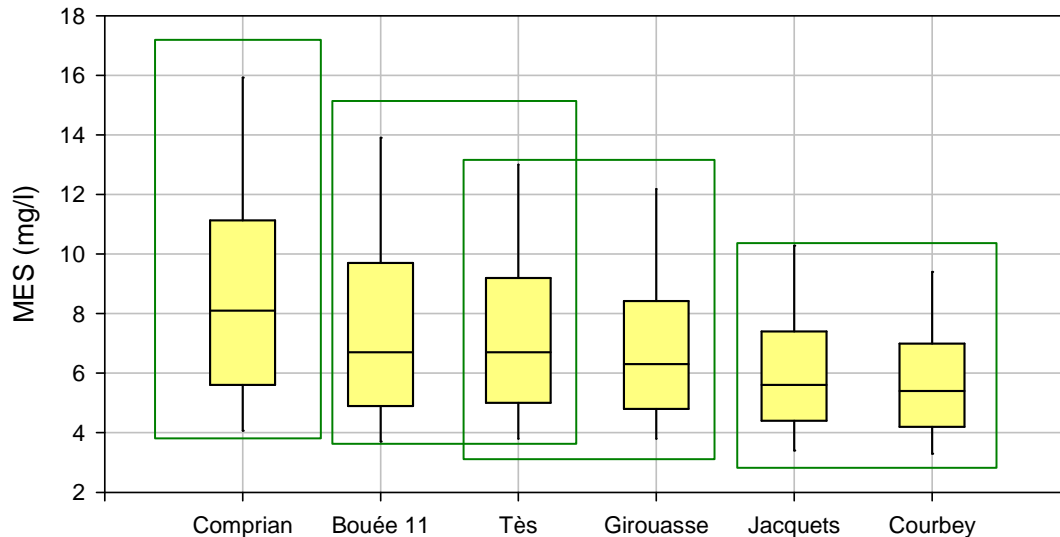


Figure 35 : Distribution des concentrations en MES (1989-2009) dans 6 des 7 stations suivies dans le cadre d'Archyd.

Ces différences s'expliquent principalement par les différences d'agitation de l'eau dues aux vents (générant plus ou moins de clapot) et aux courants, ainsi qu'aux différences de classes de taille des sédiments selon les zones (plus fins vers le fond du Bassin, plus grossiers à l'ouest).

- La zone de Comprian est soumise à de fréquents épisodes de clapot dû à sa situation exposée aux vents dominants (sud-ouest et nord-ouest). C'est également la zone où le fetch est le plus long pour les vents dominants d'ouest.

- la zone de la station Bouée 11 est exposée à la houle ainsi qu'à des courants violents propres à remettre les sédiments fins en suspension.

- Par rapport au sud-est de la Baie, l'angle nord-est du Bassin (station Jacquets) est abrité des vents dominants (par la côte pour les vents de nord-ouest, par l'Île aux Oiseaux pour ceux de sud-ouest) et de ce fait, peu soumis au clapot qui en résulte.

- le chenal du Courbey est exclu des grands axes hydrologiques (peu de courant) et est protégé du clapot par le Grand Banc et l'Île aux Oiseaux. Tel est également le cas d'autres chenaux transversaux, tels que le chenal de l'Île et le chenal de Cousse, dans lesquels il est probable que la faible agitation de l'eau génère peu de remise en suspension des sédiments fins.

On peut donc considérer que les zostères (surtout celles qui se développent dans l'étage infralittoral) doivent être favorisées en terme de lumière dans ces chenaux transversaux et dans l'angle nord est de la Baie.

Il est d'ailleurs remarquable d'observer que les zostères marines se sont maintenues dans ces chenaux transversaux (mais ont disparu de la zone nord-est du Bassin).

Les différences temporelles des teneurs de matières en suspension dans les eaux peuvent être mises en évidence en utilisant la méthode des sommes cumulées (Ibanez *et al*, 1993). Cette méthode permet de segmenter les séries par la reconnaissance des tendances locales et des changements au sein des séries. Sur les graphiques élaborés avec cette

technique, une pente décroissante révèle la présence de valeurs successives inférieures à la moyenne (calculée ici pour chaque station) alors qu'une pente croissante indique la présence de valeurs successives supérieures à la moyenne.

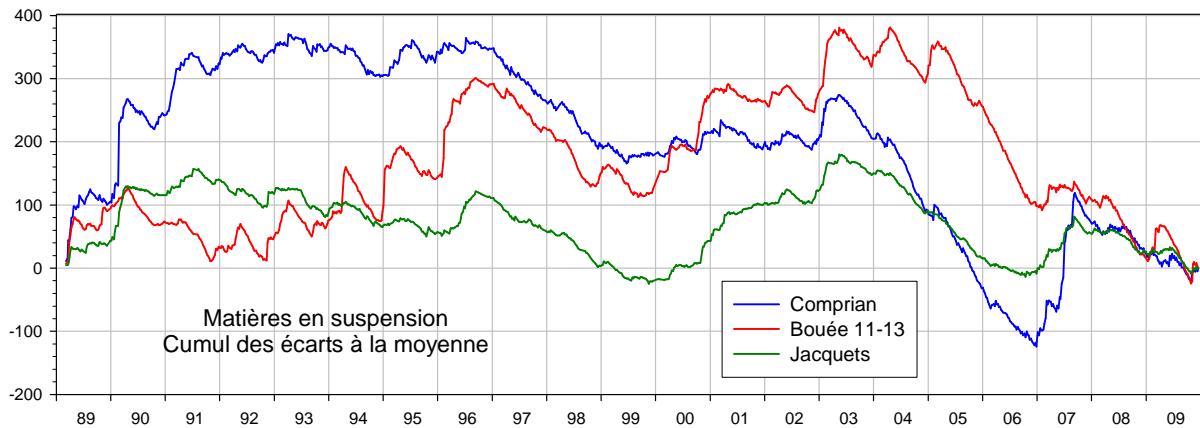


Figure 36 : Sommes cumulées des écarts à la moyenne des données de matières en suspension des stations Jacquets, Comprian et Bouée 11-Bouée 13 entre 1989 et 2009.

Sur ce graphique (Figure 36), il apparaît que les teneurs en matières en suspension ont été plus faibles que la moyenne pendant les années 2003 à 2006, période pendant laquelle les herbiers semblent avoir régressé.

On peut donc estimer que ce paramètre n'est pas directement impliqué dans la régression des zostères dans le Bassin

3.5. Ammonium

Quoique l'ammonium soit la forme azotée préférentiellement utilisée par les zostères (Touchette et Burkholder, 2000), comme c'est également le cas pour les algues, un certain nombre d'études ont montré que cette forme d'azote réduite pouvait s'avérer toxique pour ces plantes (en fonction de la proportion entre ses formes ionisée ou non).

Les paragraphes qui suivent présentent les données expérimentales relatives à la toxicité de l'ammonium ainsi que les données relatives aux teneurs mesurées dans le Bassin d'Arcachon, de façon à mettre en évidence une éventuelle limitation des zostères du Bassin par ce nutriment.

3.5.1. *Zostera noltii*

- Brun *et al.* (2002) ont réalisé plusieurs séries d'expériences destinées à déterminer la toxicité de l'ammonium sur des zostères élevées en microcosme en laboratoire et sur le terrain. Les paramètres suivis étaient notamment la croissance des feuilles, des rhizomes et des racines.

Par rapport au contrôle non enrichi, ces auteurs observent une réduction de croissance de tous les organes dans les microcosmes soumis à une teneur en ammonium de 16 μM et dans ceux soumis à des pulses d'ammonium à des teneurs comprises entre 25 et 200 μM .

Sur le terrain, un fort enrichissement du milieu (ajout de 0,35 mole d'ammonium dans l'environnement des zostères) produit également une réduction de croissance de tous les organes en hiver, mais provoque l'effet inverse au printemps.

3.5.2. *Zostera marina*

- Van Katwijk *et al.* (1997) ont testé l'effet de différentes concentrations d'ammonium et de nitrate (9 :3, 25 :25, 25 :50, 25 :125, 75 :75 125 : 25 μM) sur des zostères marines élevées

en mésocosme pendant 5 semaines, à deux températures différentes (15 et 20°C). Les paramètres étudiés étaient la densité des pousses, la longueur et la largeur des feuilles et le pourcentage de nécrose foliaire.

Par rapport au témoin (9µM d'ammonium) dans lesquelles le nombre de pieds a fortement augmenté au cours de l'expérience, et dans lequel également peu de phénomènes de nécrose ont été observés, les zostères soumises aux traitements plus concentrés en ammonium (25 et 125 µM) présentent, après 5 semaines, une densité réduite et des taux de nécrose plus élevés.

- Van der Heide *et al.* (2008) ont soumis des zostères marines élevées en mésocosmes à deux types d'expériences.

Dans la première expérience, les plantes étaient soumises pendant 5 semaines à des concentrations en ammonium variant entre 1 et 75 µmol/l. Aucun effet sur la survie, la biomasse, la croissance et le nombre de feuilles n'a été observé à ces concentrations.

Dans la seconde expérience, plus courte (5 jours), les plantes étaient soumises à des concentrations en ammonium de 50 à 250 µmol/l, deux densités (faible et forte) et deux conditions de pH (8 : pH normal de l'eau de mer ; 9 : pH correspondant à un environnement confiné influencé par une très forte photosynthèse diurne) ont été testées. Le pourcentage de nécrose des feuilles était mesuré à la fin de l'expérience.

Dans des conditions de pH normal, et à pH 9 avec de fortes densités, le pourcentage de nécrose observé n'augmente pas pour des teneurs en ammonium de 50 et 100 µmol/l. Seule la concentration la plus élevée induit des nécroses plus importantes. Par contre, les zostères soumises à un pH de 9 et en faible densité présentent des nécroses plus développées que le témoin à partir de teneurs égales à 50 µmol/l.

3.5.3. Teneurs en ammonium dans le Bassin d'Arcachon

Au regard des résultats du suivi hydrologique mené dans le cadre du réseau ARCHYD, les plus fortes teneurs en ammonium sont mesurées dans l'angle sud-est du Bassin, au niveau de la station Comprian. Ce phénomène s'explique notamment par la proximité de l'Eyre, principal pourvoyeur de nutriments vers la Baie. Par ailleurs, une étude précédente (Auby *et al.*, 1993) a montré que cette zone abrite les plus importantes populations d'algues vertes proliférantes qui, lorsqu'elles sont dégradées par les bactéries, relarguent dans le milieu de l'azote minéral sous forme réduite.

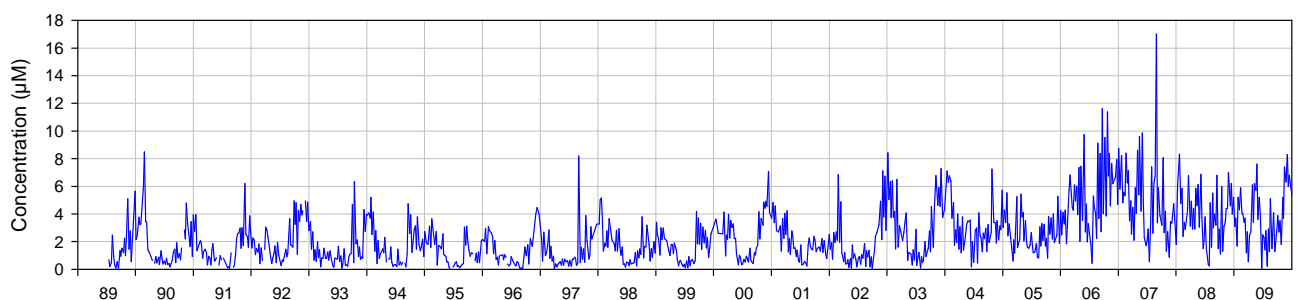


Figure 37 : Teneurs en ammonium à la station Comprian

L'élévation des concentrations en ammonium mesurées entre la fin de 2006 et 2007 dans les eaux de la station Comprian est en partie liée à une augmentation des apports par l'Eyre, comme l'indique les résultats du suivi réalisé par le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (SIBA) dans ce tributaire (Figure 38).

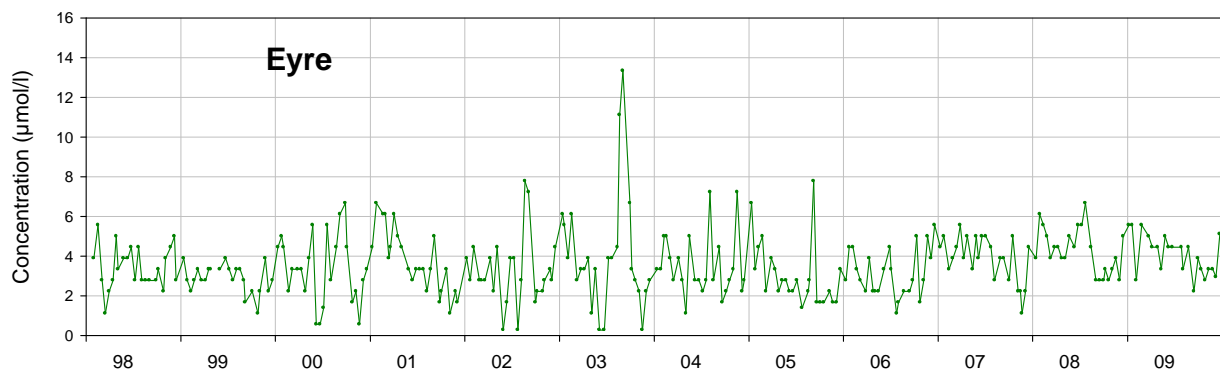


Figure 38 : Teneurs en ammonium dans l'Eyre (Source : SIBA)

Cette augmentation des teneurs en ammonium à Comprian correspond également à des événements venteux (tempête d'octobre 2006, vents forts pendant une grande partie de l'année 2007), qui se sont également traduits par des teneurs en MES dans les eaux plus fortes que la moyenne (Figure 36). Il est probable que, du fait de la régression des herbiers dont l'un des intérêts est de fixer les sédiments fins sur le fond, ces sédiments contenant de l'ammonium aient été remis en suspension lors de ces coups de vents répétés.

Les sédiments du Bassin, siège d'une intense reminéralisation de la matière organique, sont en effet très riches en ammonium, comme l'ont montré différents travaux réalisés par le passé (Auby *et al.*, 1987,1994) ou plus récemment (Deborde *et al.*, 2008). Ces auteurs ont en effet fréquemment mesuré dans les eaux interstitielles des teneurs atteignant plusieurs centaines de μmol . Le processus le plus efficace pour drainer ces eaux interstitielles vers le milieu est constitué par la « pompe tidale », processus gravitaire de drainage des eaux interstitielles pendant la marée descendante. On peut alors penser que c'est dans l'eau s'écoulant des esteyes qui traversent les vasières, pendant la saison chaude (maximum de reminéralisation) et pendant la nuit (pas de consommation par les végétaux), que l'on peut mesurer les plus fortes concentrations en ammonium observables dans le Bassin. Or, dans ces conditions, ces auteurs ont mesuré au maximum une concentration de $19 \mu\text{mol/l}$, en fin de marée descendante, dans un estey situé dans le sud-est du Bassin.

On peut également supposer que l'absorption du stock d'ammonium présent dans les eaux est réduite depuis quelques années en raison de la raréfaction des herbiers de zostères dans les parties orientales du Bassin.

Les mesures d'ammonium dans les eaux du Bassin indiquent que les concentrations mesurées dans les eaux sont très généralement bien inférieures aux teneurs toxiques pour les zostères définies expérimentalement. Même dans le « pire » des cas, qui reste très ponctuel (pic à Comprian en 2007, teneur mesurée dans un estey au printemps pendant la nuit), les teneurs observées ne sont pas propres à induire une toxicité sur les zostères.

Pour cette raison, ce paramètre ne peut probablement pas être mis en cause pour expliquer la régression des zostères dans le Bassin d'Arcachon.

4. Conclusion

Sur la figure 39 sont réunies les dates probables de régression des herbiers d'Arcachon et la chronologie des anomalies hydro-climatiques potentiellement responsables de ce phénomène au cours des années 2000.

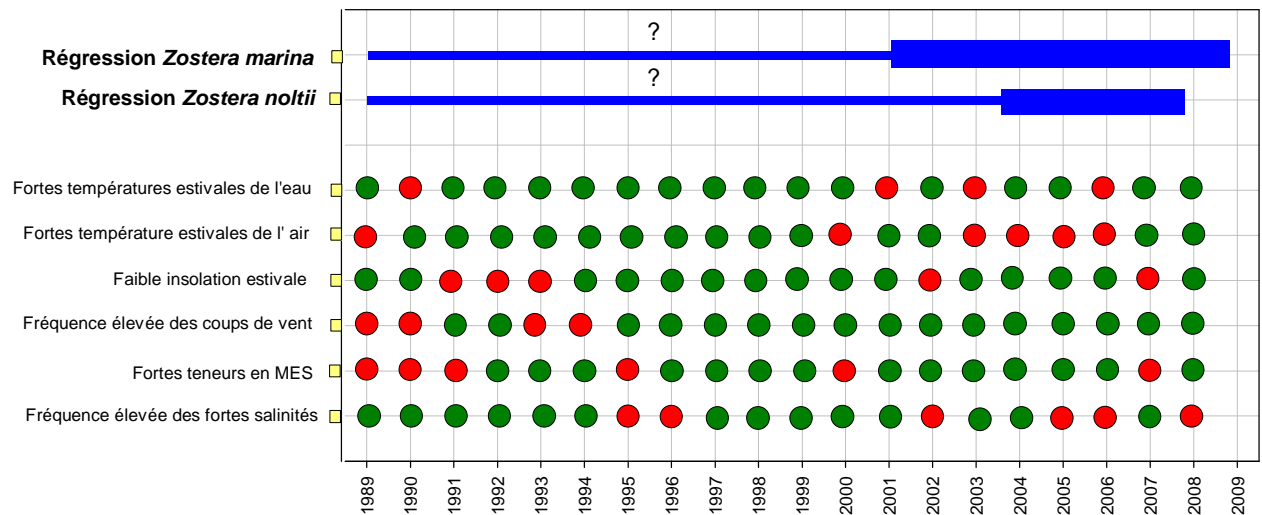


Figure 39 : Chronologie de la régression des herbiers de zostères du Bassin et des caractéristiques hydro-climatiques des différentes années (rouge : présence ; vert : absence).

En l'absence de cartographies complètes et régulières des herbiers des deux espèces, il est difficile de déterminer avec exactitude la période à laquelle les herbiers ont commencé à régresser. Toutefois, les observations dont on dispose permettent d'en établir une chronologie approximative.

Pour *Zostera marina*, les observations partielles de 2001 (de Montaudouïn, com. pers.) faisaient état de leur présence dans des zones d'où elles étaient absentes pendant la campagne de 2008. On peut donc penser que leur régression s'est produite principalement après 2001.

Pour *Zostera noltii*, l'exploitation des photos aériennes de 2005 montraient déjà une régression de surface et de recouvrement par rapport à la situation de 1989. On peut donc penser que cette régression avait débuté avant cette année, sans toutefois savoir exactement quand.

Comme présenté dans le chapitre « B » de ce document, il semble que l'emprise spatiale des herbiers a peu varié depuis les 3 dernières années, ce qui permet d'établir pour l'instant une date maximale de fin de la régression calée sur les dates des dernières cartographies complètes (2007 pour *Zostera noltii*, 2008 pour *Zostera marina*).

Parmi les paramètres hydro-climatiques susceptibles d'expliquer ce déclin, le plus pertinent est, sans nul doute, la température. La succession d'étés exceptionnellement chauds (principalement 2003 et 2006) au milieu des années 2000, période de déclin des herbiers du Bassin a probablement été préjudiciable aux populations de zostères marines. En ce qui concerne les zostères naines, plus résistantes aux fortes températures, les conditions thermiques extrêmes et répétées subies à basse mer ou dans des conditions de faible submersion pendant ces étés là peut également être invoquée pour participer à l'explication de leur déclin dans certaines zones.

L'effet négatif des hautes températures sur les phanérogames a d'ailleurs été évoqué par plusieurs auteurs pour expliquer la régression des herbiers de plusieurs espèces dans différents environnements : Ria Formosa-Portugal – *Zostera marina* (Massa *et al.*, 2009) ; Estuaire du Mondego-Portugal – *Zostera noltii* (Cardoso *et al.*, 2008) ; côte méditerranéenne française – *Posidonia oceanica* (Mayot *et al.*, 2005).

Il est probable que les différences de pénétration de la lumière influent également sur la survie des zostères infralittorales. Il faut en effet souligner que des populations de zostères marines, pourtant soumises à de fortes températures au cours des deux étés chauds, se sont maintenues dans certains chenaux transversaux du Bassin, dans lesquels la turbidité est réduite (faibles courants, peu de clapot).

Enfin, l'effet de la réduction des épisodes de dessalure peut être invoqué (avec prudence) pour expliquer la difficulté de reprise des herbiers à partir des stocks de graines.

C2. Wasting disease

1. Contexte

Le protozoaire pathogène *Labyrinthula zosterae* se développe à l'intérieur des feuilles de zostères marines et peut induire une dégradation des feuilles. Cette maladie, connue sous le nom de « wasting disease », se manifeste d'abord par de petites taches noires, qui s'étendent et fusionnent entre elles et peuvent finalement, d'après Burdick *et al.* (1993), provoquer la mort du pied de zostère.

Il n'est pas clairement établi que cet organisme ait été directement responsable du fort déclin des populations de zostères marines dans les années 1930 (en Amérique du nord et en Europe, dont la France – Figure 40) (Den Hartog, 1987) et des réductions de surface observées dans certains herbiers de la côte est des Etats-Unis au début des années 1980 (Short *et al.*, 1986, 1987).

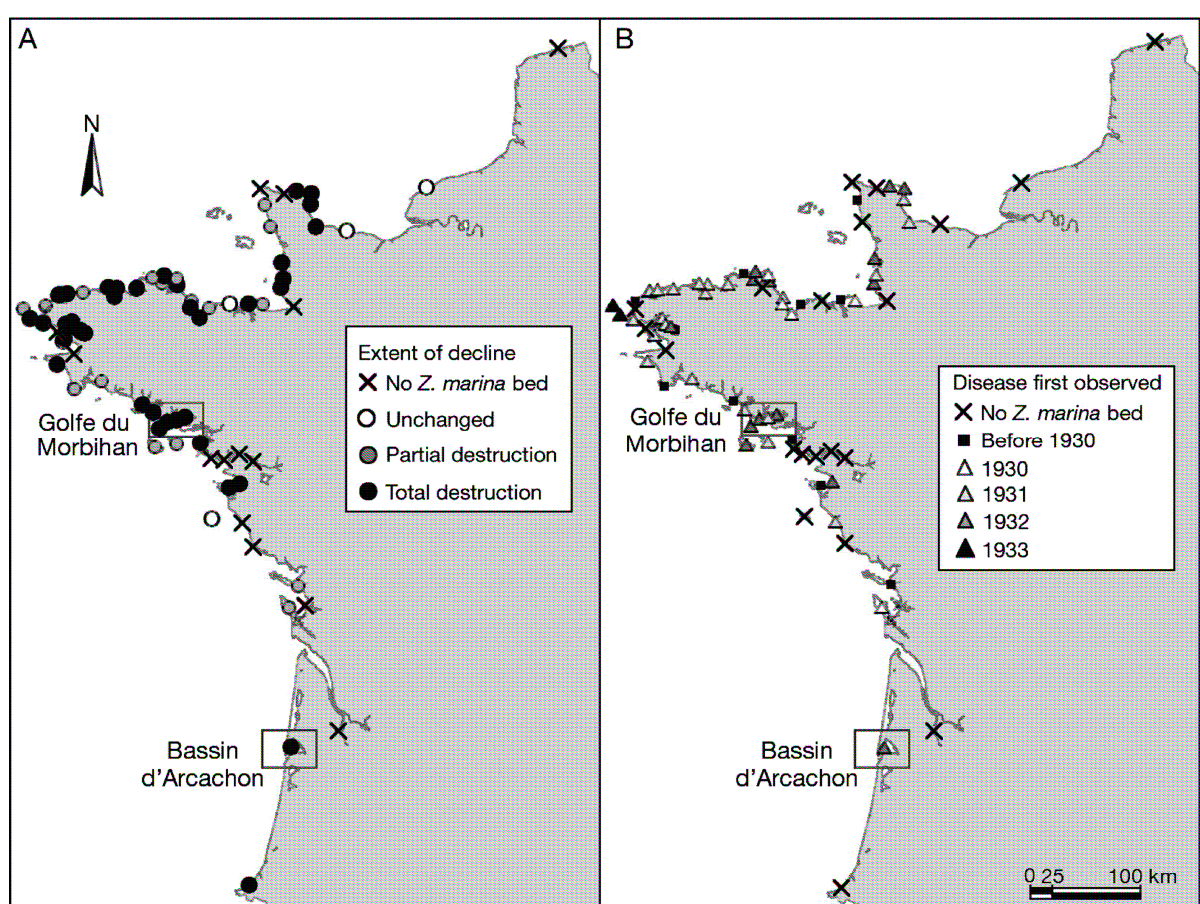


Figure 40 : *Zostera marina*. (A) Niveau de destruction des herbiers pendant les années 1930 et (B) dates d'observation du phénomène (Figure extraite de Godet *et al.*, 2008).

Selon Muehlstein *et al.* (1988), les *Labyrinthula* responsables de cette maladie sont omniprésents dans les populations de zostères et ont, par exemple, pu être isolés à partir de populations d'herbiers qui ne présentent pas des symptômes du « wasting disease ».

D'après Short *et al.* (1988), Vergeer et Den Hartog (1994) et Den Hartog (1996), ce pathogène jouerait habituellement un rôle de décomposeur des feuilles sénescentes et ne deviendrait virulent que dans certaines conditions environnementales. La probabilité d'observer

les symptômes de la maladie serait ainsi plus élevée lorsque l'éclairement est réduit, la salinité forte et/ou la température élevée (Short *et al.*, 1988, Buchsbaum *et al.* 1990, Burdick *et al.* 1993).

L'état de santé des plantes conditionnerait également leur résistance à la maladie. Short *et al.* (1988) ont montré que *Labyrinthula* sp. peut tuer des zostères stressées mais ne fait qu'affaiblir des plantes saines.

Quoiqu'il en soit, d'après Hily *et al.* (2002), le niveau d'atteinte par cette maladie (pourcentage de signes de lésions des feuilles par le parasite) peut au moins être considéré comme un bon indicateur du stress induit par les conditions environnementales.

Pour cette raison, cet indice de maladie fait partie des paramètres retenus dans le suivi stationnel des zostères marines dans le cadre de la DCE. Les résultats acquis annuellement dans ce cadre entre 2007 et 2009, sur les herbiers du chenal du Courbey seront d'ailleurs évoqués dans ce chapitre.

Au même titre, dans le cadre de cette étude, il semblait cohérent de suivre ce paramètre dans les populations affectées ou non par les phénomènes de régression.

2. Matériel et méthodes

2.1. Lieux et dates de prélèvement

En raison de l'absence de populations conséquentes de zostères marines dans les zones les plus orientales du Bassin (cf chapitre A), nous avons été contraints à limiter les points de prélèvement à des zones relativement proches dans l'espace (Figure 41).

- Deux secteurs dans lesquels les herbiers sont encore bien développés (Chenal du Courbey – Station « Afrique ZM » et « Chenal de l'Île »).

- Dans la partie sud du Bassin, où les zostères ont beaucoup régressé, un petit herbier situé dans le chenal du Teychan, au large de la clinique d'Arcachon, s'est maintenu – Station « Le Tès ».

On peut considérer les deux premiers herbiers comme « épargnés par la régression » et le troisième comme « situé dans une zone du Bassin touchée par cette régression ».

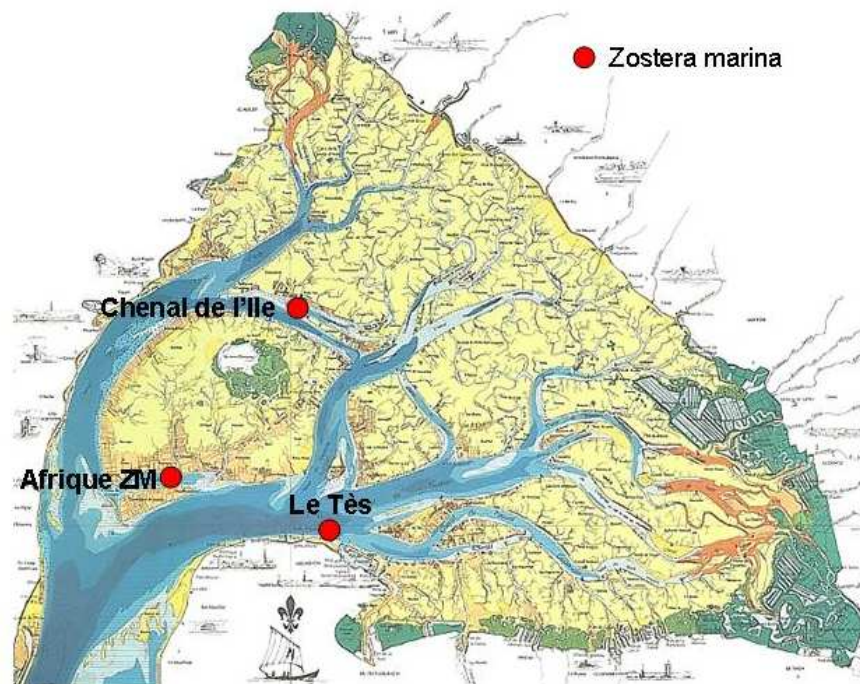


Figure 41 : Localisation des stations de prélèvement de *Zostera marina* destinées aux mesures de l'indice de maladie

Les prélèvements de zostères marines ont été réalisés tous les 2 mois entre novembre 2009 et novembre 2010.

Sur le terrain, 30 pieds de zostères par station étaient prélevés en plongée, mis en poches et rapportés au laboratoire.

2.2. Mesures

Les observations sur les feuilles étaient réalisées dans les 24 heures suivant le prélèvement.

Sur les feuilles de chaque pied rangées par ordre d'âge⁶, les limbes (longueur et largeur) étaient mesurés et le niveau d'atteinte par la maladie estimé en utilisant le schéma ci-dessous (Figure 42).

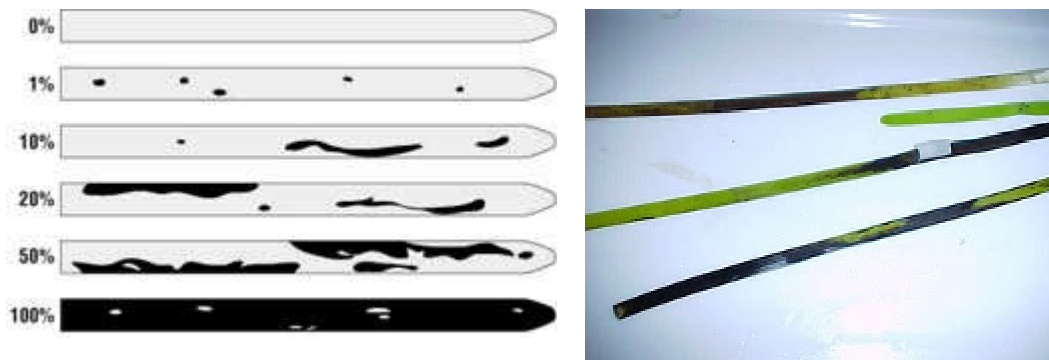


Figure 42 : Planche de mesure du niveau d'atteinte par la maladie (Burdick *et al.*, 1993). Photo tirée de <http://www.oceanlink.info/Conservation/eelgrass/images/wd2.jpg>

Plusieurs modes de calcul de cet indice de maladie (« wasting index ») peuvent ensuite être adoptés :

- **indice "historique" (WI)** correspondant à la moyenne du maximum d'infestation par pied (Burdick *et al.*, 1993),
- **indice "REBENT" (WIM)** résultant de la moyenne de l'infestation de l'ensemble des feuilles des 30 pieds,
- **indice par feuille (Wix)**, proposé par Hily *et al.* (2002), correspondant à la moyenne du taux d'infestation sur les feuilles d'un rang donné sur les 30 pieds.

Ces derniers auteurs ont mis en évidence que le niveau d'infestation est fortement lié au rang de la feuille, c'est-à-dire que les symptômes de la maladie se développent progressivement au cours du vieillissement de la plante. Les différentes populations ne présentant pas obligatoirement le même nombre de feuilles et ce nombre pouvant varier au cours de l'année, la prise en compte de ces indices feuille par feuille semble la plus intéressante en terme de comparaison avec l'infestation d'autres populations.

Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Sigmastat.

⁶ Il est en effet facile, sur les zostères, de repérer l'ordre des feuilles sur un pied, de la plus jeune (la plus courte, la plus claire, la moins épiphytée et la plus interne) à la plus vieille (la plus longue, la plus foncée, la plus épiphytée et la plus externe).

3. Résultats et discussion

La figure 43 présente les résultats d'indice par feuille (WIx) obtenus au cours de l'année d'étude.

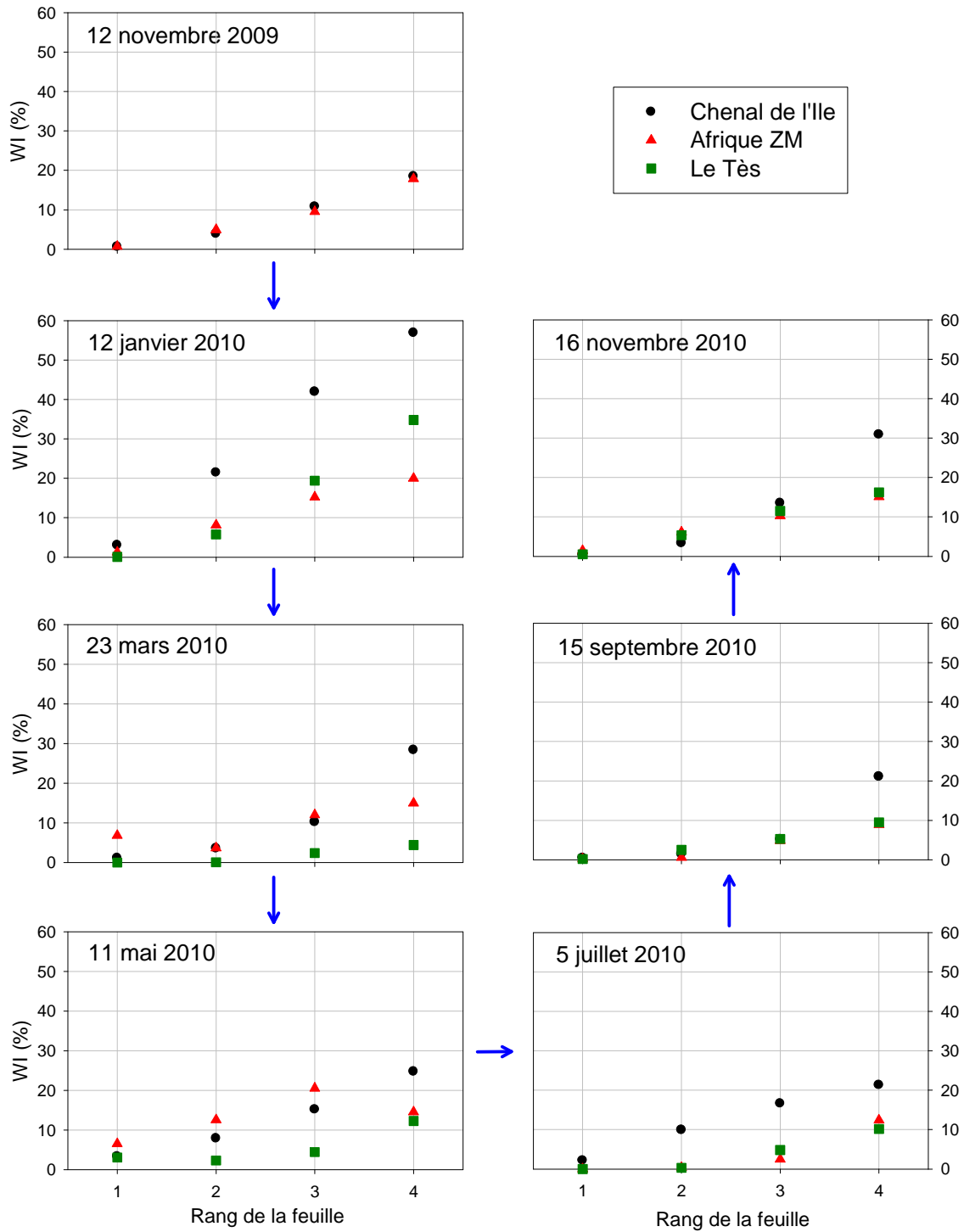


Figure 43 : Taux d'infestation par la maladie des feuilles de différents rangs des 3 populations de zostères marines suivies entre novembre 2009 et novembre 2010.

3.1. Variabilité en fonction de l'âge des feuilles

Comme déjà mis en évidence au cours d'autres études (Hily *et al.*, 2002 ; Auby *et al.*, 2011), l'infestation augmente avec l'âge des feuilles (Figure 42). Seule la population du site « Afrique ZM » présente des anomalies de ce point de vue, aux mois de mars ($WI-F1 > WI-F2$) et de mai ($WI-F4 < WI-F3$). Outre le fait que cette situation indique que les feuilles plus âgées ont eu un laps de temps plus long pour développer les symptômes de la maladie, il faut rappeler ici que les feuilles âgées présentent un métabolisme « ralenti » par rapport aux plus jeunes, présentant notamment un taux de croissance beaucoup plus faible.

3.2. Variabilité temporelle

Le degré d'infestation des 3 populations évolue au cours du temps, présentant des valeurs maximales en hiver et au début du printemps et minimales entre la fin du printemps et l'automne (Figure 44).

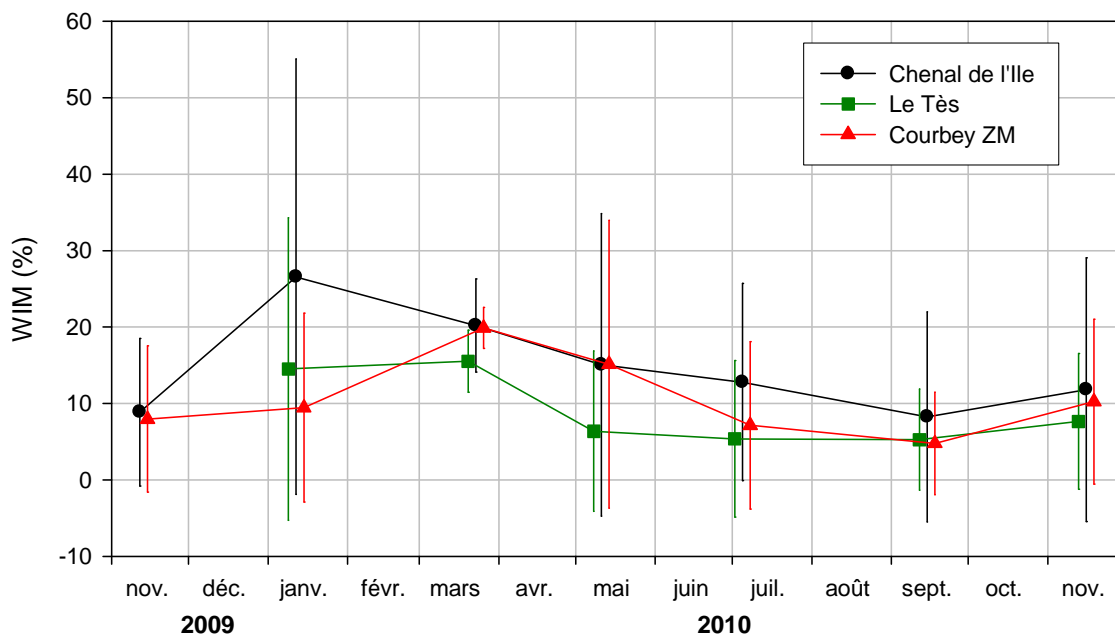


Figure 44 : Variation temporelle du degré d'infestation moyen (WIM) dans les trois populations

Cette évolution temporelle est globalement inverse à celle du développement foliaire individuel des pieds de zostères (Figure 45), comme également observé par Burdick *et al.* (1993).

A l'instar des différences d'infestation observées en fonction de l'âge des feuilles, ce phénomène peut être interprété en terme d'effet du métabolisme foliaire (*via* les facteurs du milieu -température et éclaircissement- favorisant la croissance et le taux de renouvellement des feuilles dans les pieds de zostères) sur le degré d'atteinte par la maladie.

Il existe également une abondante littérature sur les relations entre les composés phénoliques (molécules synthétisées par les zostères notamment, et qui présentent des propriétés anti-microbiennes) et la maladie provoquée par *Labyrinthula* (voir synthèse bibliographique dans Steele *et al.*, 2005). Les avis divergent sur le rôle effectif de ces composés sur la résistance à la maladie, mais on peut remarquer qu'ils sont plus concentrés dans les zostères pendant leur période de forte croissance que pendant l'hiver et le début du printemps) (Harrison *et al.*, 1989).

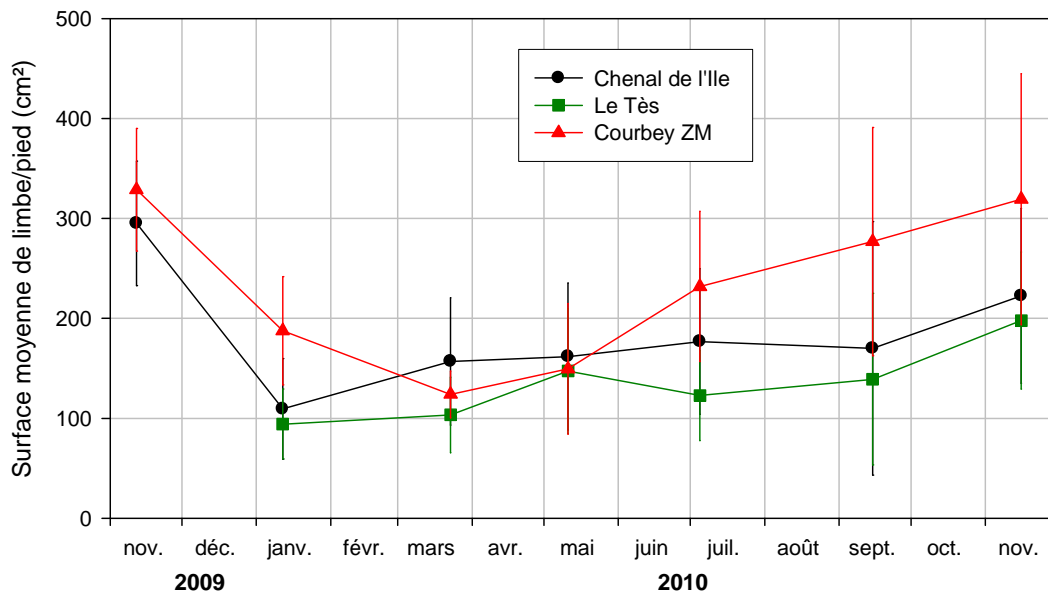


Figure 45 : Variation temporelle de la moyenne de la surface totale de limbe par pied dans les trois populations.

Les figures 44 et 45 montrent un décalage temporel dans les caractéristiques des herbiers du chenal de l'Île et du Courbey, avec notamment des surfaces foliaires minimales en janvier dans le premier et en mars dans le second.

En fait, les observations réalisées en mars dans le chenal du Courbey ont révélé que la population de zostères présentait des feuilles coupées sur la plupart des pieds, ce qui n'a pas été observé dans les autres herbiers. Ce phénomène ne peut être attribué à une éventuelle prédation par les cygnes, seuls oiseaux éventuellement capables de consommer ces plantes infralittorales, puisqu'ils semblent n'avoir jamais été observés dans cette zone (Figures 71 et 72). On peut envisager l'hypothèse les hélices des bateaux, abondants dans ce secteur, peuvent avoir provoqué cette dégradation.

3.3. Variabilité spatiale

Quoique les analyses statistiques (Tests non paramétriques de Kruskal-Wallis sur l'atteinte par la maladie des feuilles des différents âges et sur l'indice moyen) ne révèlent pas de différences significatives de l'infestation dans les trois populations, l'atteinte moyenne par la maladie est plus faible à la station Tès et semble plus élevée dans le chenal de l'Île (Tableau 2).

Tableau 2 : Statistiques descriptives de l'infestation des zostères des trois stations

Station	WIM (%)				
	Moyenne	Ecart-type	Médiane	25%	75%
Chenal de l'Île	15,8	6,6	13,9	11,8	20,2
Courbey ZM	11,1	5,5	9,8	7,1	15,1
Le Tès	9,1	4,6	7,0	5,4	14,5

Cette observation va à l'encontre de ce que l'on aurait pu attendre au regard des schémas de régression établis sur la période 1988-2008, puisque l'herbier du Tès est situé dans une zone de Bassin dans laquelle les herbiers ont fortement régressé, ce qui est beaucoup moins le cas des deux autres sites.

Sur la base des résultats de l'indice de maladie, on pourrait conclure que l'herbier du Tès se développe dans des conditions moins « stressantes » que les deux autres herbiers, notamment celui du Courbey, ou bien que les conditions du milieu sont propices à une limitation de la prévalence de la maladie.

Les paragraphes suivants ont pour objet de déterminer si les principaux paramètres hydrologiques mesurés dans le cadre d'ARCHYD à proximité de ces herbiers peuvent expliquer cette gradation, soit en influant directement sur le parasite (salinité), soit en générant des conditions « stressantes » pour les plantes, augmentant ainsi leur sensibilité à cette maladie (fortes températures, faible lumière), soit enfin en provoquant des nécroses qui peuvent être faussement interprétées comme un symptôme de la maladie (fortes teneurs en ammonium).

- Short *et al.* (1991) ont montré un effet direct de la **salinité** sur la propagation de la maladie, qui serait limitée par de faibles salinités (inférieures à 20-25).

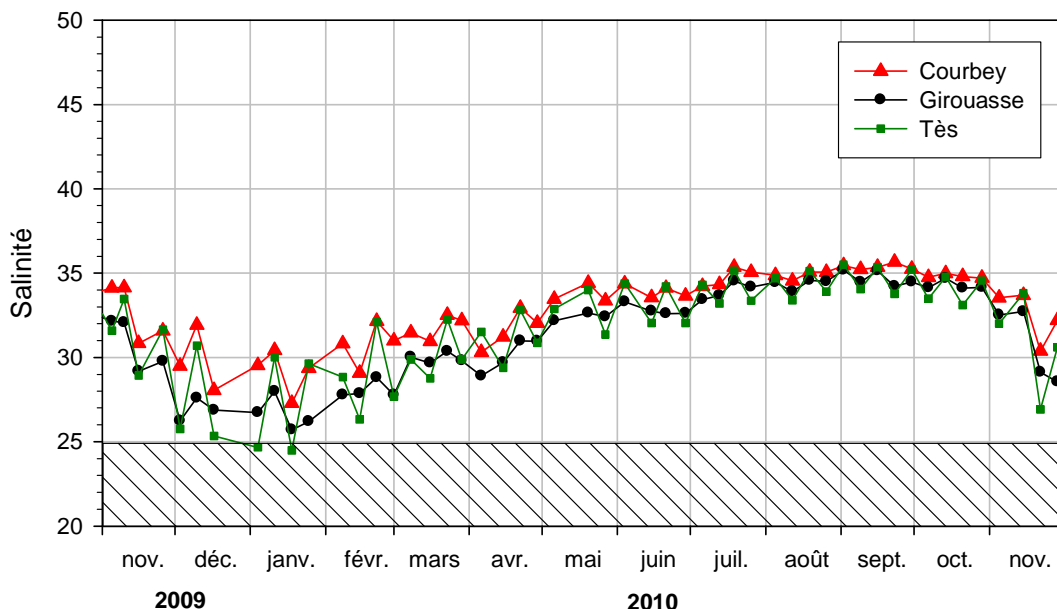


Figure 46 : Variation temporelle de la salinité de l'eau à proximité des trois populations.

Au cours de la période étudiée, ces conditions halines n'ont été atteintes qu'au Tès au cours de l'hiver (Figure 46). La salinité mesurée dans le chenal du Courbey (la plus « océanique » des trois stations) est toujours plus élevée que dans les deux autres.

Il est difficile de savoir si cette incursion hivernale (saison où l'atteinte par la maladie est maximale) au-dessous du seuil limitant la propagation de la maladie suffit à expliquer la moindre contamination des zostères marines proches de la station du Tès.

Plus globalement, on peut rappeler qu'une partie des zones désertées par les zostères marines entre 1988 et 2008 (quart sud-est du Bassin) est soumise à des dessalures importantes et répétées (Figure 30). Si la maladie était la cause principale de cette disparition et sa propagation limitée par de faibles salinités, ces populations auraient dû mieux résister que les herbiers des zones plus océaniques.

- Comme mis en évidence sur la figure 47, la **température de l'eau** est plus faible en hiver et plus élevée en été dans la station la plus interne, Girouasse, située à proximité des herbiers du chenal de l'Île, que dans le chenal du Courbey, soumis à des conditions plus océaniques.

Les plus fortes températures estivales mesurées à proximité des zostères du chenal de l'Île peuvent s'avérer stressantes pour cette population de zostères et participer à l'explication

de la gradation du WIM pendant l'été. Toutefois, ce facteur n'explique pas les différences hivernales d'atteinte par la maladie dans les trois herbiers.

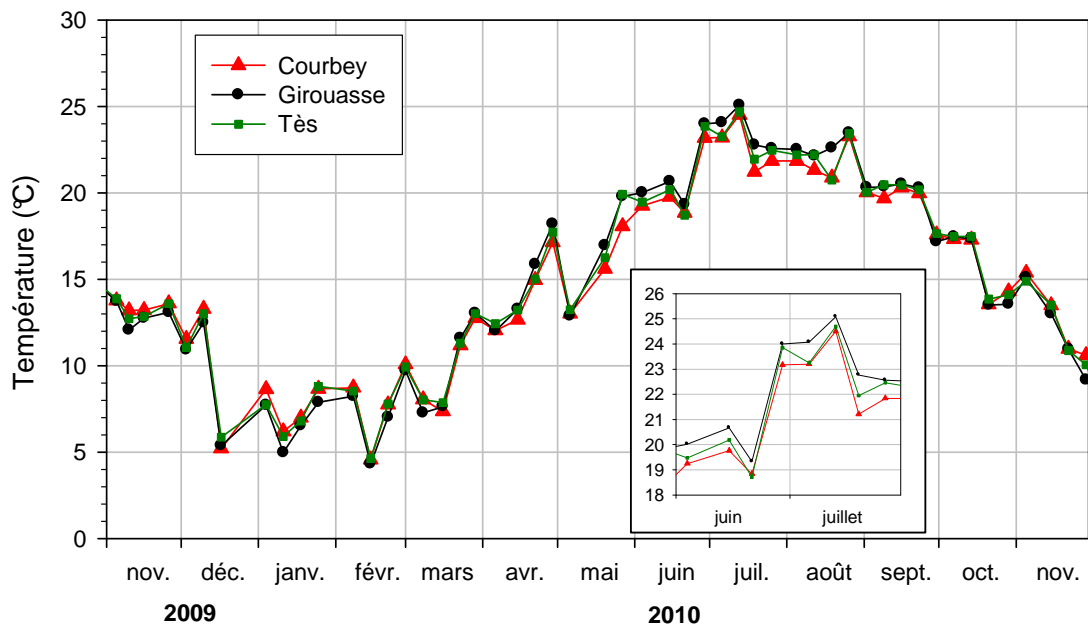


Figure 47 : Variation temporelle de la température de l'eau à proximité des trois populations.

- A éclaircissement solaire identique, **l'irradiance** reçue par les herbiers dépend de la profondeur à laquelle ils se développent et de la transparence de l'eau qui les baigne, paramètre qui peut être apprécié *via* les mesures de turbidité. Les trois herbiers échantillonnés dans cette étude étaient situés à des profondeurs comparables.

Comme déjà évoqué, la stratégie adoptée pour le réseau ARCHYD donne probablement une image déformée des niveaux réels de turbidité dans le Bassin, les mesures étant réalisées aux étales de haute et de basse mer, moments pendant lesquels les turbidités sont sans doute minimales. Toutefois, on peut tenter de classer les différentes stations du point de vue de ce paramètre.

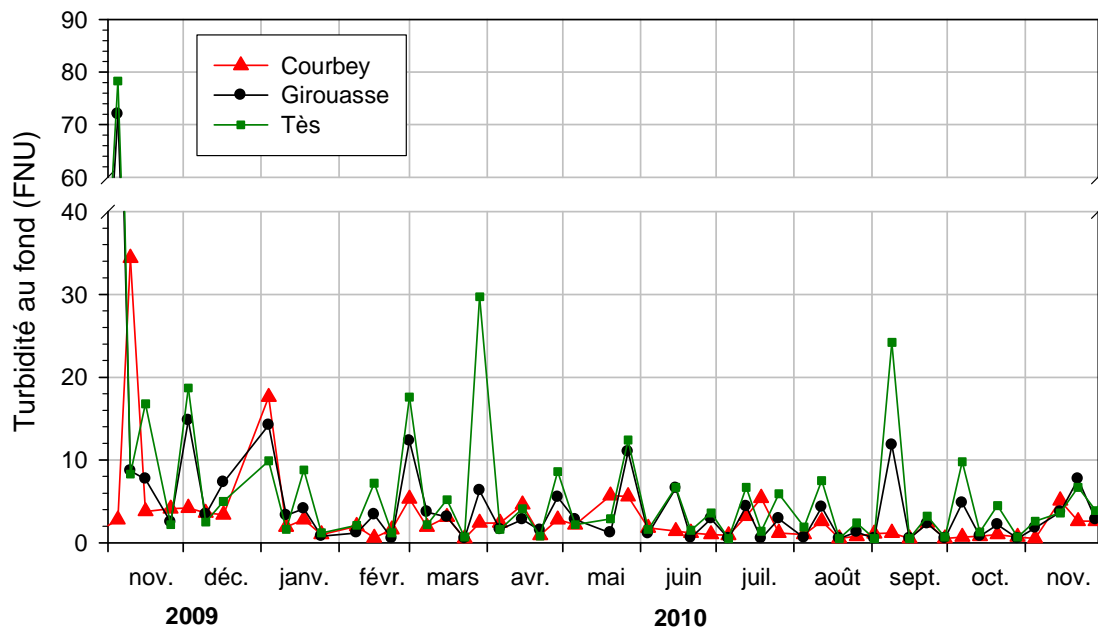


Figure 48 : Variation temporelle de la turbidité de l'eau (mesures au fond) à proximité des trois populations.

Les résultats réunis sur la figure 48 indiquent que les turbidités sont souvent plus élevées à la station du Tès, ce qui exclue a priori que les différences d'atteinte par la maladie entre les trois populations soient directement liées à la différence d'éclairement reçu par les trois herbiers.

- Comme évoqué dans le chapitre précédent, de fortes teneurs en **ammonium** dans l'eau provoqueraient des nécroses ressemblant aux atteintes de la « wasting disease ». Néanmoins, les concentrations mesurées au niveau des 3 stations au cours de cette étude (Figure 49) sont bien inférieures aux valeurs qui induisent de telles nécroses.

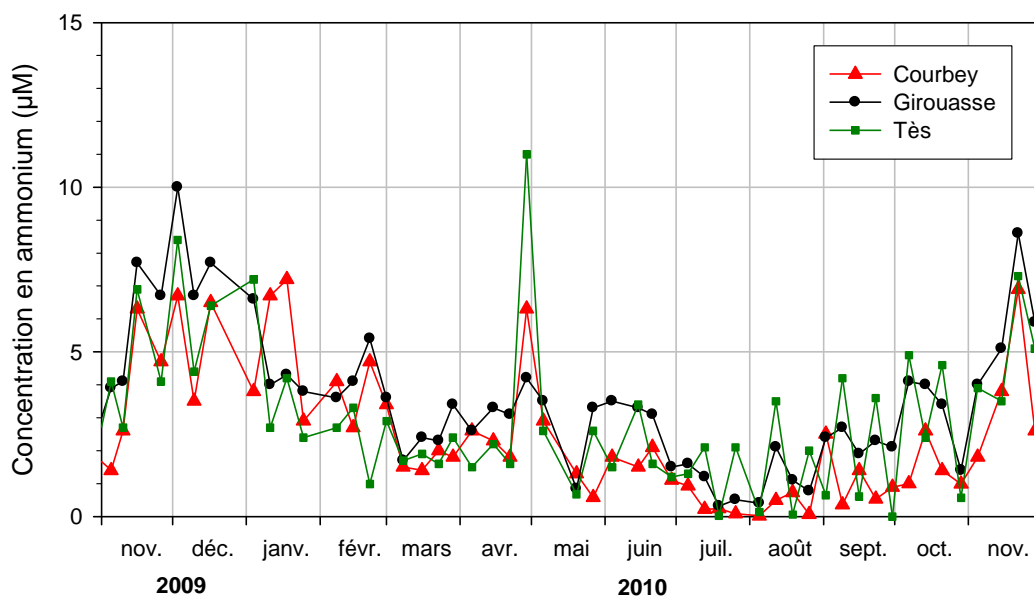


Figure 49 : Variation temporelle de la teneur en ammonium dans l'eau à proximité des trois populations

Il est donc probable que les nécroses observées lors de cette étude ne soient pas dues à de fortes concentrations en ammonium.

3.4. Comparaison avec les herbiers bretons

L'infestation des populations de zostères marines arcachonnaises est du même ordre (vis-à-vis de la situation observée dans 5 herbiers) ou supérieure (4 herbiers) à celle mesurée dans les herbiers bretons suivis dans le cadre de REBENT en 2010 (C. Hily, com. pers.) (Figure 50).

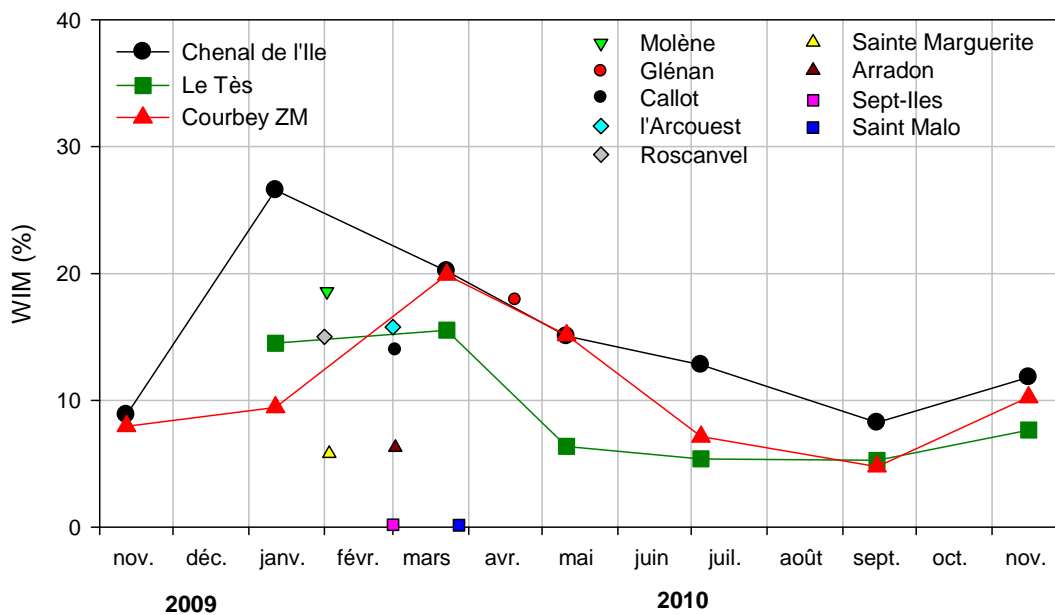


Figure 50 : Comparaison des taux moyens de maladie mesurés dans les herbiers d'Arcachon avec les observations réalisées dans 9 herbiers bretons suivis dans le cadre de REBENT (C. Hily, com. pers.).

Globalement, on peut donc considérer que les herbiers arcachonnais sont davantage touchés par la maladie (plus « stressés » ?) que certains herbiers bretons, mais, d'une part, les valeurs mesurées restent dans des gammes « acceptables » d'infestation et, d'autre part, cette infestation présente une forte variabilité inter annuelle, comme observé par Hily *et al.* (2002) en Bretagne ou par Auby *et al.* (2011) dans le Bassin d'Arcachon, au cours de trois années de mesures réalisées dans le cadre du suivi DCE (Figure 51).

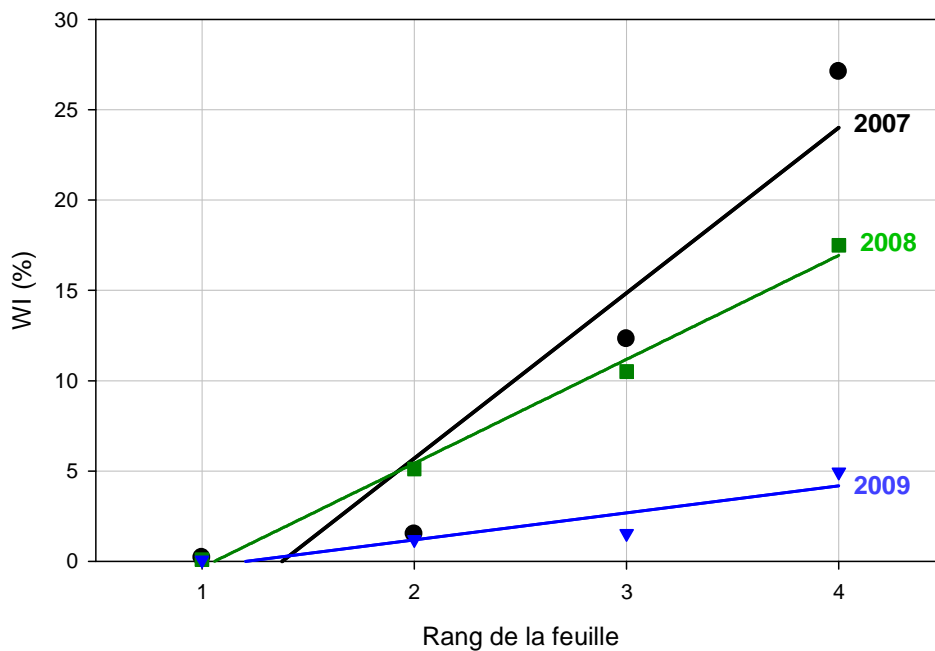


Figure 51 : Régression linéaire de WI (%) en fonction de l'âge de la feuille à la fin de l'été dans le chenal du Courbey dans le cadre de la DCE (trois points répartis sur l'ensemble de la bordure sud du chenal) (noir : 2007 ; vert : 2008 ; bleu : 2009).

4. Conclusion

En 2009-2010, les trois populations de zostères marines étudiées étaient atteintes par la maladie connue sous le nom de « wasting disease », l'infestation s'avérant maximale en hiver et minimale en été.

Le degré d'infestation mesuré à Arcachon est du même ordre ou plus élevé que celui qui a été mesuré par Hily (com. pers.) dans plusieurs herbiers bretons suivis dans le cadre de REBENT, mais s'avère relativement faible. D'après les observations réalisées dans le cadre de la DCE dans le Bassin d'Arcachon, le degré d'atteinte par la maladie est extrêmement variable d'une année sur l'autre : il semble notamment avoir diminué entre 2007 et 2009. Il n'est donc pas exclu que cette maladie ait présenté une plus forte prévalence durant les années où les herbiers de zostères marines ont décliné.

On n'observe pas de différence statistique d'infestation entre les trois sites, bien que la population du chenal de l'Île (où l'herbier n'a pas décliné) semble la plus affectée et celle du Tès (zone dans laquelle les herbiers ont fortement régressé) la moins atteinte. A priori, il n'y a donc pas de raison de penser que cette maladie soit directement impliquée dans le déclin des herbiers de zostères marines d'Arcachon.

C3. Impact potentiel des oiseaux herbivores sur l'état des herbiers de zostères du Bassin d'Arcachon

Le but de cette étude était de mettre en relation les données du réseau « oiseaux d'eau » recueillies depuis plus de vingt ans sur le Bassin d'Arcachon avec les états successifs des herbiers de zostères connus sur trois années pour *Zostera noltii* (1989, 2005 et 2007-2008) et sur deux années pour *Zostera marina* (1988 et 2008), afin de fournir des éléments de réponses concernant l'impact de ces oiseaux d'eaux herbivores sur les zostères.

- Pour cela, le premier objectif était de faire un point sur les études et les connaissances relatives aux trois espèces d'oiseaux consommatrices de zostères dans le bassin d'Arcachon : bernache cravant, cygne tuberculé et canard siffleur.

- Le second objectif était de préciser si les oiseaux consommateurs de zostères, en particulier les bernaches cravants et les cygnes tuberculés, utilisent préférentiellement certains secteurs du Bassin pouvant ainsi induire un impact sur leur dynamique. Pour cela des mises en relation entre les effectifs d'oiseaux et les herbiers ont été faites à deux échelles, à l'échelle du Bassin d'Arcachon, et à l'échelle des différents secteurs de comptages.

- Enfin, le troisième objectif était d'évaluer la proportion de biomasse de l'herbier consommée par l'ensemble des trois espèces d'oiseaux et par chacune d'elles à l'échelle globale du bassin d'Arcachon et à l'échelle des secteurs.

1. Oiseaux d'eaux consommateurs de zostères dans le Bassin d'Arcachon

Cette partie a pour but de faire une synthèse de l'évolution des populations d'oiseaux d'eaux dont le pâturage pourrait avoir un impact significatif sur les herbiers du Bassin d'Arcachon.

Les trois principales espèces consommatrices de Zostères sont le canard siffleur (*Anas penelope*), le cygne tuberculé (*Cygnus olor*) et la bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*) (Auby, 1991). Les deux premières espèces sont moins dépendantes des zostères que la Bernache cravant. Toutefois celle-ci peut aussi se nourrir selon les périodes de l'année d'autres plantes comme les algues vertes (*Ulva spp.*, *Enteromorpha spp.*, *Monostroma...*).

1.1. Bernache cravant (*Branta bernicla*)

1.1.1. Présentation



Photographie 3 : Bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*).
Auteur : Sébastien Dalloyau

La Bernache cravant (*Branta bernicla*) appartient à la famille des anatidés (Del Hoyo *et al.*, 1991). Cette oie, comptant parmi les plus petites, est d'aspect général sombre. Son corps est gris anthracite avec une tache blanche à l'arrière du corps, un collier blanc et les flancs striés de bandes plus ou moins pâles.

Il existe trois sous espèces de Bernache cravant (Del Hoyo *et al.*, 1992) : *B. b. nigricans* (Bernache cravant du pacifique ou à ventre noir), *B. b. hrota* (Bernache cravant à ventre pâle) et *B. b. bernicla* (Bernache cravant à ventre sombre). Les deux dernières hivernent de façon plus marquée en Europe, voire exclusive pour *B. b. bernicla*. La bernache cravant à ventre sombre, dont la population est constituée de 180 000 individus (Delany *et Scott*, 2006a), se reproduit exclusivement le long des côtes de la péninsule du Taïmyr (Sibérie) et passe l'hiver sur le littoral occidental européen. Tandis que la Bernache cravant à ventre pâle (*B. b. hrota*) niche dans le haut arctique canadien (Est et extrême nord), au Groenland et sur l'archipel de Svalbard et hiverne sur la côte Est des Etats-Unis d'Amérique, l'Irlande et la France (Kear *et Hulme*, 2005).

La France accueille près de 60% de la population mondiale de bernache à ventre sombre (Delany *et Scott*, 2006b ; Dalloyau, 2008). De ce fait, l'importance des effectifs hivernant confère à ce pays une responsabilité vis-à-vis de la conservation de cette espèce.

Cette petite oie figure en Annexe II de la Directive oiseaux (79/409), Annexe III de la Convention de Berne (conservation espèce/habitat 1979), Annexe II de la convention de Bonn (conservation des espèces migratrices 1979). L'espèce n'est pas considérée comme en danger (Del Hoyo *et al.*, 1992), mais cependant nécessite une surveillance particulière au regard des sous-espèces et des populations.

Dans le Bassin d'Arcachon, la Bernache cravant est présente d'octobre à mars et semble se nourrir quasi exclusivement de zostères (C. Feigné *com.pers.*)

1.1.2. Evolution de la population mondiale et hivernante française

L'évolution du taux d'accroissement de la population mondiale de la bernache cravant à ventre sombre a été étudiée par Dalloyau en 2008 à partir des dénombrements et estimations annuels synthétisés par le « Goose Study Groupe de Wetlands International ». Cette évolution est illustrée par la figure 52 sur laquelle il apparaît une augmentation du taux d'accroissement

de la population mondiale de bernaches, particulièrement marquée entre les années 1960 et 1990.

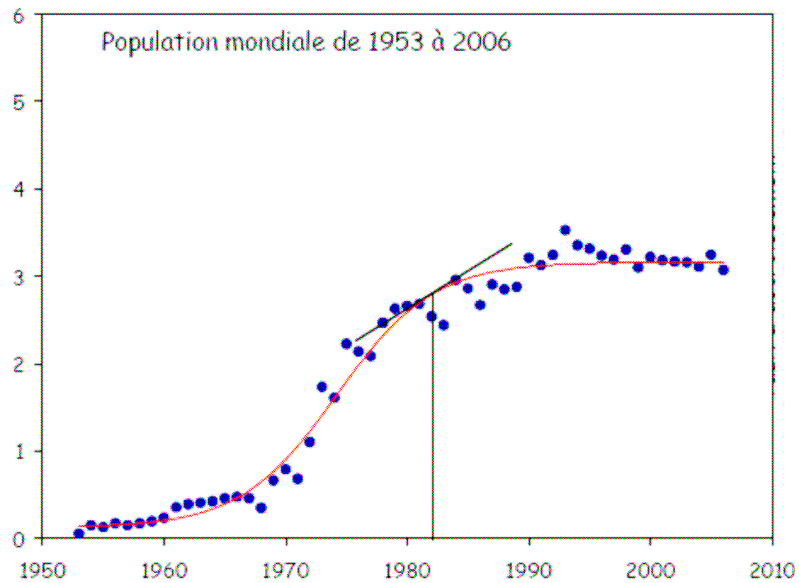


Figure 52 : Evolution du taux d'accroissement cumulé de la population mondiale. Extrait de Dalloyau (2008).

Ainsi la population a atteint une taille maximale de 315 000 individus environ en 1993. Depuis, même si le taux d'accroissement de la population semble se stabiliser, les effectifs de bernaches cravants ont diminué (58% entre 1993 et 2006) et semblent relativement se stabiliser autour de 180 000 individus (environ 183 000 individus en 2006).

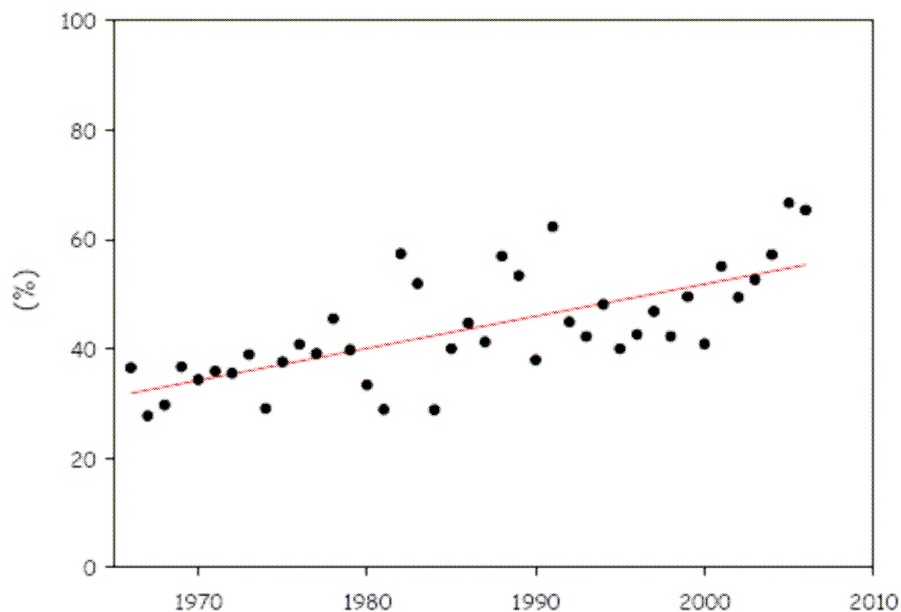


Figure 53 : Evolution de la proportion de la population mondiale de Bernache cravant hivernant en France. Extrait de Dalloyau (2008).

Le nombre de Bernaches cravant hivernant en France s'est stabilisé comme l'ensemble de la population mondiale (Figure 53). La proportion de la population mondiale présente l'hiver en France est passée de 40% entre 1970 et 1980 à 65% en 2007 (environ 120 000 individus).

1.1.3. Evolution de la population hivernante de bernaches dans le bassin d’Arcachon

Historique des comptages de bernaches à Arcachon

La population de Bernaches cravants hivernant dans le bassin d’Arcachon est suivie depuis des décennies par deux réseaux (« FDC33/ONCFS/ACMBA » et « Associations de protection de la nature ») qui, jusqu’en 2007, réalisaient des comptages indépendants. Ces deux réseaux utilisent des méthodes distinctes, notamment concernant le moment du comptage par rapport à la marée (Basse Mer et Haute Mer). Les données collectées sont centralisées par le coordinateur national (Roger Mahéo) puis communiquées à « Wetlands International », association qui coordonne et assure la synthèse des dénombrements au niveau international.

Les données de comptages de Bernaches cravants utilisées dans ce rapport sont issues du réseau ONCFS-FDC-ACMBA, dénombant depuis des bateaux, complété à partir de 2007 par les données du réseau LPO-SEPANSO-PNRLG dénombant depuis la terre. Le premier réseau dénombre les Bernaches aux alentours de la marée basse (BM-2h – BM et les premières données datent de la saison 1986-1987. Les données des comptages ont été localisées sur des cartes papiers puis numérisées sous GEOCONCEPT à partir de la saison 2002-2003.

Depuis 2007-2008, un comptage mensuel est réalisé d’octobre à mars, par les 2 réseaux. Pour ces dénombrements, le bassin a été divisé en cinq secteurs (Figure 54). Chaque secteur est sillonné simultanément en bateau (un bateau par secteur). Les groupes de bernaches sont dénombrés et localisés sur carte papier puis numérisés sous Géoconcept. Les comptages sont complétés par des observations depuis le sol. La zone parcourue à pied, à l’est du Bassin constitue un sixième secteur de comptage (Figure 54). Le réseau ONCFS/FDC33/ACMBA et la SEPANSO sont chargés des comptages en bateau alors que la LPO réalise les comptages au sol

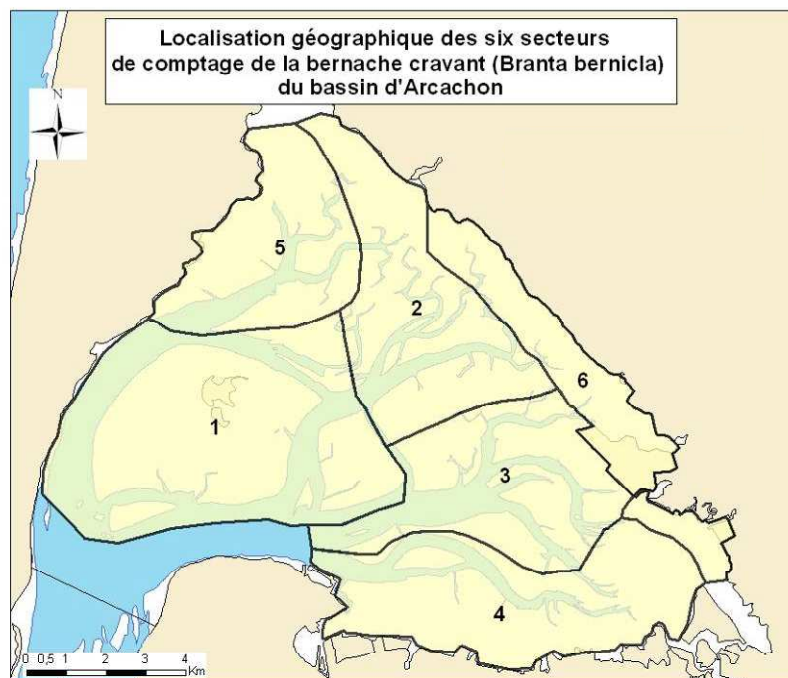


Figure 54 : Localisation des six secteurs de comptage.

Evolution de l'importance de Bassin d'Arcachon pour l'hivernage des bernaches cravants

En 2008, Dalloyau a comparé l'évolution de l'hivernage de la bernache cravant sur trois sites français dont le Bassin d'Arcachon (Figure 55). De 1980 à 1996, les Pertuis charentais constituent le premier site d'hivernage français, suivis du Golfe du Morbihan et du Bassin d'Arcachon dont les effectifs ne cessent de progresser. **C'est en 1996 que le Bassin d'Arcachon devient à son tour le premier site d'accueil de la bernache cravant en France.**

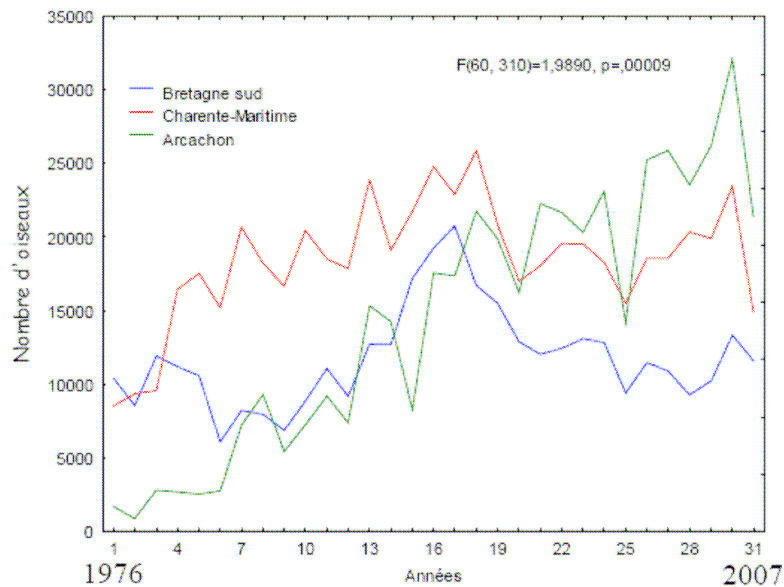


Figure 55: Evolution des effectifs sur trois principaux sites d'hivernage de la bernache cravant en France. Extrait de Dalloyau, 2008.

Depuis 1996, le Bassin d'Arcachon qui constitue la zone d'hivernage la plus méridionale de l'aire de répartition de l'espèce, est devenu un site d'importance majeure au niveau national et international. En 2007, elle a accueilli 40% de la population hivernant en France (30% de la population mondiale en 2006).

Evolution des effectifs de Bernaches cravants hivernants dans le bassin d'Arcachon

Malgré les biais possibles liés au nombre de comptages, variable selon les années, la population de Bernaches cravant du Bassin d'Arcachon apparaît en progression depuis 1986 (figure 56). Cependant, pour les 5 derniers hivernages, la tendance serait plutôt à une moyenne en baisse numérique, avec toutefois une variance importante qui traduit une forte variation des effectifs hivernaux.

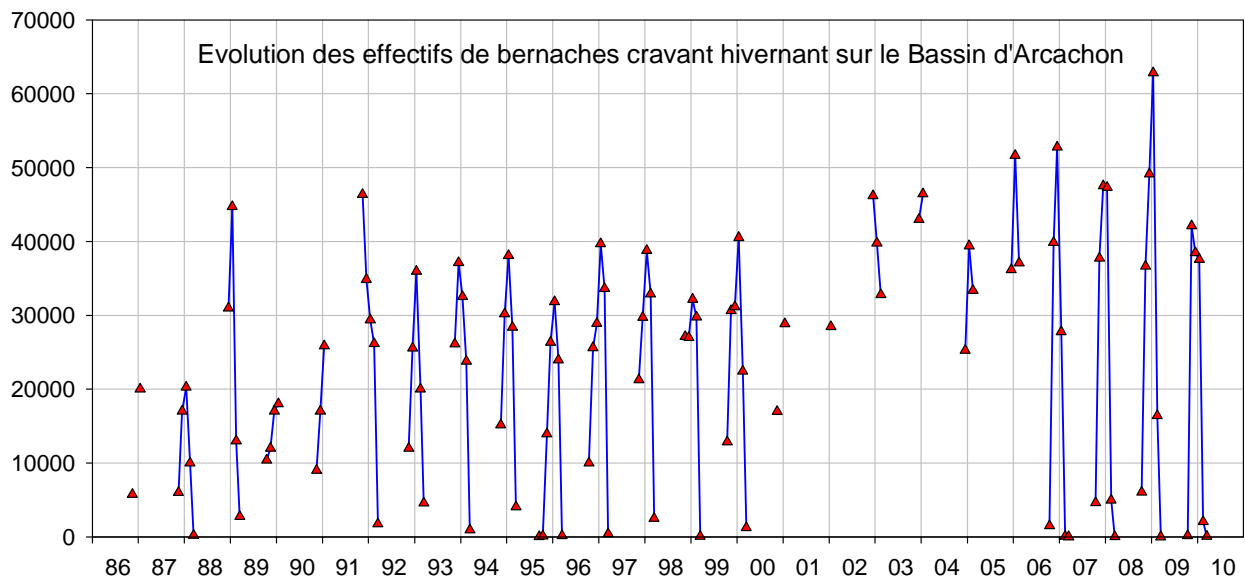


Figure 56 : Evolution des effectifs de bernaches cravants hivernants dans le bassin d'Arcachon depuis 1986.

1.2. Cygne tuberculé (*Cygnus olor*)

1.2.1. Présentation



Photographie 4 : cygne tuberculé (*Cygnus olor*).
Auteur : Anthony Virondeau

Comme la Bernache cravant, le cygne tuberculé (*Cygnus olor*) appartient à l'ordre des ansériformes et à la famille des anatidés (Del Hoyo *et al.*, 1991). Le cygne est inscrit dans l'annexe III de la convention de Berne et l'annexe II de la directive Oiseaux en Europe. Il est protégé en France par la loi n°76-629 du 10 juillet 1976, relative à la protection de la nature.

D'après un inventaire récent (Pascal *et al.*, 2003), cette espèce ne fait pas partie de la faune holocène de France et est donc considérée comme une espèce allochtone (étrangère). *Cygnus olor* est inscrit en Annexe H : « Liste des espèces candidates examinées et retenues comme s'étant reproduites de façon pérenne en France pendant tout ou partie de l'Holocène »

(Pascal *et al.*, 2003). Cette espèce est identifiée dès le paléolithique au pied des Alpes, et dans les vallées des Pyrénées au Néolithique (MNHN, 2003-2010).

Le cygne tuberculé se reproduit dans tout l'hexagone et forme des populations pérennes. Ces populations semblent trouver leur origine à la fois dans les opérations d'introduction par l'homme et dans l'accroissement de l'aire de répartition de la population sauvage d'Europe de l'Est (Gayet, 2010).

L'accroissement récent des populations européennes soulève de nombreuses interrogations quant à l'impact de cette espèce sur les communautés d'oiseaux et la déplétion des macrophytes aquatiques.

Dans le Bassin d'Arcachon, deux couples de cygnes tuberculés ont été introduits avec succès en 1972, dans le Parc ornithologique du Teich, à la demande de la municipalité locale.

Actuellement, cette espèce est présente toute l'année sur le Bassin d'Arcachon, avec des abondances très variables.

On peut discriminer trois périodes distinctes mais qui se chevauchent et correspondent à des phases biologiques de l'espèce : la période de reproduction, la période de mue et l'hivernage.

1.2.2. Evolution de la population de cygne tuberculé dans le bassin d'Arcachon

Evolution des effectifs nicheurs

La population nicheuse de cygnes dans les domaines endigués du Bassin d'Arcachon est suivie annuellement et depuis le milieu des années 1980 par Alain Fleury, retraité du Parc ornithologique du Teich. Le dénombrement se fait à partir de la mi-avril et se termine à la fin de la période de nidification.

Les effectifs nicheurs seraient passés de 2 couples (introduits en 1972) à un maximum de 90 au début des années 2000 et 50 en 2010 selon Péré *et al.* (2010.) D'après les observations d'Alain Fleury (*in* Vansteenwegen, 1998), il y aurait eu 3 couples en 1975, 15 en 1980, 45 en 1984, et 68 en 1991.

Au cours des trois dernières années, 17-20 couples seulement tenteraient de se reproduire (C. Feigné et A. Fleury, com. pers.). Par ailleurs, la productivité de cette population a suivi une régression encore plus forte, très peu de jeunes arrivant au stade de l'envol.

Evolution des effectifs venant muer sur le Bassin d'Arcachon

Depuis une quinzaine d'années, le Bassin d'Arcachon est devenu une zone de mue importante pour les cygnes. Ce phénomène s'inscrit dans un contexte d'accroissement spectaculaire des effectifs de cette espèce en France et dans toute l'Europe de l'Ouest. Aux alentours du 10 mai, des individus viennent renforcer la population nicheuse du site. Les oiseaux observés pendant cette période sont, semble-t-il, des individus en échec de reproduction ou des immatures. Ces derniers constituent une part importante de la population globale, cette espèce n'étant mature qu'à 3 ou 4 ans (del Hoyo, 1991).

Cependant, les comptages réalisés en phase de mue au cours des 6 dernières années montrent une diminution sensible des effectifs (figure 57).

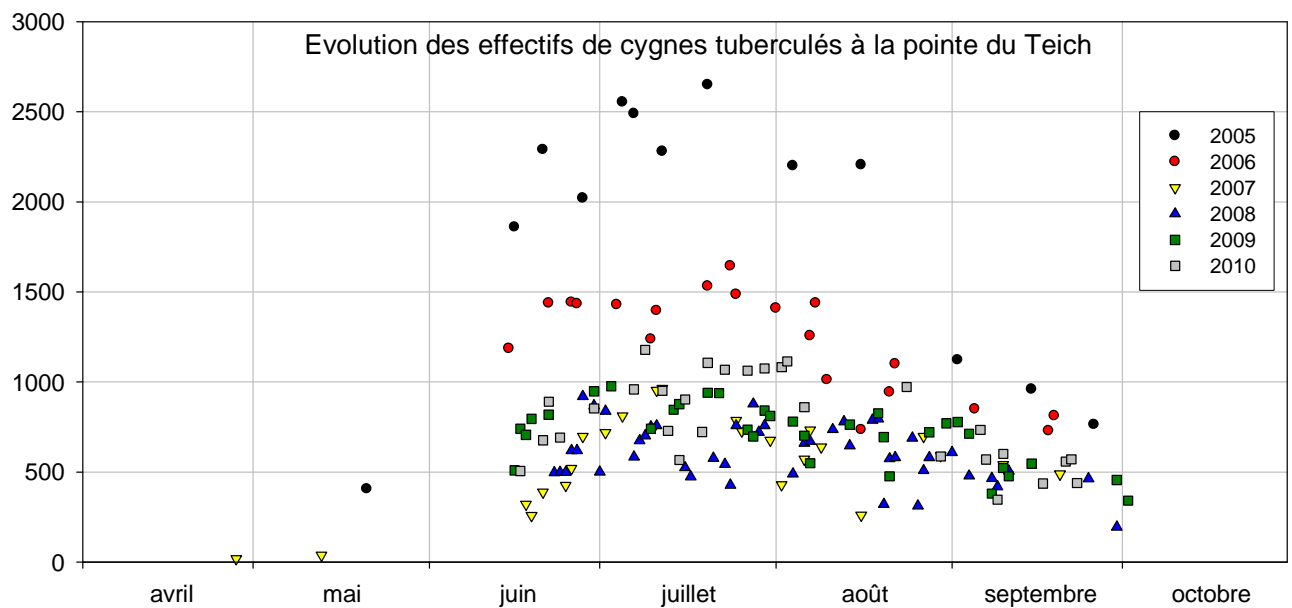


Figure 57 : Dénombrement des Cygnes tuberculés (*Cygnus olor*) en phase de mue sur le delta de l'Eyre. Feigné C, Cazabeil J., Troquereau C. et Vidal O. / PNRLG in prep. La zone dénommée « delta » s'étend à l'Est d'une ligne Pointe de Branne- Port de Meyran. Les dénombrements s'effectuent depuis la pointe du Teich.

Par ailleurs, pour évaluer les effectifs présents lors de la mue sur le Bassin, la Fédération des chasseurs de la Gironde a mis en place, à partir de juillet 2008, des opérations de comptage en avion. Le principe de cette méthode est de survoler les zones fréquentées par les oiseaux, de dénombrer les cygnes à l'aide d'un compteur à main et de reporter les groupes sur une carte. Des photos des groupes sont réalisées afin d'affiner et de valider les estimations. Le survol est fait à marée basse de façon à identifier facilement la localisation des oiseaux sur la carte (Péré *et al*, 2010).

Les comptages sont réalisés une à deux fois par mois. Ils commencent vers le mois de juillet pour se terminer en novembre. Pour la présente étude, deux années de comptages ont été mises à notre disposition par la Fédération des Chasseurs de la Gironde (Figure 58).

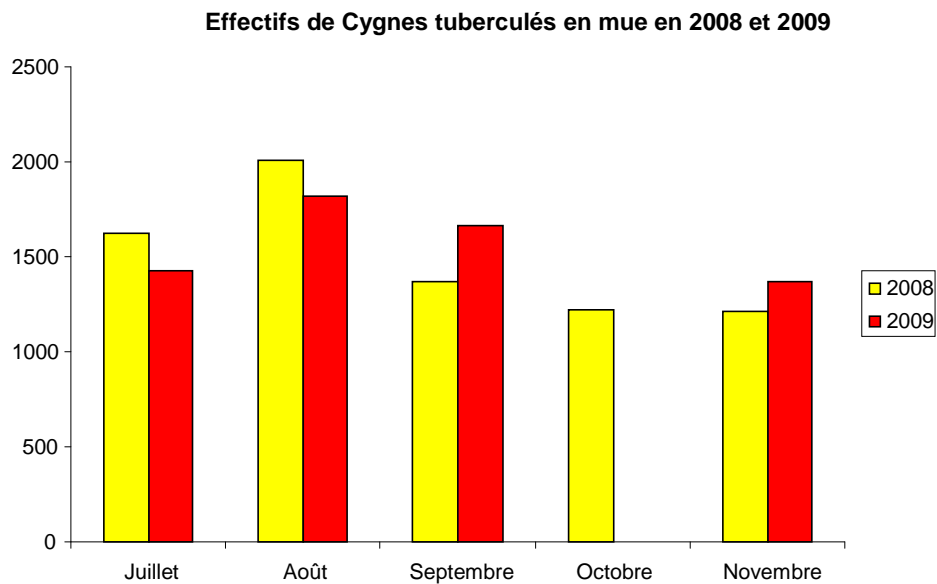


Figure 58 : Effectifs de Cygnes tuberculés en mue dans le Bassin d'Arcachon en 2008 et 2009. (Source : FDC 33)

Pour les deux années de comptages, les effectifs atteignent un maximum aux alentours des 2000 individus en août.

Evolution des effectifs hivernants

Les effectifs de cygnes hivernants dans le Bassin d'Arcachon sont suivis depuis l'hiver 1987-1988 par le réseau Oiseaux d'eaux-zones humides de l'ONCFS/FNC/FDC. Les comptages ont lieu vers le 15 de chaque mois de décembre à février.

Etant donné que cette espèce n'a pas été systématiquement prise en compte par les observateurs au début des dénombrements (l'espèce n'étant pas ciblée par le réseau) et que sur la lagune, tous les sites de comptages n'ont pas été visités chaque année. Les résultats sont difficilement interprétables. Aucune tendance n'a pu être décelée à partir de cette série. C'est pourquoi le choix a été fait de ne pas présenter ces données.

Globalement, on peut considérer que les populations de cygnes fréquentant le Bassin ont augmenté au cours du temps : depuis les années 1970 pour les effectifs nicheurs et depuis environ 15 ans (Péré *et al*, 2010) pour les populations venant muer dans la baie.

D'après les observations de C. Feigné (PNRLG), les cygnes ont un régime alimentaire varié dans le Bassin. Dans les domaines endigués, ils se nourrissent de *Ruppia* spp⁷, d'algues vertes et de graminées sur les « bosses » (bandes de prairies qui bordent les surfaces en eau). Lorsqu'ils stationnent sur le Bassin, les cygnes consomment des algues vertes (ulves, monostromes, entéromorphes) et des zostères.

⁷ La consommation de *Ruppia* par les cygnes dans les plats du domaine de Certes a également été observée par I. Auby dans les années 1990.

1.3. Canard siffleur (*Anas penelope*)

1.3.1. Présentation



Photographie 5 : Canard siffleur (*Anas penelope*).
Auteur : Aurélien Audevard

Le canard siffleur est un oiseau qui appartient à la famille des anatidés et à la sous-famille des anatinés (Del Hoyo *et al.*, 1992). Le mâle a le dos gris métal, la poitrine rosée et la tête brune coupée d'un trait jaune paille et le bec est gris clair à pointe noire. Comme chez tous les canards, la femelle est beaucoup plus terne que le mâle : sa robe est quasiment uniquement brune. Le canard siffleur est un nicheur nordique (de l'Islande à la Sibérie) (Cramp *et al.*, 1977). En France il est uniquement hivernant et migrateur en transit.

Les effectifs français en hiver sont fluctuants. En effet, ils sont plus nombreux à l'occasion de vagues de froid. Cependant, la tendance générale des effectifs est à la baisse (Deceunick et Maillet, 2004). Ce canard est classé parmi les espèces gibier en France.

Dans le Bassin d'Arcachon, il est présent d'octobre à mars et semble manger exclusivement de la zostère (Auby, 1991 d'après C. Feigné com. pers.).

1.3.2. Dénombrements et évolution des effectifs

Les canards siffleurs sont dénombrés par deux réseaux d'observateurs, le réseau oiseaux d'eau-zones humides de l'Office National de la Chasse et de la faune sauvage et le réseau associatif. Ces réseaux communiquent leurs données à Wetlands International.

Les données utilisées dans cette étude sont issues du réseau OEZH. Les comptages se font chaque année en décembre, janvier et février, en général autour du 15 de chaque mois. Les premières données à disposition datent de l'hiver 2000-2001.

Dans le Bassin d'Arcachon, les sites principaux où sont observés les effectifs de cette espèce sont le delta de la Leyre (Réserve maritime de chasse), les prés-salés de la réserve d'Arès et le Domaine Public Maritime à Andernos à côté des Quinconces (anciens réservoirs à poissons). Ils fréquentent principalement l'embouchure des ruisseaux d'eau douce (Péré, com. pers.).

Leur abondance ne présente pas d'évolution récente particulière (mis à part un pic à environ 2600 individus pendant l'hiver 2002-2003). Ces dernières années les effectifs plafonnent autour de 1200 individus (figure 59).

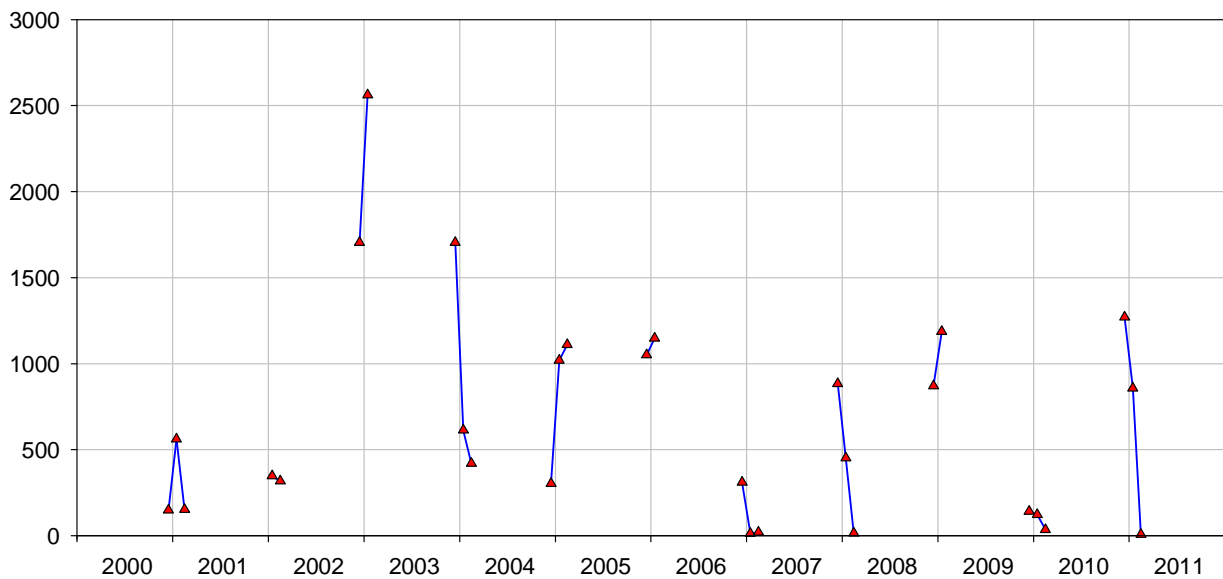


Figure 59 : Effectifs de Canards siffleurs hivernant dans le Bassin d'Arcachon depuis 2000 (Source : réseau oiseaux d'eau-zones humides (ONCFS-FDC).

2. Mise en perspective de la localisation spatiale des bernaches cravants et des cygnes tuberculés avec les herbiers de zostères

L'objectif de cette partie de l'étude est de mettre en relation les données de distribution spatiale des oiseaux (bernaches cravants et cygnes tuberculés) avec celles concernant la localisation des herbiers, d'abord globalement puis en prenant en compte les trois classes de recouvrement des zostères.

2.1. Matériel et méthodes

2.1.1. Données utilisées

Données Zostères

Les couches SIG des herbiers de zostères naines (2005 et 2007) et des herbiers de zostères marines (1988 et 2008) utilisées dans ces analyses proviennent des cartographies dont la méthodologie a été décrite dans la partie « A » de ce document.

Données oiseaux d'eaux

Les données d'oiseaux d'eaux utilisées pour cette analyse sont les données spatialisées de bernaches cravants des saisons hivernales 2002-2003 à 2009-2010 et les données spatialisées de cygnes tuberculés de 2008 et 2009. Les données relatives aux bernaches sont issues des suivis réalisés par les réseaux « FDC33/ONCFS/ACMBA » et « Associations de protection de la nature » et les données relatives aux cygnes sont issues de ceux réalisés par la FDC33 (voir 1.1.3. et 1.2.2.). Les oiseaux en vol ainsi que ceux susceptibles d'avoir subi un double comptage (déductions faites d'après les commentaires contenus dans la table attributaire des couches) ont été supprimés pour l'analyse, ce nombre de cas étant limité.

Ces couches ont été croisées avec celle des secteurs de comptages de bernaches afin d'obtenir des données rapportées aux différentes zones.

2.1.2. Méthodes d'analyse spatiale

Toutes les cartographies et analyses spatiales de cette partie ont été réalisées grâce au logiciel de Système d'Information Géographique ArcGIS version 9.2. Le système de coordonnées utilisé est le Lambert 93.

Les analyses ont été faites par géotraitement sous le logiciel ArcGIS 9.2. Pour obtenir le nombre d'individus par modalité (sur herbier, par secteur etc.), la densité d'oiseaux (individus/m²) de chaque groupe a été calculée. Ainsi, grâce à la surface occupée par chaque groupe d'oiseaux sur chaque « modalité », le nombre d'oiseaux positionnés sur chacune d'elles a pu être évalué.

2.2. Résultats

NB : Seules les années pour lesquelles nous disposons à la fois de données de comptage spatialisées et des cartes d'extension et de recouvrement des herbiers de zostères ont été prises en compte : Ainsi, seules les saisons 2005-2006, 2006-2007 et 2007-2008 pour les bernaches ont été utilisées. Pour les cygnes, les données spatialisées de 2008 et 2009 (seules à disposition) ont été mises en relation avec les données d'herbiers connues les plus proches dans le temps c'est-à-dire 2007 pour l'herbier de zostères naines et 2008 pour l'herbier de zostères marines.

Il est à noter que les groupes de bernaches cravants de la saison 2006-2007, faute d'informations plus précises, ont été numérisés sous forme de points et non sous forme de « patatoïdes », comme c'est le cas pour le reste des saisons.

2.2.1. Localisation spatiale des bernaches cravants à l'échelle du Bassin d'Arcachon

2.2.1.1. Saison 2005-2006

Lors de la saison 2005-2006, les groupes de bernaches ont été observés principalement dans le Nord, le Sud et l'Est du Bassin d'Arcachon (Figure 60). Des groupes ont également été observés au Nord-Est de l'île aux Oiseaux mais peu au sud et à l'ouest de cette île.

Globalement, pendant les comptages, une faible proportion des oiseaux a été observée sur les herbiers de zostères (Figure 61). Ainsi, pour chacun des trois mois d'observation, la proportion d'oiseaux situés hors des herbiers est toujours supérieure à 55%. Pour les deux types d'herbiers, le mois où les proportions de bernaches sur herbier sont les plus importantes est le mois de décembre avec 44,3% sur les herbiers de zostères naines et 0,6% sur les herbiers de zostères marines. Les groupes d'oiseaux localisés sur l'herbier de zostères naines sont la plupart du temps proches des chenaux. Les oiseaux qui n'étaient pas sur les herbiers ont, la plupart du temps, été observés sur les chenaux du Bassin.

Pendant cette saison d'hivernage, les comptages géolocalisés ont révélé que seulement 3,8% de la surface de l'herbier de *Zostera noltii* et 0,13% (Figure 61) de la surface de l'herbier de *Zostera marina* étaient occupés par les bernaches cravants.

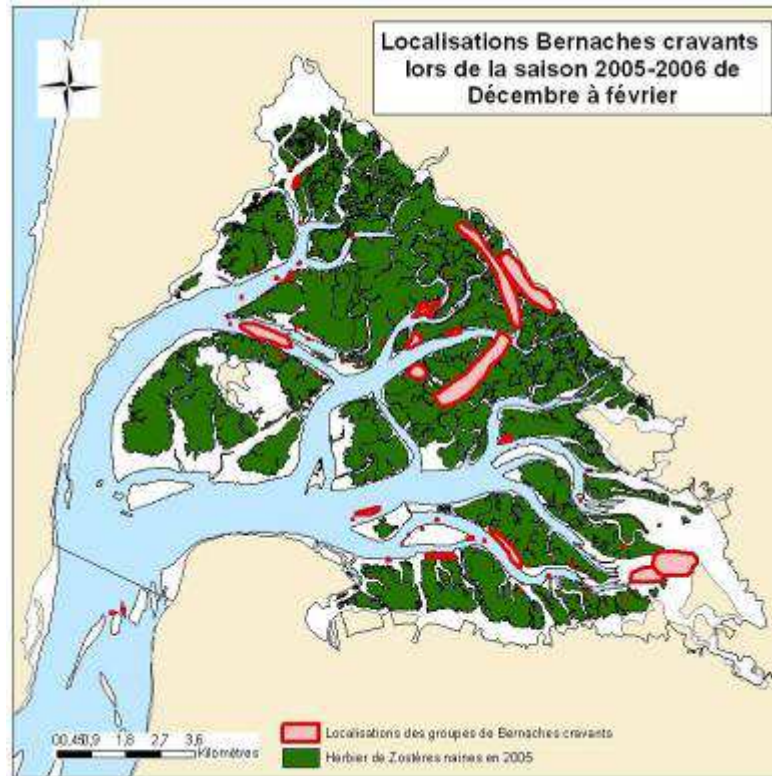


Figure 60 : Localisations des groupes de bernaches cravants de décembre à février lors de la saison 2005-2006.

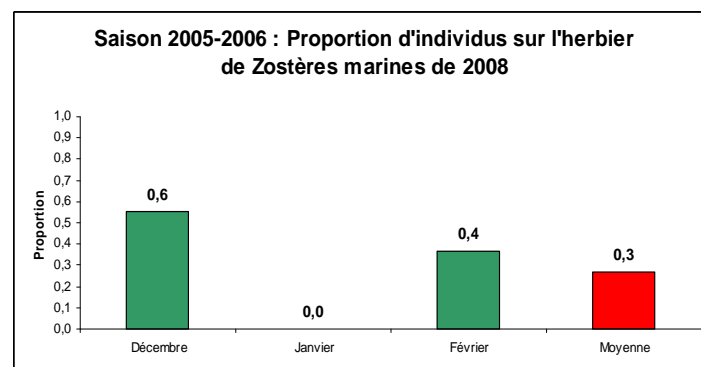
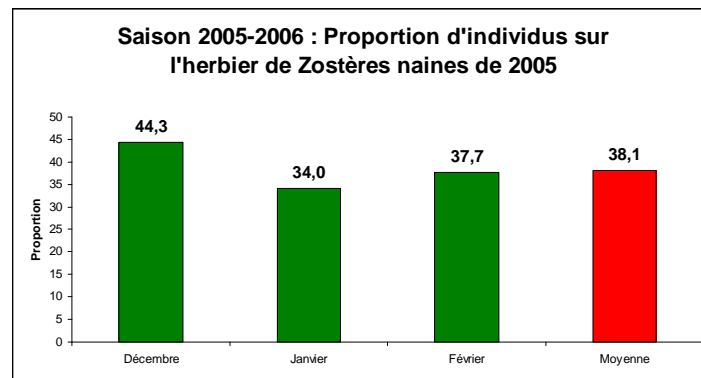


Figure 61 : Proportions de bernaches cravants localisées au fil des mois sur les herbiers de Zostères en 2005-2006 et proportion de la surface des herbiers occupée par les oiseaux.

2.2.1.2. Saison 2006-2007

Comme cela a été évoqué auparavant, les groupes de bernaches cravants observés lors de la saison 2006-2007 ont été localisés à l'aide de points. Par conséquent, la surface de l'herbier occupée par les oiseaux n'a pas pu être évaluée. Etant donné que l'état de l'herbier de zostères naines n'est pas connu en 2006, l'occupation spatiale des groupes de bernaches a été mise en relation avec les cartes d'herbier datant de 2005 et de 2007.

Comme pour la saison 2005-2006, d'après la localisation spatiale des groupes, les oiseaux semblent répartis au Nord, à l'Est et au Sud du Bassin et peu d'oiseaux ont été observés au sud et à l'ouest de l'île aux Oiseaux (Figures 62 et 63). La proportion totale d'oiseaux observés sur l'herbier est toujours inférieure à 50% (Figure 64). De plus, les groupes d'oiseaux localisés sur les herbiers sont très souvent aux abords des chenaux.

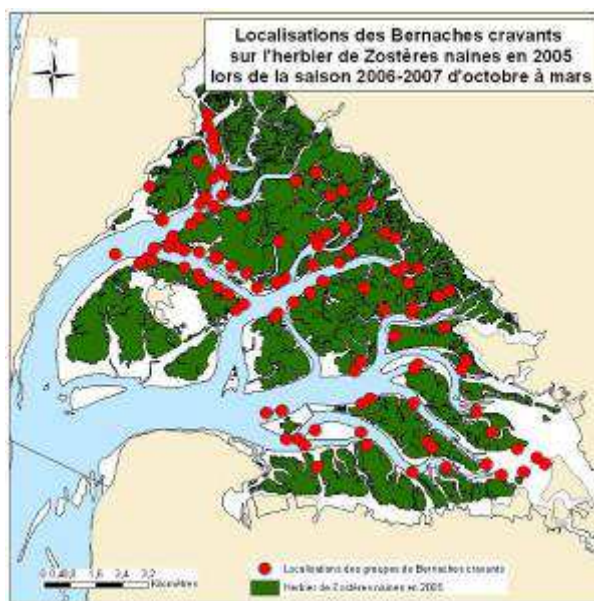


Figure 62 : Localisations des groupes de bernaches cravants d'octobre à mars lors de la saison 2006-2007 sur l'herbier de zostères naines de 2005.

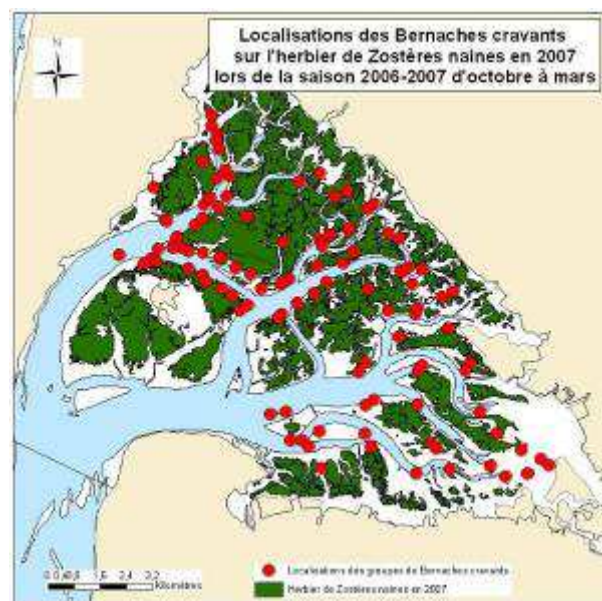


Figure 63 : Localisations des groupes de bernaches cravants d'octobre à mars lors de la saison 2006-2007 sur l'herbier de zostères naines de 2007.

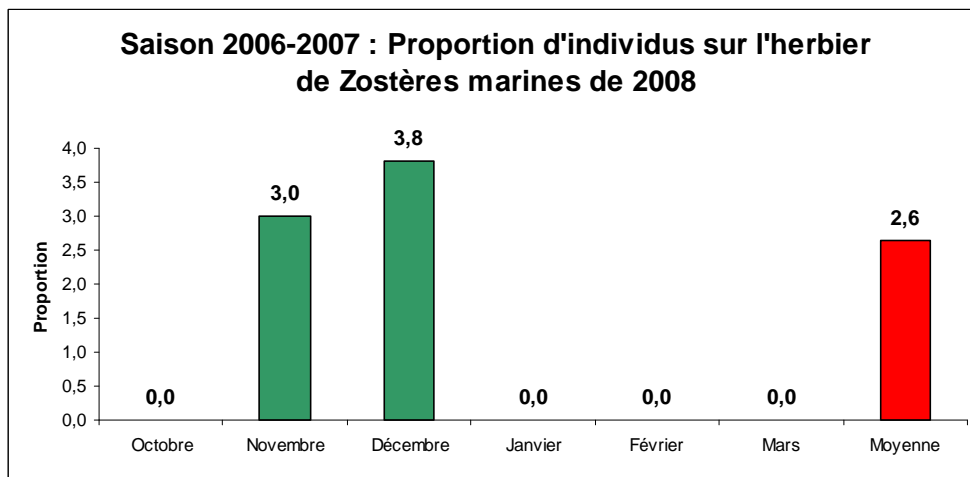
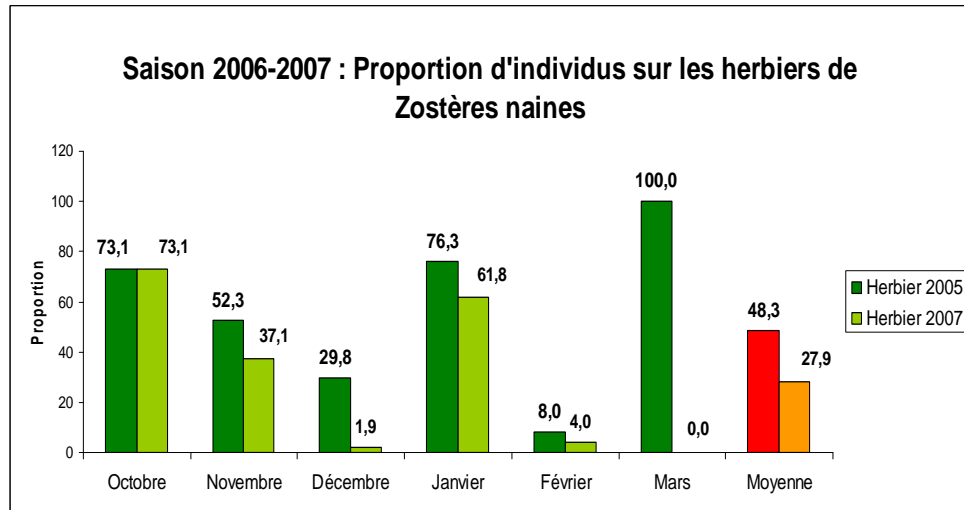


Figure 64 : Proportion de bernaches cravants localisées au fil des mois sur les herbiers de Zostères naines (2005 et 2007) et zostères marines (2008) en 2005-2006.

2.2.1.3. Saison 2007-2008

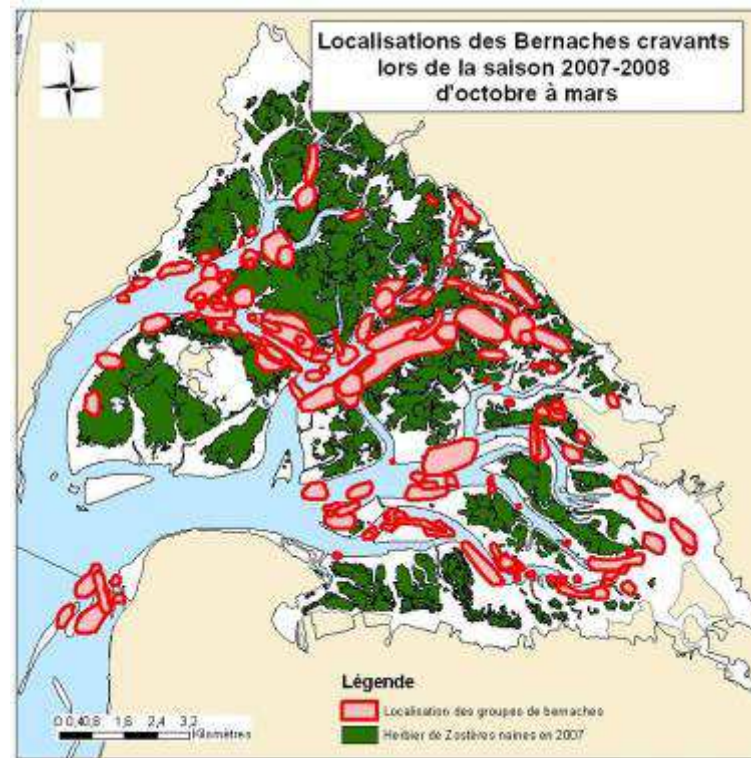


Figure 65 : Localisations des groupes de bernaches cravants d'octobre à mars lors de la saison 2007-2008.

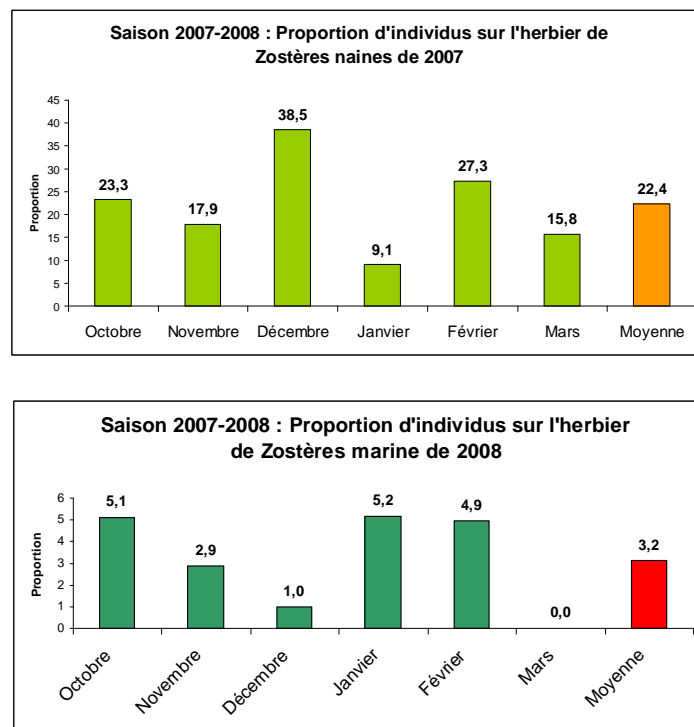


Figure 66 : Proportion de bernaches cravants localisées au fil des mois sur les herbiers de Zostères en 2007-2008 et proportion de la surface des herbiers occupée par les oiseaux.

Lors de la saison 2007-2008, les oiseaux sont bien répartis sur la totalité du bassin d'Arcachon. La plupart des observations ont été faites sur ou aux abords des chenaux (Figure 65). La proportion d'oiseaux présents sur l'herbier de zostère naines est, quelque soit le mois, toujours inférieure à 40% et la proportion d'oiseau localisés sur l'herbier de zostères marines est toujours inférieure à 7%.

Lors de cette saison, la surface totale occupée par les bernaches est très réduite soit 9,9% de l'herbier de zostères naines et 27,7% de l'herbier de zostères marines (Figure 66).

2.2.1.4. Evolution de l'attractivité des classes de recouvrement de l'herbier de zostères naines au fil de l'hiver

L'objectif des calculs qui suivent est de préciser si la proportion d'oiseaux observés sur les différentes classes de recouvrement d'herbier évolue au cours de la saison.

Pour cela, les cartes d'herbier affectées de classes de recouvrement (2005 et 2007) ont été mises en relation avec les observations de bernaches cravants des saisons correspondantes (saison 2005-2006 et 2007-2008). En l'absence de données de recouvrement des herbiers pour les années 2008 et 2009, ce type d'analyse n'a pas été réalisé pour les cygnes tuberculés.

Les figures 67 et 68 montrent toutes les deux la même tendance. Les zones de l'herbier présentant un recouvrement moyen (classe 2) sont toujours les plus fréquentées au début de l'hiver. Au cours de la saison, la fréquentation de ces zones diminue au profit des herbiers plus denses (classe 3).

Toutefois, pour la saison 2007-2008, en octobre, on observe une plus forte proportion d'oiseaux dans les herbiers à faible recouvrement (classe 1) que dans ceux de classe 3. Au fil des mois, cette proportion diminue.

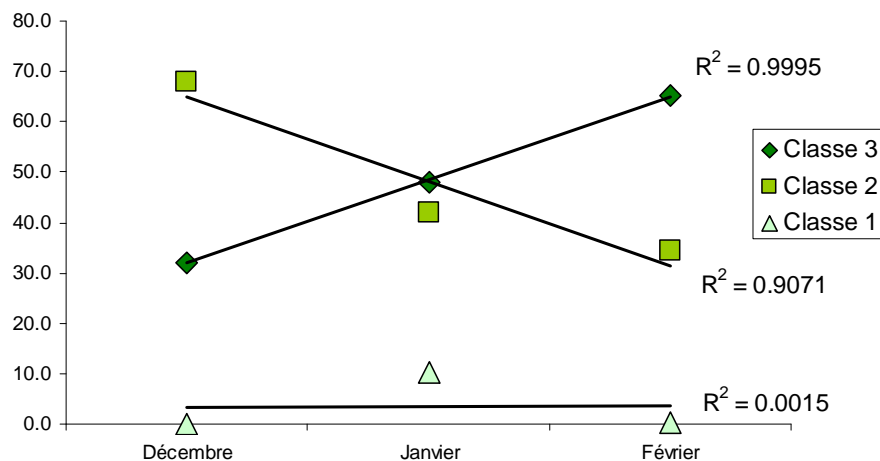


Figure 67 : Evolution au cours de la saison 2005-2006 de la proportion de bernaches cravants sur chaque classe de recouvrement de l'herbier de zostères naines.

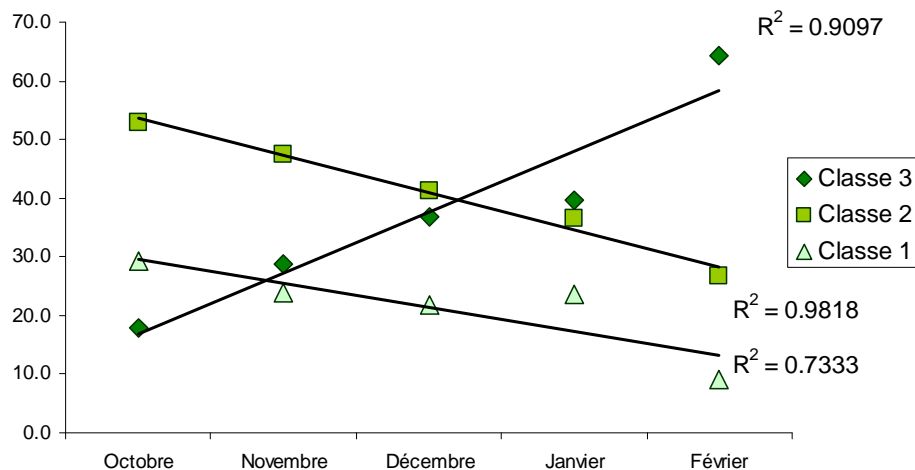


Figure 68 : Evolution au cours de la saison 2007-2008 de la proportion de bernaches cravants pour chaque classe de recouvrement.

2.2.2. Localisation spatiale des cygnes à l'échelle du Bassin d'Arcachon

En **2008**, lors de leur période de mue, les cygnes tuberculés se répartissent très largement sur le Bassin d'Arcachon (figure 69). En effet, ils utilisent respectivement 63,9% et 42% de la surface de l'herbier de zostères naines et de zostères marines (Tableau3).

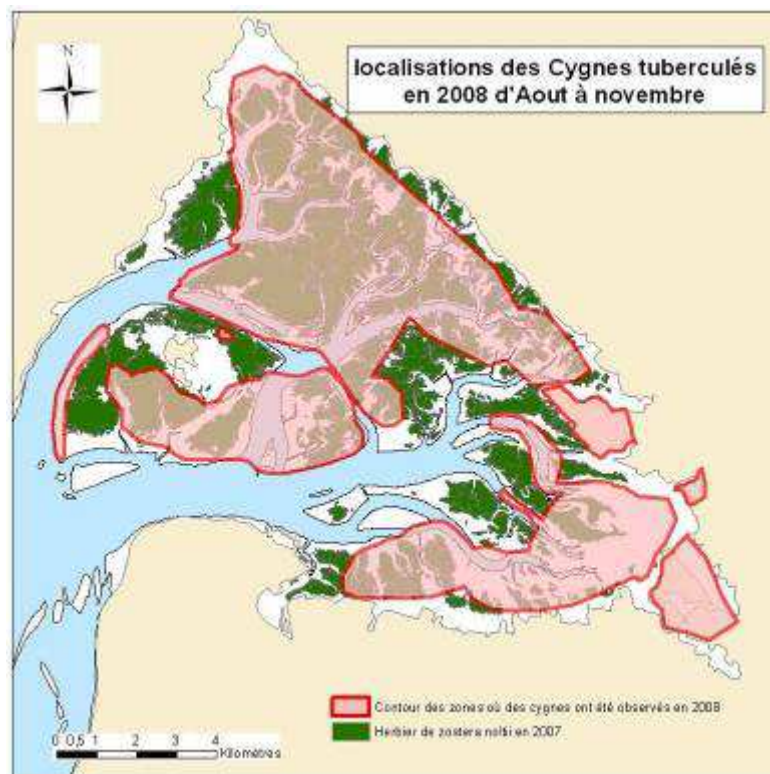


Figure 69 : Localisation des cygnes tuberculés en 2008 d'août à novembre.

En **2009**, la surface totale occupée par les cygnes est moins importante qu'en 2008 puisqu'elle représente 44,7% de la surface de l'herbier de zostères naines et 4,1 % de la surface de l'herbier de zostères marines (Figure 70 et Tableau 3). Si l'on cumule les surfaces

occupées lors des deux années, les surfaces d'herbiers de zostères naines et marines occupées par les cygnes s'élèvent respectivement à 73,8 et 42%.

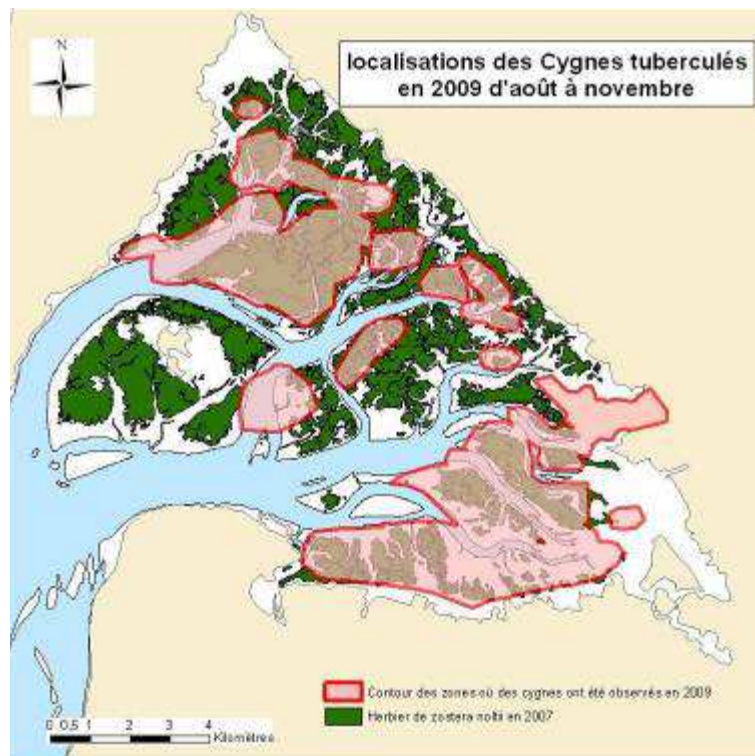


Figure 70 : Localisation des cygnes tuberculés en 2009 d'août à novembre.

Tableau 3 : Proportion de la surface des herbiers de zostères occupées par les cygnes en 2008, 2009 et en cumulant ces deux années

	2008		2009		Cumul 2008-2009	
	Surface (Km ²)	Proportion (%)	Surface (Km ²)	Proportion (%)	Surface (Km ²)	Proportion (%)
Surface du Bassin occupée par les cygnes	73,5	48,4	47,7	31,4	85,9	56,6
Surface d'herbier de zostères naines occupée par les cygnes	29,1	63,9	20,4	44,7	33,6	73,8
Surface d'herbier de zostères marines occupée par les cygnes	0,4	42,0	0,04	4,1	0,4	42,0

Les résultats obtenus précédemment nous permettent de supposer qu'en période de mue les cygnes occupent et exploitent une partie importante des herbiers de zostères. Cependant, les figures 71 et 72 suggèrent que certaines zones du Bassin sont plus particulièrement fréquentées par ces oiseaux. C'est le cas par exemple du Nord (Pointe des Graouères) et du Sud-Est (Pointe de l'Eyre) du Bassin où des oiseaux ont été observés à plusieurs reprises en 2008 et 2009. Le Domaine de Certes (marais endigué situé dans le sud-est du Bassin) est également très fréquenté par les cygnes tuberculés en période de mue.

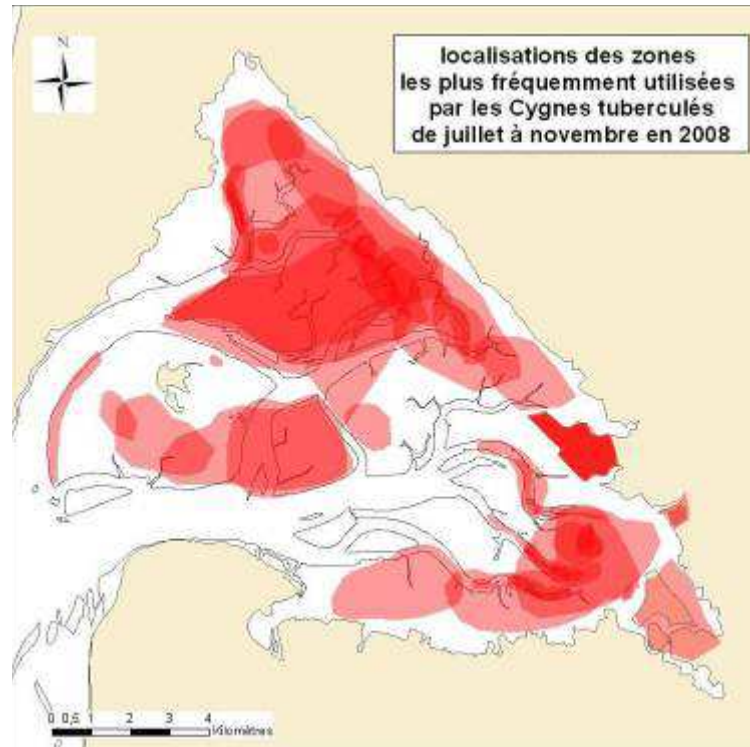


Figure 71 : Localisation des zones les plus fréquentées par les cygnes tuberculés de juillet à novembre 2008.

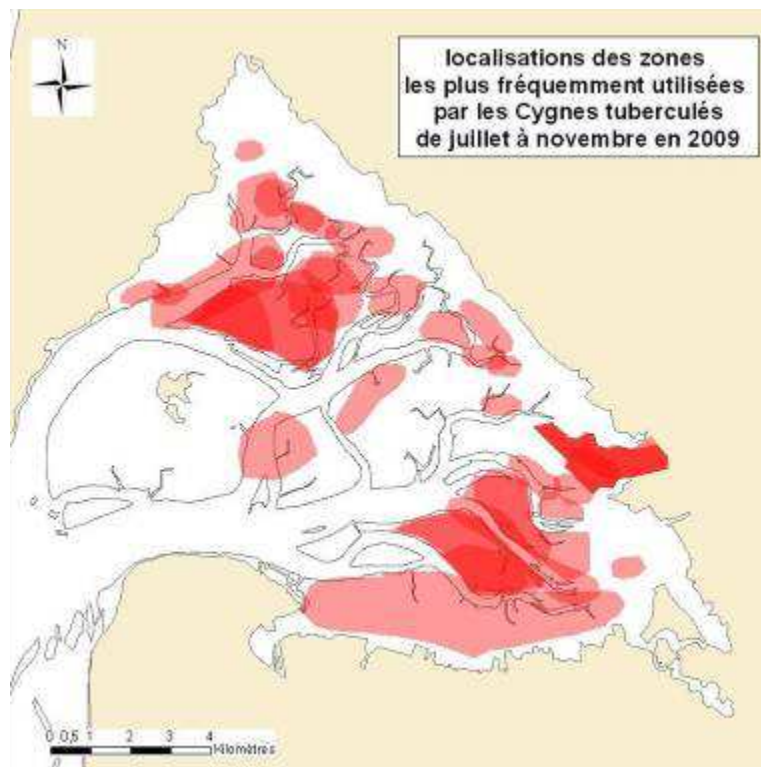


Figure 72 : Localisation des zones les plus fréquentées par les cygnes tuberculés de juillet à novembre 2009.

2.2.3. Mise en relation des densités de bernaches et de cygnes avec la régression des herbiers des zostères par secteurs géographiques

Dans cette partie du rapport, les données spatialisées de cygnes et de bernaches ont été reportées par secteurs (par géotraitement) de façon à mettre en relation les zones des herbiers de zostères les plus altérées entre 2005 et 2007 pour *Zostera noltii* et entre 1988 et 2008 pour *Zostera marina* avec la localisation spatiale des oiseaux.

Pour la bernache cravant, on dispose de données de dénombrements spatialisés depuis assez longtemps (saison 2002-2003), alors que les seules données disponibles pour les cygnes datent de 2008 et 2009. Pour cette dernière espèce, l'interprétation des résultats doit donc être réalisée avec prudence.

Les tailles des six différents secteurs de comptage (Figure 54) n'étant pas identiques, la fréquentation des secteurs par les oiseaux est exprimée en densité (nombre d'individus par hectare ou par kilomètre carré).

2.2.3.1. Rappel sur l'évolution des herbiers de zostères dans les différents secteurs

Zostères naines

Comme évoqué dans la partie « A » de ce rapport, l'herbier de zostère naine a subi une régression importante entre 2005 et 2007 mais l'intensité de la régression est variable selon les secteurs (Figures 73 et 74). Les secteurs 2, 3, 4 et 6 ont subi une régression (diminution de recouvrement et de surface cumulée) supérieure à 70% alors que les secteurs 1 et 5 ont subi une régression de moins de 30%. C'est le secteur 6 qui présente la proportion de régression d'herbier la plus marquée. Celle-ci s'élève à 90%. Au contraire, le secteur 5 a seulement subi une régression de 19,2 %.

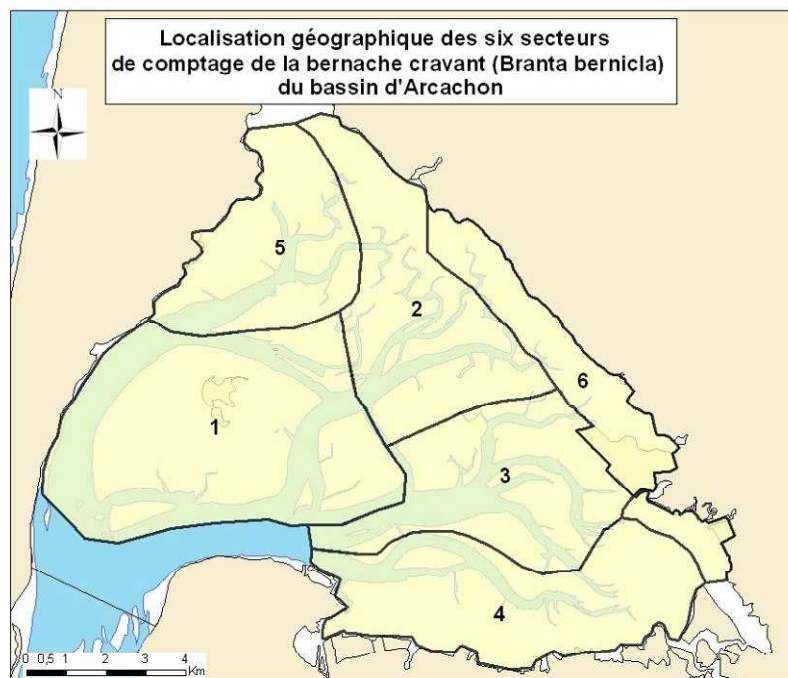


Figure 54 : Localisation des six secteurs de comptages (replacée ici pour mémoire).

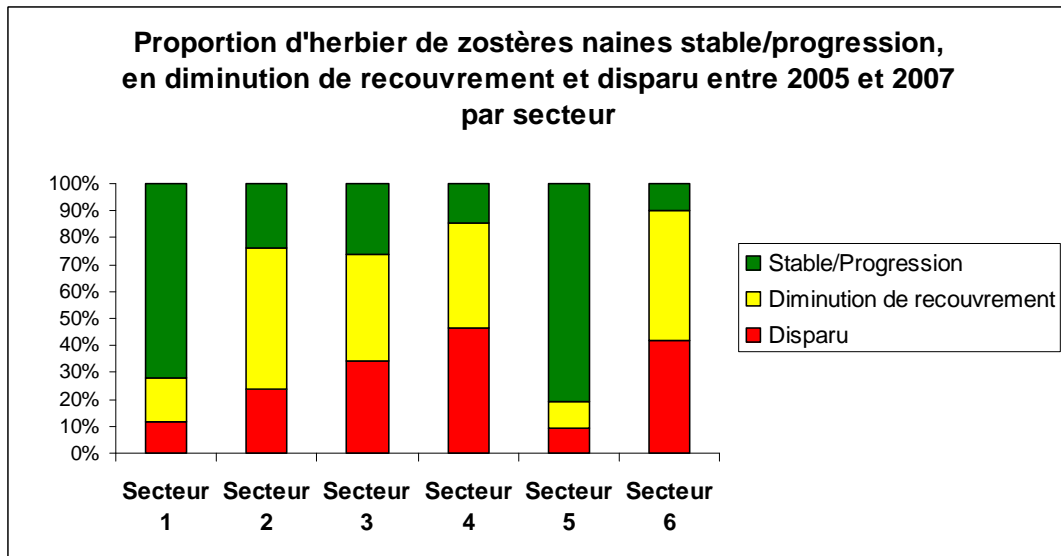


Figure 73 : Proportion d'herbier de zostère naines stable/progression, en régression et disparu entre 2005 et 2007 par secteur.

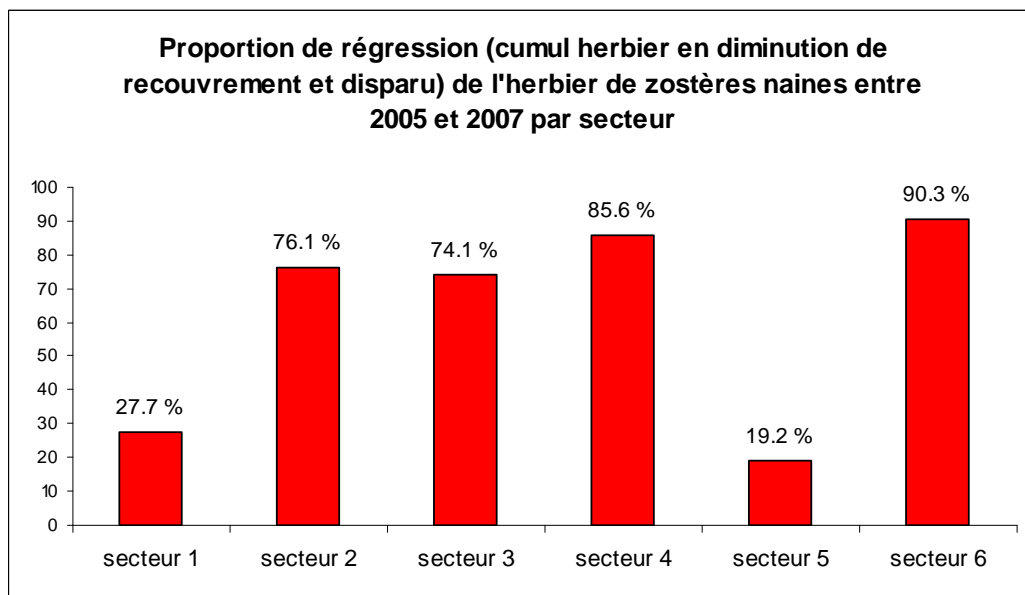


Figure 74 : Proportion de régression (cumul zones de l'herbier en diminution de recouvrement et disparu) de l'herbier de zostères naines entre 2005 et 2007 par secteur.

Zostère marines

L'herbier de zostère marine a subi une régression de surface considérable, avec des différences notables entre secteurs (figure 75). Dans deux secteurs parmi les six (secteurs 6 et 3), les herbiers ont totalement disparu. Les secteurs 2, 4 et 5 ont quant à eux subi une régression très importante (plus de 95 %). Les herbiers de zostère marine du secteur 1 ont beaucoup moins régressé (63,8 %).

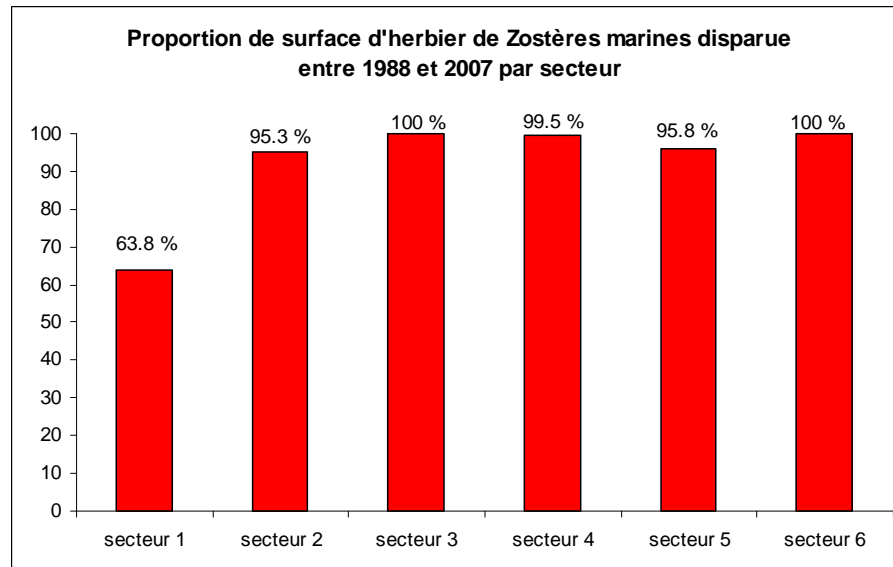


Figure 75 : Proportion de surface d'herbier de zostères marines disparue entre 1988 et 2007.

Si l'on compare la régression des deux types d'herbiers par secteur, les mêmes tendances sont observées pour tous les secteurs sauf pour le secteur 5 dans lequel on observe une forte régression (entre 1988 et 2008) pour les zostères marines et une faible régression (entre 2005 et 2007) pour les zostères naines.

2.2.3.2. Mise en relation de la régression des herbiers de zostères avec la localisation spatiale des bernaches cravants par secteur

Le **secteur 2** est le site le plus fréquenté en 2006-2007 et 2007-2008 (Figure 76). La densité de bernaches sur ce secteur est toujours supérieure à la densité moyenne sur le Bassin d'Arcachon.

A partir de la saison 2003-2004, ce secteur fait toujours partie de l'un des secteurs où la densité de bernaches est la plus élevée. Il est donc probable qu'il y ait une part d'explication historique de la fréquentation de ce site. En effet, les oiseaux auraient tendance à venir s'alimenter sur des zones qu'ils reconnaissent comme favorables. De plus c'est également le secteur qui comprend la plus grande superficie d'herbiers (1553,7 ha en 2005 et 1188,6ha en 2007).

Le **secteur 5** est également un site où la densité de bernaches est très souvent supérieure à la densité globale, particulièrement à partir de la saison 2005-2006.

Le **secteur 1** est peu fréquenté en 2005-2006 et au cours des saisons précédentes. A partir de la saison 2006-2007, la densité de bernaches sur cette zone est très souvent supérieure à la densité globale. Etant donné que l'herbier de zostère de ce secteur est resté relativement stable comparés aux autres, il est possible que ce secteur soit devenu plus attractif.

Les densités de la petite oie sur les **secteurs 3 et 6** sont toujours faibles et la plupart du temps bien en deçà de la densité globale du Bassin.

Enfin, la densité d'oiseaux du **secteur 4** oscille d'une année sur l'autre. Celle-ci est parfois au dessus et d'autres fois au dessous de la densité globale du bassin.

Lors de la saison **2005-2006**, c'est le **secteur 5** qui a été le plus fréquenté. La densité de bernaches cravants sur ce secteur, pour les trois mois où les comptages ont été réalisés, a toujours été supérieure à la densité globale du Bassin. En effet, pour ce secteur, la densité était

de 6,1 oiseaux par hectare en décembre, 7,7 en janvier et 4,9 en février alors que la densité globale s'élevait à 2,4 individus par ha en décembre, 3,4 en janvier et 2,44 en février. L'herbier de zostères marines de ce secteur a subi une régression importante (95.8% entre 1988 et 2008). Alors que c'est sur ce secteur que l'herbier de zostères naines a le moins régressé.

Les autres secteurs relativement fréquentés ont été les **secteurs 2 et 4**. Les densités d'oiseaux par hectare sur ces secteurs ont toujours été légèrement supérieures à la densité globale. Les deux types d'herbiers de zostères de ces secteurs ont subi des régressions importantes.

La densité d'oiseaux sur le secteur 6 était généralement inférieure à la densité globale sauf en février (3,07 ind/ha) alors que les taux de régression des herbiers de ce secteur ont été totale (*Zostera marina*) et très importante (*Zostera noltii*).

Pour les **secteurs 3 et 1**, les densités d'oiseaux ont été inférieures à la densité globale alors que les herbiers de zostères sur ces deux secteurs ont respectivement beaucoup et peu régressé.

Lors de la **saison 2006-2007**, c'est le **secteur 2** qui a été le plus fréquenté. Les densités de bernache sur ce secteur (entre 4,8 et 9,3 ind/ha entre novembre et janvier) ont toujours été très supérieures à la densité globale du Bassin (entre 1,8 et 3,4 ind/ha en novembre et janvier). Le **secteur 1** a été très fréquenté en novembre 2006 (densité supérieure à la densité globale) alors qu'il a été peu fréquenté les mois suivants.

Enfin, la densité d'oiseaux sur le **secteur 3** a été légèrement supérieure à la densité globale (décembre à février) et les autres secteurs (3, 4 et 6) ont toujours présenté des densités d'oiseaux inférieures à la densité globale du bassin d'Arcachon.

D'après les comptages spatialisés, les secteurs les plus fréquentés n'ont pas été les mêmes lors des saisons 2005-2006 et 2006-2007, saisons coïncidant avec la forte régression de l'herbier de zostères naines. Le secteur 2, historiquement fréquenté et où les herbiers ont fortement régressé a été fortement fréquenté en 2005-2006 et 2006-2007 alors que les secteurs 3 et 6 dont les herbiers ont fortement régressé n'ont pas été très fréquentés lors ces deux saisons (ni auparavant).

Ces résultats sont à nuancer dans la mesure où ces secteurs ont été définis arbitrairement pour les comptages d'anatidés, ceci pour des raisons de faisabilité. Ils ne prennent pas en compte l'hydromorphologie du bassin, excluant parfois des estrans homogènes. De plus, la fiabilité des pourcentages de régression n'est pas établie pour 2005.

Dès lors, il est difficile d'établir un lien direct entre la répartition spatiale des bernaches cravant et la régression de l'herbier.

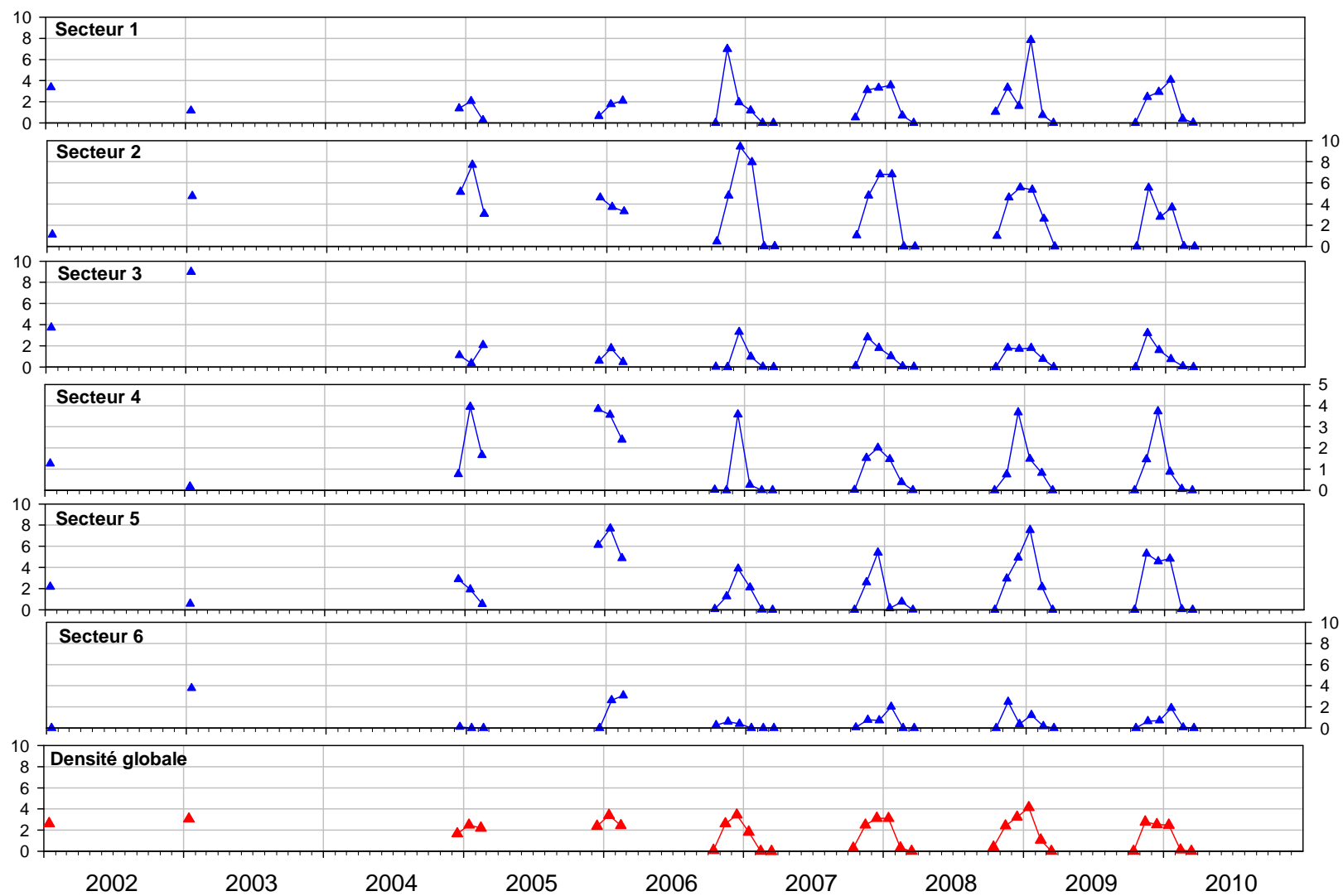


Figure 76 : Evolution des densités (ind/Ha) de Bernaches cravant par secteurs entre 2002 et 2010

2.2.3.3. Mise en relation de la régression des herbiers de zostères avec la localisation spatiale des cygnes par secteur

D'après la figure 77, le secteur qui est le plus régulièrement fréquenté pendant la période de mue des cygnes tuberculés est le **secteur 5**. En effet, la densité de cygnes sur ce secteur est presque toujours supérieure à la densité globale de cygnes dans le Bassin d'Arcachon. Dans ce secteur, l'herbier de zostère marine a beaucoup régressé mais l'herbier de zostères naines a peu évolué.

Au contraire, dans le **secteur 1** où les deux types d'herbiers ont relativement peu régressé, la densité de cygnes est toujours inférieure à la densité globale.

Le **secteur 4**, dont les herbiers ont subi de fortes régressions, était très fréquenté en 2008 notamment de juillet à août et l'était un peu moins en 2009.

Les densités d'oiseaux sur les **secteurs 2, 3 et 6** sont beaucoup plus variables. Le secteur 3 a été très fréquenté en 2009 alors qu'il l'a moins été en 2008. Le secteur 6 a été très peu fréquenté en 2009. Les deux types d'herbiers de ces trois secteurs ont été fortement altérés.

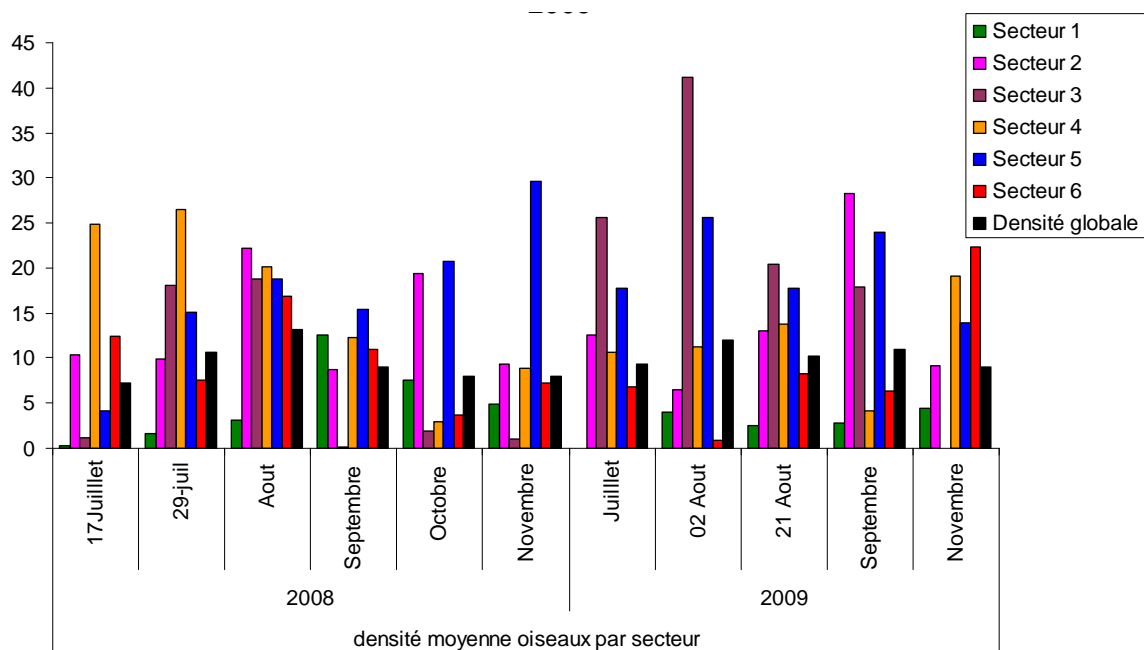


Figure 77 : Evolution des densités de cygnes tuberculés (ind/Km²) par secteurs en période de mue en 2008 et 2009.

En résumé, le secteur fréquenté le plus régulièrement par les cygnes en 2008 et 2009 (secteur 5) est celui où l'herbier de zostères naines a le moins régressé, mais un de ceux d'où l'herbier de zostères marines a disparu.

Le secteur 1 qui est le secteur où les herbiers sont les moins altérés est aussi le moins fréquenté. La fréquentation des autres sites est variable selon les mois et les années. Comme pour les bernaches, ces résultats sont à nuancer dans la mesure où ces secteurs ont été définis arbitrairement pour les comptages d'anatidés, ceci pour des raisons de faisabilité et la fiabilité des pourcentages de régression n'est pas établie pour 2005.

Il est également difficile d'établir un lien direct entre la répartition spatiale des cygnes et la régression de l'herbier.

2.3. Discussion et conclusion sur les liens entre répartition des oiseaux et état des herbiers

Le travail d'analyse réalisé dans ce chapitre a été effectué à partir de données qui n'ont pas été récoltées spécifiquement pour cette étude. Ceci induit des biais liés d'une part aux comptages spatialisés d'oiseaux et d'autre part aux données disponibles sur les herbiers de zostères.

Les données de bernaches cravants sont spatialisées depuis l'hiver 2002-2003 et ont été récoltées dans le cadre du suivi de l'évolution des effectifs hivernant de cette espèce dans le bassin d'Arcachon, réalisé depuis des décennies. L'utilisation de ces données pour la présente étude induit des biais liés à la fois à la fréquence et au moment des comptages. En effet, ceux-ci ont été réalisés uniquement une fois par mois et toujours à marée basse et au tout début du flot. La localisation spatiale des groupes d'oiseaux correspond ainsi à une « photographie » à un instant « t » de la situation dans le Bassin. Ainsi les variations mensuelles et quotidiennes (cycles tidaux) de la localisation des oiseaux ne sont pas prises en compte. De plus, les comportements des oiseaux lors des comptages n'ont pas été identifiés ce qui ne permet pas de différencier les sites d'alimentation des sites de repos. L'ensemble de ces biais exclut donc une analyse précise de la pression de pâturage des bernaches cravants sur les herbiers de zostères.

Les données de comptage des cygnes tuberculés ont été globalement récoltées dans les mêmes conditions que les données relatives aux bernaches. Les comptages ont été faits, dans la majorité des cas, une fois par mois et toujours à marée basse pendant la période de mue des oiseaux. Ces données sont assorties du même type de biais que celles relatives aux oies.

Les informations disponibles sur les herbiers de zostères ont été récoltées dans le but de caractériser l'évolution des herbiers entre 1988 et 2008 pour *Zostera marina* et entre 1989, 2005 et 2007 pour *Zostera noltii*. Ces données ont volontairement été recueillies à la période de l'année (août-septembre) où les herbiers sont les plus développés. Le principal biais lié à l'utilisation de ces données pour la présente étude réside dans l'absence de données sur la distribution des zostères tout au long de la période d'hivernage des oiseaux.

Le manque de données précises ou plus appropriées a donc réduit les possibilités d'analyse, faisant de ces résultats un travail préliminaire nécessitant des études ultérieures. Les résultats que nous avons obtenus dans cette étude fournissent cependant des informations importantes sur les relations oiseaux – zostères en donnant notamment une idée des zones d'herbier fréquentées par les bernaches et les cygnes.

2.3.1. Bernaches cravants

Localisation spatiale des bernaches cravants à l'échelle du Bassin d'Arcachon

Lors des comptages réalisés pendant les saisons 2005-2006, 2006-2007 et 2007-2008, **toujours plus de la moitié des bernaches cravants hivernant dans le Bassin d'Arcachon sont localisées hors des herbiers et notamment sur les chenaux**. Les oiseaux localisés sur les herbiers sont situés très souvent aux abords des chenaux si bien que seulement une faible portion des herbiers de zostères est occupée par les bernaches (notamment seulement 3,8 à 9,9% de la surface de l'herbier de zostère naine). Il est peu probable que ces observations reflètent la réalité de leur occupation de l'espace. L'explication la plus probable de ce phénomène est vraisemblablement liée au stade de la marée où sont réalisés les comptages (marée descendante). Pendant ce laps de temps, les bernaches cravants entretiennent des relations étroites avec la lame d'eau pour des raisons alimentaires, d'après Desmonts (2007). En effet, les bernaches préféreraient s'alimenter lorsque la zostère est recouverte par une lame d'eau peu profonde, ce qui a pour conséquence de redresser ses feuilles et d'éviter aux

oiseaux d'ingérer des particules indigestes (Guillemain *et al.*, 1999). **Ainsi, la localisation des oiseaux lors des comptages est fortement dépendante de l'horaire de la marée.**

La proportion importante d'oiseaux présents dans les chenaux s'explique également par le fait que les bernaches se nourrissent également en glanant les végétaux (zostères et algues) flottant à la surface de l'eau (Auby, 1991). Pour ces oiseaux de taille importante, il s'agit en effet d'une source d'alimentation exploitable à moindre coût énergétique.

Mise en relation de la régression des herbiers de zostères avec la localisation spatiale des bernaches cravants par secteur

D'après les comptages spatialisés, seul le **secteur 2** qui s'étend au centre-est du Bassin d'Arcachon semble être fréquenté de façon importante pendant toutes les saisons depuis 2003-2004. Ce secteur fait partie des zones dont les herbiers ont été fortement altérés. Il est donc probable qu'il y ait une part d'explication historique de la fréquentation de ce site. En effet, les oiseaux auraient tendance à venir s'alimenter sur des zones qu'ils reconnaissent comme favorables. De plus il s'agit également du secteur dont l'emprise contient la plus grande surface d'herbier (1553,7 ha en 2005 et 1188,6ha en 2007). La fréquentation des autres secteurs oscille d'une saison à l'autre.

Il ne semble donc pas qu'il y ait un lien entre le nombre d'oiseaux présents sur les herbiers et le taux de régression des herbiers par secteur.

En revanche, il existe une relation de corrélation positive entre le nombre d'oiseaux sur un secteur et la superficie de l'herbier sur ce secteur (figure 78). Les résultats vont, encore une fois, dans le sens de l'ajustement du comportement alimentaire des oiseaux selon la disponibilité des ressources, fait souligné par de nombreux auteurs (Dalloyau, 2008 ; Percival *et al.*, 1997 ; Jacobs *et al.*, 1981 ; Tubbs and Tubbs, 1982, Madsen, 1988 ; O'Briain, 1991).

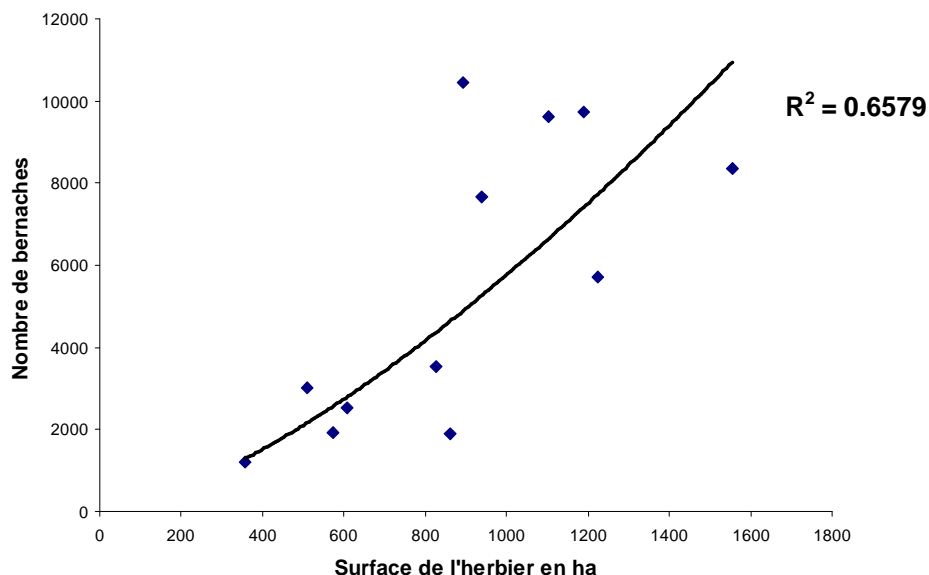


Figure 78 : Relation entre le nombre moyen de bernaches cravants entre décembre et février par secteur et la surface de l'herbier de zostères naines en 2005 et 2007 par secteurs.

Il faut souligner qu'après la saison 2005-2006, période pendant laquelle la régression de l'herbier a été importante, le secteur 1 (l'île aux Oiseaux) qui était peu fréquenté auparavant et dont l'herbier de zostère naine a peu régressé, semble plus fréquenté. Il est probable que le bon état de l'herbier dans cette zone soit à l'origine de ce phénomène. Cependant, comme la

localisation des oiseaux est fortement influencée par l'horaire de comptages, il convient d'être prudent sur l'interprétation de ces résultats.

2.3.2. Cygnes tuberculés

Localisation spatiale des cygnes tuberculés à l'échelle du bassin d'Arcachon

Les résultats obtenus, pour les années 2008 et 2009, indiquent, en période de mue, une forte dispersion des cygnes sur l'ensemble du Bassin et des herbiers de zostères notamment au Nord-est et au Sud-Est. Si l'on cumule les surfaces d'herbiers fréquentées par les cygnes lors des comptages au cours des deux années, ces oiseaux auraient occupé 73,8% de la surface des herbiers de zostères naines et 42% de la superficie des herbiers de zostères marines.

Ces résultats sont en accord avec les observations antérieures réalisées par Claude Feigné, qui sont synthétisées dans les paragraphes suivants.

Pendant la période de mue, les Cygnes tuberculés semblent occuper l'espace de l'estran de façon différenciée suivant les périodes :

- Une première phase (fin mai à fin juillet) les voit se concentrer essentiellement sur le delta de l'Eyre (à l'Est d'une ligne pointe de Branne, port de Larros) où ils profitent de conditions de sécurité élevées (pas ou peu de navigation), de ressources alimentaires facilement exploitables de manière semi-passive (glanage sous le courant des stocks de *Monostroma* du Comprian), et d'un apport conséquent en eau douce par les deux exutoires de L'Eyre (Eyre de Biganos et du Teich), et ce, même en période de faible pluviométrie ou de sécheresse. Cet écoulement constant d'eau douce est semble-t-il important pour les oiseaux, tant pour leur alimentation directe (le cygne tuberculé devant fréquenter au cours de son cycle circadien les secteurs où l'eau douce ruisselle (Péré *et al*, 2010), que pour la toilette et l'entretien du plumage, une activité cruciale en période de mue.

- Une seconde phase (mi-juillet à novembre) les voit se répartir majoritairement sur l'ensemble de la zone Est du bassin (Est d'une ligne La Teste- Pointe aux Chevaux), elle correspond à l'accroissement des effectifs des oiseaux venant muer, et peut-être à une réduction des potentialités alimentaires sur le delta (épuisement progressif du stock de *Monostroma*).

- Une troisième phase hivernale (octobre à février), les voit fréquenter préférentiellement le Nord du bassin (Pointe de Graouères, réserve naturelle d'Arès), où ils bénéficient tant des apports d'eau douce du canal des étangs que d'autres émissaires et où sans doute la protection de la presqu'île du Cap-Ferret atténue l'impact des vents océaniques et la dérive consécutive des oiseaux lors des coups de vent. Cependant à cette période, les cygnes sont moins présents sur le Bassin et rentrent dans les terres dès le mois de décembre (C. Péré, com. pers.)

Mise en relation des herbiers de zostères avec les cygnes

Les analyses par secteurs réalisées dans cette étude semblent montrer que le **secteur 5**, au Nord du Bassin, est le secteur fréquenté le plus régulièrement par les cygnes en 2008 et 2009 pendant la période de mue. Ce secteur est également un de ceux où l'herbier de zostères naines a le moins régressé entre 2005 et 2007, ainsi qu'entre 2007 et 2009. Cependant, les données de localisation spatiale des Cygnes ne sont connues que pour deux années pendant la période de mue. Ce manque de recul aussi bien au niveau annuel qu'interannuel ne permet pas **d'établir un lien de cause à effet entre l'état de l'herbier et la localisation des cygnes.**

3. Evaluation de la biomasse de zostères ingérée par les oiseaux d'eaux

3.1. Matériel et méthode

3.1.1. Données zostères

Deux types de données ont été utilisés pour calculer les biomasses de zostères disponibles pour les oiseaux herbivores : superficies des herbiers et biomasses par m² de ces plantes.

Les données de superficie des herbiers de zostères naines en 1989, 2005 et 2007 sont tirées des travaux d'Auby (1991) et de Dalloyau *et al.* (2008), récemment repris dans la publication de Plus *et al.* (2010).

Les données mensuelles de biomasses de zostères parties épigées (= feuilles) et parties hypogées (=rhizomes + racines) par m² sont tirées des travaux de Auby (1991) et résultent de la moyenne des données obtenues à 4 stations pendant un cycle annuel (1984). L'utilisation de ces valeurs de biomasse pour les années plus récentes est justifiée par le fait que les biomasses mesurées par Florian Ganthy (comm. pers.) en 2008 et 2009 dans le cadre de sa thèse sont du même ordre de grandeur que celles de 1984.

3.1.2. Données de dénombrements oiseaux

Les données « bernaches » utilisées proviennent des dénombrements réalisés de 1989 à 2010 par le réseau ONCFS-FDC-ACMBA-(LPO-SEPANSO-PNRLG) Les protocoles de récolte de ces données ont été précisés précédemment (cf. C3.1.1.3).

Pour les cygnes, les données utilisées proviennent des comptages d'oiseaux hivernants et des comptages aériens en période de mue de 2008 et 2009. Ces données ont été fournies par la Fédération des chasseurs de la Gironde. (cf. C3.1.2.2).

Les données concernant les canards siffleurs proviennent des comptages du réseau oiseau d'eaux-zones humides de ONCFS/FNC/FDC (cf. C3.1.3.2).

3.1.3. Calcul de la biomasse ingérée par les oiseaux d'eaux

Les biomasses consommées par les oiseaux brouteurs ont été évaluées année par année et mois par mois, selon les données disponibles, de la même manière pour les trois espèces. Ces calculs ont été réalisés à l'échelle du Bassin d'Arcachon et à l'échelle des secteurs quand les informations à disposition l'ont permis (cygnes et bernaches).

La première étape du calcul a consisté à évaluer la pression mensuelle du pâturage par les oiseaux d'eau. Pour cela, les données de comptages ont été ramenées en jours-oiseaux en multipliant le nombre d'oiseaux mensuel par le nombre de jour du mois. Ensuite, les résultats obtenus ont été multipliés par la quantité de biomasse ingérée quotidiennement par les oiseaux. Cette dernière est propre à chaque espèce et est considérée en gramme de matière sèche par jour.

La **bernache cravant** se nourrit, dans le Bassin d'Arcachon, exclusivement de zostères. La biomasse consommée quotidiennement par un oiseau est comprise entre 110g (Auby, 1991) et 112,8g (Dalloyau, 2008) de matière sèche par jour. Pour cette étude, la quantité de biomasse prise en compte est la valeur la plus élevée (112,8 g/j).

Le **cygne tuberculé** qui ne se nourrit pas uniquement des zostères consomme entre 400g (Nienhuis et Van Ierland, 1978) et 575g (Mathiasson, 1973) de matière sèche par jour. Encore une fois, la valeur la plus élevée a été retenue pour l'étude de façon à avoir une idée de la consommation maximale de ces oiseaux.

Le **canard siffleur** consomme environ 50g de zostères (matière sèche) par jour (Campbell, 1946). C'est cette référence qui a été choisie pour l'étude.

3.1.4. Calcul des proportions de biomasses de l'herbier de zostères naines retirées par les oiseaux d'eaux

NB : L'évaluation de la proportion de biomasse de zostères consommée par les oiseaux d'eau a été calculée en ne prenant en compte que la biomasse produite par les herbiers de zostères naines. Ce choix présente une double explication. Tout d'abord, les herbiers de zostères marines présentaient par le passé et présentent plus encore aujourd'hui une surface (et donc une biomasse) très réduite par rapport aux zostères naines. Par ailleurs, le cycle annuel de biomasse de cette espèce est mal connu dans le Bassin d'Arcachon.

Trois scénarii ont été explorés pour évaluer la proportion de biomasse de l'herbier pâturée par les oiseaux d'eau. A l'intérieur de chaque scénario, afin de prendre en compte l'éventuelle consommation des organes souterrains par les oiseaux, la biomasse consommée a été comparée (1) à la biomasse totale des feuilles de zostères (cas où les oiseaux ne mangent que les feuilles) et (2) à la biomasse totale (cas où les oiseaux mangent la plante entière).

- Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Le premier scénario part du principe que **la production de l'herbier pendant l'hiver n'est pas nulle**. Ainsi la biomasse dont disposent des oiseaux brouteurs est propre à l'état mensuel de l'herbier. Ce scénario correspond à l'évaluation minimale de la biomasse retirée par les oiseaux.

Les biomasses prélevées par les oiseaux année par année et mois par mois ont été comparées (1) aux biomasses totales mensuelles des feuilles de zostères et (2) aux biomasses totales mensuelles des plantes entières de façon à calculer la proportion de biomasse prélevée (1) si les oiseaux ne mangent que les feuilles ou (2) s'ils mangent la plante entière. Les herbiers de référence pour ces calculs de proportion consommée dépendent de la saison considérée. C'est toujours l'herbier antérieur le plus proche de la saison qui fait foi : l'herbier de 1989 pour les saisons antérieures à la saison 2005-2006, l'herbier de 2005 pour les saisons 2005-2006 et 2006-2007, l'herbier de 2007 pour les saisons postérieures à 2006-2007.

- Estimations basées le second scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Le second scénario fait l'hypothèse que **l'herbier de zostère a une production nulle pendant la période de présence des bernaches cravants et des canards siffleurs** c'est-à-dire d'octobre à février. Ainsi, la biomasse retirée par les oiseaux d'eau est cumulée d'un mois sur l'autre.

Selon les saisons, les données mises à disposition ne sont pas toujours complètes et quelques comptages mensuels font défaut. C'est pourquoi, pour obtenir des proportions de biomasses d'herbier prélevées par les oiseaux cumulées comparables d'une année sur l'autre, des règles de décision ont été mises en place. Les bilans de la consommation cumulée des

oiseaux ont été effectués en février. Ceux-ci n'ont été calculés que pour les saisons où il existe des données en février et au moins pour les deux mois précédents (décembre et janvier). Les biomasses prélevées issues de ces bilans ont été comparées comme pour le premier scénario (1) à la biomasse totale constituée par les feuilles de zostères et (2) à la biomasse totale constituée par les plantes entières. La biomasse de référence pour ces calculs de proportion dépend de la saison. Elle correspond d'une part au premier mois de la saison où un comptage a été réalisé et d'autre part à l'herbier antérieur le plus proche de la saison. Par exemple, pour les bernaches de la saison 1989-1990, l'herbier antérieur connu le plus proche est celui de 1989 et les premiers comptages datent de novembre donc la quantité de biomasse de référence est celle de novembre calculée à partir de la superficie de l'herbier en 1989.

- Estimations basées sur le troisième scénario : les oiseaux ne nourrissent pas sur la classe 1 de recouvrement

Dans ce dernier scénario, on considère que **les oiseaux ne se nourrissent pas sur les herbiers de classe 1 de recouvrement**. Ce scénario est basé sur l'observation faite par divers auteurs (Jabobs et al, 1981 ; Tubs and Tubbs, 1982 ; Madsen 1988 ; O'Briain, 1991 ; Percival et Evans, 1997 ; Dalloyau, 2008), à savoir que les zones d'herbier dont le recouvrement est compris entre 10 et 15% sont abandonnés par les bernaches cravants car considérées comme non rentables. De cette façon, on considère que les oiseaux se nourrissent uniquement sur les herbiers de classes 2 et 3 et la biomasse prélevée par les oiseaux est cumulée d'un mois sur l'autre.

Comme pour les deux autres scénarii, la biomasse cumulée prélevée par les oiseaux a été comparée (1) à la biomasse totale des feuilles de zostères et (2) à la biomasse totale les plantes entières. Les règles de décision et la méthode de calcul pour évaluer la proportion de biomasse d'herbier prélevée sont identiques à celles utilisées dans le deuxième scénario.

3.2. Résultats

NB : Dans ce chapitre, les biomasses végétales sont toujours exprimées en poids sec

3.2.1. Evaluation de la biomasse de l'herbier de zostères naines en 1989, 2005 et 2007

Biomasses moyennes mensuelles de l'herbier par m²

Le tableau 4 présente les données de biomasse épigée (feuilles) et hypogée (rhizomes+racines) pendant un cycle annuel, caractérisé par des minima de biomasse hivernale, une augmentation printanière des biomasses hypogées, suivie par un accroissement des biomasses foliaires qui atteignent un maximum à la fin de l'été.

Mois	Moyenne PS feuille (g/m ²)	Moyenne PS racine+rhizome (g/m ²)	Somme biomasse feuille + racine PS (g/m ²)
Janvier	56,7	63,7	120,4
Février	46,0	116,8	162,8
Mars	55,5	133,6	189,1
Avril	56,2	140,2	196,3
Mai	NC	NC	NC
Juin	77,2	161,2	238,5
juillet	83,6	158,5	242,1
aout	76,8	122,8	199,6
Septembre	99,0	86,1	185,1
Octobre	84,8	71,0	155,8
Novembre	70,5	101,1	171,6
Décembre	64,1	60,8	124,9

Tableau 4 : Biomasses moyennes de l'herbier de zostères naines du Bassin d'Arcachon par m² (d'après Auby, 1991).

Ces herbiers présentent une croissance tout au long du cycle annuel, cette production s'avérant minimale en hiver et maximale en été, en réponse à deux principaux facteurs : longueur du jour et température (C. Ribaud, in prep.).

Biomasses totales de l'herbier de zostères naines en 1989, 2005 et 2007

A partir des données de biomasses par m² (Tableau 4) et des superficies de l'herbier en 1989, 2005 et 2007 (figure 79), les biomasses totales mensuelles de *Zostera noltii* ont pu être calculées pour les trois années (Tableau 5).

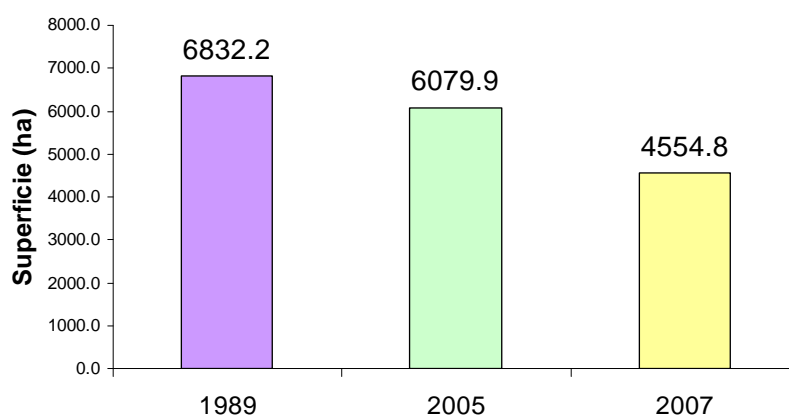


Figure 79: Superficies (ha) de l'herbier de zostères en 1989, 2005 et 2007

Tableau 5: Biomasses totales (tonnes) des zostères naines (feuilles et ensemble des plantes, soit feuilles+rhizomes+racines) par mois pour les années 1989, 2005 et 2007.

	1989		2005		2007	
	Feuilles	Total zostères	Feuilles	Total zostères	Feuilles	Total zostères
Janvier	3874	8226	3447	7320	2583	5484
Février	3143	11123	2797	9898	2095	7415
Mars	3792	12920	3374	11497	2528	8613
Avril	3840	13418	3417	11941	2560	8946
Mai	4557	14853	4055	13218	3038	9902
Juin	5274	16288	4694	14494	3516	10859
Juillet	5712	16541	5083	14719	3808	11027
Août	5247	13637	4669	12135	3498	9091
Septembre	6764	12646	6019	11254	4509	8431
Octobre	5794	10645	5156	9472	3862	7096
Novembre	4817	11724	4286	10433	3211	7816
Décembre	4379	8533	3897	7594	2920	5689

NB : sur ce tableau, les données correspondant au mois de mai sont extrapolées à partir des valeurs des mois précédent et suivant.

Biomasses de l'herbier de zostères naines en 1989, 2005 et 2007 par secteurs

Suite à un géotraitement sous le logiciel SIG Arcview, les surfaces de l'herbier de zostères naines par secteurs de comptages ont été évaluées pour les années 1989, 2005 et 2007 (Figure 80).

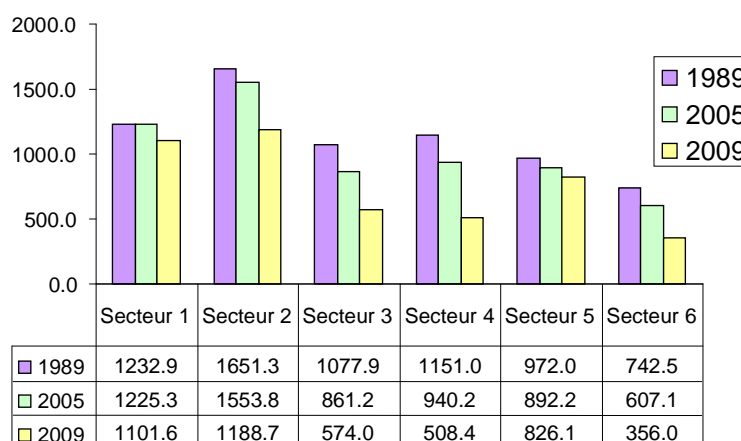


Figure 80 : Superficies (ha) par secteur de l'herbier de zostères naines en 1989, 2005 et 2007

Puis grâce aux données de biomasses par m² mensuelles (Tableau 2), les biomasses mensuelles de l'herbier de *Zostera noltii* ont pu être calculées par secteur pour les trois années (Tableau B annexe 3).

3.2.2. Evaluation des biomasses de zostères naines prélevées par les bernaches cravants

3.2.2.1. A l'échelle du Bassin

Biomasse prélevée

Tableau 6 : Biomasses (t) prélevées par année et par mois par les bernaches cravant

Saison	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
1989-1990		35,1	42,0	59,4	56,9	
1990-1991		30,5	59,4	78,7		
1991-1992		47,4		102,8	85,6	6,2
1992-1993		40,6	89,4	125,8	63,3	16,0
1993-1994		88,4		113,8	75,1	
1994-1995		50,8	105,6	133,1	89,6	14,2
1995-1996				111,3		
1996-1997		86,7	101,1	138,8	106,2	1,5
1997-1998		71,9	103,9	135,5	103,9	8,8
1998-1999		91,8	94,4	112,5	94,0	0,3
1999-2000		103,6	108,9	141,7	73,4	4,3
2000-2001				100,9		
2001-2002				99,5		
2002-2003			161,6	139,2	103,6	
2003-2004			150,4	162,4		
2004-2005			88,4	137,8	105,4	
2005-2006			126,5	180,6	117,2	
2006-2007	5,3	134,9	184,6	96,9	0,3	0,0
2007-2008	15,1	124,4	166,3	165,4	16,3	0,1
2008-2009	21,2	124,1	171,8	219,7	51,8	0,0
2009-2010	0,5	142,5	134,5	131,3	6,5	0,2

Le tableau 6 présente l'évaluation des biomasses prélevées par les bernaches cravant dans le bassin d'Arcachon année par année et mois par mois. Comme les biomasses consommées sont directement liées aux effectifs d'oiseaux, les maxima (en rouge dans le tableau 6) sont généralement mesurés en janvier (sauf pour les saisons 2002-2003, 2006-2007, 2007-2008 et 2009-2010).

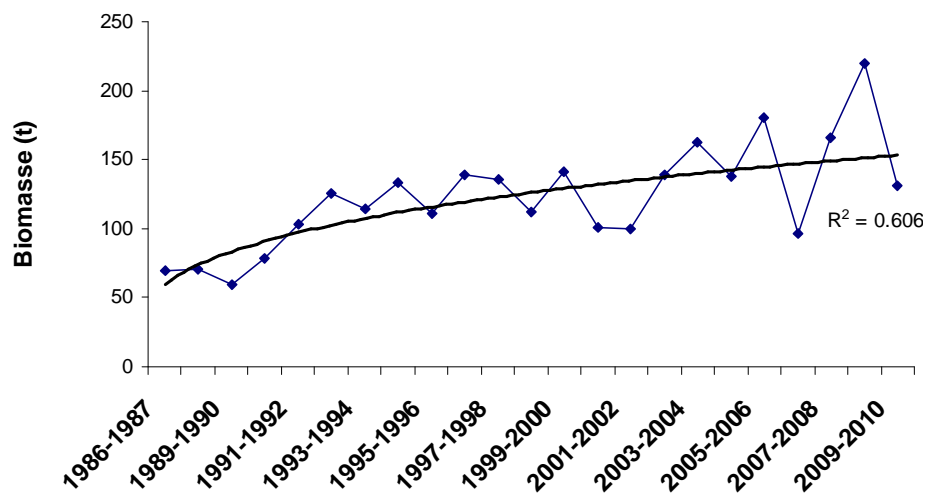


Figure 81 : Evolution de la biomasse de zostères prélevée en janvier par les bernaches cravant entre 1986 et 2010

Depuis l'hiver 1987-1988, la quantité maximale mensuelle de zostères prélevées par les bernaches est en augmentation progressive (Figure 81). Elle est passée de 56,9 tonnes en janvier 1989 à 219,7 tonnes en janvier 2009. A partir de la saison 2005-2006, les oscillations sont plus marquées.

Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver non nulle

Les biomasses prélevées par les bernaches par année et par mois ont été comparées, dans un premier temps, à la biomasse totale mensuelle des feuilles de l'herbier de zostères (situation où les bernaches ne mangent que les feuilles) puis à la biomasse totale de l'herbier (situation où les bernaches mangent la plante entière).

Selon ce scénario, la plus forte proportion du stock de zostères prélevée par les bernaches est mesurée en janvier 2009. Si les oiseaux ne mangent que les feuilles cette proportion- s'élève à 8,51% et à 4,1 % s'ils mangent la plante entière.

Pour la saison 2005-2006, la proportion maximale prélevée est comprise entre 5,24 (feuilles) et 2,47% (plante entière) en janvier et pour la saison 2006-2007, cette proportion maximale est comprise entre 4,74 et 2,43% en février (Tableaux 7 et 8).

Tableau 7 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé mois par mois par les bernaches si elles ne mangent que les feuilles. Scénario 1.

Saison	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
1989-1990		0,73	0,96	1,54	1,81	
1990-1991		0,63	1,36	2,03		
1991-1992		0,98		2,65	2,72	0,16
1992-1993		0,84	2,04	3,25	2,01	0,42
1993-1994		1,83		2,94	2,39	
1994-1995		1,05	2,41	3,44	2,85	0,37
1995-1996				2,88		0,00
1996-1997		1,80	2,31	3,59	3,38	0,04
1997-1998		1,49	2,37	3,50	3,31	0,23
1998-1999		1,91	2,16	2,91	2,99	0,01
1999-2000		2,15	2,49	3,66	2,34	0,11
2000-2001				2,61		
2001-2002				2,57		
2002-2003			3,69	3,60	3,30	
2003-2004			3,44	4,20		
2004-2005			2,02	3,56	3,35	
2005-2006			3,25	5,24	4,19	
2006-2007	0,10	3,15	4,74	2,81	0,01	0,000
2007-2008	0,39	3,87	5,70	6,41	0,78	0,003
2008-2009	0,55	3,86	5,89	8,51	2,47	0,001
2009-2010	0,01	4,44	4,61	5,09	0,31	0,01

Tableau 8 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé mois par mois par les bernaches si elles mangent la plante entière. Scénario 1.

Saison	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
1989-1990		0,30	0,49	0,72	0,51	
1990-1991		0,26	0,70	0,96		
1991-1992		0,40		1,25	0,77	0,05
1992-1993		0,35	1,05	1,53	0,57	0,12
1993-1994		0,75		1,38	0,68	
1994-1995		0,43	1,24	1,62	0,81	0,11
1995-1996				1,35		
1996-1997		0,74	1,18	1,69	0,95	0,01
1997-1998		0,61	1,22	1,65	0,93	0,07
1998-1999		0,78	1,11	1,37	0,84	0,003
1999-2000		0,88	1,28	1,72	0,66	0,03
2000-2001				1,23		
2001-2002				1,21		
2002-2003			1,89	1,69	0,93	
2003-2004			1,76	1,97		
2004-2005			1,04	1,67	0,95	
2005-2006			1,67	2,47	1,18	
2006-2007	0,06	1,29	2,43	1,32	0,003	0,0001
2007-2008	0,21	1,59	2,92	3,02	0,22	0,001
2008-2009	0,30	1,59	3,02	4,01	0,70	0,0003
2009-2010	0,01	1,82	2,36	2,39	0,09	0,002

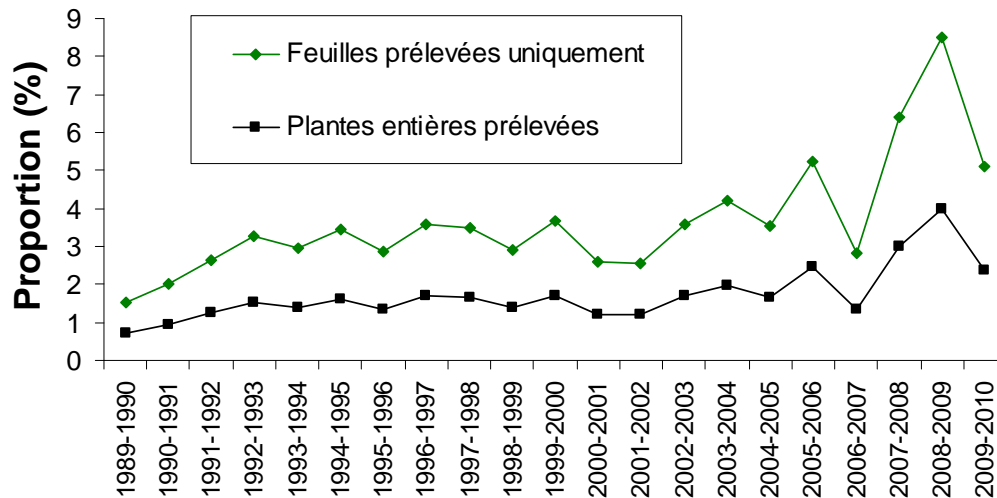


Figure 81 : Evolution de la proportion du stock de zostères prélevée en janvier par les bernaches cravants.

La figure 81 illustre l'évolution de la proportion du stock de zostères prélevé par les bernaches en janvier entre 1989 et 2010. Les pics observés en 2005-2006 et en 2007-2008 sont accentués car la superficie des herbiers de référence utilisés pour les calculs de ces proportions est plus réduite.

Estimations basées sur le second scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Tableau 9 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les bernaches cravant jusqu'en février. Scénario 2

saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
1989-1990	4,01	1,65
1992-1993	6,62	2,72
1994-1995	7,87	3,23
1996-1997	8,98	3,69
1997-1998	8,62	3,54
1998-1999	8,15	3,35
1999-2000	8,87	3,65
2002-2003	9,24	4,74
2004-2005	7,58	3,89
2005-2006	9,90	5,59
2006-2007	8,18	4,45
2007-2008	12,61	6,87
2008-2009	13,89	7,56
2009-2010	10,75	5,85

Dans le second scénario, les biomasses de zostères prélevées par les bernaches cravants ont été cumulées entre octobre et février inclus et comparées à la biomasse disponible en octobre.

Selon ce scénario, les plus importantes proportions de biomasse prélevées par les bernaches sont mesurées pendant la saison 2008-2009 et s'élèvent à 13,89 % de la biomasse des feuilles et 7,56% de la biomasse totale des plantes (Tableau 9).

Pour les saisons 2005-2006 et 2006-2007 les proportions prélevées s'élèvent respectivement à 9,90 et 8,18% de la biomasse des feuilles et 5,59 et 4,45% de la biomasse des plantes entières. Pour les autres années, les proportions de biomasses prélevées sont comprises entre 4% et 13% de la biomasse des feuilles et entre 2% et 7% de la biomasse totale disponible.

Comme pour le premier scénario, les proportions de biomasses prélevées à partir de 2005-2006 sont plus importantes car en plus de l'augmentation des effectifs de bernaches, les surfaces et par conséquent les biomasses totales de références sont moindres par rapport à l'herbier de 1989 (Figure 82). Toutefois, les proportions de stock de zostères prélevées n'excèdent pas 14%.

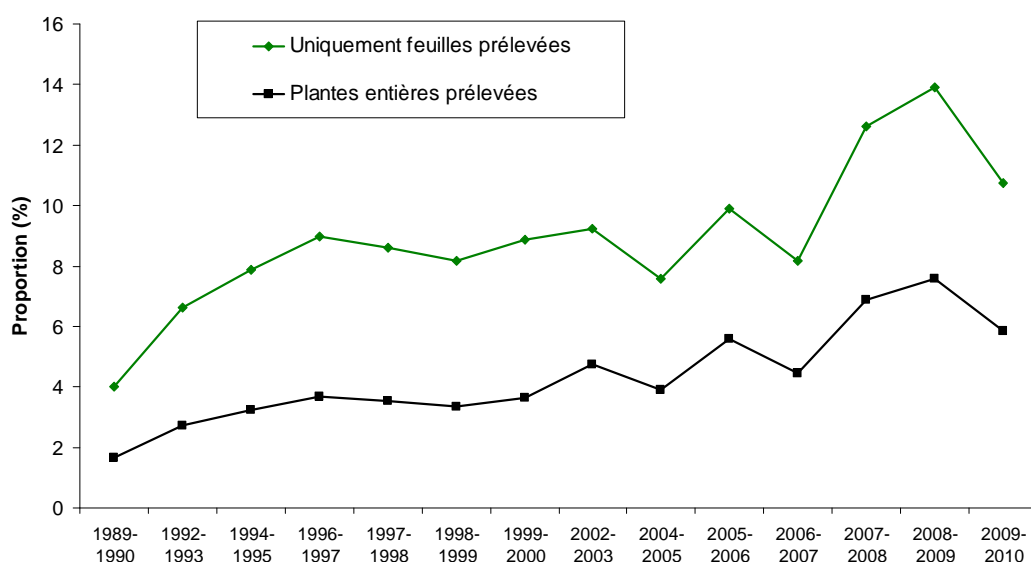


Figure 82 : Proportion de la biomasse de l'herbier prélevée par les bernaches cravants selon le scénario 2

Estimations basées sur le troisième scénario : les oiseaux ne se nourrissent pas sur la classe 1 de recouvrement

Le scénario 3 est similaire au scénario 2 à l'exception du fait que l'on ne prend pas en compte les herbiers à faible recouvrement (classe 1) dans le stock de zostères disponibles pour les oiseaux. Ainsi, les surfaces (et donc les biomasses) disponibles pour les oiseaux brouteurs sont réduites par rapport au scénario 2. Etant donné que les classes de recouvrement de l'herbier n'ont été définies qu'en 2005 et 2007, les résultats obtenus avec le scénario 3 sont identiques à ceux du scénario 2 pour les saisons dont l'herbier de référence est celui de 1989 (saison 1989-1990 à 2004-2005).

Selon ce scénario, les plus importantes proportions de biomasse prélevées par les bernaches sont mesurées pendant la saison 2008-2009 et s'élèvent à 21,7 % de la biomasse des feuilles et 11,79% de la biomasse totale (Tableau 10).

Pour les saisons 2005-2006 et 2006-2007 les proportions de biomasse foliaire prélevées sont respectivement de 11,63 et 8,73 %.

Tableau 10 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les bernaches cravant jusqu'en février. Calculs selon le scénario 3

saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
1989-1990	4,01	1,65
1992-1993	6,62	2,72
1994-1995	7,87	3,23
1996-1997	8,98	3,69
1997-1998	8,62	3,54
1998-1999	8,15	3,35
1999-2000	8,87	3,65
2002-2003	9,24	4,74
2004-2005	7,58	3,89
2005-2006	11,63	5,96
2006-2007	8,73	4,75
2007-2008	17,94	9,76
2008-2009	21,66	11,79
2009-2010	15,28	8,32

3.2.2.2. A l'échelle des secteurs

Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver non nulle

Les résultats acquis en appliquant le premier scénario montrent que c'est dans le **secteur 1** que la proportion prélèvement/stock est la plus élevée : 16,66% de la biomasses de feuilles et 7,81 % de la biomasse totale en 2008-2009 (Tableau 11 et 12). Sur les autres secteurs, les prélèvements les plus importants ne dépassent pas 11% du stock de feuilles et 5 % de la biomasse totale.

Pour la saison 2005-2006, les secteurs sur lesquels les proportions prélèvement/stock sont les plus importantes sont le **secteur 4** (5,5% des feuilles et 2,7% des plantes entières en décembre) et le **secteur 5** (8,89% des feuilles et 4,18% des plantes entières en janvier).

Pour la saison 2006-2007, les secteurs **1 et 2** ont été les plus touchés par la consommation par les bernaches avec respectivement 10,7% et 6,9% de biomasse des feuilles prélevées par les oies sur les stocks en présence.

Tableau 11 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé par mois, par année et par secteur par les bernaches si elles ne mangent que les feuilles. Scénario 1.

Saison	Mois	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2002-2003	Janvier	6,40	0,90	4,25	1,58	2,31	0,00
2003-2004	Janvier	2,20	3,80	10,28	0,21	0,60	8,66
2004-2005	Décembre	2,32	3,64	1,12	0,85	2,71	0,21
	Janvier	3,92	6,17	0,39	4,95	2,05	0,00
	Février	0,56	2,74	2,63	2,32	0,63	0,00
2005-2006	Décembre	1,11	3,48	0,76	5,48	6,29	0,00
	Janvier	3,37	3,17	2,52	5,22	8,89	3,55
	Février	4,44	3,13	0,74	4,09	6,29	4,61
2006-2007	Octobre	0,00	0,24	0,00	0,03	0,04	0,22
	Novembre	10,73	3,18	0,00	0,00	1,15	0,63
	Décembre	3,19	6,86	4,04	4,72	3,86	0,46
	Janvier	2,12	6,56	1,34	0,39	2,36	0,00
	Février	0,02	0,00	0,01	0,01	0,03	0,00
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2007-2008	Octobre	0,73	0,77	0,01	0,02	0,00	0,09
	Novembre	5,13	4,15	0,38	3,36	2,53	1,37
	Décembre	6,25	6,68	0,28	5,04	5,98	1,50
	Janvier	7,57	7,58	0,18	4,18	0,19	4,63
	Février	1,66	0,00	0,01	1,19	1,05	0,00
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2008-2009	Octobre	1,48	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00
	Novembre	5,51	3,99	0,25	1,65	2,86	4,42
	Décembre	3,01	5,47	0,26	9,26	5,46	0,77
	Janvier	16,66	5,94	0,31	4,21	9,44	2,81
	Février	1,78	3,22	0,15	2,59	3,00	0,44
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2009-2010	Octobre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Novembre	4,05	4,79	0,44	3,23	5,16	1,18
	Décembre	5,50	2,75	0,25	9,37	5,07	1,44
	Janvier	8,65	4,09	0,13	2,49	6,05	4,34
	Février	0,95	0,03	0,01	0,19	0,08	0,17
	Mars	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau 12 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé par mois, par année et par secteur par les bernaches si elles consomment les plantes entières. Scénario 1.

Saison	Mois	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2002-2003	Janvier	3,01	0,42	2,00	0,74	1,09	0,00
2003-2004	Janvier	1,03	1,79	4,84	0,10	0,28	1,95
	Décembre	1,19	1,87	0,57	0,44	1,39	0,05
2004-2005	Janvier	1,85	2,90	0,18	2,33	0,96	0,00
	Février	0,16	0,77	0,74	0,66	0,18	0,00
2005-2006	Décembre	0,57	1,78	0,39	2,68	3,22	0,00
	Janvier	1,58	1,49	1,19	2,58	4,18	1,67
	Février	1,26	0,88	0,21	1,16	1,78	1,30
2006-2007	Octobre	0,00	0,13	0,00	0,01	0,02	0,12
	Novembre	4,41	1,31	0,00	0,00	0,47	0,26
	Décembre	1,64	3,52	2,07	2,42	1,98	0,24

Saison	Mois	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
	Janvier	1,00	3,09	0,63	0,19	1,11	0,00
	Février	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2007-2008	Octobre	0,40	0,42	0,06	0,01	0,00	0,05
	Novembre	2,11	1,71	1,92	1,38	1,04	0,56
	Décembre	3,20	3,43	1,73	2,59	3,07	0,77
	Janvier	3,56	3,57	1,03	1,96	0,09	2,18
2008-2009	Février	0,47	0,00	0,05	0,34	0,30	0,00
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Octobre	0,80	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00
	Novembre	2,26	1,64	1,24	0,68	1,18	1,82
2009-2010	Décembre	1,54	2,81	1,65	4,75	2,80	0,40
	Janvier	7,84	2,80	1,81	1,98	4,44	1,32
	Février	0,50	0,91	0,51	0,73	0,85	0,12
	Mars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2009-2010	Octobre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Novembre	1,66	1,97	2,19	1,33	2,12	0,48
	Décembre	2,82	1,41	1,56	4,81	2,60	0,74
	Janvier	4,07	1,92	0,75	1,17	2,85	2,04
	Février	0,27	0,01	0,05	0,05	0,02	0,05
	Mars	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Estimations basées le second scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Les résultats acquis en utilisant le second scénario nous montrent que les rapports prélèvement/stock les plus importants concernent le **secteur 1** pendant la saison 2008-2009 (20,4% de la biomasses de feuilles et 11,1% de la biomasse totale) (Tableaux 13 et 14).

Pour la saison 2005-2006, les secteurs sur lesquels les biomasses prélevées ont été les plus importantes sont le **secteur 4** (13% du stock de feuilles et 6,7% du stock total) et le **secteur 5** (18,7% du stock de feuilles et 9,6% du stock total).

Pour la saison 2006-2007, les secteurs **1 et 2** ont été les plus touchés par la consommation par les bernaches avec respectivement 12,8% et 12,4% du stock de feuilles prélevées par les oies.

Tableau 13 : Proportions (%) du stock de feuilles de zostères prélevées par les bernaches cravant jusqu'en février. Scénario 2

Saison	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2004-2005	6,2	11,1	3,4	6,9	5,0	0,1
2005-2006	7,3	8,5	3,5	13,0	18,7	6,4
2006-2007	12,8	12,4	4,0	3,9	5,5	1,1
2007-2008	15,7	14,3	8,1	10,1	7,3	5,5
2008-2009	20,4	13,9	8,5	12,6	14,4	6,4
2009-2010	16,6	10,6	9,5	13,9	14,7	6,1

Tableau 14 : Proportions (%) du stock de zostères (plantes entières) prélevées par les bernaches cravant jusqu'en février. Scénario 2

Saison	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2004-2005	3,2	5,7	1,7	3,5	2,6	0,1
2005-2006	3,7	4,4	1,8	6,7	9,6	3,3
2006-2007	6,9	6,8	2,2	2,1	3,0	0,6
2007-2008	8,5	7,8	4,4	5,5	4,0	3,0
2008-2009	11,1	7,6	4,6	6,8	7,9	3,5
2009-2010	6,8	4,4	3,9	5,7	6,0	2,5

3.2.2.3. Capacité d'accueil de l'herbier de Zostère naine du Bassin d'Arcachon pour les bernaches

Pour avoir une idée du nombre de bernaches cravants que peut accueillir l'herbier de zostères naines du Bassin d'Arcachon, nous avons évalué les nombres d'oiseaux qu'il faudrait par mois pour que la moitié et la totalité de la biomasse des feuilles soient consommées. Pour cette analyse, l'herbier de référence est celui de 2007 puisque la superficie connue la plus récente correspond à cette année. De plus, pour avoir une idée de la capacité d'accueil du site dans la situation la plus extrême, il a été considéré dans cette analyse que les zones de recouvrement de classe 1 ont une biomasse nulle et que l'herbier ne produit pas de biomasse épigée entre octobre et mars. Ainsi, la biomasse accessible aux oiseaux est localisée sur les zones des classes de recouvrement 2 et 3 et la quantité de biomasse prélevée par les oiseaux est cumulée d'un mois sur l'autre (modalité du scénario 3). Le mois de référence pour la biomasse totale de l'herbier est le mois d'octobre (mois d'arrivée des oiseaux).

Cas où la moitié de la biomasse des feuilles est consommée

La biomasse totale des feuilles de l'herbier de zostère naine en octobre 2007 s'élève à 2717,5 tonnes. La moitié de cette biomasse s'élève donc à 1357,2 tonnes. Pour consommer la totalité de cette biomasse il faut que 226,2 tonnes ($1357,2/6=226,2$) de matière sèche soient consommées par mois. En effet, la bernache cravant est présente dans le Bassin d'Arcachon pendant 6 mois (d'octobre à mars). En divisant cette biomasse consommée mensuellement par 112,8 (consommation quotidienne d'une bernache), elle est ramenée en jour-bernaches. Enfin le nombre de jours-bernache est divisé par le nombre de jour par mois (celui-ci a été arrondi à 31) de façon à obtenir le nombre de bernaches nécessaire par mois pour qu'elles consomment la moitié de la biomasse des feuilles de l'herbier en mars. Le tableau 15 présente les résultats du calcul énoncé.

Tableau 15: Nombre de bernaches cravant nécessaires par mois pour consommer la moitié de la biomasse de l'herbier de zostères naines.

	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
Biomasse (t)	226.5	226.5	226.5	226.5	226.5	226.5
Biomasse (g)	226457844.0	226457844.0	226457844.0	226457844.0	226457844.0	226457844.0
Jours-bernaches	2007605.0	2007605.0	2007605.0	2007605.0	2007605.0	2007605.0
bernaches	64761	64761	64761	64761	64761	64761

D'après les calculs, il faudrait que **64761** bernaches soient présentes pendant tous les mois d'hivernage pour que la moitié de la biomasse des feuilles de zostères naines soit consommée.

Cas où la totalité de la biomasse des feuilles est consommée

Pour que la totalité de la biomasse des feuilles de zostères naines soit consommée, il faudrait que 452,9 tonnes de biomasse sèche soient consommées chaque mois entre octobre et mars. Les résultats des calculs pour obtenir le nombre de bernaches par mois nécessaire pour consommer cette biomasse sont présentés dans le tableau 16.

Tableau 16: Nombre de bernaches cravant nécessaires par mois pour consommer la totalité de la biomasse de l'herbier de zostères naines

	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
Biomasse (t)	452.9	452.9	452.9	452.9	452.9	452.9
Biomasse (g)	452915688.1	452915688.1	452915688.1	452915688.1	452915688.1	452915688.1
Jours-bernaches	4015210.0	4015210.0	4015210.0	4015210.0	4015210.0	4015210.0
bernaches	129523	129523	129523	129523	129523	129523

3.2.2.4. Récapitulatif des résultats obtenus pour la bernache cravant

A l'échelle du Bassin : Dans le « pire » des cas (scénario 3 et consommation exclusive des feuilles de zostères), la proportion stock consommé/stock disponible s'élève au maximum à 21,7% et cette valeur a été atteinte pendant la saison 2008-2009.

Pendant l'hiver où la régression des herbiers a été signalée par les observateurs, soit 2005-2006, ce rapport ne s'élevait qu'à 11,7 %.

On peut donc considérer que, globalement, l'incidence des bernaches sur les herbiers de zostères est peu importante.

A l'échelle des secteurs : Sur le tableau 17, les données du tableau 13 ont été reprises et assorties des niveaux de régression des herbiers entre 2005 et 2007 pour les différents secteurs. Comme dans le cas précédent, il s'agit du « pire » des cas de pâturage par les oiseaux.

Tableau 17 : Proportions (%) du stock de feuilles de zostères prélevées par les bernaches cravant jusqu'en février. Scénario 2

Saison	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2004-2005	6,2	11,1	3,4	6,9	5,0	0,1
2005-2006	7,3	8,5	3,5	13,0	18,7	6,4
2006-2007	12,8	12,4	4,0	3,9	5,5	1,1
Régression herbier 2005-2007	faible	moyenne	moyenne	forte	faible	forte
2007-2008	15,7	14,3	8,1	10,1	7,3	5,5
2008-2009	20,4	13,9	8,5	12,6	14,4	6,4
2009-2010	16,6	10,6	9,5	13,9	14,7	6,1

Plusieurs conclusions peuvent être tirées de ce tableau.

- **Au maximum, les bernaches consomment 20,4 % des feuilles de zostères d'un secteur pendant une saison. Cette consommation apparaît relativement modeste.**

- Selon les années, ce ne sont pas les mêmes secteurs qui sont les plus pâturés par les bernaches. On peut notamment remarquer que le secteur 1 (qui inclut notamment l'île aux Oiseaux, où les herbiers n'ont pas régressé) est devenu l'un des sites favoris des bernaches depuis la saison 2006-2007.

- Il n'existe pas de relation évidente entre la proportion de stock consommé par les bernaches pendant les saisons 2005-2006 et 2006-2007 et le degré de régression des herbiers pendant ces années dans un secteur donné. Par exemple, le secteur 6, où les herbiers ont connu une forte régression, est très peu fréquenté par les bernaches. Au contraire, le secteur 5 a été fortement fréquenté en 2005-2006 et les herbiers qu'ils abritent n'ont pas présenté de régression particulière.

Malgré leur régression, **les herbiers de zostères du Bassin présentent encore une importante capacité d'accueil des bernaches**. En effet, les calculs réalisés montrent que, si 65000 oiseaux étaient présents d'octobre à mars, ils consommeraient 50% de la biomasse foliaire disponible. Le nombre d'oiseaux « nécessaire » au cours de tous les mois d'hivernage pour consommer la totalité de cette biomasse foliaire s'élève à 129 000. La comparaison de ces valeurs avec les dénombrements réels de bernaches sur le Bassin donne une idée de la marge de progression possible de leur abondance.

3.2.3. Evaluation des biomasses de zostères naines prélevées par les cygnes tuberculés

3.2.3.1. A l'échelle du Bassin

Biomasse prélevée

Le tableau 18 présente l'estimation des prélèvements de zostères par les cygnes tuberculés dans le cas où ceux-ci consomment uniquement ces plantes. Les nombres en bleu sont les biomasses prélevées estimées à partir des comptages aériens en période de mue. Les chiffres en rouge correspondent pour chaque saison à la biomasse prélevée la plus importante estimée à partir de comptages hivernaux.

Tableau 18 : Biomasses (t) prélevées par année et par mois par les cygnes tuberculés

Saison	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin
1989-1990					0,4	1,3	0,3	1,5	0,7			
1990-1991					0,4		1,3					
1991-1992					0,3	0,4	5,0	0,7	2,7			
1992-1993					1,0	0,4	6,3	1,0	1,2			
1993-1994					1,8	1,8	1,9	1,9	0,9			
1994-1995					0,5	0,2	3,5	0,5	1,8			
1995-1996					0,5	1,1	3,4	0,9	0,2			
1996-1997					2,2	3,2	4,1	0,3	1,5			
1997-1998					0,0	0,6	0,9	0,7	1,3			
1998-1999					0,6	0,4	4,1	2,7	0,0			
1999-2000					0,8	1,8	1,7	2,6	1,8			
2000-2001						6,1	5,2	0,4				
2001-2002						0,1	3,0	0,8				
2002-2003						4,5	2,0	2,5				
2003-2004						3,4	2,4	1,2				
2004-2005						6,9	3,8	0,7				
2005-2006						3,1	7,3	3,3				
2006-2007						1,1	0,3	0,5				
2007-2008						6,2	6,3	2,3				
2008-2009	28,9	35,8	23,6	21,7	20,9	3,2	2,9					
2009-2010	25,4	32,4	28,8		23,6	4,1	0,3	0,6				

Les biomasses retirées par les oiseaux en période de mue sont bien plus importantes que les biomasses prélevées par les oiseaux hivernants. Les quantités les plus importantes prélevées en hiver le sont le plus souvent au moins de janvier.

Les maxima de biomasse retirée par les cygnes s'élèvent à 35,8 tonnes en août 2008 pour les oiseaux en mue et 7,3 tonnes en janvier 2006 pour les hivernants.

Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver non nulle

Tableau 19 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé par mois et par année par les cygnes s'ils ne consomment que les feuilles. Scénario 1.

Saison	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars
1989-1990					0,0075	0,0305	0,0074	0,0466	0,0174
1990-1991					0,0079		0,0336		
1991-1992					0,0072	0,0090	0,1289	0,0228	0,0710
1992-1993					0,0208	0,0081	0,1639	0,0307	0,0315
1993-1994					0,0365	0,0407	0,0493	0,0620	0,0235
1994-1995					0,0097	0,0045	0,0903	0,0169	0,0475
1995-1996					0,0097	0,0261	0,0870	0,0286	0,0056
1996-1997					0,0451	0,0741	0,1054	0,0097	0,0386
1997-1998					0,0004	0,0130	0,0239	0,0236	0,0334
1998-1999					0,0118	0,0098	0,1050	0,0871	0,0009
1999-2000					0,0175	0,0407	0,0437	0,0817	0,0480
2000-2001						0,1389	0,1331	0,0113	
2001-2002						0,0016	0,0787	0,0251	
2002-2003						0,1022	0,0530	0,0804	
2003-2004						0,0786	0,0622	0,0377	
2004-2005						0,1568	0,0985	0,0236	
2005-2006						0,0008	0,0021	0,0012	
2006-2007						0,0003	0,0001	0,0002	
2007-2008						0,2138	0,2452	0,1082	
2008-2009	0,8	1,0	0,5	0,6	0,6	0,108	0,112		
2009-2010	0,7	0,9	0,6		0,7	0,141	0,012	0,027	

Tableau 20 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé par mois et par année par les cygnes s'ils consomment les plantes entières. Scénario 1.

Saison	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars
1989-1990					0,0031	0,0157	0,0035	0,0132	0,0051
1990-1991					0,0032		0,0158		
1991-1992					0,0029	0,0046	0,0607	0,0064	0,0208
1992-1993					0,0085	0,0042	0,0771	0,0087	0,0092
1993-1994					0,0150	0,0209	0,0232	0,0175	0,0069
1994-1995					0,0040	0,0023	0,0425	0,0048	0,0139
1995-1996					0,0040	0,0134	0,0410	0,0081	0,0017
1996-1997					0,0185	0,0380	0,0496	0,0028	0,0113

Saison	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars
1997-1998					0,0001	0,0067	0,0113	0,0067	0,0098
1998-1999					0,0049	0,0050	0,0494	0,0246	0,0003
1999-2000					0,0072	0,0209	0,0206	0,0231	0,0141
2000-2001						0,0712	0,0626	0,0032	
2001-2002						0,0008	0,0371	0,0071	
2002-2003						0,0524	0,0249	0,0227	
2003-2004						0,0403	0,0293	0,0106	
2004-2005						0,0804	0,0464	0,0067	
2005-2006						0,0411	0,0998	0,0338	
2006-2007						0,0139	0,0046	0,0052	
2007-2008						0,0038	0,0045	0,0015	
2008-2009	0,3	0,3941	0,2798	0,3064	0,2671	0,0019	0,0020		
2009-2010	0,3	0,3568	0,3410		0,3024	0,0025	0,0002	0,0004	

Selon ce scénario, pour les cygnes hivernants, la proportion de biomasse de l'herbier prélevée la plus importante s'élève à 0,25% de la biomasse des feuilles et 0,1% de la biomasse totale de l'herbier.

Pour les oiseaux en période de mue, la proportion de biomasse prélevée la plus importante s'élève à 1% de la biomasse des feuilles et 0,4% de la biomasse totale.

Ces chiffres sont **très faibles** en comparaison de la biomasse prélevée par les bernaches, y compris pour les saisons 2005-2006 et 2006-2007.

Dans le cas des cygnes, qui sont présents toute l'année sur le Bassin, l'application des autres scénarios est inutile.

3.2.3.2. A l'échelle des différents secteurs

Les données de dénombrement spatialisé des cygnes n'étant disponibles que pendant les périodes de mue (juillet à novembre) des années 2008 et 2009, les calculs de consommation par secteur sont limités à ces périodes (Tableaux 21 et 22).

Tableau 21 : Proportions (%) du stock de feuilles de zostères naines prélevé par mois, par année et par secteur par les cygnes s'ils ne consomment que les feuilles. Scénario 1

Année	Mois	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2008	Juillet	0,09	0,24	0,00	0,24	0,22	0,00
	Aout	0,10	0,40	0,11	0,13	0,43	0,02
	Septembre	0,24	0,10	0,00	0,34	0,01	0,09
	Octobre	0,40	0,45	0,09	0,04	0,55	0,13
	Novembre	0,12	0,24	0,02	0,48	0,28	0,26
2009	Juillet	0,00	0,25	0,39	0,20	0,31	0,09
	Aout	0,26	0,22	1,43	0,19	0,89	0,00
	Septembre	0,85	1,49	0,96	0,64	1,28	1,17
	Novembre	0,04	0,35	0,00	0,70	0,35	0,80

Tableau 22 : Proportions (%) du stock de zostères naines prélevé par mois, par année et par secteur par les cygnes s'ils consomment les plantes entières. Scénario 1.

Année	Mois	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5	Secteur 6
2008	Juillet	0,03	0,08	0,00	0,08	0,08	0,00
	Aout	0,06	0,27	0,04	0,04	0,20	0,00
	Septembre	0,13	0,06	0,00	0,08	0,00	0,02
	Octobre	0,22	0,26	0,02	0,01	0,23	0,02
	Novembre	0,05	0,11	0,00	0,09	0,09	0,03
2009	Juillet	0,00	0,19	0,14	0,06	0,16	0,02
	Aout	0,16	0,15	0,46	0,06	0,42	0,00
	Septembre	0,45	0,86	0,27	0,16	0,51	0,20
	Novembre	0,02	0,15	0,00	0,13	0,11	0,11

Etant donné la large répartition des cygnes sur l'ensemble des herbiers pendant leur période de mue, la part « prélèvement/stock » de plantes s'avère très réduite, atteignant au maximum 1,49% dans le secteur 2 en octobre 2009, en supposant que les cygnes ne consomment que les feuilles. Par ailleurs, on observe que cette pression de pâturage est bien répartie sur l'ensemble des herbiers du Bassin.

3.2.3.3. Récapitulatif des résultats obtenus pour les cygnes tuberculés

En dépit de leur nombre important sur le Bassin depuis plusieurs années, et de l'importance de leurs besoins alimentaires, les cygnes ne consomment qu'une faible part du stock de zostères, y compris si l'on se place dans le « pire » des cas (consommation exclusive de feuilles de zostères pendant toute l'année) : aux alentours de 1 % du stock consommé pendant les mois d'août 2008 et 2009.

A l'échelle des différents secteurs, la pression de broutage demeure faible (toujours inférieure à 1,5% du stock de feuilles de zostères présent sur ces secteurs et sans préférence marquée pour une des zones en particulier). Cette observation semble exclure l'hypothèse d'un impact de cette espèce sur l'état de santé des herbiers d'Arcachon.

3.2.4. Evaluation de la biomasse de zostères naines prélevées par les canards_siffleurs

Biomasse prélevée

Tableau 23 : Biomasses (t) prélevées par année et par mois par les Canards siffleurs.

Saison	Décembre	Janvier	Février
2000-2001	0,23	0,87	0,22
2001-2002		0,54	0,46
2002-2003	2,64	3,97	
2003-2004	2,64	0,95	0,61
2004-2005	0,47	1,58	1,61
2005-2006	1,63	1,78	
2006-2007	0,48	0,02	0,03
2007-2008	1,37	0,70	0,02
2008-2009	1,35	1,84	
2009-2010	0,22	0,19	0,05
2010-2011	1,97	1,33	0,01

La quantité de matière sèche la plus importante prélevée par les canards siffleurs ces 10 dernières années en supposant qu'ils se nourrissent exclusivement de zostères, s'élève à environ 4 tonnes. Comparée aux biomasses prélevées par les deux autres espèces d'oiseaux d'eaux, cette consommation est extrêmement faible (Tableau 23).

Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver non nulle

Selon ce scénario, la proportion du prélèvement des canards siffleurs sur le stock de zostères s'élève au maximum à 0,1% de la biomasse des feuilles et 0,04% de la biomasse totale (tableaux 24 et 25).

Tableau 24 : Proportion (%) du stock de zostères naines prélevée mois par mois par les canards siffleurs s'ils ne mangent que les feuilles. Scénario 1.

Saison	Décembre	Janvier	Février
2000-2001	0,0027	0,0105	0,0020
2001-2002		0,0066	0,0041
2002-2003	0,0309	0,0482	
2003-2004	0,0309	0,0115	0,0055
2004-2005	0,0054	0,0192	0,0145
2005-2006	0,0214	0,0243	
2006-2007	0,0063	0,0002	0,0003
2007-2008	0,0240	0,0127	0,0002
2008-2009	0,0237	0,0335	
2009-2010	0,0040	0,0034	0,0007
2010-2011	0,0347	0,0243	0,0002

Tableau 25 : Proportion (%) du stock de zostères naines prélevée mois par mois par les canards siffleurs s'ils consomment les plantes entières. Scénario 1.

Saison	Décembre	Janvier	Février
2000-2001	0,005	0,022	0,007
2001-2002		0,014	0,014
2002-2003	0,060	0,103	
2003-2004	0,060	0,024	0,019
2004-2005	0,011	0,041	0,051
2005-2006	0,042	0,052	
2006-2007	0,012	0,0004	0,001
2007-2008	0,047	0,027	0,001
2008-2009	0,046	0,071	
2009-2010	0,008	0,007	0,002
2010-2011	0,068	0,052	0,001

Estimations basées le second scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Selon ce scénario, la proportion du prélèvement des canards siffleurs sur le stock de zostères stock s'élève au maximum à 0,11% de la biomasse des feuilles 0,06% de la biomasse totale (Tableau 26).

Tableau 26 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les canards siffleurs jusqu'en février. Scénario 2

Saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
2000-2001	0,03	0,016
2001-2002	0,03	0,012
2003-2004	0,10	0,049
2004-2005	0,08	0,043
2006-2007	0,01	0,007
2007-2008	0,07	0,037
2009-2010	0,02	0,008
2010-2011	0,11	0,058

Estimations basées sur le troisième scénario : les oiseaux ne se nourrissent pas sur la classe 1 de recouvrement

Selon ce scénario, la proportion du prélèvement des canards siffleurs sur le stock de zostères s'élève au maximum à 0,16% de la biomasse des feuilles et 0,08% de la biomasse totale (tableau 27).

Tableau 27 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les canards siffleurs jusqu'en février. Scénario 3

Saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
2000-2001	0,03	0,02
2001-2002	0,03	0,01
2003-2004	0,10	0,05
2004-2005	0,08	0,04
2006-2007	0,01	0,01
2007-2008	0,10	0,05
2009-2010	0,02	0,01
2010-2011	0,16	0,08

Récapitulatif de la consommation de zostères par les canards siffleurs

Quels que soient les scénarii utilisés, le prélèvement de zostères par les canards siffleurs s'avère très faible par rapport aux stocks de plantes disponibles. Dans le « pire » des cas, la part prélevée par ces canards s'élève à 0,16 % du stock de feuilles.

		Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin
2000-01	bernaches							100,9					
	cygnes						6,1	5,2	0,4				
	siffleurs						0,23	0,87	0,22				
	ZOST - f	5712	5247	6764	5794	4817	4379	3874	3143	3792	3840	4557	5274
2001-02	bernaches							99,5					
	cygnes						0,1	3,0	0,8				
	siffleurs							0,54	0,46				
	ZOST - f	5712	5247	6764	5794	4817	4379	3874	3143	3792	3840	4557	5274
2002-03	bernaches						161,6	139,2	103,6				
	cygnes						4,5	2,0	2,5				
	siffleurs						2,64	3,97					
	ZOST - f	5712	5247	6764	5794	4817	4379	3874	3143	3792	3840	4557	5274
2003-04	bernaches						150,4	162,4					
	cygnes						3,4	2,4	1,2				
	siffleurs						2,64	0,95	0,61				
	ZOST - f	5712	5247	6764	5794	4817	4379	3874	3143	3792	3840	4557	5274
2004-05	bernaches						88,4	137,8	105,4				
	cygnes						6,9	3,8	0,7				
	siffleurs						0,47	1,58	1,61				
	ZOST - f	5712	5247	6764	5794	4817	4379	3874	3143	3792	3840	4557	5274
2005-06	bernaches						126,5	180,6	117,2				
	cygnes						3,1	7,3	3,3				
	siffleurs						1,63	1,78					
	ZOST - f	5083	4669	6019	5156	4286	3897	3447	2797	3374	3417	4055	4694
2006-07	bernaches				5,3	134,9	184,6	96,9	0,3	0,0			
	cygnes						1,1	0,3	0,5				
	siffleurs						0,48	0,02	0,03				
	ZOST - f	5083	4669	6019	5156	4286	3897	3447	2797	3374	3417	4055	4694
2007-08	bernaches				15,1	124,4	166,3	165,4	16,3	0,1			
	cygnes						6,2	6,3	2,3				
	siffleurs						1,37	0,70	0,02				
	ZOST - f	3808	3498	4509	3862	3211	2920	2583	2095	2528	2560	3038	3516
2008-09	bernaches				21,2	124,1	171,8	219,7	51,8	0,0			
	cygnes	28,9	35,8	23,6	21,7	20,9	3,2	2,9					
	siffleurs						1,35	1,84					
	ZOST - f	3808	3498	4509	3862	3211	2920	2583	2095	2528	2560	3038	3516
2009-10	bernaches				0,5	142,5	134,5	131,3	6,5	0,2			
	cygnes	25,4	32,4	28,8		23,6	4,1	0,3	0,6				
	siffleurs						0,22	0,19	0,05				
	ZOST - f	3808	3498	4509	3862	3211	2920	2583	2095	2528	2560	3038	3516

Tableau 28 : Consommations théoriques de zostères par les populations d'oiseaux herbivores dénombrés (tonnes de poids sec) et stock évalué de feuilles de *Zostera noltii* sur les herbiers (tonnes de poids sec) (en jaune, période de présence des oiseaux sur le Bassin).

3.2.5. Biomasses de zostères naines prélevées par l'ensemble des oiseaux d'eaux dans le Bassin d'Arcachon

3.2.5.1. Aperçu général concernant la biomasse prélevée par les oiseaux *versus* le stock de feuilles de zostères

Sur le tableau 28 sont rassemblées les données de consommation théorique de zostères par les oiseaux herbivores (en supposant qu'ils ne se nourrissent que de ces plantes) qui fréquentent le Bassin d'Arcachon ainsi que le stock de feuilles de zostères disponibles pour ces oiseaux, mois par mois et année par année depuis 2000.

Ce tableau (comparaison cellules jaunes remplies ou vides) met en évidence un certain manque de données de dénombrement d'oiseaux herbivores, notamment pour les cygnes pendant les périodes de mue antérieures à 2008. Toutefois, même lorsque ces derniers sont très abondants, la part de stock de feuilles consommée est faible. De plus, il faut rappeler que les Cygnes ne consomment pas exclusivement des zostères fixées, mais au moins en début de saison des feuilles flottantes et des macroalgues dérivant au fil du courant (C. Feigné-PNRLG et N. Elksaby-CEBC, com.pers.).

Ce tableau montre également que l'essentiel de la consommation des zostères est le fait des bernaches et que, même au cœur de l'hiver où les stocks de feuilles sont les plus réduits, cette consommation ne représente qu'une faible part des stocks en place.

Comme on peut penser que l'hiver constitue la période critique pour les herbiers (saison de tempêtes propices à l'arrachement des pieds et période naturelle de faibles biomasses et de faibles productions accentuant la vulnérabilité des herbiers), nous avons estimé les prélèvements réalisés par les oiseaux herbivores à cette saison, en comparant plusieurs années. Les résultats obtenus sont exposés dans les paragraphes suivants.

3.2.5.2. Biomasse hivernale prélevée

A partir des données disponibles, les quantités de matières sèches consommées par les trois espèces d'oiseaux consommateurs de zostères ont pu être sommées pour six saisons hivernales. Pour les saisons 2002-2003 et 2005-2006, les comptages de canards siffleurs de février sont manquants, mais nous avons montré que la consommation de zostères par cette espèce était négligeable. Par conséquent, les quantités de biomasses sèches pour ces deux mois ont été obtenues seulement à partir des comptages de cygnes et de bernaches.

Les quantités de matières sèches les plus importantes qui ont été consommées par les oiseaux d'eau séjournant sur le Bassin d'Arcachon l'ont été pendant les mois de janvier 2006 (189 t) et décembre 2006 (186 t) (Tableau 29).

Tableau 29 : Biomasses (t) prélevées par année et par mois par l'ensemble des trois espèces d'oiseaux consommateurs de zostères.

Mois	Décembre	Janvier	Février
2002-2003	169,7	145,1	105,7
2004-2005	95,8	143,8	108,3
2005-2006	133,0	189,5	121,8
2006-2007	186,4	97,7	1,6
2007-2008	174,1	173,3	19,1
2009-2010	140,0	132,6	7,6

3.2.5.3. Proportion prélevée par rapport aux biomasses disponibles

Estimations basées sur le premier scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver non nulle

Selon ce scénario, la part du stock consommée par l'ensemble des oiseaux d'eau s'élève au maximum à 6,71% de la biomasse des feuilles et à 3,16% de la biomasse totale (tableaux 30 et 31).

Tableau 30 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé mois par mois par les oiseaux d'eau s'ils ne mangent que les feuilles. Scénario 1

Mois	Décembre	Janvier	Février
2002-2003	3,88	3,75	3,36
2004-2005	2,19	3,71	3,45
2005-2006	3,41	5,50	4,35
2006-2007	4,79	2,84	0,06
2007-2008	5,97	6,71	0,91
2009-2010	4,80	5,14	0,36

Tableau 31 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé mois par mois par les oiseaux d'eau s'ils mangent la plante entière. Scénario 1

Mois	Décembre	Janvier	Février
2002-2003	1,99	1,76	0,95
2004-2005	1,12	1,75	0,97
2005-2006	1,75	2,59	1,23
2006-2007	2,45	1,34	0,02
2007-2008	3,06	3,16	0,26
2009-2010	2,46	2,42	0,10

Estimations basées le second scénario : biomasse produite par l'herbier en hiver nulle

Selon ce scénario, la proportion de biomasse prélevée par l'ensemble des oiseaux d'eau s'élève au maximum à 12,56% de la biomasse des feuilles et 6,44% de la biomasse totale (tableau 32).

Tableau 32 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les oiseaux d'eau entre décembre et février. Scénario 2.

Saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
2002-2003	9,61	4,93
2004-2005	7,95	4,08
2005-2006	11,41	5,85
2006-2007	7,34	3,76
2007-2008	12,56	6,44
2009-2010	9,60	4,93

Estimations basées sur le troisième scénario : les oiseaux ne se nourrissent pas sur la classe 1 de recouvrement

Selon ce scénario, la proportion de biomasse prélevée par l'ensemble des oiseaux d'eaux s'élève au maximum à 17,86% de la biomasse des feuilles et 9,16% de la biomasse totale (tableau 33).

Tableau 33 : Proportions (%) du stock de zostères prélevé par les oiseaux d'eau entre décembre et février. Scénario 3.

Saison	% si feuilles consommées	% si plante entière consommée
2002-2003	9,61	4,93
2004-2005	7,95	4,08
2005-2006	12,17	6,24
2006-2007	7,83	4,02
2007-2008	17,86	9,16
2009-2010	13,65	7,00

3.2.5.4. Conclusion sur la consommation de zostères par l'ensemble des oiseaux herbivores

Dans tous les cas, le prélèvement de zostères réalisé par les oiseaux d'eau qui fréquentent le Bassin d'Arcachon apparaît comme mineur vis-à-vis des biomasses de zostères disponibles, y compris pour les dernières années, au cours desquelles les surfaces d'herbier se sont réduites. En effet, dans le pire des cas (scénario 3, données de la saison hivernale 2007-2008, feuilles consommées exclusivement), le prélèvement est estimé à 18 % du stock hivernal de feuilles.

On peut remarquer que, si le prélèvement total hivernal s'est effectivement élevé pendant la saison 2005-2006, la proportion de réduction de biomasse expliquée par la consommation des oiseaux reste très modeste (au maximum 12 % du stock de feuilles consommé pendant l'hiver).

4. Discussion et conclusion sur l'impact des oiseaux herbivores sur les herbiers de zostères du Bassin d'Arcachon

Différents auteurs ont étudié la consommation des zostères par les oiseaux d'eau. Sur leur site d'étude localisé en mer de Wadden, Jacobs *et al* (1991) ont estimé qu'au maximum 50 % de la biomasse des feuilles de l'herbier de zostères naines est prélevé par les oiseaux d'eau. De même, Charbonnier (2005) a calculé que 57% de la biomasse des feuilles des herbiers de zostères du Golfe du Morbihan est consommé par les oiseaux d'eau, dont 45% imputable à la bernache cravant.

Dans le Bassin d'Arcachon, en dépit d'une augmentation d'abondance des populations d'oiseaux herbivores (notamment cygnes et bernaches), les résultats acquis montrent que le broutage par les oiseaux ne retire qu'une faible partie du stock de zostères. Par exemple, dans **le scénario le plus « extrême » de la consommation hivernale (entre décembre et février) de feuilles de zostères par ces oiseaux ne représenterait que 18% des stocks foliaires en présence.**

D'autre part, cette étude n'a pas permis de mettre en relation la fréquentation des oiseaux et leur pression de pâturage avec les niveaux de régression des herbiers dans les différentes zones du Bassin.

Enfin, les calculs réalisés montrent que, lors des saisons 2005-2006 et 2006-2007 (période de déclin des herbiers de zostères naines dans le Bassin), les proportions de biomasses consommées par les oiseaux d'eau ne semblent pas s'être accrues massivement.

Les évaluations qui ont été réalisées dans ce document mettent en évidence que les principaux consommateurs de zostères dans le Bassin sont les bernaches cravants.

Les cygnes, malgré leur nombre important en période de mue, présentent apparemment un faible impact sur la ressource, d'une part parce que leur consommation globale est peu importante, d'autre part parce que cette pression s'exerce à une période de l'année où les biomasses foliaires sont élevées et enfin, comme le montrent les résultats des comptages géolocalisés, parce que cette pression s'exerce sur de grandes superficies d'herbier, ce qui semble exclure une surexploitation de certaines zones. De plus, comme déjà évoqué, les cygnes semblent également consommer des macroalgues, au moins dans le fond du Bassin qu'ils fréquentent préférentiellement à certaines périodes de l'année.

Enfin, comme cela pouvait être présumé, les canards siffleurs consomment une proportion de biomasse négligeable à l'échelle du site.

Un certain nombre de biais potentiels doivent être soulignés pour relativiser les conclusions de ce travail.

- Comme l'indique le tableau 28, on ne dispose pas de l'ensemble des données de dénombrement pendant les périodes de présence des oiseaux herbivores, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation des résultats obtenus. Toutefois, **le jeu de données relativement complet de 2008-2009 permet probablement de donner une mesure assez réaliste des consommations maximales**, puisque les populations d'oiseaux herbivores fréquentant le Bassin ne semblent pas avoir décru au cours des dernières années. En outre, **il faut rappeler que les estimations réalisées ne tiennent pas compte de la consommation des macroalgues et des feuilles de zostères flottant** dans les chenaux,

ce qui induit une surestimation de la proportion des zostères fixées consommées par les oiseaux.

- Comme déjà évoqué, les dénombrements spatialisés sont réalisés à un seul stade de la marée (basse mer). Or, il est probable que la distribution des oiseaux évolue au cours de la marée. Les calculs réalisés à partir de ces données (fréquentation et consommation par secteur) doivent donc être considérés avec prudence
- les données disponibles ne permettent pas d'évaluer précisément la pression de pâturage exercée quotidiennement par un groupe d'oiseaux sur un même site. Les calculs effectués par secteurs dans cette étude ont été effectués en partant du principe que sur un mois, l'effectif d'oiseaux reste le même.

Pour avoir une idée plus précise de l'impact répété journalièrement sur un site, il serait nécessaire de mesurer les biomasses en place avant l'arrivée des oiseaux et après leur départ en mars et d'évaluer quotidiennement le nombre d'oiseaux s'alimentant sur le site. **Il serait également opportun de mesurer la part de déplétion de l'herbier due aux oiseaux d'eau et celle due à la déplétion naturelle (sénescence, altérations dues aux tempêtes) grâce à la mise en place de zone inaccessible aux oiseaux (exclos).** Cela a d'ailleurs déjà été réalisé pour les bernaches au nord est de l'Angleterre (Percival et Evans, 1997) et pour les cygnes sur les étangs piscicoles des Dombes (Gayet, 2010).

A la lumière des résultats obtenus, il est peu probable que la régression des herbiers de zostères du Bassin d'Arcachon soit due à un surpâturage occasionné par les oiseaux d'eaux. En outre, il a été estimé dans cette étude que pour atteindre un pourcentage de biomasse prélevée proche de celle mesurée dans le cadre des travaux de Jacobs (1981) et Charbonnier (2005), soit 50%, il faudrait qu'environ 65000 bernaches soient présentes sur le site pendant 6 mois ou 92 700 pendant 4 mois (de novembre à février par exemple). Cette dernière évaluation équivaut à 75% de la population française ou 50% de la population mondiale qui viendrait hiverner sur le Bassin pendant 4 mois.

A l'instar d'autres travaux, les résultats obtenus dans ce document semblent montrer que **ces oiseaux adaptent leur comportement d'alimentation en fonction de la disponibilité des ressources.** A ce titre, de nombreux travaux ont démontré que les bernaches cravants se reportent sur d'autres sources alimentaires ou abandonnent les sites dont le recouvrement des feuilles de l'herbier de zostères est compris entre 5 et 15%. A ces proportions, le milieu est identifié par les oiseaux comme « non rentable » (Jacobs et al, 1981 ; Tubs and Tubbs, 1982 ; Madsen 1988 ; O'Briain, 1991 ; Percival et Evans, 1997 ; Dalloyau, 2008). Les sources alimentaires de report peuvent être les algues ou les plantes de près salés (Dalloyau, 2008). Dans le Bassin d'Arcachon, les bernaches semblent exploiter uniquement la zostère probablement parce que l'herbier suffit à subvenir à leurs besoins.

D'autres indices, plus subjectifs, vont dans le sens des résultats de cette étude préliminaire. **En effet, la progression constante de la population hivernante de cette espèce prouve que le site est resté attractif malgré la régression de l'herbier.** Il est également important de remarquer qu'aucun pic important et anormal de la fréquentation des bernaches qui pourrait justifier la régression soudaine de l'herbier entre 2005 et 2007 n'a été observé. Dans une autre mesure, malgré une fréquentation record du bassin par les bernaches en 2008-2009 (62800 individus en janvier), l'herbier de zostères naines semble globalement rester stable par rapport à l'herbier de 2007 (cf chapitre « B » de ce document).

Le but de ce travail était d'évaluer l'impact potentiel du pâturage des herbiers de zostères par les oiseaux d'eau. A ce stade de la réflexion, il est important de signaler que

certain auteurs ont au contraire mis en évidence des interactions positives entre les herbiers et leurs consommateurs. En effet, Valentine *et al.* (1997) et Zipperle (2000) ont montré que le pâturage par les oiseaux a pour conséquence d'accroître la production foliaire. De même, Nacken (1998) a observé que le pourcentage de recouvrement de l'herbier de zostère naine est plus faible sur les zones où le pâturage a été exclu l'automne précédent. De plus, comme évoqué par Auby (1991), la consommation des zostères permet de limiter l'accumulation des feuilles détachées sur les estrans et au fond des « esteyes ». Ainsi, la consommation des zostères par les oiseaux limiterait les phénomènes anoxiques dus à l'accumulation sur les fonds d'une matière organique végétale difficile à dégrader.

De par l'origine des données qui ont été utilisées, cette étude reste une étude préliminaire dont les résultats demandent à être confirmés par des travaux plus poussés (expériences d'exclus sur les herbiers, étude du régime alimentaire des cygnes, ...).

Par ailleurs, il est important de poursuivre les dénombrements de bernaches ainsi que les comptages des cygnes (en étendant les suivis géolocalisés à l'ensemble de l'année) afin de disposer d'une série historique qui permettra d'aider à l'interprétation de l'évolution future des herbiers du Bassin.

C4 - Etat de la contamination par les herbicides dans le Bassin d'Arcachon et impact potentiel sur les herbiers de zostères

1. Introduction

Depuis plusieurs années maintenant le recul des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon devient préoccupant et dénonce la présence d'un stress qui reste à élucider. Parmi les causes possibles de la régression de ces herbiers, le stress chimique est régulièrement évoqué. En effet les travaux d'Auby et Maurer (2004) et d'Auby *et al.* (2007) ont mis en évidence la présence de certains pesticides à des niveaux préoccupants dans le Bassin.

Ainsi, afin d'évaluer l'impact des substances phytosanitaires présentes dans le Bassin d'Arcachon sur les herbiers de zostères, 3 actions ont été entreprises :

1. Mesure de la contamination en pesticides dans les zostères (*Zostera marina* et *Zostera noltii*).
2. Screening des pesticides présents dans les eaux du Bassin.
3. Etude (analyse bibliographique) de l'effet de ces principales molécules (accumulées et/ou présentes dans les eaux) sur les zostères pour déterminer si les niveaux mesurés dans les eaux peuvent ou non limiter leur croissance.

2. Sites et dates d'échantillonnages

2.1. Zostères et prélèvements ponctuels d'eau

Au cours de l'étude, des échantillons de zostères des deux espèces (*Z. noltii* et *Z. marina*) ont été prélevés tous les deux mois pendant un an à partir de novembre 2009. Au total, huit points de prélèvements répartis sur l'ensemble de la baie ont été identifiés (Figure 83 et Tableau 34):

- 4 points pour *Zostera noltii* : Matoucaill, Estey Tort, Hautebelle, Afrique.
- 4 points pour les *Zostera marina* : Le Tes, Chenal de l'île, Hautebelle, Afrique.

En raison du recul important des herbiers, certains prélèvements n'ont pas pu être effectués et aucun résultat n'a donc pu être généré pour ces points de prélèvement (le point « Hautebelle » n'a jamais pu être échantillonné pour *Zostera marina* et le point « le Tès » n'a pas pu être prélevé au cours de la mission de Novembre 2009 pour *Zostera marina*).

En parallèle des prélèvements de zostères, des prélèvements ponctuels d'eau ont également été réalisés sur chaque point afin de caractériser la contamination par les pesticides. Dans ces échantillons, 96 molécules ont été recherchées (annexe 4). Le suivi de la contamination de l'eau en pesticides a été réalisé par deux techniques: l'échantillonnage ponctuel (à basse mer) et l'échantillonnage passif de type POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Samplers)(cf 2.2).

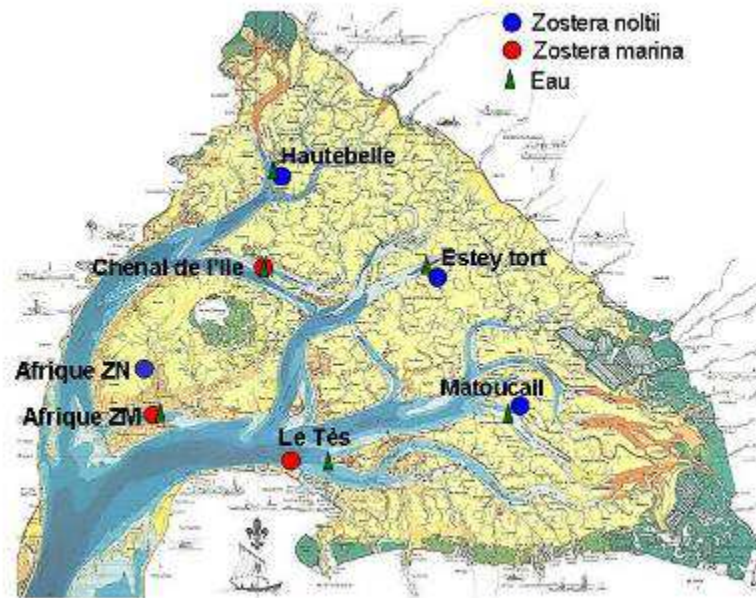


Figure 83 : Localisation des stations de prélèvement d'eau et de zostères

2.2. Echantillonneurs passifs

Les outils d'échantillonnage passif ont été initialement disposés sur des bouées à proximité de chacun des 6 sites de prélèvement de zostères. Cependant le plan d'échantillonnage a dû être modifié au cours des premiers mois de suivi à cause de dégâts trop fréquents du matériel qui engendraient trop de pertes de données. Ainsi les échantillonneurs ont été déplacés à partir du 20/05/2010 vers de nouveaux points d'arrimage (figure 84 et tableau 35).



Figure 84 : Localisation des échantillonneurs passifs.

Tableau 35 : Historique des stations « échantillonneurs passifs »

<i>Anciens points</i>	<i>Nouveaux points à compter du 20/05/2010</i>
Afrique	Grand Banc
Chenal de l'île	Balise 8
Hautebelle	Balise 9
Estey tort	
Matoucaïl	Balise G1
Le Tés	

3. Préparation d'échantillons et analyse

3.1. Zostères

Après prélèvement, les zostères ont été nettoyées puis rincées sur un tamis. Elles ont ensuite été stockées dans des poches plastiques hermétiques à -18°C. Pour chaque prélèvement, un échantillon conservatoire a été gardé au LPTC. Une partie des prélèvements effectués a ensuite été expédiée au GIRPA pour analyse. Ce laboratoire a recherché dans les échantillons 108 pesticides avec des limites de quantification de 0,01 mg/kg à l'exception du Chlorprofan et du Procymidone qui ont des limites de détection respectivement de 0,1 et 0,02 mg/kg (liste exhaustive des substances dans l'annexe 4).

3.2. Eau

Après prélèvement, les échantillons d'eau sont filtrés sur des filtres en fibre de verre de porosité de 0,7µm (Filtre GF/F Whatman) afin d'éliminer la phase particulaire. Afin d'extraire l'ensemble des molécules phytosanitaires ciblées, chaque échantillon d'eau filtré est extrait par deux techniques : extraction en phase solide (SPE) et extraction liquide/liquide (LLE). La méthode de quantification utilisée est une méthode de quantification par étalonnage interne. Les étalons internes de quantification sont introduits dans l'échantillon avant la phase d'extraction. L'analyse des extraits est réalisée sur des systèmes chromatographiques couplés à la spectrométrie de masse en tandem. Les extraits LLE sont analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC/MS/MS), et les extraits SPE par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC/MS/MS).

3.3. POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler)

De retour au laboratoire les POCIS sont démantelés afin d'extraire la phase. La phase est transférée dans des cartouches en verre d'extraction en phase solide (SPE). La phase est ensuite éluée avec du méthanol. L'extrait est reconcentré, puis analysé par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC/MS/MS) et par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC/MS/MS).

4. Résultats et discussion

4.1. Pesticides dans l'eau : échantillonnage ponctuel et échantillonneurs passifs

4.1.1. Echantillonnage ponctuel

Sur les 96 molécules recherchées, 27 molécules appartenant aux classes des herbicides, des fongicides et des molécules antifouling ont été détectées (Tableau 36). Les concentrations d'herbicides et de fongicides retrouvées sur les différents sites sont présentées dans la Figure 85. Les concentrations de molécules antifouling retrouvées dans l'eau sont présentées Figure 86.

Tableau 36 : Liste des substances détectées

Molécule	Usage	Molécule	Usage
Acétochlore	Herbicide	Hydroxy simazine	Métabolite simazine
Amétryne	Herbicide	Imidaclopride	Insecticide
Atrazine	Herbicide	Irgarol	Antifouling
Atrazine déséthyl	Métabolite atrazine	Isoproturon	Herbicide
Atrazine désisopropyl	Métabolite atrazine	Linuron	Herbicide
Azoxystrobine	Fongicide	Métolachlore	Herbicide
Carbendazime	Fongicide	Métolachlore ESA	Métabolite métolachlore
Dichlofluanide	Antifouling/Fongicide	Métolachlore OA	Métabolite metolachlore
Diuron	Herbicide/Antifouling	Propiconazole	Fongicide
DMSA	Métabolite Dichlofluanide (antifouling)	Simazine	Herbicide
DMST	Métabolite Tolyfluanide (antifouling)	Terbutryne	Herbicide
Flusilazole	Fongicide	Terbutylazine	Herbicide
Hexazinone	Herbicide	Terbutylazine desethyl	Métabolite terbutylazine
Hydroxy atrazine	Métabolite atrazine		

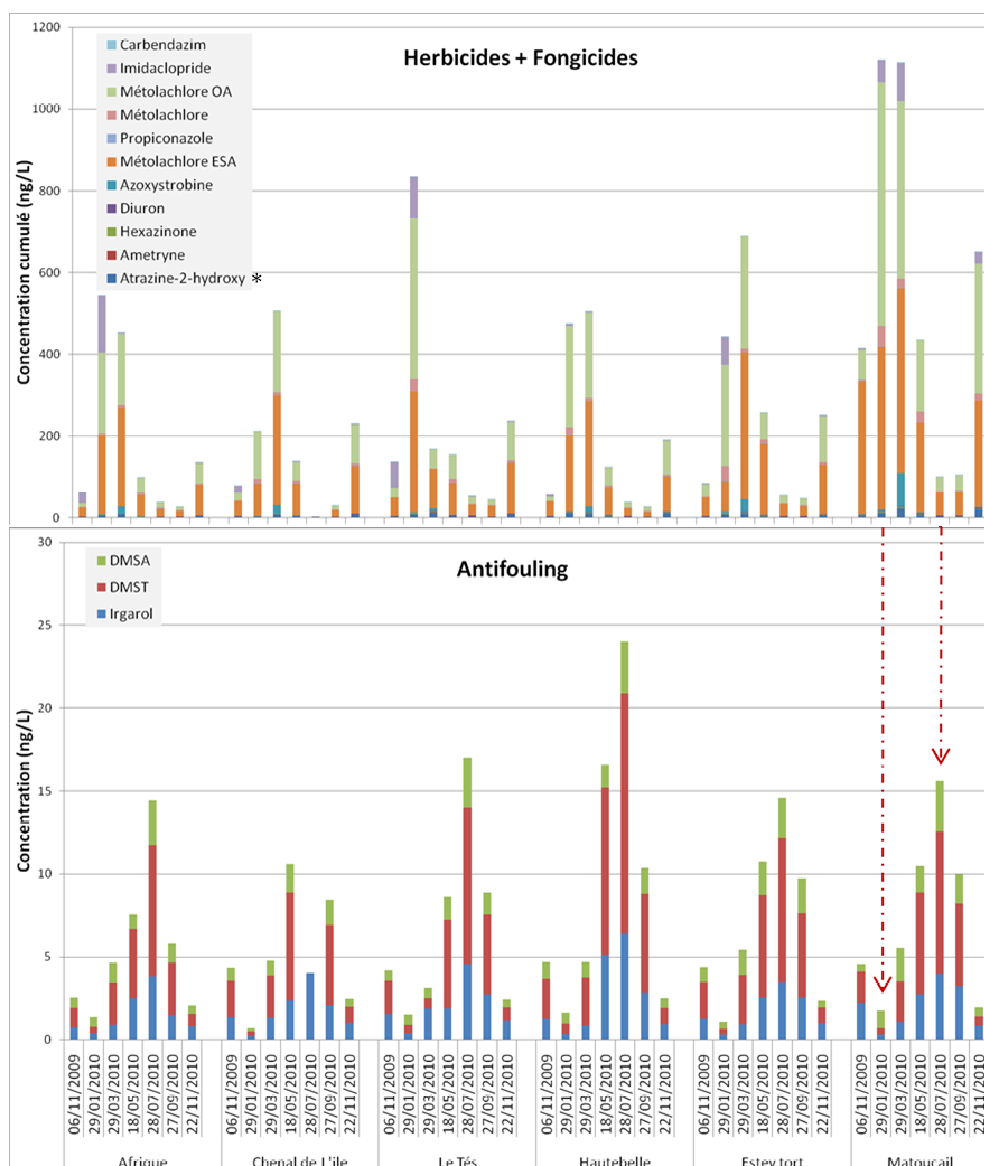


Figure 85 et 86. Concentrations en pesticides après analyse des prélèvements ponctuels.

*La concentration d'atrazine 2 hydro a été corrigée par son rendement d'extraction

Les concentrations cumulées atteignent un maximum de $1\,324\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ au point Matoucail le 29/01/2010. Une forte tendance saisonnière se dégage pour deux groupes de molécules distincts. D'une part les molécules antifouling et leurs métabolites à usage nautique qui présentent un pic de contamination pendant la période estivale (campagne du 28/07/2010) et d'autre part les pesticides à usage agricole qui présentent quant à eux un pic de contamination localisé en début d'année (campagnes du 29/01/2010 et 29/03/2010).

D'un point de vue spatial, les concentrations des pesticides mesurées dans le fond du Bassin (Matoucail) sont globalement plus importantes qu'à l'ouest (point « Afrique ») en raison de la dilution engendrée par les apports d'eau océanique. Sur l'ensemble des prélèvements effectués, la contribution des antifouling à la concentration totale mesurée est très minoritaire. Cependant, leur impact sur le milieu doit être tout de même considéré en raison de leur toxicité assez élevée (Predictive No Effect Concentration « PNEC » de l'Irgarol : $43,9\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$). De plus les métabolites détectés sont toujours quantifiés à des concentrations supérieures à leurs molécules mères (cf. Métolachlore, Atrazine, DMST et DMSA) mettant ainsi en évidence soit

des dégradations rapides des produits phytosanitaires soit des contaminations «anciennes» qui ont lieu très en amont du système ou beaucoup plus tôt dans la saison.

4.1.2. Echantillonnage passif

Les eaux du Bassin présentent une composition chimique potentiellement variable en raison des marées qui deux fois par jour provoquent une importante entrée d'eau marine dans la lagune. A cause de cela, il est possible que les échantillonnages ponctuels effectués reflètent une contamination ou décontamination qui n'est que très passagère et qui ne correspond pas au véritable état chimique du milieu. Pour s'affranchir de ce phénomène, une approche utilisant l'échantillonnage passif a été mise en place dans la baie afin de mesurer la contamination moyenne de l'eau au cours des périodes d'exposition des échantillonneurs pouvant aller de 10 jours jusqu'à 1 mois.

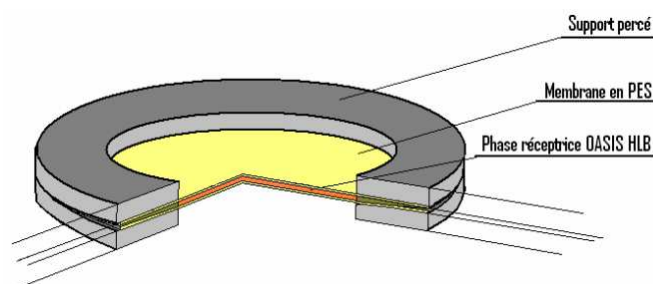


Figure 87 : Coupe d'un échantillonneur passif de type POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Samplers)

Cette approche encore en développement se base sur les outils POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Samplers) qui accumulent les contaminants au cours de leur exposition dans le milieu (Figure 87). Après analyse de l'échantillonneur il est alors possible d'en déduire la concentration moyenne en polluants dans l'eau à laquelle l'échantillonneur a été exposé. L'usage de ce dispositif demande des développements en amont. A ce titre, certains composés encore non étalonnés en laboratoire avec les POCIS ont des concentrations calculées via ce dispositif qui ne sont qu'indicatives (composés notés en Annexe 4 par des astérisques).

En plus des 27 molécules détectées par l'échantillonnage ponctuel, 9 molécules ont été décelées en très faible quantité dans les POCIS : Métoxuron, Prométhryne, Chlortoluron, Prosulfuron, Diflufénican, Metsulfuron méthyl, Carbosulfan, Thiaméthoxam, Chlorpyriphos éthyl. D'autre part le Dichlofluanide a, quant a lui, été détecté uniquement par échantillonnage ponctuel, vraisemblablement à cause d'une contamination passagère qui n'a pas été intégrée par les POCIS.

Comme pour l'échantillonnage ponctuel, deux pics de contamination sont observés à deux périodes différentes : au mois de mai et juin pour les antifouling et en hiver pour les autres pesticides (Figures 88 et 89). De la même façon, un gradient de concentration entre l'entrée et le fond de la lagune peut être mis en évidence (Figure 90).

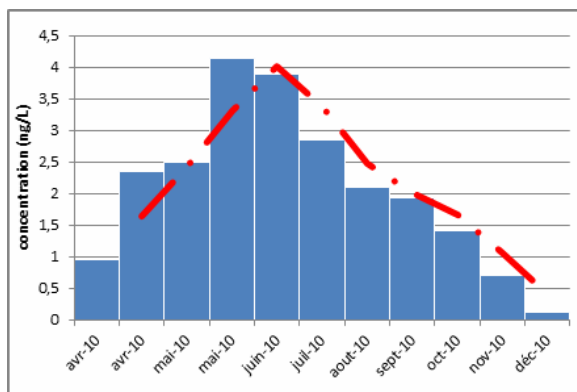


Figure 88 : Evolution de la concentration en Irgarol à Afrique/Balise G1

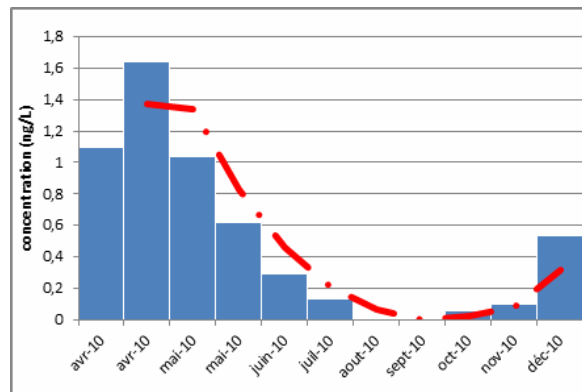


Figure 89 : Evolution de la concentration en Azoxystrobine à Afrique/Balise G1

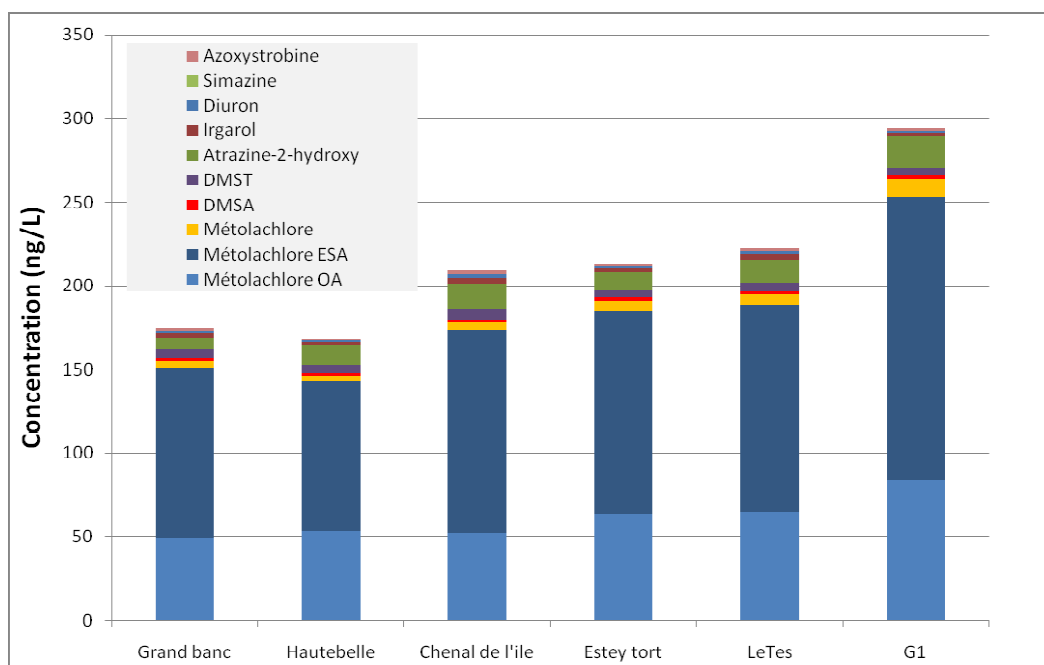


Figure 90 : Concentration cumulée en pesticides de la campagne du 22/04/2010 au 06/05/2010

L'approche couplée associant l'échantillonnage passif et l'échantillonnage ponctuel montre que pour la majorité des composés détectés les résultats obtenus par chacune des deux méthodes sont relativement proches (Figures 91 et 92). Cependant dans le cas de l'azoxystrobine, une forte contamination a été détectée lors de l'échantillonnage ponctuel du 29/03/2010 alors que l'échantillonnage passif réalisé sur la période du 23/03/2010 au 12/04/2010 donne une concentration moyenne dans l'eau bien inférieure à cette valeur, mettant ainsi en évidence une courte et forte contamination par cette substance. Sans l'usage des POCIS la contamination de la baie en Azoxystrobine aurait été probablement surestimée pour cette période.

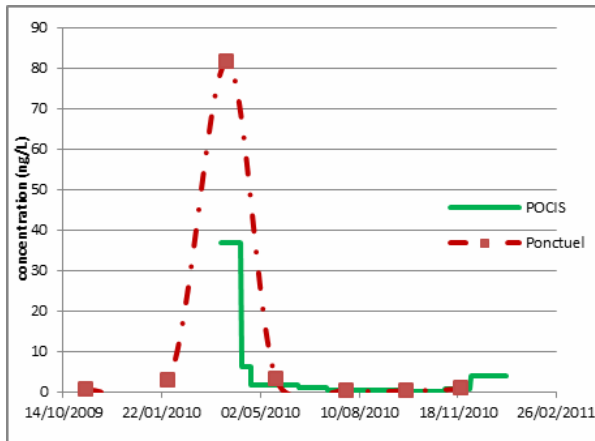


Figure 91 : Evolution de la concentration en Azoxystrobine (fongicide) à Matoucaïl

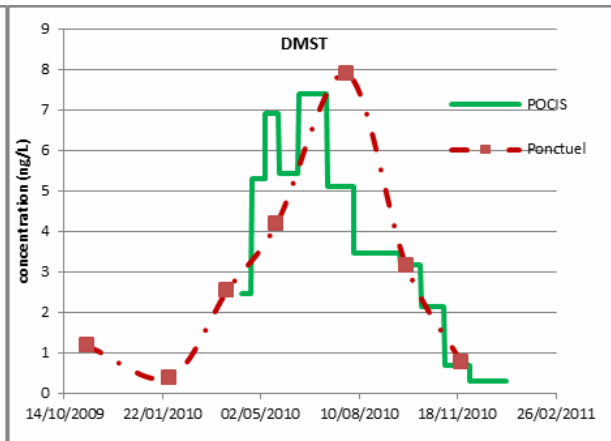


Figure 92 : Evolution de la concentration en DMST (antifouling) à Afrique

4.1.3. Sources et impact des contaminations

Pour nombre de pesticides à usage agricole détectés dans le Bassin (Métolachlore, Propiconazole, Azoxystrobine, Atrazine, Terbutylazine...), il existe une corrélation liant leur concentration et la salinité des échantillons. Ainsi, pour une campagne donnée (une seule date), la concentration des pesticides décroît alors que la salinité des échantillons augmente. Ce phénomène est dû à la dilution de l'eau douce contaminée dans l'eau de mer océanique, qui est a priori exempte de contamination en pesticides. En présence d'une corrélation linéaire, le pesticide considéré répond à une loi de dilution alors que dans le cas d'une corrélation non linéaire d'autres phénomènes tels que des dégradations sont à considérer.

Ainsi, pour une date donnée et dans l'hypothèse d'un système conservatif, il est possible d'extrapoler la concentration en pesticides pour une salinité de 0 PSU, soit la concentration moyenne dans les tributaires pondérée par leurs débits. Le débit de la Leyre étant très largement majoritaire, la concentration alors obtenue sera proche de celle mesurée dans la Leyre (figure 93: exemple avec l'hydroxy atrazine). De la même façon, en extrapolant les concentrations en pesticides pour 35 PSU (environ l'eau océanique), la concentration obtenue est proche de zéro.

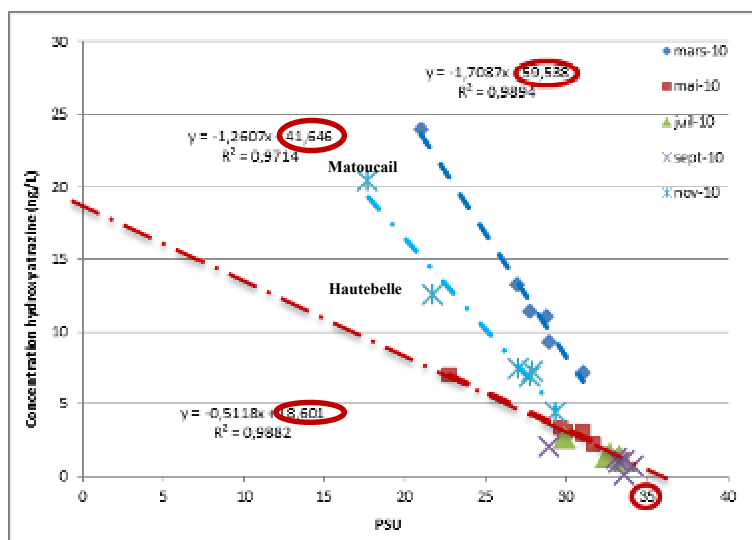


Figure 93 : Corrélation entre salinité et concentration en hydroxyatrazine (échantillonnage ponctuel)

A contrario, trois autres molécules (origine peinture antisalissure) ont une tendance décorrélée de la salinité (Irgarol, DMST, DMSA), indiquant que ces composés ne sont pas apportés par les tributaires.

Sur l'ensemble des mesures effectuées, aucun contaminant détecté ne présente une concentration supérieure à sa PNEC (Predicted Non Effect Concentration : concentration au dessus de laquelle il est estimé qu'une substance a des effets néfastes sur le vivant) (Tableau 37). Cependant cette approche n'est valide que pour des molécules prises individuellement et ne permet pas d'évaluer l'impact d'un mélange de pesticides comme c'est le cas dans le Bassin d'Arcachon.

Tableau 37 : PNEC des différents composés détectés (Source Agritox)(n.d. non défini)

Molécules	PNEC (ng.L ⁻¹)	Molécules	PNEC (ng.L ⁻¹)
Acétochlore	350	Hydroxy simazine	n.d.
Amétryne	n.d.	Imidaclopride	600
Atrazine	600	Irgarol	44
Atrazine déséthyl	n.d.	Isoproturon	1300
Atrazine désisopropyl	n.d.	Linuron	2100
Azoxystrobine	3000	Métolachlore	6700
Carbendazime	150	Métolachlore ESA	n.d.
Carbosulfan	n.d.	Métolachlore OA	n.d.
Chlorpyrifos éthyl	100	Métoxuron	n.d.
Chlortoluron	2400	Metsulfuron methyl	36
Dichlofluanide	n.d.	Prométhryn	n.d.
Diflufénican	25	Propiconazole	5100
Diuron	200	Prosulfuron	126
DMSA	n.d.	Simazine	1000
DMST	n.d.	Terbutryne	n.d.
Flusilazole	1000	Terbutylazine	n.d.
Hexazinone	n.d.	Terbutylazine desethyl	n.d.
Hydroxy atrazine	n.d.	Thiaméthoxam	1000

4.2. Pesticides dans les zostères

Sur les 32 échantillons de zostères analysés par le GIRPA (campagne de novembre, mars, mai et juillet) aucune substance active recherchée n'a été détectée au cours des analyses.

5. Discussion et conclusion : la présence de pesticides peut elle contribuer à expliquer la régression des zostères dans le Bassin d'Arcachon ?

Plusieurs éléments doivent être considérés pour répondre à cette question.

- La première question qui se pose est de savoir **si les concentrations en herbicides ont augmenté dans le Bassin au cours des années 2000**. Comme déjà évoqué, on dispose de quelques éléments d'appréciation à ce sujet, grâce aux résultats antérieurs acquis dans le cadre d'études réalisées entre 1999 et 2003, puis en 2005-2006 (Tableau D, Annexe 4). Toutefois, l'interprétation de l'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux au cours du temps est compliquée par plusieurs biais. En premier lieu, tous les échantillons d'eau prélevés entre 1999 et 2006 étaient récoltés à pleine mer de morte eau, tandis que ceux de 2009-2010 étaient récoltés à basse mer de vive eau. De plus, les premières séries de prélèvements (1999-2003) concernaient exclusivement la période estivale (évaluation de l'impact des pesticides sur le développement des larves d'huîtres) et le nombre de molécules recherchées était relativement réduit. L'étude réalisée en 2000 dans le cadre du programme ACE (Readman *et al.*, 2003) s'intéressait à la présence dans les eaux d'un seul produit (l'irgarol). L'étude de 2005-2006 avait pour objet principal la recherche des insecticides utilisés dans la lutte contre les termites, même si les principaux herbicides précédemment mis en évidence étaient également recherchés.

L'étude réalisée en 2009-2010, dans le cadre de laquelle de très nombreuses molécules sont recherchées dans les eaux (données ponctuelles et intégrées, *via* les échantillonneurs passifs) constitue le point de départ d'un réseau pérenne (REPAR) dont la mise en œuvre regroupe les institutions-clefs dans la surveillance et la gestion de l'environnement : l'Université de Bordeaux 1 (notamment en charge des analyses), le SIBA (gestionnaire du réseau), le MAAPRAT⁸ (Service Régional de l'Alimentation) et le Cemagref (en charge de la définition des listes de produits d'origine agricole à rechercher dans le milieu), l'Ifremer et l'Agence de l'Eau. Les résultats acquis dans ce cadre permettront d'obtenir des données véritablement interprétables sur le plan historique et de mettre en relation les teneurs en pesticides et les éventuels dysfonctionnements du milieu (Figure 94).

⁸ Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire.

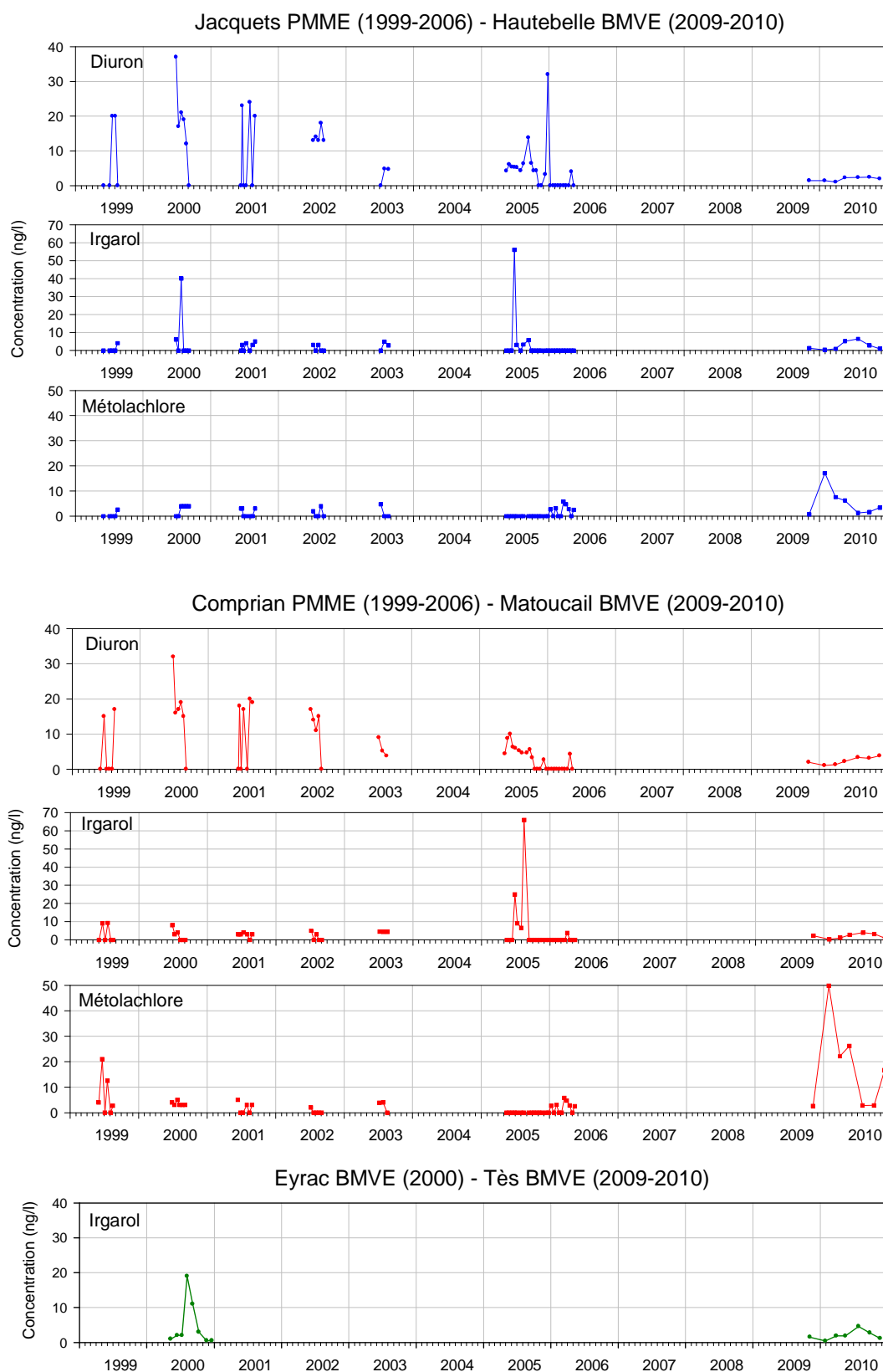


Figure 94 : Evolution des teneurs en pesticides mesurées dans les eaux du Bassin d'Arcachon au cours de différentes études

Néanmoins, quelques remarques peuvent être déduites de la comparaison des résultats relatifs à quelques pesticides mesurés au cours des différentes études :

- Les teneurs en métolachlore, herbicide d'origine strictement agricole, sont plus élevées en 2009-2010 qu'au cours des précédentes années. Toutefois, il est possible que cette apparente augmentation soit uniquement due à la modification de la stratégie d'échantillonnage (PM puis BM). On peut rappeler ici que les métabolites du métolachlore (non recherchés dans les eaux avant 2009) atteignent actuellement de très fortes concentrations, notamment dans le quart sud-est du Bassin.

- les teneurs en irgarol semblent moins importantes en 2009-2010 qu'au début (2000) ou au milieu (2005) des années 2000.

• **D'un point de vue spatial**, les données acquises au cours de cette étude ont montré que les herbicides d'origine agricole (et leurs métabolites) étaient plus concentrés dans la zone d'influence de l'Eyre. Comme abordé dans le premier chapitre de ce rapport, la régression des herbiers (notamment de zostères marines) n'a pas uniquement été observée dans ce secteur, ce qui laisse à penser, en première analyse, que la présence d'herbicides dans les eaux n'explique pas à elle seule la régression des herbiers du Bassin.

La modélisation hydrodynamique entreprise dans le cadre du programme REPAR et alimentée par les résultats de teneurs en herbicides mesurée dans les eaux des principaux tributaires du Bassin permettra néanmoins d'affiner cette analyse et de déterminer, dans les prochaines années, si l'évolution de l'état des herbiers dans les différentes zones du Bassin est influencée par le niveau des apports.

• Dans un dernier temps, il s'agit de déterminer **si les concentrations mesurées dans l'eau du Bassin au cours de ces études peuvent être préjudiciables à la survie et à la croissance des zostères.**

La bibliographie contient peu de références relatives à l'effet des pesticides sur les zostères. Les rares publications disponibles concernent l'effet sur *Zostera marina* des molécules utilisées comme « boosters » dans les peintures antisalissures. Par exemple, Scarlett *et al.* (1999) rapportent un effet significatif de l'irgarol sur l'efficacité de la photosynthèse de *Zostera marina* pour des valeurs de concentration aqueuse de 200 ng.L⁻¹ au bout de seulement 36 jours. Par ailleurs, en milieu estuarien et à des concentrations très voisines de celle mesurée dans la lagune d'Arcachon (<3 ng.L⁻¹), il est rapporté par ces auteurs que la concentration dans les feuilles est 25 000 fois supérieure à celle dans l'eau. Une telle bioconcentration pourrait suggérer un effet de cette substance même à très faible concentration dans le compartiment dissous et montrer qu'une exposition à très long terme pourrait avoir un effet chronique sur les zostères.

Dès lors, on peut se demander si les fortes concentrations d'irgarol mesurées dans le fond du Bassin pendant la première moitié des années 2000 étaient suffisantes pour limiter la croissance des zostères et si ce produit, par exemple, participe à l'explication de la régression des herbiers au cours de ces années.

De plus, Chesworth *et al.* (2004) rapportent l'absence d'effet additif significatif lorsque l'irgarol est combiné au diuron (qui est aussi détecté dans la colonne d'eau), probablement en raison de leur mode d'action similaire.

Le manque de données toxicologiques dont on dispose, notamment concernant l'effet des cocktails d'herbicides et/ou l'effet des métabolites (par exemple, ceux du métolachlore) ne permet pas de conclure sur l'effet des molécules au cours de cette étude sur les populations de zostères du Bassin. C'est dans le but d'acquérir des connaissances sur ces effets que des expérimentations ont débuté depuis quelques mois dans le cadre du programme OSQUAR (Région Aquitaine), dont les résultats permettront sans doute de mieux répondre à la question posée.

Abréviations :

1,2,4, DCPU : 1,2,4-dichlorophenyl urée

1,3,4, DCPU : 1,3,4-dichlorophenyl urée

DCPMU : 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-méthylurée

DMST : N,N-diméthyl-N'-p-tolylsulfamide

DMSA : diméthylaminosulfanilide

POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Sampler

Métolachlore ESA : Métolachlore éthylsulphonique acid

Métolachlore OA : Métolachlore oxanilic acid

Conclusion générale

Depuis le XVIII^e siècle au moins, les herbiers de **zostères naines** présentent une extension remarquable dans le Bassin d'Arcachon. D'après les observations directes des scientifiques et des pêcheurs et les quelques jeux de photographies aériennes dont on dispose depuis les années 1960, il semble que l'emprise de cette espèce ne s'était pas modifiée jusqu'à la fin des années 1990. Ils constituaient alors le plus grand ensemble d'herbiers intertidaux d'Europe.

Les premiers signes de dépérissement de ces herbiers remontent au milieu des années 2000 et une forte régression de leur surface a été mesurée entre 2005 et 2007.

Entre 2007 et 2010, leur emprise a peu évolué. En effet, les observations partielles (9 secteurs) réalisées dans le cadre de la présente étude ont révélé une stabilité des surfaces dans les 2/3 des sites, deux zones s'avérant en régression et une en extension.

Les herbiers de **zostères marines** sont connus du Bassin depuis le milieu du XIX^e siècle au moins. Ils ont, pour leur part, été fortement touchés par l'épidémie mondiale (« wasting disease ») qui atteint *Zostera marina* dans les années 1930, mais semblent s'être assez rapidement reconstitués puisqu'ils étaient signalés comme florissants dans le Bassin dès les années 1950.

Entre cette époque et la fin des années 1990, aucun observateur n'avait rapporté de réduction de leur surface.

Leur régression dans le Bassin semble avoir également débuté au cours des années 2000. La comparaison des cartographies de la fin des années 1980 et la fin des années 2000, montre une très forte diminution de l'emprise de cette espèce, notamment sa disparition du bord des chenaux les plus orientaux de la Baie.

Entre 2008 et 2010, les zostères marines n'ont pas recolonisé les zones d'où elles avaient disparu, mais les herbiers présents en 2008 se sont maintenus.

Le Bassin d'Arcachon n'est pas l'unique zone côtière dans laquelle les herbiers de phanérogames ont régressé récemment, comme l'indique une abondante littérature parmi laquelle on peut par exemple citer les travaux de Duarte (2002) et de Waycott *et al.* (2009). Ces derniers auteurs ont compilé les données provenant de 215 sites répartis dans le monde et leurs résultats, synthétisés dans les graphes suivants (Figure 95), indiquent un recul des herbiers dans la plupart des sites.

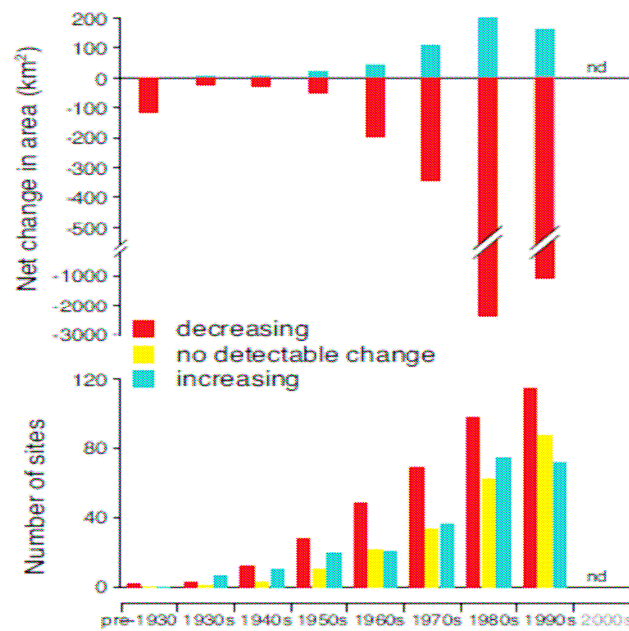


Figure 95 : Extrait de Waycotta *et al.* (2009).

Haut : Variation de surface couverte par les herbiers des différents sites pendant chaque décennie.

Bas : Nombres de sites dans lesquels les herbiers ont régressé, sont restés stables ou se sont étendus, pendant chaque décennie

Il faut toutefois signaler que ce phénomène récent de déclin n'a pas touché tous les herbiers de zostères naines de la côte atlantique française, comme l'indiquent les observations synthétisées par Auby *et al.* (2010). En effet, si les herbiers de zostères naines du côté français de la Baie de Txingudi (Hendaye) ont régressé depuis les années 1970 (sans doute principalement pour des raisons physiques d'aménagement de la Baie), ceux des Pertuis Charentais et Breton et de la Baie de Bourgneuf se sont plutôt étendus au cours des dernières décennies.

Waycotta *et al.* (2009) ont recensé les facteurs jugés responsables de cette évolution dans les différents sites, qu'ils soient d'origine naturelle (maladie, changement climatique, cyclones et tsunamis, espèces invasives) ou anthropique (aménagements côtiers, dégradation de la qualité de l'eau –*pesticides, nutriments, matière en suspension*–, pratiques de pêche destructives ou modifiant les équilibres de la chaîne alimentaire –*moins d'herbivores pour consommer les épiphytes*–, destruction par les ancres et les hélices des bateaux).

Potentiellement, les herbiers du Bassin d'Arcachon sont soumis à toutes les contraintes recensées par ces auteurs, auxquelles on peut ajouter l'effet direct des « prédateurs » des zostères que constituent les populations d'oiseaux herbivores. Il s'agit d'un milieu peu profond, subissant donc fortement les aléas climatiques, qui accueille de nombreuses espèces introduites (dont des macroalgues vertes présentant parfois de très fortes biomasses). Fortement anthropisé sur ses rives, le Bassin est également soumis à une importante fréquentation nautique et à des activités de pêche relativement intenses.

En première analyse, nous avons porté notre attention sur certaines de ces contraintes, en tentant, lorsque c'était possible, de mettre en relation leurs niveaux et tendances avec les

régressions observées. Les principaux résultats obtenus sont synthétisés dans les paragraphes suivants.

Météorologie-Hydrologie

La mise en relation de l'évolution temporelle des contraintes physico-chimiques s'appliquant sur les herbiers avec les tendances d'évolution de leur surface permet d'exclure ou de retenir les facteurs abiotiques pouvant être impliqués dans le déclin des zostères. Les analyses réalisées ont donné les résultats suivants :

- Le régime de vents (énergie totale annuelle et fréquence des coups de vent) a été plus modéré pendant la période de régression des herbiers (milieu des années 2000) que pendant la décennie précédente.
⇒ *Le déclin des herbiers n'est a priori pas lié à des facteurs hydrodynamiques qui auraient provoqué l'arrachement des plantes.*
- Les années 2000 n'ont pas été marquées par un déficit d'insolation par rapport à la normale.
- Les années 2003 à 2006 sont caractérisées par des teneurs en matières en suspension dans l'eau inférieures à la moyenne. Par ailleurs, les zostères marines ont disparu de toutes les zones orientales du Bassin, aussi bien celles où les teneurs en MES étaient élevées (Comprian) que celles où elles étaient plus modérées (Jacquets).
⇒ *Le déclin des herbiers n'est a priori pas lié à un déficit de lumière parvenant aux plantes.*
- Les teneurs en ammonium des eaux des zones orientales du Bassin ont augmenté depuis les années 2000. Toutefois, les concentrations mesurées sont bien inférieures à celles pouvant s'avérer toxiques pour les zostères.
⇒ *Le déclin des herbiers n'est a priori pas lié à une augmentation des teneurs en ammonium dans les eaux du Bassin.*
- Les apports d'eau douce au Bassin par les cours d'eau ont été plus faibles depuis 2001 qu'au cours de la décennie précédente, générant moins d'épisodes de dessalure (conditions favorables à la germination des graines des deux espèces de zostères, favorables à la zostère naine, défavorables à la zostère marine) et une plus grande fréquence de « sursalures -salinité>30 » (défavorable au développement des deux espèces). Toutefois, on remarque les deux espèces de zostères se sont très bien maintenues dans les zones les plus salées du Bassin.
⇒ *Le déclin des herbiers n'est a priori pas lié à une augmentation de la salinité dans le Bassin.*
- Par rapport à la situation de la décennie précédente, les années 2003, 2005 et 2006 ont été marquées par de fortes températures estivales de l'air (et de l'eau, en 2003 et 2006), fortes températures qui se sont maintenues pendant des temps assez longs. Les distributions spatiales des fortes valeurs de température (calculées à l'aide du modèle hydrodynamique) et se superposent relativement bien aux zones régression des herbiers.
⇒ *L'assez bonne adéquation temporelle et spatiale des anomalies thermiques des années 2003 à 2006 et de la régression des herbiers du Bassin laisse à penser que ces hautes températures ont pu avoir une influence négative sur les deux espèces de zostères.*

Wasting disease

Les zostères marines du Bassin suivies dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (depuis 2007) et de la présente étude présentent toutes des symptômes de la maladie connue sous le nom de "wasting disease" et associée (cause des mortalités ou signe d'affaiblissement des plantes résultant d'un stress environnemental ?) au déclin mondial des herbiers de zostères marines dans les années 1930.

Actuellement, la prévalence de la maladie dans les herbiers du Bassin est assez faible, du même ordre que celle observée dans les herbiers bretons suivis dans le cadre du réseau benthique REBENT, et qui ne présentent pas de régression connue.

L'absence de données antérieures à la régression des années 2000, notamment dans les populations aujourd'hui disparues, rend impossible de savoir si cette maladie présentait ou non une plus forte prévalence dans les zones orientales de la Baie que dans les sites où les populations ont subsisté. On ne peut donc pas conclure sur le rôle de ce protozoaire dans la disparition des zostères des zones orientales de la Baie.

Cependant, on n'a pas observé de différence statistiquement significative du niveau de symptômes de la maladie dans les trois populations suivies, correspondant à des zones dans lesquelles l'évolution récente des herbiers est différente (stabilité pour Courbey et chenal de l'Île, régression pour le Tès). A priori, il n'y a donc pas de raison de penser que cette maladie soit directement impliquée dans le déclin des herbiers de zostères marines du Bassin d'Arcachon.

Il faut souligner que les signes d'infestation par ce protozoaire ont diminué entre 2007 et 2009 dans les herbiers du Chenal du Courbey suivis dans le cadre de la DCE, alors que les densités de pousses et les biomasses foliaires augmentaient (Auby *et al.*, 2011). Cette évolution suggère peut-être une amélioration de l'état de santé de ces herbiers, qui devra être confirmée (ou infirmée ?) lors des prochaines années.

Consommation par les oiseaux herbivores

L'abondance des oiseaux herbivores (Bernache cravant et Cygne tuberculé) sur le Bassin d'Arcachon a augmenté depuis quelques années. Les nombreux calculs réalisés dans le cadre de cette étude montrent néanmoins que leur prélèvement sur le stock de zostères disponible est très modeste, y compris pour les dernières années, en dépit de la réduction de la surface des herbiers.

Le Bassin d'Arcachon est devenu le principal site d'hivernage français (et européen) pour les **Bernaches cravant** depuis 1996, et leurs abondances maximales ont dépassé 50 000 oiseaux à plusieurs reprises depuis 2006. Du fait de cet accroissement des populations hivernantes, les quantités théoriques de zostères consommées ont doublé entre le début des années 1990 et les années 2003-2006. Toutefois, si l'on raisonne en terme de proportion « stock consommé/stock disponible », dans le « pire des cas » leur consommation pendant l'hivernage serait passée d'environ 4% à 10% du stock de feuilles disponibles pendant cette saison, ce qui constitue à l'évidence un prélèvement relativement mineur.

Depuis une quinzaine d'année, les **cygnes tuberculés** fréquentent également le Bassin en grand nombre, principalement lors de leur période de mue. Au cours de l'été, le nombre d'oiseaux peut dépasser 2000 individus, ce qui correspond à une consommation théorique d'environ 40 tonnes (poids sec) de zostères. Néanmoins, comme ces prélèvements s'effectuent à une époque de l'année où la biomasse des herbiers est maximale, ils représentent au maximum 1% du stock de feuilles de zostères disponibles. De plus, alors qu'on aurait pu penser que les cygnes exploitaient principalement des zones proches des bords du Bassin,

cette étude a montré qu'ils se répartissent largement dans les herbiers de la Baie pendant leur période d'abondance maximale. Leur prélèvement, déjà réduit, est donc bien réparti sur l'ensemble des herbiers du Bassin.

Par ailleurs, la comparaison des cartes de répartition des oiseaux et de régression des herbiers n'a permis de mettre en évidence aucune adéquation entre les prélèvements théoriques des oiseaux et l'évolution des herbiers dans les différents sites.

Même si l'étude de l'impact des oiseaux sur les herbiers devrait être affinée pour mieux préciser les modalités locales des effets de leur prélèvement, il semble à présent bien établi que la consommation par les oiseaux herbivores, en dépit de l'augmentation récente de leur nombre sur le Bassin, ne peut en rien expliquer le déclin des herbiers de phanérogames.

Contamination chimique

Les herbiers du Bassin d'Arcachon se développent dans des eaux où sont présents différents pesticides, notamment des molécules à propriétés herbicides, provenant à la fois des bassins versants (agriculture, entretien des jardins, ...) et de l'intérieur de la Baie (peintures anti salissures). La nature et les niveaux de cette contamination sont à présent bien connus et bien suivis dans le temps et dans l'espace, grâce aux résultats de la présente étude et ceux acquis dans le cadre du réseau REPAR récemment mis en œuvre.

En raison de la différence des stratégies d'échantillonnage adoptées dans le cadre des différentes campagnes entre 1999 et la période actuelle, il est délicat de mettre en évidence une évolution des teneurs mesurées au cours du temps, et notamment de déterminer dans quelle mesure les pesticides sont impliqués dans la régression des herbiers au cours des années 2000.

On peut toutefois remarquer que, dans cette étude comme dans les précédentes, les concentrations en pesticides sont plus élevées dans les zones orientales du Bassin (dans lesquelles les herbiers ont le plus régressé), ce phénomène reflétant à la fois l'origine surtout continentale des apports et un moindre renouvellement des masses d'eau dans le fond de la Baie.

A l'heure actuelle, en première approche, on peut estimer que les concentrations individuelles des différents pesticides dans les eaux du Bassin sont faibles. En effet, pour les molécules dont la toxicité est connue, les concentrations atteintes dans le Bassin sont inférieures aux PNEC (Predicted Non Effect Concentration).

Toutefois, un certain nombre de métabolites résultant de la dégradation des molécules ont été mis en évidence dans les eaux, parfois à des concentrations élevées, et leur toxicité pour les zostères est pour l'instant inconnue. Si l'on en prend en compte ces métabolites, la concentration totale des herbicides+fongicides dépasse 1 µg/l dans certains échantillons.

L'effet de la concentration cumulée de ces différentes substances sur les zostères reste à étudier. C'est la raison pour laquelle un volet expérimental, consistant à appliquer aux plantes les cocktails de pesticides aux concentrations mesurées dans le milieu a été prévu dans le cadre du programme OSQUAR de la Région Aquitaine. Les résultats obtenus permettront de répondre avec plus de certitudes à la question posée.

Pêche à la palourde

Les quelques résultats présentés en annexe de ce document indiquent un fort impact sur les herbiers intertidaux de la pêche « par malaxage » telle qu'elle est pratiquée par la majorité des pêcheurs observés à proximité du delta de l'Eyre pendant l'été 2007. Dès lors, il semblerait utile d'effectuer une étude plus globale sur ce sujet, notamment en suivant la recolonisation des zostères à plus long terme, et en comparant l'évolution de l'état des herbiers dans et hors des zones mises en réserve de pêche à la palourde.

En conclusion à ce travail, on peut suspecter que le déclin des herbiers de zostères observé dans le Bassin Arcachon résulte probablement en premier lieu de facteurs météorologiques (fortes températures du milieu des années 2000); peut-être accentués par les effets d'une contamination par les herbicides. Les expériences entreprises à la suite de cette étude (dans le cadre du CPER OSQUAR piloté par l'Université Bordeaux 1) permettront de préciser cet impact. En outre, l'action mécanique liée à certaines pratiques de pêche (en intertidal), voire à l'ancrage des bateaux (sur le bord des chenaux) peut également être considérée comme un facteur significatif d'altération de l'herbier.

Toutefois, l'un des faits marquants de cette étude est que nous n'avons pas mis en évidence de ré-extension des herbiers depuis 2007-2008, sauf dans un cas (herbier de *Zostera noltii* de Château Madère), et ceci en l'absence d'anomalies thermiques estivales en 2008-2009.

Connaissant le fort potentiel de recolonisation des deux espèces de zostères quand l'environnement leur redevient propice, ceci doit être interprété comme un maintien de conditions non favorables à leur développement. Les facteurs explicatifs de cette non-recolonisation peuvent, bien entendu, être différents de ceux qui ont provoqué le déclin initial. Parmi ces facteurs, on peut évoquer une réduction de l'énergie lumineuse parvenant aux zostères du fait de la remise en suspension accrue des sédiments fins qui ne sont plus stabilisés par les herbiers disparus. Les travaux de thèse de Florian Ganthy (co encadrés par l'Université Bordeaux I et Ifremer), traitant des relations entre les herbiers, les sédiments fins et l'atténuation lumineuse dans l'eau, permettront d'éclairer ces mécanismes.

Grâce aux résultats des réseaux pérennes (ARCHYD notamment, en ce qui concerne l'hydrologie), à ceux récemment mis en œuvre (REBENT, comprenant des cartographies des herbiers au moins tous les 6 ans), REPAR (relatif au suivi des pesticides dans les eaux) et aux travaux scientifiques de plus en plus nombreux sur le Bassin, il sera possible d'acquérir des données supplémentaires pour mieux répondre aux questions qui ont été à l'origine de ce travail.

Bibliographie

Auby I., Levavasseur G., Plus M., Deslous-Paoli J.M., Grillas P. (1999). Comparaison des capacités photosynthétiques des zostères naines de deux étangs méditerranéens : Lagune de Thau et étang du Vaccarès. Colloque "Le milieu aquatique : interactions des facteurs environnementaux et impacts sur les organismes vivants". Brest, 30 septembre – 1 octobre 1999. Poster.

Auby I., Bocquené G., Quiniou F., Dreno J.P. (2007). Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. Rapport Ifremer RST/LER/AR/07.003, 33 p.
<http://archimer.ifremer.fr/doc/2007/rapport-2398.pdf>

Auby I., Castel J., Escaravage V., Etcheber H., Garcia M.E., Labourg P.J., Relexans J.C., Salinères J.B. (1987). Origine et évolution de la matière organique à l'interface eau-sédiment de zones ostréicoles et d'herbiers de *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon. (Contrat 85 5080580, GIS Ressources vivantes Région atlantique Sud-Vilaine). *Compte-rendu scientifique*, 26 p.

Auby I., Labourg P.J. (1996). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the Bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, **35**(4), 269-277.

Auby I., Manaud F., Maurer D., Trut G. (1994). Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. *Rapport IFREMER - CEMAGREF - SSA - SABARC* (Contrat Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon), 163 p.
http://www.ifremer.fr/delar/telechargement/etude_algue.pdf

Auby I., Maurer D. (2004). Etude de la reproduction de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon. Rapport final. Rapport Ifremer R.INT.DEL/AR/04.05, 203 p+ annexes.
<http://www.ifremer.fr/delar/telechargement/rapport%20SURGIBA.pdf>

Auby I., Oger-Jeanneret H., Sauriau P.G., Hily C., Barillé L. (2010). Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité. Rapport Ifremer RST/LER/MPL/10-15, 72 p+ annexes, 152 p.
http://www.ifremer.fr/delar/telechargement/etude_algue.pdf
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00032/14358/11647.pdf>

Auby I., Trut G., Barbier C., Bujan S., Cordier (2011). Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera noltii* et *Zostera marina*) de la Masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - District Hydrographique Adour-Garonne - 2006-2007-2008-2009. Rapport Ifremer - RST /LER/AR/11-002, 40 p.

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 l'Université de Bordeaux I*, 234 p.

Auby, I., Trut, G., Couzi, L., Feigne, C., Allou, J., Steinmetz, J. (2006) Réflexions sur l'état des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon au printemps 2006.
http://www.ifremer.fr/delar/telechargement/zosteres_2006.pdf

Auby, I., Trut, G., Plus, M., Vignon, A. Bujan, S. (2009) Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera noltii* et *Zostera marina*) de la Masse d'eau côtière FRFC06. Arcachon amont. District Hydrographique Adour-Garonne. 2007. Rapport Ifremer, RST /LER/AR/09-001.

Biber P.D., Gallegos, Kenworthy W.J. (2008). Calibration of a bio-optical model in the North River, NC) : a tool to evaluate water-quality impacts on seagrasses, *Estuaries and Coasts*, **31**, 177–191.

- Biebl R., McRoy C.P.** (1971). Plasmatic resistance and rate of respiration and photosynthesis of *Zostera marina* at different salinities and temperatures. *Mar. Biol.*, **8**, 48–56.
- BirdLife International** (2011) Species factsheet: *Branta bernicla*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>
- Birkehead M., Perrins C.** (1986), The mute swan, Cromm Helm ed., 157p.
- Brun F.G., Hernández I., Vergara J.J., Peralta G., Pérez-Lloréns J.L.** (2002). Assessing the toxicity of ammonium pulses in the survival and growth of *Zostera noltii* Hornem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **225**, 177–187
- Buchsbaum R.N., Short F.T., Cheney D.P.** (1990) Phenolic–nitrogen interactions in eelgrass, *Zostera marina* L.: possible implications for disease resistance. *Aquat Bot*, **37**, 291–297.
- Burdick D.M., Short F.T., Wolf J.** (1993). An index to assess and monitor the progression of wasting disease in eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **94**, 83-90.
- Campbell, J. W.** (1946). The food of the wigeron and brent goose. *Br. Birds*, **39**, 194-200 and 226-232.
- Cardoso P.G.; Raffaelli D.; Pardal M.A.** (2008). The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population. *Marine Pollution Bulletin*, **56** (3), 483-492.
- Charbonnier, Y.** (2005) Organisation de la guilde des consommateurs de zostères dans le Golfe du Morbihan. Rapport pour l'obtention du Diplôme d'Initiation à la Recherche Scientifique.
- Charpentier A., Grillas P., Lescuyer F., Coulet E., Auby I.** (2005). Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **64**(2-3), 307-315.
- Chesworth J.C., Donkin M.E., Brown M.T.** (2004). The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology*, **66**, 293–305.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L, Ferguson-Lees, I. J., Gilmor, R., Hollom, P.A.D., Hudson, R, Nicholson, E. M., Ogilvie, M. A., Olney, P. J. S., Voous, K. H., Wattel, J. (1977) The handbook of the bird of Europe, the middle East, and North Africa. Oxford, Oxford University press, 722 p.
- Dalloyau, S.** (2008) Réponse fonctionnelle et stratégie d'hivernage chez un Anseridé en lien avec la disponibilité de la réponse alimentaire. Cas de la bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*) en hivernage sur le littoral atlantique (Île d'Oléron-Charente Maritime-17). Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'école Pratique des Hautes Etudes.
- Dalloyau, S., Trut, G., Plus, M., Auby, I.** (2009). Caractérisation de la qualité biologique des masses d'eau côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noltii* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon. Rapport ifremer.
- de Jong D.J., van Katwijk M.M., Jager Z.** (2004). Zeegras in Nederland. *De Levende Natuur* **105**, 209–211.
- Deborde J., Anschutz P., Auby I., Glé C., Commarieu M.V., Maurer D., Lecroart P., Abril G.** (2008). Role of tidal pumping on nutrient cycling in a temperate lagoon (Arcachon Bay, France). *Marine Chemistry*, 109(1-2), 98-114.
- Deceunick, B., Maillet, N.** (2004) Dénombrements d'anatidés et de Foulques hivernants en France. Janvier 2004. 47p.
- Del Hoyo, J., Hellioth, A., & Sargatal, J.** (1992) Ostrich to Duck. In handbook of the bird of the world, Vol. I Edited by Lynx editions. Barcelona.

- Delany, S. & Scott, D.A.** (2006a) Waterbird population estimate. Fourth Edition. In Wetland International Global Series, Vol. 16, Wageningen, NL.
- Delany, S. & Scott, D.A.** (2006b) Wetlands international's Flyway Atlas series : establishing the geographical limits of water bird populations (p.574-581). In Waterbird around the world, p.960. Edited by G. C. Boere, Galbraith, C.A. & Stroud, D. A. (eds). The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Den Hartog C** (1996) Sudden declines of seagrass beds: 'wasting disease' and other disasters. In: Kuo J, Phillips RC, Walker DI, Kirkman H (eds) Seagrass biology. Proceedings of an international workshop, 25–29 January 1996. University of Western Australia, Nedlands, p 307–314
- Den Hartog C.** (1970) The sea-grasses of the world. North Holland. Publ. Co., Amsterdam
- den Hartog C.** (1970). The Seagrasses of the World. North-Holland Publishing Co., Amsterdam. 275 p..
- den Hartog C.** (1987) 'Wasting disease' and other dynamic phenomena on *Zostera* beds. *Aquat Bot*, 27, 3–14.
- Dennison W.C.** (1987). Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquat. Bot.*, 27, 15–26.
- Dennison W.C., Alberte R.S.** (1986). Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 98, 265–282.
- Desmots, D.** (2007) Intégration du lien consommateur-ressource dans l'étude de l'influence des activités humaines sur l'hivernage des bernaches cravant dans un écosystème littoral fortement anthropisé
- Duarte C.M.** (1990) Seagrass nutrient content. *Mar Ecol Prog Ser*, 67, 201–207.
- Duarte C.M.** (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29, 192-206 doi:10.1017/S0376892902000127
- Dubois PhJ., Le Maréchal P., Oliosio G., Yésou P.** (2008). Nouvel inventaire des oiseaux de France. Delachaux et Niestlé, 560 p.
- Durieu de Maisonneuve M.** (1855). Notes détachées sur quelques plantes de la flore de la Gironde, et description d'une nouvelle espèce d'*Avena*. *Actes Soc. linn. Bordeaux*, 20, 1-83.
- Ehlers A., Worm B., Thorsten B., H. Reusch H.** (2008) Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress series*, 355, 1-7.
- Ganter B.** (2000) Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*) : an overview
- Gayet, G. (2010).** Colonisation d'un écosystème d'eau douce hétérogène par un oiseau d'eau herbivore : le Cygne tuberculé (*Cygnus olor*) dans les étangs piscicoles de Dombes.
- Giesen W.B.J.T., van Katwijk M.M., den Hartog C.** (1990). Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*, 37, 71-85.
- Godet L., Fournier J., van Katwijk M., Olivier F., Le Mao P., Retière C.** (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*, 79, 249-255.
- Goubin, C., F. Loquès,** 1991. Germinating *Zostera noltii* Hornemann found in the Etang de Diana, Corsica. *Aquat. Bot.*, 42, 75-79.

- Guillemain, M., Corbin, J., & Fritz, H.** (1999) Interruptions of terrestrial feeding as a way to decrease the non-digestible fraction of the bolus: field observations and laboratory experiments in Mallard. *Wildfowl* 50, pp. 123-132
- Harrison P.G., Durance C.** (1989). Seasonal variation in phenolic content of eelgrass shoots, *Aquat Bot*, **35**(3-4), 409-413.
- Harrison P.G.**, 1993. Variations in demography of *Zostera marina* and *Zostera noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.*, **45**, 63-77.
- Hily C., Raffin C., Brun A., Den Hartog C.** (2002). Spatio-temporal variability of wasting disease symptoms in eelgrass meadows of Brittany (France). *Aquat. Bot.*, **72**, 37-53.
- Hootsmans, M.J.M., J.E. Vermaat, W. van Vierssen**, 1987. Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrasses from the Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* Hornem.. *Aquat. Bot.*, **28**, 275-285.
- Ibanez F., Fromentin J-M., Castel J.** (1993). Application de la méthode des sommes cumulées à l'analyse des séries chronologiques en océanographie. *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie*, **316**, 745-748.
- Jacobs, R.P.W.M., Hartog, C. den, Braster, B. F., Carriere, F. C.** (1981) Grazing of the seagrass *Zostera noltii* by birds at Terschelling (Dutch Wadden Sea). *Aquat. Bot.* 10 :241-259.
- Jacobs, R.P.W.M.**, 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France, *Aquat. Bot.*, **7**, 151-172.
- Jiguet F.** (2011). 100 oiseaux communs nicheurs en France. Delachaux et Niestlé, 224p.
- Kamermans P., Hemminga M.A., de Jong D.J.** (1999) Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, The Netherlands). *Marine Biology*, **133**, 527-539
- Kear, J. & Hulme, M.** (2005). Ducks, Geese and Swans General chapters, and Species accounts (Anhimas to Salvadorina). Vol. 1, pp. 1-446. Oxford University Press, New York.
- Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M.** (2007) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. 691 p.: Springer.
- Loquès, F., G. Caye, A. Meinesz**, 1990. Germination in the marine phanerogam *Zostera noltii* Hornemann at Golfe Juan, French Mediterranean. *Aquat. Bot.*, **38**, 249-260.
- Lubet P.** (1956 a). Considérations écologiques sur les herbiers du Bassin d'Arcachon. *P.V. Soc. lin. Bordeaux*, **96**, 95-103.
- Madge S., Hilary B.** (1988) Wildfowl: an identification guide to Ducks, Geese and Swans of the world, Poyser. 298 p.
- Madsen, J.** (1988) Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on the movements. *Dan Rev Game boil* 13/4:2 1-32.
- Marsh J.A., Dennison W.C., Alberte R.S.** (1986). Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **101**, 257-267.
- Masse C.** (1708). Mémoires sur la carte du 6ième carré de la Générale de Médoc et partie de Guienne et de Saintonge. *Bull. Soc. Hist. Arch. d'Arcachon*, **78**, 39-45.
- Mathiasson, S.** (1973). A moulting population of non-breeding Mute Swans with special reference to flight-feather moult, feeding ecology and habitat selection. – *Wildfowl*, **24**: 43-63.
- Mayaud N.** (1936). Inventaire des oiseaux de France. Blot éd., Paris 211p.
- Mayaud N.** (1953). Liste des oiseaux de France, *Alauda* **21** : 1-63.

- Mayot N., Boudouresque C.F., Leriche A.** (2005). Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm-water episode in the North Western Mediterranean Sea. *C. R. Biologies*, 328, 291–296
- MNHN** (2003-2010). Inventaire du Patrimoine Naturel, site web : <http://inpn-mnhn.fr>
- Muehlstein L.K., Porter D., Short F.T.** (1988) *Labyrinthula* sp., a marine slime mold producing the symptoms of wasting disease in eelgrass, *Zostera marina*. *Mar Biol*, **99**, 465–472.
- Nacken M** (1998) Einfluß der Sedimentverwühlungen von Ringelgänsen und Pfeifenten auf die Seegrasswiesen und deren Makrofauna im Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Bremen, Germany.
- Nejrup L.B., Pedersen M. F.** (2008). Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquatic Botany*, **88** (3) 239–246.
- Nienhuis, P.H. & van Ierland, E.T.** (1978) Consumption of eelgrass, *Zostera marina*, by birds and invertebrates during the growing season in Lake Grevelingen (SW Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* 12:180-94.
- O'Brian, M.** (1991) Use of a *Zostera* bed in Dublin bay by Lightbellied Brent Geese, 1981/1982 10 1990/91. *Irish Birds* 4:299-316.
- Olesen B., Sand-Jensen K.** (1993). Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **94**, 91–99.
- Orth R.J., Harwell M.C., Bailey E.M., Bartholomew A., Jawad J.T., Lombana A.V., Moore K.A., Rhode J.M., Woods H.E.** (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., Harwell M.C., Bailey E.M., Bartholomew A., Jawad J.T., Lombana A.V., Moore K.A., Rhode J.M., Woods H.E.** (2000). A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Mar Ecol Prog Ser*, **200**, 277-288.
- Pascal, O., Lorvelec, O., Vigne, J.-D., Keith, P. & Clergeau, P.** (2003) Evolution holocène de la faune vertébrés de France : invasions et extinctions. Institut National de Recherche Agronomique, Centre National de Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Péré, C., Haas J. et Veiga J.**, (2010) Nouvelles données sur le statut du cygne tuberculé dans le Bassin d'Arcachon. *Faune sauvage*, N°287, pp 8-15.
- Pérez-Llorens, J.L, F.X. Niell**, 1993. Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River Estuary, Spain. *Aquat. Bot.*, **46**, 49-66.
- Pinnerup S.P.** (1980) Leaf production of *Zostera marina* L. at different salinities. *Ophelia*, **1** (Suppl), 219-224
- Plus M., Auby I., Marc Verlaque, Levavasseur G.** (2005). Seasonal variations in photosynthetic irradiance response curves of macrophytes from a Mediterranean coastal lagoon. *Aquatic Botany*, **81**, 157–173.
- Plus M., Dalloyau S., Trut G., Auby I., Montaudouin de X., Emery C., Noël C., Viala C.** (2010). Long-term evolution (1988–2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87 (2010) 357–366.
- Plus M., Deslous-Paoli J.M., Dagault F.** (2003). Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. *Aquatic Botany*, **77**(2), 121-134.

- Plus M., Dumas F., Stanisière J.-Y., Maurer D.**, 2009. Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors. *Continental Shelf Research*, 29, 1008-1013
- Readman, J.W.; Van Hattum, B.; Barcelo, D.; Albanis, T.A.; Riemann, B.; Blanck, H.; Gronvall, F.; Gustavson, K.; Tronczynski, J.; Munsch, C.; Jacobson, A.** (2003). Assessment of antifouling Agents in Coastal Environments (ACE) MAS3-CT98-0178 (February 1999 - February 2002), *in*: Caumette, P. *et al.* (Ed.) (2003). *The impact of human activities on the marine environment quality and health: the EC impacts cluster: Proceedings of the first workshop (February 2002, Pau, France)*. pp. 131-146
- Scarlett A., Donkin M.E., Fileman T.W., Evans S.V. Donkin P.** (1999). Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass *Zostera marina*. *Aquatic Toxicology*, **45** (2-3), 159-170.
- Short F.T., Ibelings B.V., Den Hartog C.** (1988). Comparison of current eelgrass disease to the wasting disease in the 1930s. *Aquat Bot*, **30**, 295–304.
- Short F.T., Mathieson A.C., Nelson J.I.** (1986). Recurrence of an eelgrass wasting disease on the border of New Hampshire and Maine. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **29**, 89-92.
- Short F.T., Muehlstein L.K., Porter D.** (1987). Eelgrass wasting disease : cause and recurrence of a marine epidemic. *Biol. Bull.*, **173**, 557-552.
- Short, F.T., Jones G.E., Burdick D.M.** (1991). Seagrass decline: problems and solutions. In: Bolton, H.S. (Ed.), *Coastal Wetlands*. American Society of Civil Engineers, New York, 439-453.
- Sigalas R.** (1933). A propos de *Zostera marina*. *P.V. Soc. linn. Bordeaux*, **85**, 49-50.
- Steele L.T., Caldwell M., Boettcher A., Arnold T.** (2005). Seagrass–pathogen interactions: ‘pseudo-induction’ of turtlegrass phenolics near wasting disease lesions. *Mar Ecol Prog Ser*, **303**, 123–131
- Touchette B.W., Burkholder J.M.** (2000). Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **250**, 133– 167.
- Tubbs, C. R., Tubbs J. M.** (1982) Brent Geese (*Branta bernicla*) and their food in the Solent, southern England. *Biol Cons* 23:33-54
- Valentine, J. F., Heck, K. L., Busby, J. et Webb, D.** (1997) Experimental evidence that herbivory can increase shoot density in a subtropical turtlegrass (*Thalassia testudium*) meadow *Oecologia* 112:193-200.
- Van der Heide A. J. P., Smolders B. G. A., Rijkens E. H., van Nes M. M., van Katwijk J. G., Roelofs M.** (2008). Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia*, **158**, 411–419.
- van Katwijk M.M., Vergeer L.H.T., Schmitz G.H.W., Roelofs J.G.M.** (1997). Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser*, **157**, 159–173
- Vansteenwegen C.**(1998). L'histoire des oiseaux de France, Suisse et Belgique. Delachaux et Niestlé. 336 p.
- Vergeer LHT, Den Hartog C** (1994). Omnipresence of Labyrinthulaceae in seagrasses. *Aquat Bot*, **48**, 1–20
- Vermaat, J.E., J.A.J. Beijer, R. Gijlstra, M.J.M. Hootsmans, C.J.M. Philippart, N.W. van den Brink, W. van Vierssen**, 1993. Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Banc d'Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia*, **258**, 59-72.

Waycotta M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0905620106.

Zipperle A. M., Coyer J. A., Reise, K., Stam W., T. et Olsen J. L. (2010) Waterfowl grazing in autumn enhances seedling recruitment of intertidal *Zostera noltii*. *Aquat. Bot.*, **93**(3), 202-205.

ANNEXES

Annexe 1

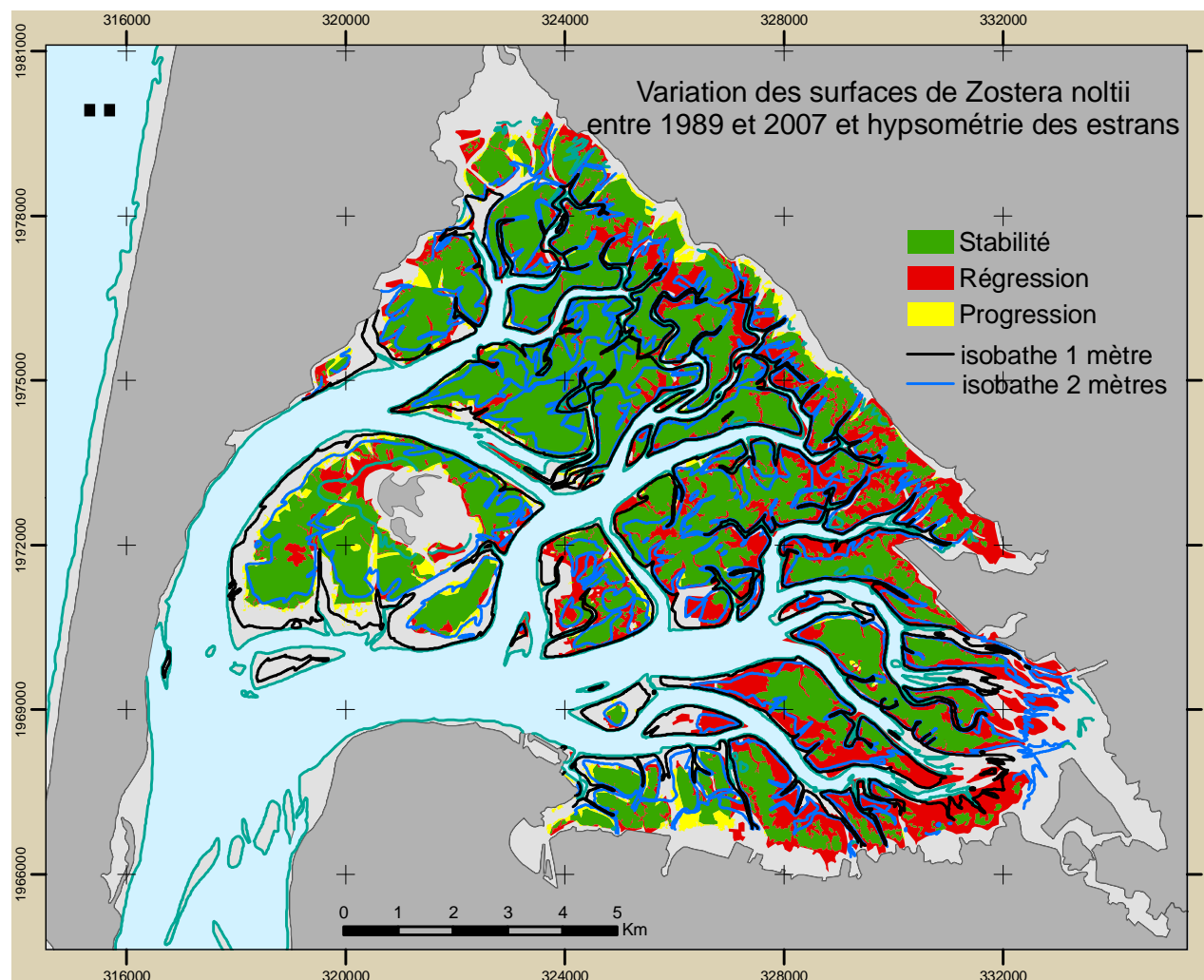


Figure A : Hypsométrie d'estran (d'après les mesures de 1992-93) et régression des herbiers de zostères naines

Annexe 2

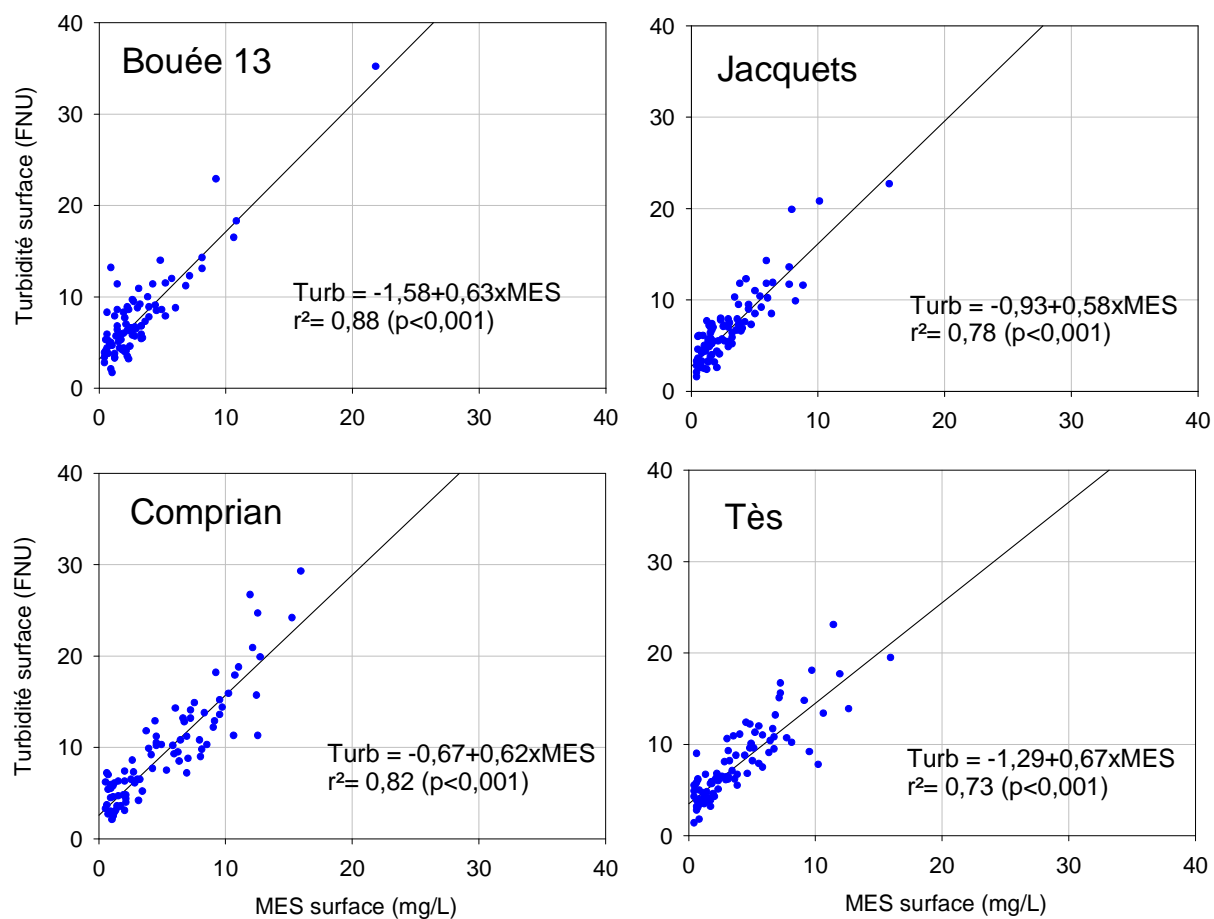


Figure B : Régressions linéaires des données (2009-2010) de turbidité et de MES en subsurface dans quatre stations du réseau ARCHYD.

Annexe 3

Secteur	Partie de la plante	Année	Janv	Févr	Mars	Avr	Ma i	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Secteur 1	Feuilles	1989	698.6	567.3	683.9	692,5	NC	952,4	1030,6	946.8	1220.9	1046.0	869.6	789.8
		2005	694.3	563.8	679.6	688,3	NC	946,5	1024,2	940.9	1213.4	1039.5	864.2	784.9
		2007	624.2	506.9	611.0	618,8	NC	918,2	993,6	845.9	1090.9	934.6	777.0	705.6
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	1484.6	2007.3	2331.5	2420,8	NC	2940,0	2984,3	1514.1	2282.6	1921.4	2115.5	1539.7
		2005	1475.4	1994.8	2317.0	2405,8	NC	2921,8	2965,8	1504.7	2268.5	1909.5	2102.4	1530.2
		2007	1326.4	1793.5	2083.2	2163,0	NC	2626,9	2965,8	1352.8	2039.5	1716.8	1890.2	1375.7
Secteur 2	Feuilles	1989	935.6	759.8	915.9	927,5	NC	1275,6	1380,3	1268.0	1635.2	1400.9	1164.7	1057.7
		2005	880.4	714.9	861.8	872,8	NC	1200,2	1298,8	1193.1	1538.6	1318.1	1095.9	995.3
		2007	673.5	546.9	659.3	667,7	NC	918,2	993,6	912.8	1177.1	1008.4	838.4	761.4
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	1988.3	2688.4	3122.6	3242,2	NC	3937,7	3997,0	2027.9	3057.2	2573.4	2833.3	2062.2
		2005	1870.9	2529.6	2938.2	3050,7	NC	3705,1	3760,9	1908.1	2876.6	2421.4	2666.0	1940.4
		2007	1431.2	1935.2	2247.7	2333,8	NC	2834,4	3760,9	1459.7	2200.6	1852.4	2039.5	1484.4
Secteur 3	Feuilles	1989	610.8	496.0	597.9	605,5	NC	832,7	901,0	827.7	1067.4	914.5	760.3	690.5
		2005	488.0	396.3	477.7	483,8	NC	665,3	719,9	661.4	852.9	730.6	607.4	551.7
		2007	3985.0	3236.0	3901.2	322,4	NC	443,4	479,8	5400.8	6964.7	5966.7	4960.5	4505.1
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	1297.9	1754.9	2038.4	2116,5	NC	2570,4	2609,2	1323.8	1995.7	1679.9	1849.5	1346.2
		2005	1037.0	1402.1	1628.6	1691,0	NC	2053,7	2084,7	1057.7	1594.5	1342.2	1477.7	1075.5
		2007	691.1	934.5	1085.4	1127,0	NC	1368,8	2084,7	704.9	1062.7	894.5	984.9	716.8
Secteur 4	Feuilles	1989	652.1	529.6	638.4	646,5	NC	889,1	962,1	883.8	1139.8	976.4	811.8	737.3
		2005	532.7	432.6	521.5	528,1	NC	726,2	785,9	722.0	931.0	797.6	663.1	602.2
		2007	288.1	233.9	282.0	285,6	NC	392,7	425,0	390.4	503.4	431.3	358.6	325.7
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	1385.9	1873.8	2176.5	2259,9	NC	2744,6	2786,0	1413.5	2130.9	1793.7	1974.9	1437.4
		2005	1132.0	1530.6	1777.9	1846,0	NC	2241,9	2275,7	1154.6	1740.6	1465.2	1613.2	1174.1
		2007	612.1	827.7	961.4	998,2	NC	1212,3	2275,7	624.3	941.2	792.3	872.3	634.9
Secteur 5	Feuilles	1989	550.7	447.2	539.1	546,0	NC	750,8	812,4	746.4	962.5	824.6	685.5	622.6
		2005	505.5	410.5	494.9	501,2	NC	689,2	745,8	685.1	883.5	756.9	629.3	571.5
		2007	468.1	380.1	458.2	464,0	NC	638,1	690,5	634.4	818.0	700.8	582.6	529.1
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	1170.3	1582.4	1838.0	1908,4	NC	2317,8	2352,7	1193.6	1799.5	1514.7	1667.7	1213.8
		2005	1074.3	1452.6	1687.2	1751,8	NC	2127,6	2159,6	1095.7	1651.9	1390.4	1530.9	1114.2
		2007	994.7	1344.9	1562.1	1622,0	NC	1969,9	2159,6	1014.5	1529.4	1287.4	1417.4	1031.6
Secteur 6	Feuilles	1989	420.7	341.6	411.8	417,0	NC	573,5	620,6	570.1	735.2	629.9	523.7	475.6
		2005	344.0	279.3	336.8	341,0	NC	469,0	507,5	745.6	601.2	515.1	428.2	388.9
		2007	201.7	163.8	197.5	200,0	NC	275,0	297,6	273.4	352.6	302.0	251.1	228.1
	Feuilles + racines-rhizomes	1989	894.0	1208.8	1404.0	1457,8	NC	1770,5	1797,2	911.8	1374.6	1157.1	1273.9	927.2
		2005	731.0	988.4	1148.1	1192,1	NC	1447,8	1469,6	745.6	1124.0	946.2	1041.7	758.2
		2007	428.7	579.6	673.3	699,0	NC	849,0	1469,6	437.2	659.1	554.8	610.9	444.6

Tableau A: Superficies par secteur de l'herbier de zostères naines en 1989, 2005 et 2007

Annexe 4

Tableau B : Liste des pesticides recherchés dans les Zostères par le GIRPA

Abamectine	Cyromoxanil	Flurochloridone	Myclobutanil	tau-fluvalinate
Acéphate	Cyperméthrine alpha	Flusilazole	Napropamide	Tebuconazole
Acetamipride	cyproconazole	Flutriafol	Norfurazon	tebufencozide
Acronifén	Cyprodinil	Flutriafol	Ométhoate	tebufenpyrade
Acrinathrine	Cyromazine	Fenofos	oxadiazon	terbutylazine
Alachlor	Deltaméthrine	fométhion	oxadixyl	terbutryn
Aldicarbe	desmedipham	Fosthiazate	oxamyl	tetraconazole
Aldicarbe sulfone	diallate	Heptenophos	paraoxon methyl	thiabendazole
Aldicarbe sulfoxyde	Diazinon	Hexaconazole	Parathion ethyl	thiacloprid
Amidosulfuron	Dichlofenthion	Hexythiazox	Parathion methyl	thiamethoxam
Atrazine	Dichlofluanid	imidaclopride	penconazole	Thiodicarb
Azaconazole	dichlofop methyl	indoxacarbe	Pencycuron	tolclofos methyl
Azinphos methyl	dichlorvos	iprovalicarbe	Pendimethaline	tolyfluanide
Azoxystrobine	Diethofencarb	isofenphos	Permethrin	triadiméfon
Benalaxyl	Difenoconazole	Isoproturon	Phenmedipham	triadimenol
Benfuracarbe	dimetachlor	isoxaben	phosalone	trilalate
Benoxacor	Dimethanamid	isoxaflutol	Picoxystrobine	trifloxystrobine
Bifenthrine	Diméthoate	Krésoxim méthyl	piperonyl butoxide	triflusufluronmethyl
Bilertanol	Diméthomorphe	lenacil	Pirimicarb	vamidothion
Boscalid	Diniconazole	linuron	pirimicarbe desmethyl	Zoxamide
Bromacil	Diuron	Lufénuron	pirimiphos éthyl	Diallate
Bupirimate	Epoxiconazole	Malaoxon	Pirimiphos méthyl	chlorpyrifos D10
Buprofezin	Esfenvalerate	Malathion	Prometryn	
Butraline	Ethion	mepanipyrim	Propachlor	
carbaryl	Ethofumesate	mepronil	propequizafop	
Carbendazime	Ethoprophos	mesosulfuron methyl	propargite	
carbetamide	Famoxadone	Metaxyl -M	Propiconazole	
Carbofuran-3-hydroxy	Fenamidone	metamitron	Propyzamide	
carboxin	fenamiphos	metazachlor	prosulfuron	
Carfentrazone ethyl	fenamirol	Metconazole	Pymetrozine	
Chlorfenvinphos	Fenbuconazole	Methabenzthiazuron	Pyraclostrobin	
Chloridazone	fenhexamid	methamidophos	Pyridaben	
Chlorpyrifos éthyl	Fenoxycarbe	methiocarb	pyrimethanil	
Chlorpyrifos methyl	Fenthion	methiocarb sulfone	pyriproxyfen	
chlorsulfuron	fenthion sulfone	methiocarbe sulfoxyde	Quinalphos	
Clofentazine	fenthion sulfoxyde	methomyl	quinoxifen	
Clomazone	Fipronil	métobromuron	Quizalofop-éthyl	
Coumaphos	Fluazifop-P-butyl	Metolachlor	riensulfuron	
cyazofamide	Flufenacet	Metoxuron	rotenone	
Cyloxydim	Flufenoxuron	Motribuzin	simazine	
cyfluthrine beta	Fluquinconazole	Mevinphos	Sulfosulfuron	
		monocrotophos		

Concentrations (ng/L)	Afrique	Afrique	Afrique	Afrique	Afrique	Afrique	Afrique	Chenal de L'île	Chenal de L'île	Chenal de L'île	Chenal de L'île	Chenal de L'île	Chenal de L'île	Chenal de L'île
Date	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10
Phosmet	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Promethryne	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propiconazole	n.d.	1,31	0,48	0,25	0,52	0,25	0,49	0,25	0,30	0,45	0,35	0,29	0,17	0,67
Prosulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pymétrozone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-ethyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-p-tefuryl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Simazine	1,60	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,57	n.d.	n.d.	0,29	n.d.	0,10	n.d.	n.d.	0,40
Tau-fluvalinate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tébuconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Téméphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutryne	n.d.	0,11	0,17	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	n.d.	n.d.	0,12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutylazine	n.d.	0,95	n.d.	0,18	0,57	0,58	0,64	n.d.	0,46	n.d.	0,18	0,35	0,73	0,70
Terbutylazine desethyl	n.d.	n.d.	n.d.	0,30	0,39	0,51	0,40	n.d.	0,15	n.d.	0,41	n.d.	0,18	0,42
Tétraconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Thiamethoxam	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tolclophos-methyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tolyfluanide	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Triadiméfon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Triadiménol	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Trichlorfon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tableau C2 : Résultats d'analyse des pesticides dans les échantillons d'eaux ponctuels

Concentration (ng/L)	Estey tort	Estey tort	Estey tort	Estey tort	Estey tort	Estey tort	Estey tort	Hautebelle	Hautebelle	Hautebelle	Hautebelle	Hautebelle	Hautebelle	Hautebelle
Date	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10
124 DCPU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
134 DCPU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acétochlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acrinathrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Alachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Amétryne	0,10	0,16	0,20	n.d.	n.d.	0,13	n.d.	0,10	0,11	0,14	n.d.	0,10	0,10	0,15
Atrazine	1,04	n.d.	1,14	n.d.	0,56	0,87	0,92	1,04	n.d.	1,34	n.d.	0,69	0,81	0,64
Atrazine déséthyl	n.d.	n.d.	0,89	n.d.	0,11	0,39	0,32	n.d.	n.d.	0,75	n.d.	n.d.	0,12	0,57

Concentration (ng/L)	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Matoucaïl	Matoucaïl	Matoucaïl	Matoucaïl	Matoucaïl	Matoucaïl	Matoucaïl
Date	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10
Carbofuran	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbosulfan	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorfenvinphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlormephos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorothalonil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorotoluron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorpyrifos-éthyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorpyrifos-méthyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorsulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyanazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyfluthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyperméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyromazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DCPMU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Deltaméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diazinon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlofluanide	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,54	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlorvos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Difénoconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diflufénican	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dimetachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diméthoate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	1,49	1,07	1,70	2,37	4,04	2,48	2,31	1,98	1,08	1,33	2,25	3,37	3,14	3,82
DMSA	0,61	0,65	0,62	1,33	3,04	1,33	0,47	0,49	1,06	2,04	1,64	3,08	1,79	0,56
DMST	2,03	0,48	0,65	5,39	9,41	4,81	0,78	1,86	0,41	2,40	6,14	8,56	4,97	0,54
Epoxiconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Esfenvalérate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ethrophos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Famoxadone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenbuconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenithrothion	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenvalérate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Flzasulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluazifop-p-butyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluquinconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Flusilazole	n.d.	0,26	n.d.	n.d.	0,39	n.d.	0,13	n.d.	0,38	0,38	n.d.	n.d.	n.d.	0,18
Flutriafol	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexaconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexazinone	0,28	1,90	1,60	0,46	0,28	0,18	0,52	1,10	3,15	3,03	1,52	0,45	0,50	1,50

Concentration (ng/L)	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Le Tés	Matoucaill	Matoucaill	Matoucaill	Matoucaill	Matoucaill	Matoucaill	Matoucaill
Date	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10	06/11/09	29/01/10	29/03/10	18/05/10	28/07/10	27/09/10	22/11/10
Hydroxysimazine	n.d.	n.d.	0,84	n.d.	n.d.	n.d.	0,15	n.d.	n.d.	1,22	0,13	n.d.	n.d.	0,23
Imazalil	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Imidaclopride	63,44	100,16	n.d.	0,28	0,37	n.d.	1,27	3,50	52,94	92,06	0,87	0,12	n.d.	28,30
Irgarol	1,55	0,40	1,87	1,87	4,58	2,75	1,17	2,23	0,30	1,11	2,72	3,97	3,23	0,86
Isoproturon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,14	n.d.	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,32	0,25	0,53
Lambda-cyhalothrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Linuron	n.d.	1,21	0,70	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,47	1,39	n.d.	n.d.	n.d.	0,50
Malathion	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métazachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Methiocarb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métolachlore	1,19	30,28	1,70	9,15	1,79	1,79	4,57	2,64	49,88	22,14	26,18	2,82	2,83	16,68
Métolachlore ESA	45,64	293,99	95,12	78,69	26,90	25,83	124,73	325,48	398,89	451,90	218,89	54,25	57,82	260,00
Métolachlore OA	21,16	393,68	47,69	58,92	17,94	12,91	94,03	72,79	596,18	434,21	174,81	35,99	37,00	317,64
Métoxuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metsulfuron-methyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Nicosulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Penconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Permethrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosalone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosmet	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Prométhryne	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propiconazole	0,27	1,13	n.d.	0,32	0,31	0,35	0,83	1,19	1,17	1,17	0,43	0,18	0,13	1,11
Prosulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pymétroline	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-ethyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-p-tefuryl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Simazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,23
Tau-fluvalinate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tebuconazole	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Téméphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutryne	n.d.	0,12	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,20	0,15	0,16	n.d.	n.d.	n.d.	0,19
Terbutylazine	n.d.	0,86	n.d.	n.d.	0,61	0,69	0,65	n.d.	0,73	n.d.	n.d.	0,55	0,77	0,61
Terbutylazine desethyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,29	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,73	n.d.	0,35

Point	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Grand banc	Estey tort	Estey tort	Estey tort
date dépôt	13/04/1 0	22/04/1 0	06/05/1 0	20/05/1 0	09/06/1 0	08/07/1 0	04/08/1 0	20/09/1 0	11/10/1 0	04/11/1 0	30/11/1 0	22/04/1 0	20/05/1 0	09/06/1 0
date retrait	22/04/1 0	06/05/1 0	20/05/1 0	09/06/1 0	08/07/1 0	04/08/1 0	20/09/1 0	11/10/1 0	04/11/1 0	30/11/1 0	06/01/1 1	06/05/1 0	09/06/1 0	08/07/1 0
methyl*														
Nicosulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Penconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Perméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosalone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosmet	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Promethryne	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	n.d.
Propachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propiconazole*	0,21	0,21	0,62	0,21	0,28	0,16	n.d.	n.d.	0,14	0,29	0,37	0,42	0,36	0,14
Prosulfuron*	0,33	0,26	n.d.	0,10	n.d.	0,07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	0,12	0,14	n.d.
Pymétrozine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-ethyl*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-p-tefuryl*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Simazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,24	0,09	n.d.	0,11	0,21	0,13	0,05	n.d.	n.d.	0,09
Tau-fluvalinate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tébuconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutryne	n.d.	n.d.	n.d.	0,05	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,17	n.d.
Terbutylazine	0,29	0,10	n.d.	0,34	0,58	0,21	0,17	0,32	0,34	0,21	0,13	0,25	0,87	0,33
Terbutylazine desethyl	n.d.	n.d.	n.d.	0,52	1,02	0,45	0,25	0,32	0,39	0,21	0,08	n.d.	2,51	0,66
Tétraconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Thiamethoxam*	0,32	0,18	n.d.	0,13	0,08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	0,20	0,22	0,24	n.d.
Tolclophos-methyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tolyfluanide*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Triadimefon*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Triadimenol*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Trichlorfon*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Tableau C5 : Résultats d'analyse des pesticides dans les échantillonneurs passifs

	Chenal de l'île	Chenal de l'île	Chenal de l'île	Chenal de L'île	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8	Balise n°8
date dépôt	23/03/201 0	13/04/201 0	22/04/201 0	06/05/201 0	20/05/201 0	09/06/201 0	08/07/201 0	04/08/201 0	20/09/201 0	11/10/201 0	04/11/201 0	30/11/201 0

date retrait	13/04/2010	22/04/2010	06/05/2010	20/05/2010	09/06/2010	08/07/2010	04/08/2010	20/09/2010	11/10/2010	04/11/2010	30/11/2010	06/01/2011
124 DCPU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
134 DCPU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acétochlore	0,70	1,93	1,86	3,43	2,61	0,63	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Acrinathrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Alachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Amétryn	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,18	0,08	0,05	0,10	n.d.	0,13	0,12	0,05
Atrazine	0,46	2,49	0,73	n.d.	1,23	0,45	0,28	0,56	0,62	1,33	1,12	0,51
Atrazine déséthyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,86	0,38	0,18	0,37	0,56	0,78	n.d.	n.d.
Atrazine desisopropyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,71
Atrazine-2-hydroxy*	19,51	23,21	15,16	11,82	10,01	3,53	2,15	1,42	1,98	3,99	10,29	6,10
Azoxystrobine*	16,80	4,22	2,17	0,88	1,12	0,48	0,14	n.d.	n.d.	0,17	0,41	1,65
Bifenthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbendazim*	1,90	0,58	0,51	1,20	0,37	0,57	0,28	0,22	0,22	0,22	0,49	0,86
Carbetamide*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbofuran*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbosulfan *	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorfenvinphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorméphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorothalonil*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorotoluron	0,09	n.d.	n.d.	n.d.	0,21	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	0,77	0,57	0,16
Chlorpyrifos-ethyl	2,12	6,56	1,90	1,90	0,59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorpyrifos-méthyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorsulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyanazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyfluthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyperméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyromazine*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DCPMU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Deltaméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diazinon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlofluanide*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlorvos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Difénoconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diflufénican*	n.d.	0,18	0,06	n.d.	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09
Dimétachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diméthoate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	0,63	2,53	2,40	3,17	3,49	1,46	1,16	2,18	1,62	4,05	3,19	1,19
DMSA*	1,65	2,87	1,42	3,61	3,15	2,64	2,06	2,40	1,34	1,12	0,75	0,86

	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	LeTes	LeTes	LeTes	LeTes
date depôt	23/03/10	13/04/10	22/04/10	20/05/10	09/06/10	08/07/10	04/08/10	20/09/10	11/10/10	04/11/10	30/11/10	13/04/10	22/04/10	06/05/10	09/06/10
date retrait	13/04/10	22/04/10	06/05/10	09/06/10	08/07/10	04/08/10	20/09/10	11/10/10	04/11/10	30/11/10	06/01/11	22/04/10	06/05/10	20/05/10	08/07/10
Chlorfenvinphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorméphos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorothalonil*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorotoluron	n.d.	2,73	n.d.	0,28	n.d.	0,05	0,05	0,06	0,36	n.d.	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	0,06
Chlorpyrifos-ethyl	n.d.	13,53	0,52	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,15	1,04	1,76	n.d.
Chlorpyrifos-methyl	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorsulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyanazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyfluthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyperméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cyromazine*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DCPMU	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Deltaméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diazinon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlofluanide*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dichlorvos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Difénoconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diflufénican*	n.d.	0,37	n.d.	n.d.	0,07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,05	n.d.	n.d.	n.d.	0,16
Dimétachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diméthoate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	1,51	1,93	1,17	6,94	1,73	2,09	2,88	2,28	2,31	n.d.	1,47	0,72	2,11	2,90	1,51
DMSA*	1,59	3,33	2,29	2,05	3,33	3,91	2,48	2,68	0,82	0,89	0,97	2,61	1,97	2,90	3,01
DMST*	3,24	5,92	4,41	6,07	7,02	8,25	7,72	4,90	2,66	1,84	0,92	4,28	5,19	8,22	6,16
Epoxiconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Esfenvalérate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ethrophos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenbuconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fénithrothion	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenvalérate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Flazasulfuron*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluazifop-p-butyl*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluquinconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Flusilazole*	0,14	n.d.	0,17	0,11	0,12	0,08	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	0,34	n.d.	n.d.	n.d.	0,06
Flutriafol*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexaconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hexazinone	1,05	2,29	1,69	2,22	0,75	0,46	0,35	0,28	0,27	n.d.	0,69	0,90	1,25	1,05	0,39

	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	Balise G1	LeTes	LeTes	LeTes	LeTes
date dépôt	23/03/10	13/04/10	22/04/10	20/05/10	09/06/10	08/07/10	04/08/10	20/09/10	11/10/10	04/11/10	30/11/10	13/04/10	22/04/10	06/05/10	09/06/10
date retrait	13/04/10	22/04/10	06/05/10	09/06/10	08/07/10	04/08/10	20/09/10	11/10/10	04/11/10	30/11/10	06/01/11	22/04/10	06/05/10	20/05/10	08/07/10
Hydroxysimazine*	1,27	2,40	n.d.	1,30	0,07	0,39	0,20	0,13	0,26	n.d.	1,01	0,92	n.d.	n.d.	0,31
Imazalil*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Imidaclopride*	0,28	1,08	0,22	0,17	0,14	0,17	n.d.	n.d.	0,08	0,13	1,09	0,48	n.d.	n.d.	0,38
Irgarol	0,29	3,11	1,76	9,83	4,85	4,63	5,51	2,48	1,74	n.d.	0,41	3,31	3,00	3,39	4,58
Isoproturon	0,34	1,56	n.d.	1,08	0,17	0,10	0,12	0,10	0,29	n.d.	0,33	n.d.	0,17	0,15	0,07
Lambda-cyhalothrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Linuron	n.d.	n.d.	n.d.	1,06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Malathion	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métazachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Méthiocarb*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métolachlore	12,04	18,83	10,46	7,30	6,99	2,30	2,07	1,56	1,76	5,58	30,67	5,71	5,95	8,16	4,48
Métolachlor ESA*	297,04	423,96	169,17	79,22	40,48	42,05	24,88	29,80	23,59	95,67	245,67	171,89	123,65	80,06	34,63
Métolachlor OA*	223,04	189,96	83,92	44,09	23,21	15,67	6,69	5,89	1,97	41,81	269,81	85,13	65,07	41,82	15,49
Métoxuron	n.d.	n.d.	n.d.	0,35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metsulfuron-methyl*	n.d.	0,26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	n.d.	2,18	n.d.
Nicosulfuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Penconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Perméthrine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosalone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phosmet	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Prométhryne	n.d.	0,24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propachlore	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Propiconazole*	0,81	n.d.	0,27	0,25	0,37	0,23	n.d.	n.d.	0,24	0,65	1,70	0,27	0,09	0,23	0,25
Prosulfuron*	n.d.	1,36	0,20	0,07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,14	0,16	n.d.	n.d.	0,10
Pymétrozone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-ethyl*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Quizalofop-p-tefuryl*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Simazine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,08	n.d.	0,11	0,12	n.d.	0,09	n.d.	n.d.	n.d.	0,15
Tau-fluvalinate	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Tebuconazole*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutryne	n.d.	0,08	n.d.	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Terbutylazine	n.d.	2,41	0,32	n.d.	0,39	0,24	0,24	0,20	0,20	n.d.	0,20	0,89	n.d.	0,27	0,42

Matière active	Propriété	1999	2000	2001	2002	2003	2005-2006	2009-2010
Cyanazine								♦
Cyfluthrine								♦
Cymoxanil	Fongicide	♦						
Cyperméthrine		♦	♦
Cyromazine								♦
DCPMU								♦
Deltaméthrine	Insecticide	♦	♦	♦	♦	♦		♦
Diazinon								♦
Dichlofluanide	antifouling/fongicide	♦	♦	♦	♦	♦		♦
DMSA	Metabolite Dichlofluanide							♦
Dichlorvos								♦
Difenoconazole								♦
Diflufénican								♦
Dimétachlore								♦
Diméthénamide	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦		
Dimethoate								♦
Diuron	Herbicide/antifouling	♦	♦	♦	♦	♦	♦	♦
Epoxiconazole								♦
Esfenvalérate								♦
Ethrophos								♦
Famoxadone								♦
Fenbuconazole								♦
Fénithrothion								♦
Fenvalérate								♦
Fipronil	Insecticide	.	.				♦	.
MB46136	Métabolite fipronil						♦	.
MB46513	Métabolite fipronil	.	.				♦	
Flzasulfuron								♦
Fluazifop-p-butyl								♦
Fluquinconazole								♦
Flusilazole	Fongicide	♦	♦					♦
Flutriafol								♦
Folpel	Fongicide	♦	♦					
Glyphosate	Herbicide	♦						

Matière active	Propriété	1999	2000	2001	2002	2003	2005-2006	2009-2010
Quizalofop-p-tefuryl								♦
Simazine	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦		♦
Hydroxysimazine	Metabolite simazine							♦
Sulcotrione	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦		
Tau-fluvalinate								♦
Tébuconazole								♦
Tébutame	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦		
Téméphos								♦
Terbutylazine	Herbicide	♦	♦	♦	♦	♦	♦	♦
Terbutylazine desethyl	Metabolite terbutylazine	♦	♦	♦	♦	♦	♦	♦
Terbutryn	Herbicide							♦
Tétraconazole								♦
Thiamethoxam								♦
Tolclophos-méthyl								♦
Tolyfluanide	Antifouling							♦
DMST	Metabolite Tolyfluanide							♦
Triadiméfon								♦
Triadiménol A et B	Fongicide							♦
Trichlorfon	Insecticide							♦
Trifluraline	Herbicide	♦						
Nombre de molécules recherchées		35	29	25	24	25	14	96
Nombre de molécules détectées		13	11	10	9	11	14	36

Annexe 5

Première approche de l'impact du ramassage de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* sur le renouvellement de l'herbier à *Zostera noltii* du bassin d'Arcachon.

Claude Feigné, Emilie Burtin, Christophe Troquereau, Olivier Vidal
Parc Naturel régional des landes de Gascogne/ Maison de la Nature du bassin d'Arcachon

Décembre 2007

1. Problématique

Dans le cadre des réunions concernant la régression des herbiers de zostères (*Zostera noltii* et *Zostera marina*) sur le bassin d'Arcachon ayant eu lieu au cours des hivers 2004-2005 et 2005-2006, nous avons évoqué la piste possible de l'impact du ramassage (professionnel, de loisir ou « sauvage ») des palourdes japonaises sur la capacité de renouvellement de l'herbier de *Zostera noltii*.

Bien que cette option de recherche n'ait pas été initialement retenue par le collectif de scientifiques et d'organismes travaillant sur la problématique globale de régression de cet herbier, nous avons proposé de sonder l'éventuelle pertinence de cette piste de travail par un test limité dans le temps et l'espace.

2. Effet de la récolte des palourdes par « malaxage » sur les zostères naines

2.1. Méthodes

Le but de cette expérience était de comparer les évolutions de l'herbier sur deux parcelles de vasière contiguës, l'une ayant fait l'objet de récolte des palourdes, l'autre servant de témoin.

Ces deux placettes ont été choisies en bordure de l'herbier à zostères de la Matte de Talence pour des raisons d'accessibilité (accès relativement aisé en kayak de mer, y compris à basse mer). Ce secteur est très régulièrement fréquenté par les pêcheurs à pied.



Figure C : Emplacement (point jaune) du point de prélèvement sur la Matte de Talence

Les deux placettes de 3 m² chacune sont contiguës, parallèles et orientées selon un axe NW-SE, ceci afin qu'elles subissent des contraintes écologiques identiques au cours de la période de prélèvement (effet du courant, de la sédimentation,...). La parcelle de vase a été choisie pour l'homogénéité « apparente » de son peuplement en zostères (écart de 13 % sur le prélèvement initial entre les deux placettes au profit de la zone témoin).



13/07/07 Délimitation des placettes



13/07/07 Etat de l'herbier dans le cadre



13/07/07 Mise en place de l'exclos après les deux premiers prélèvements

Les deux placettes ont été ceinturées d'un exclos pour empêcher tout broutage de l'herbier par les cygnes tuberculés (*Cygnus olor*) qui fréquentent le secteur durant cette période. Cette installation visait aussi à dissuader les pêcheurs à pied de récolter sur les placettes. L'efficacité de cet exclos a été vérifiée par des observations à la longue-vue depuis la Pointe du Teich, où notre équipe effectuait des accueils touristiques 4 heures par jour, et 3 jours par semaine durant toute la période.

Le 13 juillet 2007, la placette test a subi un ramassage des palourdes par la méthode du « malaxage ». D'après nos observations sur la zone du delta de l'Eyre (voir chapitre 3), il s'agit de la technique la plus largement utilisée par les pêcheurs (environ 80 % des observations), cependant qu'une faible proportion des ramasseurs pratiquent la pêche « au trou ». La méthode dite « du malaxage » consiste à prélever à la main toutes les palourdes rencontrées par sondage de la vase superficielle, la progression du pêcheur s'effectuant à genoux.



13/07/07 : Etat comparé des placettes après la collecte des palourdes par malaxage de la zone test

Les prélèvements ultérieurs (27/07 ; 13/08 ; 30/08 ; 26/09) ont été effectués au même moment selon un axe rigoureusement parallèle sur les placettes « témoin » et « test ».

Un seau de 27 cm de diamètre était enfoncé sur la zone à prélever, l'empreinte était découpée au couteau avec précision, le bloc de vase récupéré sur 8 à 10 cm de profondeur environ, et stocké dans un sac en toile. Ces sacs à la texture perméable ont servi de tamis pour évacuer la vase, la matière végétale (système foliaire et racinaire) étant ensuite triée pour évacuer les débris minéraux ou coquilliers divers.

Les prélèvements de matière fraîche ont été réhydratés durant 1h, puis essorés de la même manière avant pesée sur une balance électronique d'une précision de 1g.

Sur la zone test, 66 palourdes ont été récoltées ce qui représente une masse moyenne de 206g/m².



30/08/07 : Comparaison de l'état de l'herbier dans les deux placettes. On remarque aussi les traces du prélèvement du 13/08/07



30/08/07 : Prélèvements dans les deux placettes



30/08/07 : Vue générale des placettes étudiées

2.2. Résultats

Sur la durée de la période d'étude (106 jours), la zone test voit sa biomasse en zostères s'amoinrir dans un premier temps, puis remonter pour dépasser sa valeur initiale en toute fin de période (+ 20%).

Durant ce même laps de temps, dans la zone témoin la croissance de l'herbier progresse à peu près régulièrement, puis s'accroît fortement en septembre. La biomasse en fin de cycle a augmenté de plus de 300%.

Si l'on compare les deux placettes, on constate qu'à la fin septembre, la biomasse totale de l'herbier dans la zone témoin est près de 4 fois (X 3,7) supérieure à celle de la zone test.

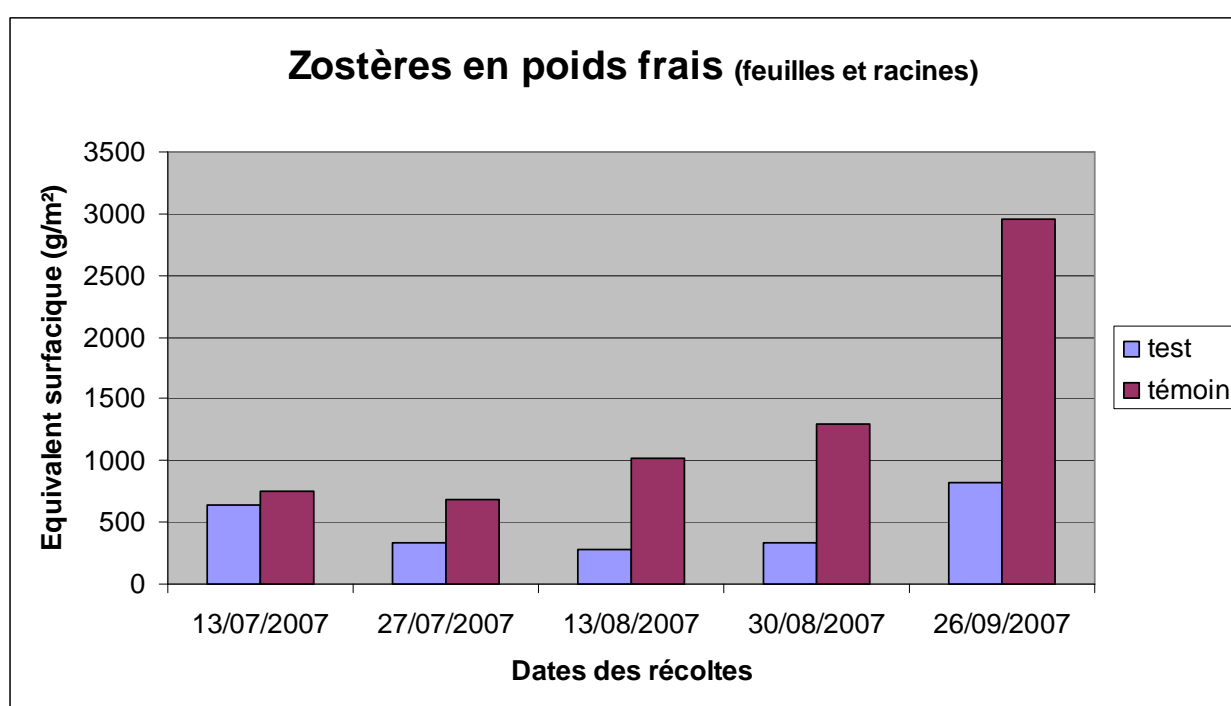


Figure D : Biomasses totales de zostères (poids frais essoré) dans les deux types de placettes

Visuellement, la différence entre les deux zones un mois et demi après le traitement s'avère évidente.



30/08/07 : Différence de densité entre les deux placettes à t : + 49 jours

En conclusion, le traitement réalisé au début de l'été (ramassage des palourdes en malaxant le sédiment) a un fort impact sur la production des zostères naines pendant les mois suivants.

3. Le ramassage des palourdes sur le secteur d'étude

Durant cette période estivale, nous avons effectué des comptages réguliers de ramasseurs de palourdes sur le secteur du delta de l'Eyre recoupant grosso modo la délimitation de la Réserve Maritime de Chasse du Bassin d'Arcachon.



Figure E : Point jaune : site de comptage des ramasseurs de palourdes
Trait rose : délimitation approximative de la zone surveillée

Ces comptages ont été effectués à distance, à l'aide d'un télescope à fort grossissement, et selon notre rythme de présence sur la pointe du Teich (de 13h à 17h, les lundis, mardi et jeudi de juin à septembre). Compte tenu de la variation des cycles de marée sur une même tranche horaire, et de l'absence de récolteurs à marée haute, seuls 19 comptages ont pu être réalisés. Les résultats de ces comptages sont présentés sur la figure suivante.

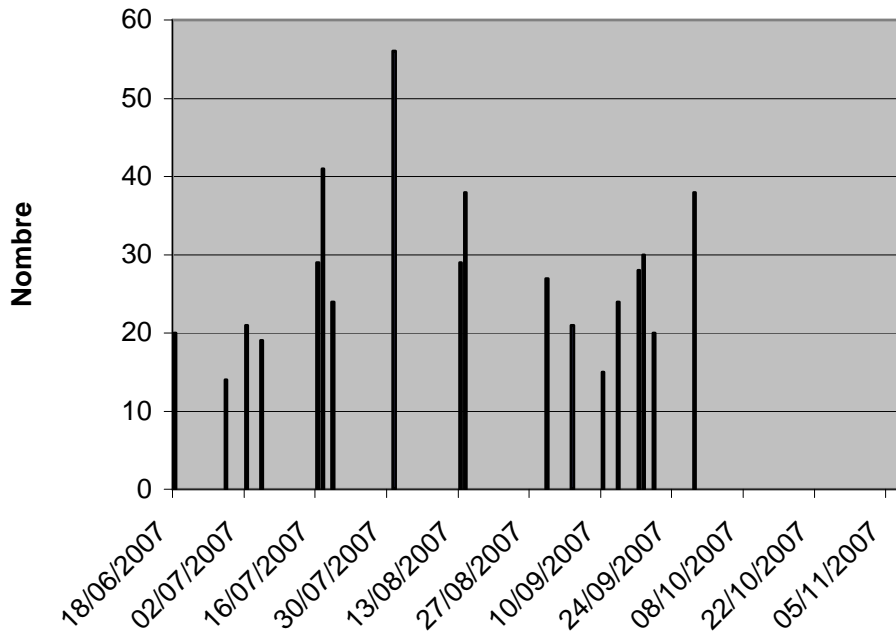


Figure F : Nombre de ramasseurs de palourdes à 19 dates de l'été 2007 dans le Delta de l'Eyre

Pendant la période d'étude, la fréquentation moyenne de ce secteur par des ramasseurs de palourdes, professionnels et plaisanciers, était de 27,3 collecteurs par période de marée basse.

Sur la base de l'expérience présentée dans le chapitre 2, on peut tenter d'estimer les superficies d'estran (avec ou sans herbiers) explorées par les pêcheurs au cours d'une marée. La récolte exhaustive par « malaxage » des 3m² de la zone test a pris 7 minutes à une personne qui pratiquait pour la première fois cette activité. Compte tenu de ce que nous avons pu observer à distance, les ramasseurs habituels sont nettement plus performants dans leur méthode.

Dans l'hypothèse où les ramasseurs récoltent les palourdes pendant 2h30 par marée au même rythme que le notre, 57,5 m² de vasière peuvent être retournés par un pêcheur, soit, compte tenu du nombre moyen de ramasseurs dans le delta (27,3), 1569 m² par marée.

Sur les trois mois d'été pendant lesquels nos comptages ont été réalisés, si l'on considère (hypothèse basse) que le ramassage s'effectue pendant 10 jours par mois, on atteint ainsi une superficie d'estran affecté s'élevant à 0,47 km², soit environ 5% de la zone d'observation (surface d'environ 9 km²).

4. Conclusion

Il ne nous appartient pas de tirer des conclusions hâtives quant à l'impact réel du ramassage des palourdes sur l'état des herbiers de *Zostera noltii* du Bassin d'Arcachon. Néanmoins, les résultats de cette expérience préliminaire apportent un éclairage sur la pertinence de prendre en compte cette activité dans le cadre d'une recherche globale sur le dépérissement des herbiers intertidaux du Bassin.

Depuis 2003, des réserves de pêches à la palourde ont été mises en œuvre dans différentes zones du Bassin, généralement pour un an, mais plus récemment (2009) pour 3 années

consécutives (Figure G). La mise en relation de l'emprise de ces réserves et de l'évolution des herbiers permettra sans doute, dans l'avenir, de mieux appréhender l'impact potentiel de cette activité sur les populations de zostères intertidales.

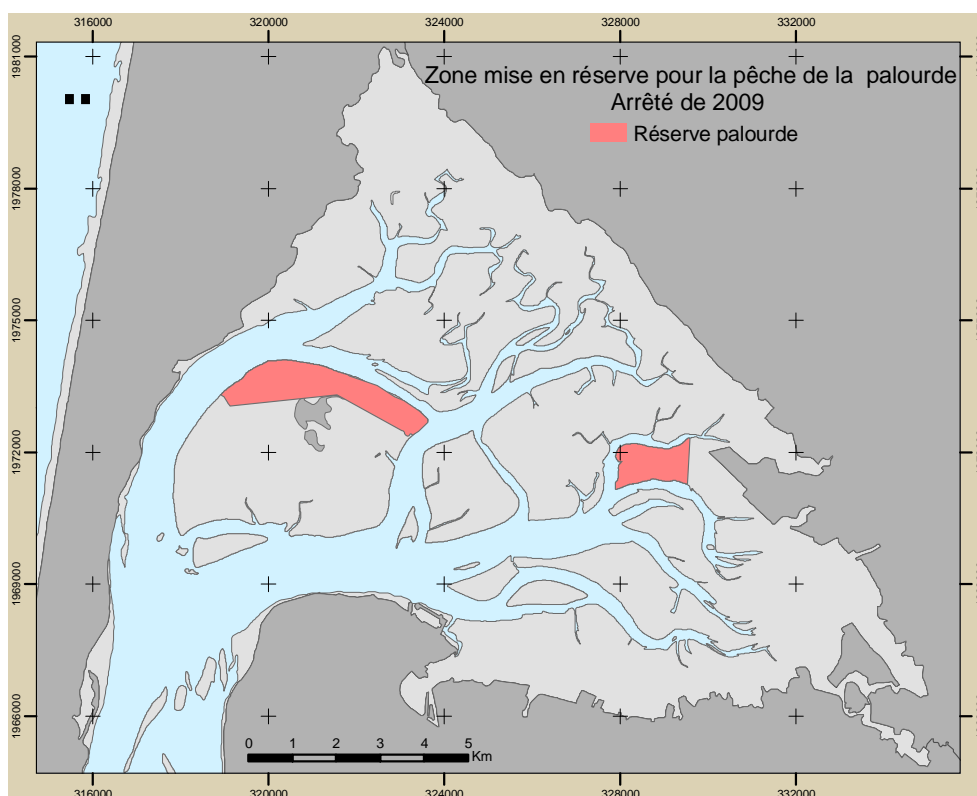


Figure G : Emprise des zones mises en réserve pour la pêche à la palourde entre 2009 et 2012.

On peut remarquer que ce type de démarche a été réalisé dans d'autres environnements où cohabitent zostères et palourdes. Dans le Golfe du Morbihan, par exemple, Hily et Gacé (2004) ont mis en évidence un effet négatif de la pêche à pied sur les herbiers.

Ce suivi nous a également révélé l'effet du dérangement anthropique sur l'utilisation par les oiseaux des vasières de la Réserve Maritime de Chasse. Aussi on peut suggérer l'idée qu'à l'avenir, **les réserves de repeuplement de Palourdes et celles concernant les secteurs d'alimentation des oiseaux à marée basse (en particulier la RCM), puissent être superposées afin de servir efficacement ces deux orientations de la gestion de l'espace naturel du bassin d'Arcachon.**

Bibliographie

Hily C., Gacé N. (2004). Impact de la pêche à pied sur les peuplements et les habitats de l'estran : cas des herbiers de zostères marines. *In Contribution à la gestion et à la conservation des espaces marins insulaires protégés (Manche - Atlantique) : les activités de pêche à pied et de plongée ; impacts sur la biodiversité et mise au point d'outils d'évaluation (coord. C. Hily)*. Programme de recherche Espaces protégés (Minist. Env.). Rapport Univ. Bret. Occ. Brest : Chap 3 , 34pp.