

**Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes – Unité Littoral –
Laboratoire Environnement Ressources d’Arcachon**

Bernard Guillaume, Ganthy Florian, Rigouin Loïc, Marchand Solène

CNRS – Université Bordeaux- UMR EPOC 5805

Devaux Ludovic, Bujan Stéphane, Benoît Gouillieux

Cellule COHABYS

Aubert Fabien

Réseau National Bernache (Coord.) - Ligue pour la Protection des Oiseaux Rochefort

Dalloyau Sébastien

Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde

Bournel Caroline

Novembre 2024. ODE/COAST/LERAR/24.018

Suivi stationnel (2006-2023) des herbiers de zostères (*Nanozostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2023) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne.



Fiche documentaire

<p>Titre du rapport : Suivi stationnel (2006-2023) des herbiers de zostères (<i>Nanozostera noltei</i> et <i>Zostera marina</i>) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2023) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne</p>	
<p>Référence interne : ODE/LER/AR/23.012</p> <p>Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle)</p>	<p>Date de publication : Novembre 2024</p> <p>Langue(s) : Français</p>
<p>Résumé/ Abstract : Le calcul de l'indicateur angiospermes dans la masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont est basé sur le suivi de trois métriques (composition, extension, abondance) des deux espèces de zostères présentes dans la Baie : <i>Nanozostera noltei</i> et <i>Zostera marina</i>. Les résultats obtenus jusqu'en 2023 permettent d'affecter une qualité « moyenne » à cette masse d'eau vis-à-vis de cet indicateur. Ce mauvais classement s'explique principalement par le fait que les emprises des deux espèces sont actuellement beaucoup plus faibles que celles, historiques, utilisées comme référence.</p>	
<p>Mots-clés/ Key words : Bassin d'Arcachon, herbiers de zostères, Directive Cadre sur l'Eau (DCE).</p>	
<p>Comment citer ce document : Bernard G., Ganthy F., Rigouin L., Marchand S., Devaux L., Bujan S., Gouillieux B., Aubert F., Dalloyau S., Bournel C. (2023). Suivi stationnel (2006-2022) des herbiers de zostères (<i>Nanozostera noltei</i> et <i>Zostera marina</i>) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2023) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. ODE/COAST/LERAR/24.018</p>	
<p>Disponibilité des données de la recherche : Oui</p>	
<p>DOI :</p>	

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Adour-Garonne	
Nom / référence du contrat :	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit : P305-0008-11 AEAG Benthos	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Guillaume Bernard / guillaume.bernard@ifremer.fr	ODE/COAST/LERAR
Florian Ganthy	ODE/COAST/LERAR
Loïc Rigouin	ODE/COAST/LERAR
Solène Marchand	ODE/COAST/LERAR
Ludovic Devaux	CNRS – Université Bordeaux-UMR EPOC 5805
Stéphane Bujan	CNRS – Université Bordeaux-UMR EPOC 5805
Benoît Gouillieux	CNRS – Université Bordeaux-UMR EPOC 5805
Fabien Aubert	Cellule COHABYS
Sébastien Dalloyau	Ligue pour la Protection des Oiseaux Rochefort
Caroline Bournel	Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde
Encadrement(s) : Elvire Antajan	
Destinataire : Agence de l'Eau Adour-Garonne	
Validé par : Elvire Antajan ODE/COAST/LERAR	

Table des matières

1	Introduction	7
2	Protocoles	8
2.1	Stations	8
2.2	Dates de prélèvement	9
2.3	Prélèvements et analyses du sédiment.....	10
2.4	Prélèvements et analyses des macroalgues.....	11
2.5	Prélèvements et analyses des zostères	11
3	Résultats	13
3.1	Les oiseaux herbivores consommateurs de zostères	13
3.2	Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Estey Tort int HZN : herbier de <i>Zostera noltei</i>	19
3.2.1	Le sédiment	20
3.2.2	Les macroalgues	22
3.2.3	Les zostères	24
3.3	Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Afrique int HZN : herbier de <i>Zostera noltei</i> 27	
3.3.1	Le sédiment	28
3.3.2	Les macroalgues	29
3.3.3	Les zostères	32
3.4	Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Hautebelle int HZN : herbier de <i>Zostera noltei</i>	37
3.4.1	Le sédiment	37
3.4.2	Les macroalgues	38
3.4.3	Les zostères	40
3.5	Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Stations Courbey (1,2,3)_ZM – Chenal du Courbey : herbier de <i>Zostera marina</i>	43
3.5.1	Le sédiment	43
3.5.2	Les macroalgues	44
3.5.3	Les épiphytes	44
3.5.4	Les zostères	45
3.5.5	Indice de maladie du dépérissement	53
3.6	Calcul de l'indicateur « angiospermes » sur la masse d'eau Arcachon amont	56
3.6.1	Composition taxinomique	56

3.6.2	Extension.....	56
3.6.3	Abondance	57
3.6.4	L'indicateur angiospermes.....	59
4	Conclusion.....	61
5	Bibliographie.....	65

1 Introduction

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle fixe comme objectif général d'atteindre un bon état écologique et chimique des masses d'eau souterraines et de surface, ces dernières incluant les masses d'eau côtières (MEC) et les masses d'eau de transition (MET).

Pour évaluer l'état écologique d'une masse d'eau (ME), la DCE utilise des éléments de qualité biologique : phytoplancton, macrophytes (macroalgues et phanérogames marines, zostères en Manche-Atlantique), faune macro-invertébrée benthique et poissons (ces derniers exclusivement dans les MET).

Dans ce cadre, à partir de 2007, a débuté le suivi stationnel des herbiers de *Nanozostera noltei* des masses d'eau du bassin Adour-Garonne. Dans ce bassin, qui s'étend des Pertuis charentais à l'estuaire de la Bidassoa, plusieurs sites de surveillance pour les herbiers de zostères naines ont été retenus et échantillonnés au cours des automnes 2007, 2008 et 2009, sur la base d'un premier protocole établi à partir de celui du REBENT Bretagne (Hily *et al.*, 2007) dans les masses d'eau suivantes :

- « Pertuis charentais » - FRFC02 ;
- « Arcachon amont » - FRFC06 ;
- « Lac d'Hossegor » - FRFC09 ;
- « Estuaire de la Bidassoa » - FRFT08.

Il est à noter que l'identification des zostères naines comme *Nanozostera noltei* ((Hornemann) Tomlinson & Posluszny, 2001) fait référence à une récente révision taxonomique des Zosteraceae à l'échelle mondiale sur des bases morphologiques et génétiques (Sullivan et Short, 2023). Ce nom, accepté par les autorités taxonomiques (<https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=669496>), correspond sans ambiguïté à l'ancien nom *Zostera noltei*, utilisé dans les précédents rapports.

Par ailleurs, les herbiers de *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon (masse d'eau « Arcachon amont »), seul site du bassin Adour-Garonne sur lequel cette espèce est présente en abondance, ont également été échantillonnés à la fin des étés 2007, 2008 et 2009.

En 2010, les experts français ont défini les métriques à prendre en compte et les règles de calcul de l'indicateur de l'élément de qualité « angiospermes » (Auby *et al.*, 2010). Cet indicateur prend en compte trois métriques : évolution du nombre d'espèces de zostères, évolution des abondances et évolution des surfaces d'herbiers.

En parallèle, un nouveau protocole de suivi stationnel des herbiers de zostères a été établi au cours de l'année 2011 (Auby *et al.*, 2012) puis progressivement amélioré (Auby *et al.*, 2014 ; Auby *et al.*, 2018). Il vise à prendre en compte les exigences liées à l'acquisition des données correspondant aux métriques de l'indicateur en s'appuyant sur les conclusions des résultats des premières années de suivi. Notamment, parmi les paramètres acquis non inclus dans le calcul de l'indicateur, seuls ont été conservés ceux qui apportent une information utile à l'interprétation des résultats. Par exemple, le paramètre « macrofaune herbivore » a été abandonné pour les deux types d'herbiers.

Pour *Zostera marina*, la méthodologie s'est par ailleurs peu modifiée au cours du temps. Par contre, pour *Nanozostera noltei*, il est apparu que le protocole auparavant utilisé, quoique assez détaillé, ne permettait pas de caractériser correctement l'état de santé de ces herbiers,

notamment du fait de l'hétérogénéité à méso échelle observée pour certaines stations. Pour cette raison, la surface des stations a été augmentée et la mesure des densités et des biomasses a été remplacée par un indicateur de densité plus « intégrateur », le taux de recouvrement.

Par ailleurs, ce nouveau protocole préconise une fréquence annuelle (et non plus tri annuelle) des observations sur les herbiers.

En 2018, un nouveau site de surveillance des herbiers de zostères naines a été créé dans la masse d'eau « FRFT09 – Estuaire Gironde aval » dans laquelle des prospections réalisées au milieu des années 2010 avait révélé la présence d'un herbier sur le secteur de Bonne Anse. Par ailleurs, de nouvelles stations ont été rajoutées dans les plus grands herbiers de la façade en 2012 (deux stations supplémentaires pour FRFC02 et une pour FRFC06).

Les résultats acquis depuis le début des suivis stationnels sur les différents sites sont consultables sur des rapports téléchargeables sur la base Archimer¹.

- Masse d'eau « Pertuis charentais » - FRFC02 (Sauriau, 2008a, 2008b ; Sauriau *et al.*, 2009, 2012 ; Sauriau et Aubert, 2013 ; Sauriau *et al.*, 2014 ; Sauriau et Aubert, 2016 ; Sauriau *et al.*, 2017 ; Aubert *et al.*, 2018 ; Aubert *et al.*, 2019 ; Aubert *et al.*, 2020, 2021, 2022);
- Masse d'eau « Arcachon amont » - FRFC06 (Auby *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018b, 2019, 2020, 2021, 2022);
- Masse d'eau « Lac d'Hossegor » - FRFC09 (Auby *et al.*, 2009, 2010a ; Auby et Trut, 2011, 2013 ; Auby *et al.*, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018a, 2019, 2020, 2021, 2022).
- Masse d'eau « Estuaire de la Bidassoa » - FRFT08 (Sanchez *et al.*, 2007 ; de Casamajor *et al.*, 2008 ; Sanchez *et al.*, 2010, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022).
- Masse d'eau « Estuaire Gironde aval » - FRFT09 (Aubert *et al.*, 2020, 2021, 2022).

Les herbiers de zostères de ces différents sites ont également fait l'objet de cartographies de leurs emprises, à des dates différentes selon les masses d'eau (également téléchargeables depuis le site Envlit ou la base Archimer).

- Masse d'Eau « Pertuis charentais » - FRFC02 (Lafon *et al.*, 2009 ; Lafon *et al.*, 2014) ;
- Masses d'Eau « Arcachon amont » - FRFC06 et « Arcachon aval » - FRFC07 (Dalloyau *et al.*, 2009 ; Plus *et al.*, 2010 ; Lafon, 2012 (herbiers intertidaux - non publié) ; Trut *et al.*, 2018 (herbiers subtidaux), Rigouin *et al.*, 2022. (herbiers intertidaux) ;
- Masse d'Eau « Lac d'Hossegor » - FRFC09 (Trut *et al.*, 2009, 2014 ; Rigouin *et al.*, 2022) ;
- Masse d'eau « Estuaire de la Bidassoa » - FRFT08 (Lissardy *et al.*, 2007 ; Sanchez *et al.*, 2014 ; Sanchez *et al.*, 2017 ; Sanchez *et al.*, 2021).

2 Protocoles

2.1 Stations

Du fait de leur grande étendue dans la masse d'eau « Arcachon amont », et des différences physico-chimiques (température, salinité, nutriments) s'appliquant sur les herbiers selon leur localisation, le suivi stationnel des herbiers de *Nanozostera noltei* a dans un premier temps été

¹ <http://archimer.ifremer.fr/>

réalisé sur deux sites, l'un sous influence océanique (Afrique int HZN), et l'autre, sous influence plus continentale (Estey Tort int HZN) (Figure 1).

Pour les raisons invoquées au début des paragraphes dédiés aux résultats de chaque station, ces deux stations ont été déplacées au cours du temps : entre 2006 et 2007 pour la station Estey Tort int HZN et entre 2011 et 2012 pour la station Afrique int HZN

Par ailleurs, en 2012, il a été décidé de rajouter un site de suivi, également situé dans la zone orientale de la Baie, mais dans sa partie nord (Hautebelle int HZN).

La position des grilles d'observation dans ces trois herbiers est présentée dans l'annexe 1.

Le suivi stationnel de *Zostera marina* est réalisé en plongée dans le chenal du Courbey (Courbey_sub_ZM), qui reste, avec le chenal de l'Île, l'un des sites dans lequel les herbiers subtidaux sont les plus développés. La station est constituée de 3 points subtidaux distants d'une centaine de mètres.

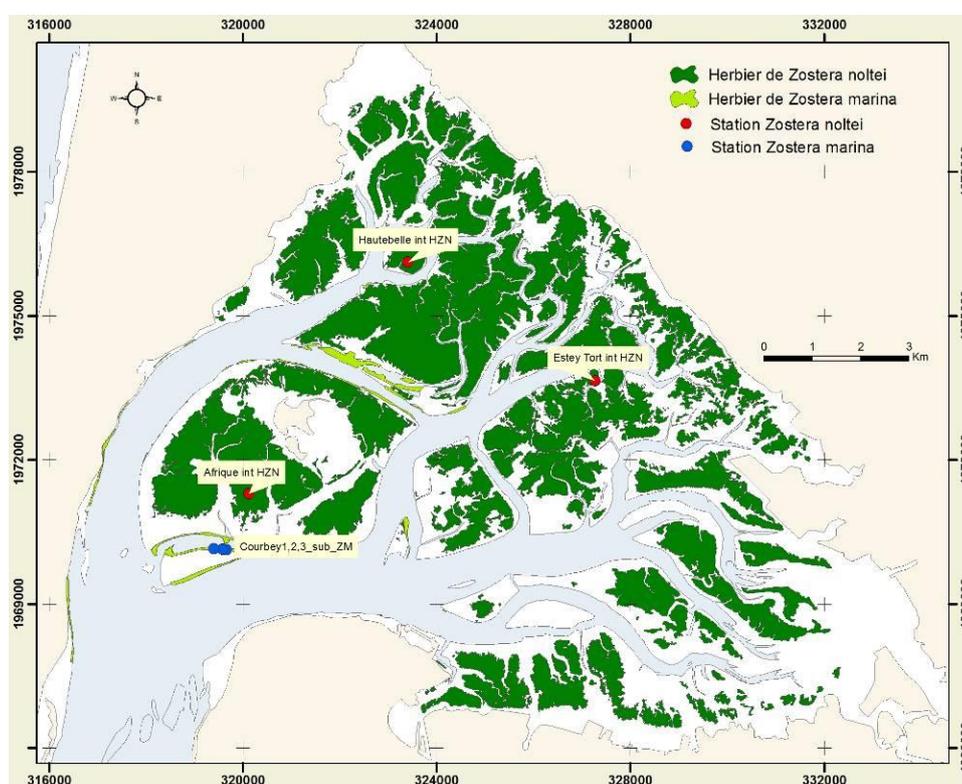


Figure 1 : Localisation des stations de prélèvements des deux espèces de zostères dans le Bassin d'Arcachon (Carte des herbiers de zostères d'après Plus *et al.*, 2010).

2.2 Dates de prélèvement

Les dates d'échantillonnage des années précédentes (2006 à 2022) sont consignées dans les rapports précédents téléchargeables sur la base bibliographique Archimer.

En 2022 l'ensemble des stations a fait l'objet d'observations et de prélèvements selon le nouveau protocole, aux dates suivantes.

Masse d'eau	Station	Echantillonnage
FRFC06	Estey Tort int HZN	30 août 2023
FRFC06	Afrique int HZN	31 août 2022
FRFC06	Hautebelle int HZN	1 ^{er} septembre 2023
FRFC06	Courbey1_sub_ZM Courbey2_sub_ZM Courbey3_sub_ZM	7 septembre 2023

2.3 Prélèvements et analyses du sédiment

NB : Pour ces paramètres, le protocole n'a pas évolué au cours du temps, sauf en ce qui concerne le nombre de tamis utilisés pour les mesures de granulométrie : 5 en 2007 et 2012 ; 17 en 2008 et 2009 et à partir de 2013.

Granulométrie

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Carottier PVC
Dimensions échantillon	9 cm diamètre - 10 cm de profondeur
Nombre d'échantillons	1 échantillon constitué de 3 échantillons mélangés
Analyse	Séchage 48 h en étuve à 60°C – Pesée de 100 g sédiment sec à 0,01 g – Passage humide sur tamis de maille 63 µm – Séchage 48 h en étuve à 60°C – Passage à sec sur série de tamis AFNOR (de 4 mm à 63µm) – Pesée de chaque fraction à 0,01 g – Paramètres de distribution obtenus par méthode numérique selon procédure GRADISTAT (Blott & Pye, 2001)

Matière organique

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Carottier PVC
Dimensions échantillon	3 cm diamètre - 5 cm de profondeur
Nombre d'échantillons	9 échantillons
Analyse	Perte au feu (4h – 450°C)

2.4 Prélèvements et analyses des macroalgues

Les macroalgues ont été échantillonnées dans les quatre stations d'herbier de zostères, selon les protocoles suivants.

Macroalgues *Nanozostera noltei*

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Ramassage manuel dans un cadre
Dimensions échantillon	0,50 m x 0,50 m = 0,25 m ²
Nombre d'échantillons	30 au maximum
Analyse	Séparation par phylum : Chlorophyta (vertes), Rhodophyta (rouges) et Ochrophyta (brunes). Biomasse (poids sec : 48 h – 60°C)

Macroalgues *Zostera marina*

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Carottier métallique
Dimensions échantillon	2 x (0,20 m x 0,20 m) = 0,08 m ²
Nombre d'échantillons	6 échantillons (2 par point)
Analyse	Séparation par phylum : Chlorophyta (algues vertes), Rhodophyta (algues rouges) et Ochrophyta (algues brunes). Biomasse (poids sec PS : 48 h – 60°C)

2.5 Prélèvements et analyses des zostères

NB : Les protocoles d'acquisition de données pour Nanozostera noltei ont été modifiés à partir de 2011. Le tableau suivant présente donc les protocoles utilisés à partir de cette date.

Les zostères naines des stations Estey Tort int HZN, Afrique int HZN et Hautebelle int HZN et les zostères marines des points Courbey (1, 2, 3)_sub_ZM ont été échantillonnées selon les protocoles suivants.

Estimation du recouvrement : *Nanozostera noltei*

Méthode	
Mode d'acquisition de données	Observation directe sur le terrain et photographie verticale d'un cadre posé sur l'herbier
Dimensions échantillon	0,50 m x 0,50 m = 0,25 m ²
Nombre d'échantillons	30 échantillons
Analyse	Au laboratoire, calcul du taux de recouvrement sur chaque quadrat avec le logiciel Image J. Affectation d'une valeur médiane de recouvrement à chaque quadrat en fonction des équivalences suivantes.

Classe de taux de recouvrement (%)	0	1-25	26-50	51-75	76-99	100
Valeur	0	0,125	0,375	0,625	0,875	1

A partir de ces mesures, plusieurs paramètres peuvent être calculés :

- **Pourcentage de surface végétalisée sur la station** = nombre de quadrats avec un recouvrement supérieur à 0 x 100 / 30
- **Recouvrement moyen sur la surface végétalisée** = moyenne des recouvrements sur les quadrats présentant un recouvrement supérieur à 0.
- **Recouvrement moyen sur la station** : moyenne des recouvrements sur tous les quadrats.

Densités, biomasses, biométrie : *Zostera marina*

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Carottier métallique
Dimensions échantillon	2 x (0,20 m x 0,20 m) = 0,08 m ²
Nombre d'échantillons	6 échantillons (2 par point) + 9 échantillons (3 par point) pour dénombrement des pieds <i>in situ</i>
Analyse	Dénombrement des pieds. Mesures des feuilles Biomasse des différents organes (poids sec PS: 48 h – 60°C)

Epiphytes sur les feuilles de zostères : *Zostera marina*

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Ramassage manuel
Dimensions échantillon	10 pieds
Nombre d'échantillons	3 échantillons (1 par point)
Analyse	Biomasse feuilles zostères et épiphytes (poids sec PS: 48 h – 60°C / poids sec libre de cendres AFDW :2 h – 450°C)

Indice de maladie du dépérissement : *Zostera marina*

Méthode	
Engin d'échantillonnage	Ramassage manuel
Dimensions échantillon	10 pieds
Nombre d'échantillons	3 échantillons (1 par point)
Analyse	Biométrie et estimation du pourcentage en surface de trace de maladie sur l'ensemble des feuilles de chaque pied.

Mode de calcul de l'indice de maladie sur les 30 pieds

- Wasting Index (**WI %**) : moyenne du pourcentage maximal de trace de maladie par pied (Burdick *et al.*, 1993) (Figure 2).
- Wasting Index moyen (**WIM %**) : moyenne du pourcentage de trace de maladie sur l'ensemble des feuilles des 30 pieds (Christian Hily, UBO, méthodologie adoptée dans le suivi REBENT Bretagne).
- Wasting Index feuille X : (**WIFx%**) : moyenne du pourcentage de trace de maladie sur l'ensemble des feuilles d'un rang donné (x) des 30 pieds (Hily *et al.*, 2002).

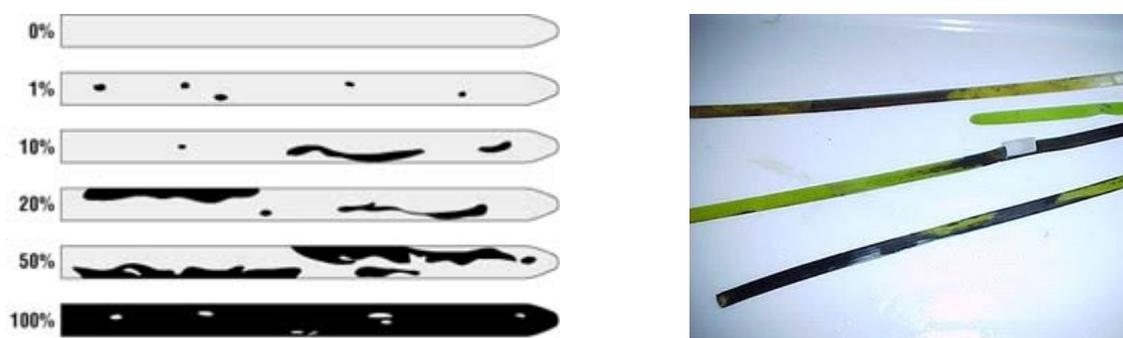


Figure 2 : Évaluation de la maladie du dépérissement selon l'échelle de Burdick *et al.* (1993)

3 Résultats

3.1 Les oiseaux herbivores consommateurs de zostères

Plusieurs espèces d'oiseaux herbivores présentes sur le Bassin d'Arcachon toute ou une partie de l'année consomment des zostères.

Les trois espèces pour lesquelles les zostères constituent, dans le Bassin, une source importante de nourriture sont les bernaches cravants à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*), les cygnes tuberculés (*Cygnus olor*) et les canards siffleurs (*Anas penelope*).

D'après les calculs réalisés dans le cadre de l'étude sur la régression des herbiers de zostères du Bassin (Auby *et al.*, 2011) à partir des données 2000-2010, il apparaît que la consommation de zostères naines (*Nanozostera noltei*) par les populations de canards siffleurs et de cygnes est très faible par rapport à la biomasse foliaire disponible. Seules les bernaches, parce qu'elles sont présentes en grand nombre à une période de l'année où les zostères sont peu développées, en consomment une part significative.

Ces trois espèces d'oiseaux herbivores fréquentent préférentiellement la partie orientale du Bassin (où se situent les stations Estey Tort int HZN et Hautebelle int HZN) et n'ont, semble-t-il, jamais été observées en quantité significative dans la zone où se trouve l'autre station d'herbier de zostères naines (station Afrique int HZN).

Les **dénombrements d'oiseaux d'eau** sont réalisés sous l'égide de l'association *Wetlands International* par un réseau d'observateurs locaux (indépendants, Associations locales ou nationales de protection de la nature, Fédérations de Chasse, ONCFS, Parcs Naturels, ...). Ces observateurs transmettent leurs données à la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) qui assure, sur le plan national, la coordination de ces dénombrements pour *Wetlands International*.

Ces comptages sont notamment réalisés chaque année à l'échelle de tout le paléarctique, à la mi-janvier, dans le cadre *l'International Birds Census* coordonné par *Wetlands International*.

Par ailleurs, également sous l'égide de *Wetlands International*, un certain nombre de groupes spécialisés (anatidae, oies, ...) se sont mis en place, de façon à accentuer le suivi sur certaines espèces ou groupes d'espèces (par exemple les bernaches).

Enfin, dans le cadre d'études particulières, certaines espèces (par exemple les cygnes) sont dénombrées au cours d'autres mois que le mois de janvier dans des sites d'intérêt.

- Les **canards siffleurs** sont dénombrés chaque hiver, à la mi-janvier, dans le cadre de *l'International Birds Census*. Leur abondance est relativement limitée sur le Bassin d'Arcachon (évoluant entre 110 et 646 individus pendant les hivers de la décennie 2010, **201 en janvier 2023**) et ne présente pas d'évolution récente particulière².
- Les **cygnes tuberculés** sont présents toute l'année sur le Bassin d'Arcachon, en des proportions (et avec des répartitions) très variables selon la période de l'année. On peut discriminer trois

² Les rapports correspondants à ces dénombrements, rédigés par la LPO Aquitaine, sont téléchargeables à l'adresse suivante : https://www.faune-aquitaine.org/index.php?m_id=1189&item=18

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.

Jusqu'à une période récente, les seuls résultats disponibles sur l'abondance de cette espèce résultaient des comptages effectués chaque année à la mi-janvier (période d'hivernage) (*International Birds Census*).

Ces résultats mettaient en évidence une forte augmentation des abondances sur le Bassin depuis les années 1980, avec de très fortes populations hivernales en janvier 2006 (2 230), suivies d'un déclin en 2007 (350 individus) et 2008 (62 cygnes dénombrés). Par la suite, les effectifs hivernaux ont toujours été assez faibles : 118 cygnes dénombrés en janvier 2013, 81 en janvier 2014, 109 en janvier 2015, 72 en 2016, 98 en 2017, 94 en 2018, 137 en 2019, 96 en 2020, 45 en 2021, 194 en 2022 et **142 en janvier 2023**.

Depuis une vingtaine d'années, le Bassin d'Arcachon est devenu une zone de mue importante pour le cygne tuberculé. Des oiseaux d'origine inconnue viennent se joindre aux locaux aux alentours du 10 mai. Les observations les plus importantes se font en juillet et début août. À cette époque, les groupes sont très dispersés sur la zone intertidale et non plus sur les seuls domaines endigués (Péré *et al.*, 2010).

Depuis l'été 2008, la Fédération des Chasseurs de la Gironde a entrepris un suivi mensuel de ces populations, destiné à estimer l'abondance de cette espèce dans le Bassin pendant la période de mue et réalisés en avion. Entre juillet et novembre **2008**, les effectifs de cygnes ont varié entre 1200 et 2000 individus, les oiseaux étant assez largement répartis sur les zones intertidales de l'est du Bassin (Péré *et al.*, 2010). En **2009**, à la même époque de l'année, les effectifs étaient à peu près similaires (variant de 1400 à 1800) (Péré *et al.*, 2010). Par ailleurs, ces auteurs indiquaient que ces oiseaux se nourrissent non seulement de zostères, mais également d'algues vertes abondantes notamment dans le quart sud-est de la Baie. En **2010** et **2011**, les effectifs en période de mue ont varié respectivement entre 1200-1500 et 1100-1700 individus. Entre juin et octobre **2012**, les cygnes ont été un peu moins nombreux sur le Bassin, avec des effectifs variant entre 700 et 1200 individus (Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde, comm. pers.). Depuis **2013**, les dénombrements ne sont réalisés qu'en juillet-août, les abondances mesurées par la Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde s'avérant proches de celles de l'été 2012 jusqu'en 2015, et des effectifs plus faibles dénombrés entre **2016 et 2018** (600 à 800 oiseaux). En **2019**, les effectifs étaient un peu plus importants (949 en juillet, 858 en août). Les comptages estivaux ne sont plus réalisés depuis 2020.

- Les **bernaches cravants** sont dénombrées dans le cadre du Groupe de travail sur les Oies (*Goose Specialist Group*) à l'échelle européenne. Au niveau national, les dénombrements sont réalisés de septembre à mars, sous la coordination du Réseau National Bernaches pour l'ensemble des sites littoraux où elles hivernent.

Sur le bassin d'Arcachon, les dénombrements sont actuellement coordonnés par la Fédération des Chasseurs de la Gironde qui pilote le suivi hivernal en s'appuyant sur un réseau d'observateurs regroupant divers partenaires institutionnels (Office Français de la Biodiversité, Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne, Mairie de La Teste) et associatifs (Fédération des Sociétés pour l'Étude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-ouest - SEPANSO/Réserve Naturelle Nationale du Banc d'Arguin, Association de Chasse Maritime du Bassin d'Arcachon). Les données sont transmises au Réseau National Bernache qui en assure la centralisation et

communiqué chaque année les bilans à l'association *Wetlands International*, à des fins d'estimation de taille de population et d'utilisation de l'espace. Les données recueillies au mois de janvier sont versées dans la base *International Birds Census*.

Ces dénombrements permettent de mettre en évidence une augmentation des populations hivernant en France depuis 1967 (Figure 3) alors que l'ensemble de la population biogéographique enregistre un fort déclin ($\approx -34\%$) depuis le milieu des années 90. Toutefois, la courbe d'abondance s'infléchit vers le milieu des années 2010 et la tendance observée depuis quelques années (2012-2023) est considérée comme stable voire légèrement décroissante. En 2023, la population hivernante sur le littoral français était estimée à 92537 individus, dont 36304 individus dans la région Nouvelle Aquitaine (Figure 4).

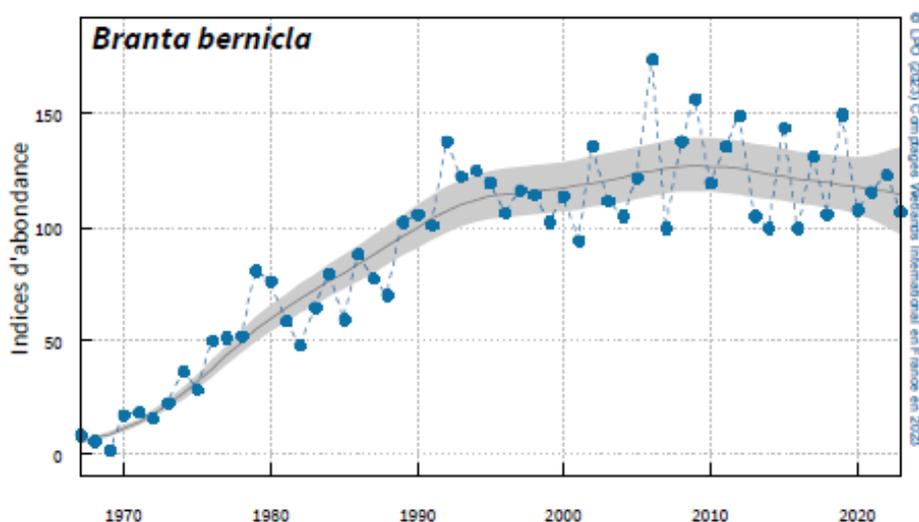


Figure 3 : Évolution temporelle des indices annuels d'abondance (base 100 = 2014) des bernaches cravants à ventre sombre (*Branta b. bernicla*) sur le littoral français (in Moussy et al., 2023)

Ainsi, le littoral français a pu accueillir un peu plus de 70 % de la population biogéographique (2014), valeur s'établissant désormais sur la période récente à 60,0 % (-0.9 ; +4.1) pour l'hivernage de la Bernache cravant à ventre sombre (*Branta b. bernicla*), contre environ 40% dans les années 1980 (S. Dalloyau & S. Le Dréan-Quénéhec'hdu, comm. pers.).

Entre la fin des années 1990 et la fin des années 2010, le Bassin d'Arcachon était devenu le site national majeur (et européen, dans ce contexte) pour l'hivernage des bernaches. Depuis, suite à la diminution des effectifs maximaux arcachonnais et à l'augmentation de ceux de Bretagne sud, c'est désormais le Golfe du Morbihan qui héberge la plus grande population hivernante devant le Bassin d'Arcachon (15144 contre 10904 individus recensés en janvier 2023). Comme nous le verrons par la suite (Figure 7), le stock hivernal de zostères naines dans le Bassin d'Arcachon a fortement décliné au cours du temps depuis les 20 dernières années et cette chute de l'effectif de bernaches hivernant sur ce site est peut-être à mettre en relation avec le déclin des herbiers intertidaux, dans la mesure où les oiseaux auraient pu engager des mécanismes de réponses fonctionnelles en s'ajustant spatialement aux ressources disponibles et désormais en déclin.

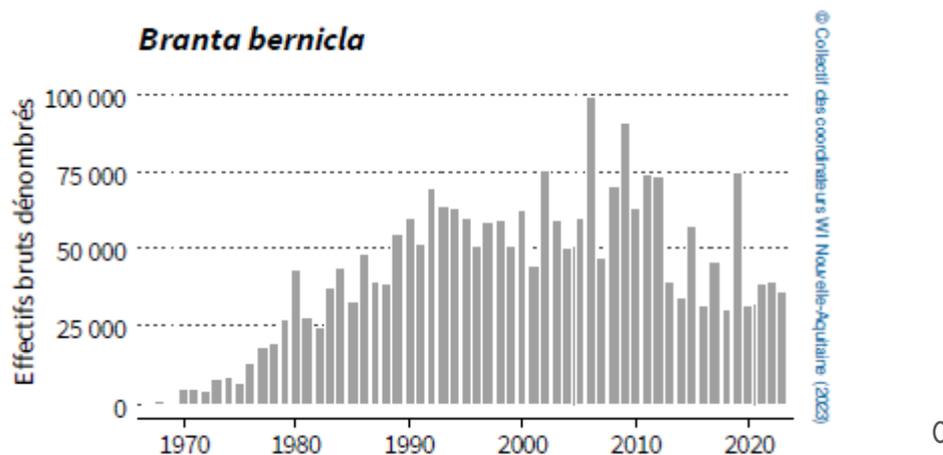


Figure 4 : Évolution temporelle des effectifs dénombrés des bernaches cravants à ventre sombre (*Branta b. bernicla*) dans les 15 sites identifiés de la région Nouvelle-Aquitaine (in Mokuenko 2023).

Les données acquises par le réseau de comptage au cours des dernières années révèlent que les effectifs maximaux de bernaches hivernant sur le Bassin sont souvent plus élevés depuis la fin des années 2000 qu’au début de la série. Cette tendance est également observée pour le nombre de jours oiseaux par saison³, avec des valeurs généralement élevées entre 2008 et 2018 (Figure 5). On peut toutefois remarquer que les cinq dernières saisons d’hivernage sont caractérisées par de faibles valeurs de ces deux paramètres.

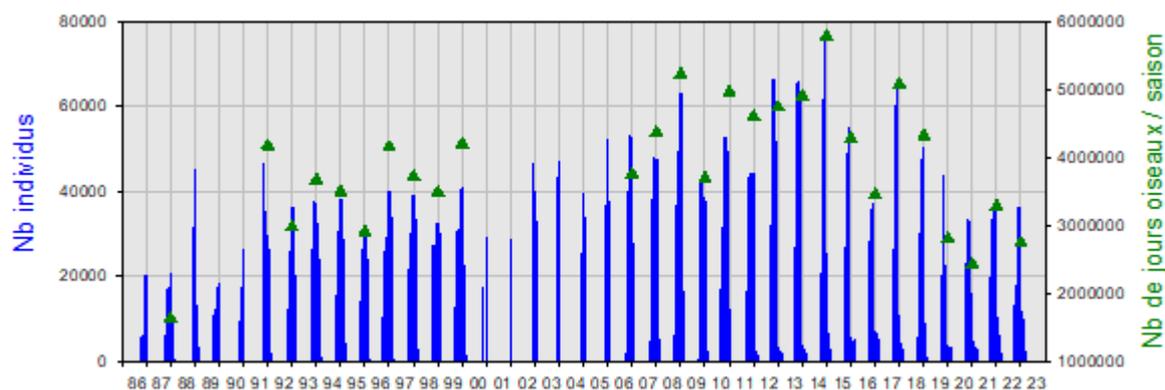


Figure 5 : Évolution des effectifs mensuels des bernaches cravants dans le Bassin d’Arcachon au cours des saisons d’hivernage entre 1986-87 et 2022-23.

L’évolution de la consommation théorique de feuilles de zostères par les bernaches au cours de leur hivernage⁴ suit les tendances mises en évidence pour les deux paramètres précédents (Figure 6).

³ Ce paramètre n’a été calculé que pour les années pendant lesquelles on dispose de données de comptages pour tous les mois entre octobre et février.

⁴ Calcul : consommation journalière de 110 g poids sec x nb de jours-oiseaux mensuel, cf. Auby *et al.* (2011)

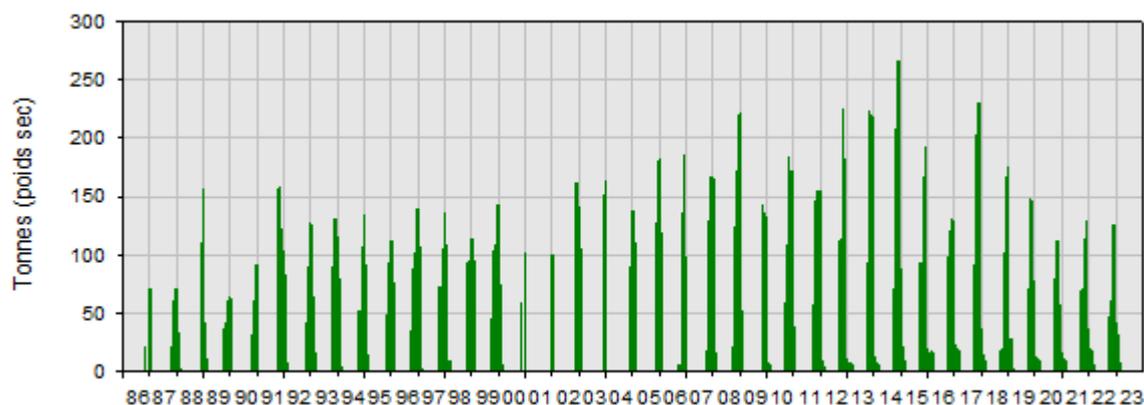


Figure 6 : Evolution de la quantité mensuelle théorique de feuilles de zostères naines (poids sec) consommées mensuellement par les bernaches cravants dans le Bassin d'Arcachon au cours des saisons d'hivernage de 1986-87 à 2022-23.

Les quantités totales de feuilles de zostères présentes sur le site pendant les périodes d'hivernage ont été calculées en multipliant les biomasses foliaires moyennes de différents herbiers à différentes époques (1989 à 2014 : Ribaudo *et al.*, 2016 ; 2015 à 2021 : Cognat *et al.*, 2018.) avec les surfaces de ces herbiers aux différentes périodes (1984-1986 : Auby, 1991 ; 2005-2011 : Plus *et al.*, 2010 ; 2012-2018 : Lafon, com. pers. ; 2018-2022 : Rigouin *et al.*, 2022) (Figure 7).

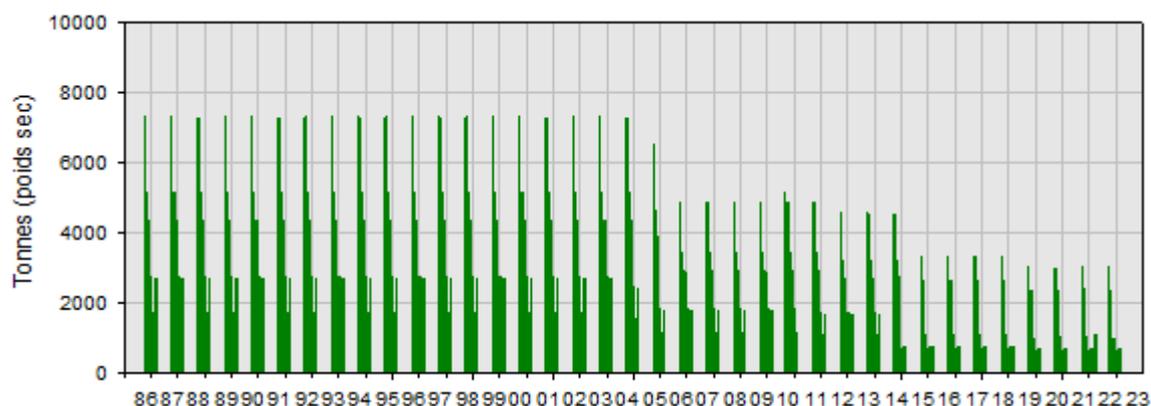


Figure 7 : Évolution de la quantité mensuelle de feuilles de zostères naines (poids sec) disponible pour les oiseaux dans le Bassin d'Arcachon au cours des saisons d'hivernage de 1986-87 à 2022-2023.

Comme cela apparaît sur cette figure, ce stock diminue au cours du temps, en raison de la régression de l'emprise des herbiers et de la diminution des biomasses hivernales.

On peut alors calculer la proportion de feuilles consommées par rapport au stock total disponible (Figure 8).

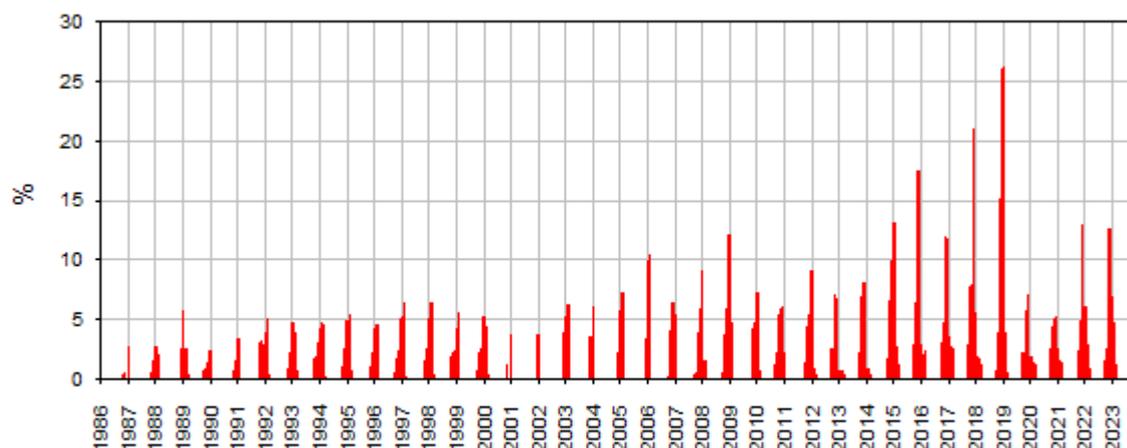


Figure 8 : Évolution de la proportion théorique du stock total de feuilles de zostères naines consommé mensuellement par les bernaches dans le Bassin d'Arcachon au cours des saisons d'hivernage de 1986-87 à 2021-2022.

Le résultat de ces calculs montre une augmentation sensible de la proportion maximale prélevée par les oies depuis les années 2000, particulièrement marquée au cours de la décennie 2010, et suivie d'une forte baisse en 2019-2020 et 2020-2021. Les saisons 2021-2022 et 2022-2023 sont par ailleurs marquées par des valeurs similaires, excepté pour le mois de décembre pour lequel une hausse peut être observée. Les prélèvements mensuels réalisés par ces oies dépassent rarement 10% du stock, mais peuvent atteindre ponctuellement des valeurs assez élevées, notamment au cours des dernières années de la décennie 2010, en raison de la diminution du stock hivernal de feuilles de zostères : 20,9 % en décembre 2017, 26,1 % en janvier 2019, et un maximum de 12,6 % a mesuré en décembre 2022 pour la saison 2022-2023. En moyenne (entre les saisons 2006-2007 et 2022-2023) le prélèvement par les oies s'établit à 4,20 % du stock de feuilles des mois d'hiver, ce qui peut être considéré comme relativement négligeable, et ceci d'autant plus que les bernaches consomment également les feuilles de zostères flottantes ou échouées (photo 1a), voire des algues vertes (photo 1b).



Photos 1a et 1b : Bernaches consommant les feuilles de zostères détachées des herbiers (1a - gauche) et des algues vertes (entéromorphes) (1b - droite) - (© Gilles Trut, Ifremer, LER/AR)

3.2 Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Estey Tort int HZN : herbier de *Nanozostera noltei*

Cette station, initialement située sur la rive Est de l'Estey Tort a été échantillonnée pour la première fois à la fin de l'été 2006. A cette époque, l'herbier y était bien développé. Dès l'année suivante, cet herbier s'était fortement dégradé (photo 2), tandis que la zone située à l'Ouest de l'Estey Tort présentait encore des herbiers en bon état (photo 3).



Photo 2 : L'herbier de « l'ancienne » station Estey Tort HZN en septembre 2007.



Photo 3 : L'herbier de la « nouvelle » station Estey Tort HZN en septembre 2007.

Cette dégradation paraissant à l'époque assez localisée, et le suivi ne datant que d'une année, la station a été déplacée de quelques centaines de mètre vers l'ouest, de l'autre côté de l'Estey Tort. Depuis 2007, la position de la station a été maintenue.

3.2.1 Le sédiment

Globalement, cette station présente le sédiment le plus fin et le plus riche en matière organique des trois stations intertidales échantillonnées dans le cadre de cette étude.

Ses caractéristiques ont néanmoins évolué au cours du temps (Tableau 1 et Figure 9). Ces variations sont symptomatiques de l'instabilité des sédiments dans cette zone du Bassin où l'herbier de zostères, fortement dégradé, ne joue plus son rôle de stabilisateur des sédiments fins.

Tableau 1 : Évolution temporelle des caractéristiques du sédiment de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Estey Tort int HZN.

	Médiane (μm)	Teneur en vase (%)	Teneur en sable (%)	Teneur en matière organique (%)*
2006	50	54,4	45,6	7,7 \pm 1,2
2007	125	20,1	79,9	8,5 \pm 1,6
2008	93	20,8	79,2	4,7 \pm 0,8
2009	34	64,1	35,9	6,7 \pm 0,9
2011	97	41,9	58,1	6,5 \pm 1,5
2012	104	40,1	59,9	7,7 \pm 1,6
2013	71	46,8	53,2	6,3 \pm 2,9
2014	29	69,1	30,9	7,2 \pm 1,0
2015	37	62,2	37,8	7,2 \pm 1,4
2016	29	69,8	30,2	7,2 \pm 1,1
2017	31	67,6	32,4	6,1 \pm 0,3
2018	27	71,4	28,6	6,7 \pm 1,1
2019	92	59,0	41,0	4,4 \pm 1,9
2020	28	29,6	70,4	6,9 \pm 1,1
2021	47	55,9	44,1	6,4 \pm 1,1
2022	26	73,9	26,1	6,52 \pm 0,4
2023	32	66,2	33,8	6,57 \pm 3,6

*Moyenne \pm Ecart-type

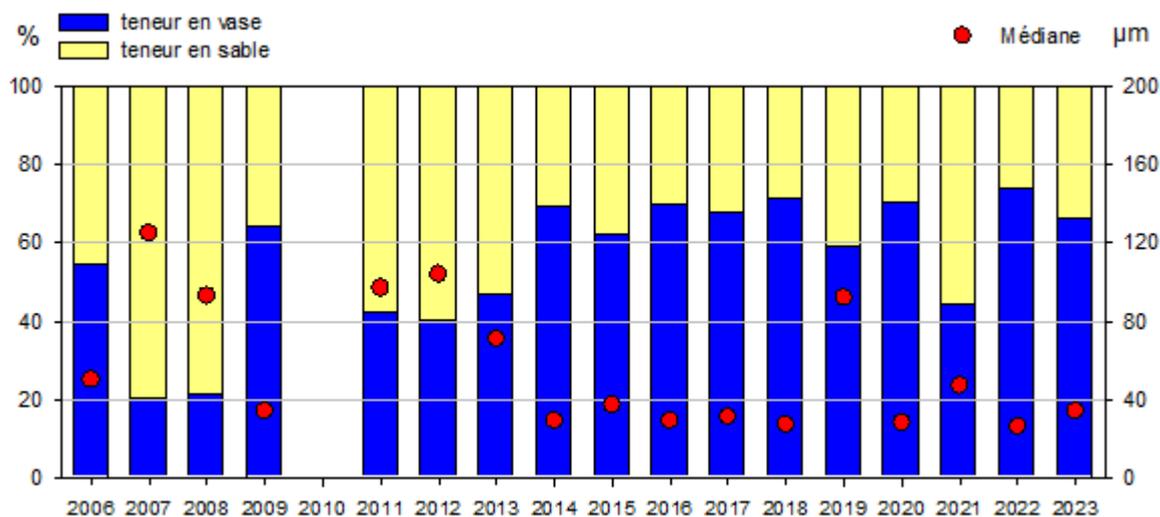


Figure 9 : Évolution temporelle de la médiane (μm) du sédiment et de la proportion (%) de sable (particules de taille comprises entre 63 et 2000 μm) et de vase (particules de taille inférieure à 63 μm) de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Estey Tort int ZN.

3.2.2 Les macroalgues

Sur cette station, les macroalgues sont assez rarement observées, et atteignent, lorsqu'elles sont présentes (fins d'été 2006, 2011 et 2018), des biomasses généralement très modestes (Tableau 2).

En **2019**, pour la première fois depuis le début du suivi, cet estran présentait une forte couverture végétale formant des tapis sur le sédiment, principalement constitués par des ochrophytes du genre *Vaucheria* (photo 4).

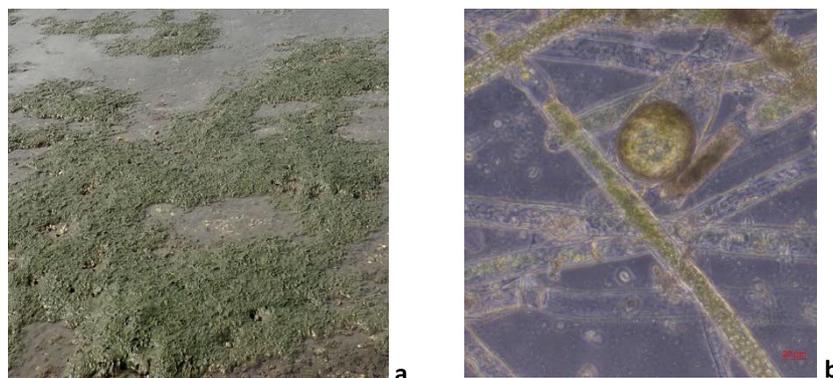


Photo 4 : Tapis de *Vaucheria* spp. à la station Estey Tort int HZN en été 2019 (a) Sur le terrain (b) Au microscope optique

En **2020**, le sédiment était à nouveau dépourvu de tapis macroalgal et quelques algues rouges éparses (non prélevées) ont été observées en **2021** et **2022** sur cet estran (photo 5). En 2023, il a été de nouveau observé de manière éparses (1) des tapis fins de *Vaucheria* ainsi que (2) des dépôts parfois importants d'algues rouges du genre *Gracilaria* (Photo 5).



Photo 5 : *Vaucheria* et algues rouges à la station Estey Tort int HZN en été 2023

Tableau 2 : Evolution temporelle de la biomasse (en poids sec) des macroalgues (\pm ET) dans l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Estey Tort int HZN.

	Chlorophyta (g PS.m ⁻²)	Rhodophyta (g PS.m ⁻²)	Ochrophyta (g PS.m ⁻²)
2006	1,15 \pm 1,99	0	0
2007 à 2009	0	0	0
2011	2,08 \pm 7,41	0,32 \pm 0,66	0
2012 à 2017	0	0	0
2018	0,13 \pm 0,42	0,49 \pm 0,93	0
2019			69,64*
2020	0	0	0
2021 et 2022	0	présence	0
2023	présence	présence	présence

* Un seul échantillon pesé

3.2.3 Les zostères

A cette station, ainsi que dans les zones environnantes, aucun pied de la forme parvozostéride⁵ de *Zostera marina* n'a été observé dans les dépressions des herbiers intertidaux au cours de la période d'étude (2006 à 2023).

Les résultats présentés dans le tableau 3 et sur la figure 10 indiquent une forte dégradation des herbiers de cette station intervenue **à la fin des années 2000**.

Tableau 3 : Évolution temporelle des paramètres démographiques de l'herbier de la station Estey Tort int HZN

Année	Surface végétalisée (%) *	Biomasse épigée moyenne dans zones végétalisées (g PS/m ²)	Recouvrement moyen dans zones végétalisées (%)	Recouvrement moyen sur toute la station (%)***
2006	90	153,4	100**	90
2007	60	183,2	100**	60
2008	95	82,3	100**	95
2009	30	67,4	100**	30
2011	50		41	20
2012	10		29	3
2013	7		37,5	3
2014	7		12,5	1
2015	0		0	0
2016	0		0	0
2017	0		0	0
2018	0		0	0
2019	0		0	0
2020	0		0	0
2021	0		0	0
2022	0		0	0
2023	0		0	0

* Avant 2012, le pourcentage de surface végétalisée sur la station était estimée visuellement sur une surface d'environ 100m x 100m autour de la station. A partir de 2012, ce paramètre est calculé de la façon suivante : (nb de quadrats présentant un recouvrement >0) x 100 / 30 - ** Calculé en utilisant la relation « Biomasse épigée » vs « Recouvrement » établie par Auby et al. (2012) - *** Avant 2012, le recouvrement moyen sur toute la station est calculé de la façon suivante : % surface végétalisée x recouvrement moyen dans les zones végétalisées. A partir de 2012, ce recouvrement est calculé directement en moyennant les recouvrements dans les 30 quadrats.

⁵ Chez *Zostera marina*, on distingue deux formes : une forme de petites dimensions (longueur et largeur des limbes) dans l'étage intertidal, dite « parvozostéride », et une forme de plus grandes dimensions, dite « magnozostéride » dans l'étage infralittoral.

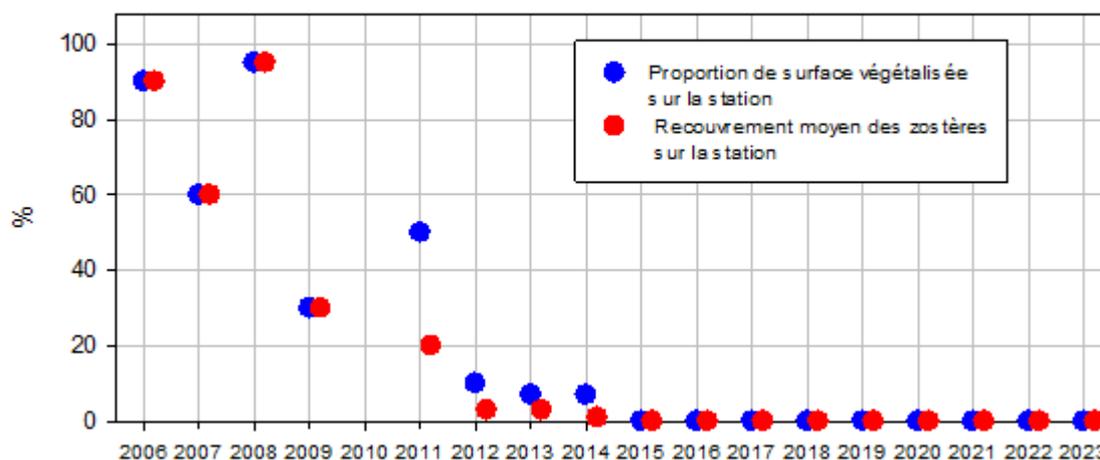


Figure 10 : Évolution temporelle des paramètres démographiques de l'herbier de zostères de la station Estey Tort int ZN.

La situation s'est encore aggravée en **2012** (photo 6), seul un petit triangle d'herbier subsistant cette année-là.



Photo 6 : L'herbier de la « nouvelle » station Estey Tort HZN en septembre 2012.

En **2013 et 2014**, l'emprise de l'herbier s'est encore réduite sur cette station, pour en disparaître complètement en **2015**.

A la fin du mois de juillet **2019**, aucune recolonisation par les zostères n'avait pu être mise en évidence, mais, comme évoqué précédemment, d'importants tapis de *Vaucheria* recouvraient le sédiment de cet estran à cette saison.



Photo 7 : L'herbier de la « nouvelle » station Estey Tort HZN le 30 août 2023.

De **2020 à 2022**, les zostères naines n'ont toujours pas recolonisé cette zone dont le sédiment semble encore s'être érodé, laissant apparaître en surface une thanatocénose constituée de valves de mollusques. Si la situation a peu évolué en **2023** (photo 7), quelques rares pieds de zostères naines (non quantifiables en terme de recouvrement) ont toutefois pu être de nouveau observés dans le périmètre de la grille (Photo 8).



Photo 8 : Pieds de zostères naines recolonisant la station Estey Tort HZN le 30 août 2023.

3.3 Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Afrique int HZN : herbier de *Nanozostera noltei*

La zone choisie pour positionner initialement la station « Afrique int HZN » était située dans une dépression de l'estran, propice au maintien d'une couche d'eau sur les zostères à basse mer, surtout par faible coefficient (Photo 9). Cette situation ne posait pas de problème pour appliquer l'ancien protocole, basé sur des prélèvements, mais s'est avérée inadaptée à la mise en œuvre du nouveau protocole.



Photo 9 : L'herbier de « l'ancienne » station Afrique int HZN en septembre 2008.

Pour cette raison, afin de pouvoir acquérir des clichés interprétables pour les mesures de recouvrement des zostères, nous avons été contraints en 2012 de déplacer cette station d'une centaine de mètres vers le nord, dans une zone asséchant à basse-mer (photo 10).



Photo 10 : L'herbier de la « nouvelle » station Afrique int HZN en août 2012.

3.3.1 Le sédiment

Le sédiment de l'herbier de la station Afrique présente peu de variation depuis 2013 (tableau 4 et figure 11). Ce sédiment est moins envasé et moins riche en matière organique que celui de l'herbier de l'Estey Tort.

Tableau 4 : Évolution temporelle des caractéristiques du sédiment de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Afrique int HZN.

	Médiane (μm)	Teneur en vase (%)	Teneur en sable (%)	Teneur en matière organique (%)*
2006	170	16,6	83,4	3,4 \pm 0,8
2007	153	17,7	82,3	2,43 \pm 0,7
2008	151	11,7	88,3	2,0 \pm 0,4
2009	163	18,8	81,2	2,1 \pm 0,3
2012	213	28,5	71,5	3,0 \pm 0,7
2013	146	19,2	80,8	1,8 \pm 0,6
2014	134	23,5	76,5	2,9 \pm 0,7
2015	148	14,9	85,1	1,8 \pm 0,5
2016	151	12,9	87,1	2,1 \pm 0,4
2017	146	16,0	84,0	2,1 \pm 0,8
2018	144	16,6	83,4	1,6 \pm 0,3
2019	157	12,1	87,9	1,3 \pm 0,3
2020	163	12,3	87,7	1,4 \pm 0,2
2021	155	12,3	87,7	1,4 \pm 0,2
2022	160	10,3	89,7	1,1 \pm 0,2
2023	155	14,7	85,3	1,7 \pm 0,7

* Moyenne \pm Ecart-type

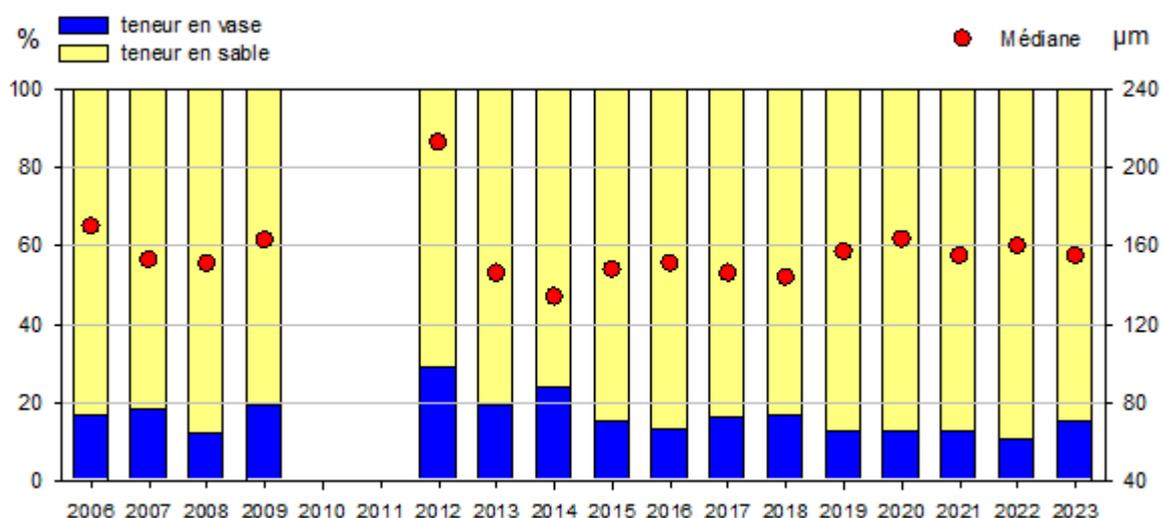


Figure 11 : Évolution temporelle de la médiane (μm) du sédiment et de la proportion (%) de sable (particules de taille comprises entre 63 et 2000 μm) et de vase (particules de taille inférieure à 63 μm) de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Afrique int ZN.

3.3.2 Les macroalgues

Dans cet herbier, aucune macroalgue n'a été observée ni en **2006**, ni en **2007**, comme l'indiquent les résultats présentés dans le tableau 5 et sur la figure 12. Par contre, à partir de **2008**, des entéromorphes (Chlorophyta) (photo 11) et des gracilaires (Rhodophyta) (photo 12) colonisent cette station, ces macroalgues présentant néanmoins des biomasses assez faibles, notamment en 2012, 2015, 2018 et 2022.



Photo 11 : Entéromorphes sur l'herbier de la station « Afrique int HZN » en été 2019.



Photo 12 : Gracilaires sur l'herbier de la station « Afrique int HZN » en été 2020.

En **2023**, comme lors des 3 années précédentes, les algues vertes étaient peu développées. Cependant, comme en 2021, une forte colonisation de cet estran par la Rhodophyta *Hypnea musciformis* a été observée (Photos 13 et 14). Cette colonisation s'ajoute à une présence accrue d'algues rouges de l'espèce *Gracilaria vermiculophyllum*, dont les amas peuvent représenter des biomasses importantes. Ainsi, l'année 2023 est marquée par les plus fortes biomasses d'algues rouges jamais mesurées à cette station (tableau 5, figure 12)

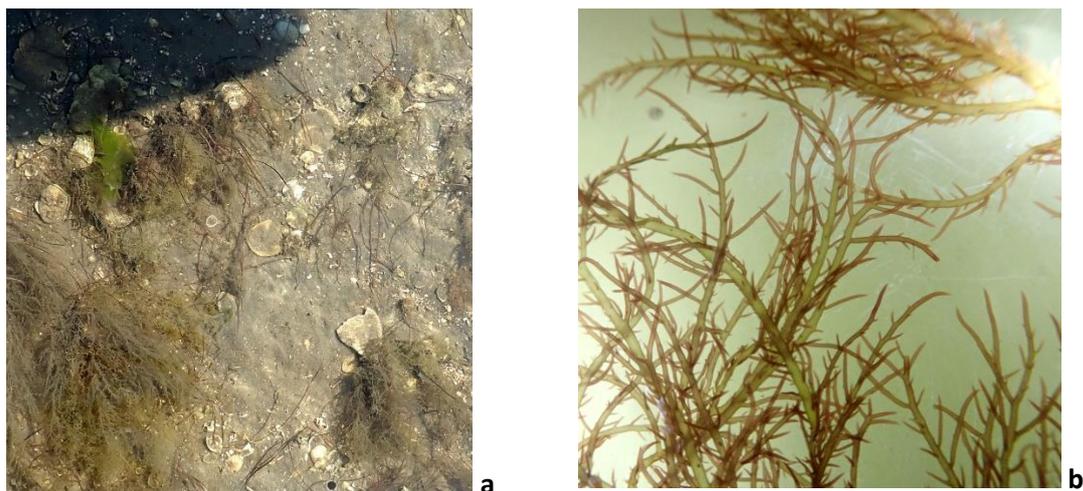


Photo 13 : *Hypnea musciformis* sur l'herbier de la station « Afrique int HZN » en été 2021 (a) Sur le terrain (b) A la loupe binoculaire.

Tableau 5: Évolution temporelle de la biomasse (en poids sec) des macroalgues (\pm ET) dans l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Afrique int HZN.

	Chlorophyta (g PS.m⁻²)	Ochrophyta (g PS.m⁻²)	Rhodophyta (g PS.m⁻²)
2006	0	0	0
2007	0	0	0
2008	16,7 \pm 5,8	0	3,3 \pm 1,4
2009	7,4 \pm 0,6	0	0
2012	0,8 \pm 1,5	0	1,1 \pm 1,0
2013	8,8 \pm 2,3	0	0,8 \pm 0,6
2014	4,4 \pm 2,0	0	1,0 \pm 0,6
2015	0,5 \pm 1,9	0	0,03 \pm 0,09
2016	0,4 \pm 0,4	0	3,4 \pm 7,4
2017	2,7 \pm 3,2	0	0,2 \pm 0,4
2018	0,2 \pm 0,2	0	0,04 \pm 0,08
2019	7,1 \pm 12,8	0	1,8 \pm 3,6
2020	0,6 \pm 3,4	0	2,5 \pm 12,0
2021	0,1 \pm 0,2	0	2,9 \pm 4,3
2022	0,1 \pm 0,2	0	0,2 \pm 0,3
2023	0,3 \pm 0,3	0	8,7 \pm 1,4

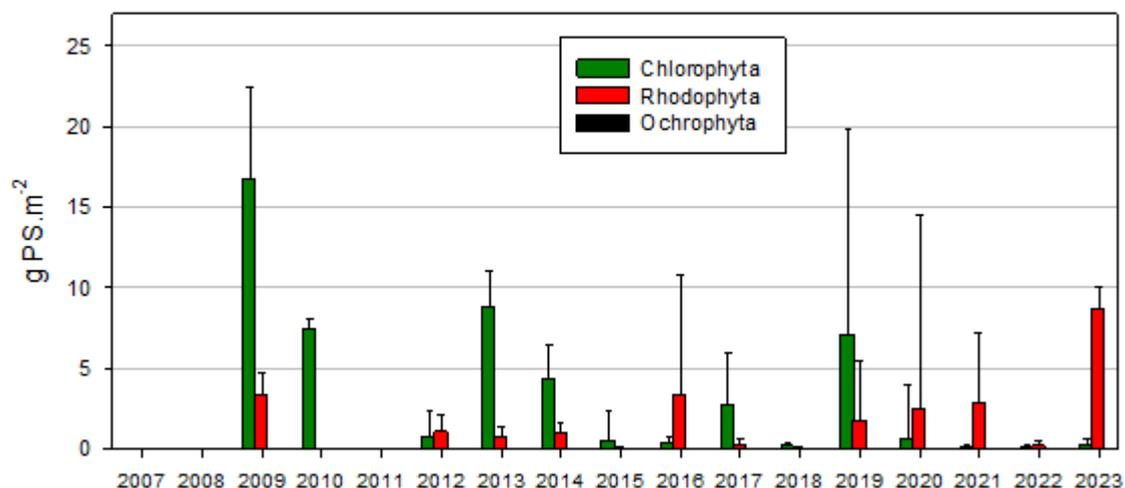


Figure 12 : Évolution temporelle de la biomasse (g PS.m⁻²) des macroalgues dans l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Afrique int ZN.

Ainsi, en 2023 les Rhodophytes occupaient 63 % de l'ensemble des points échantillonnés (Figure 13).

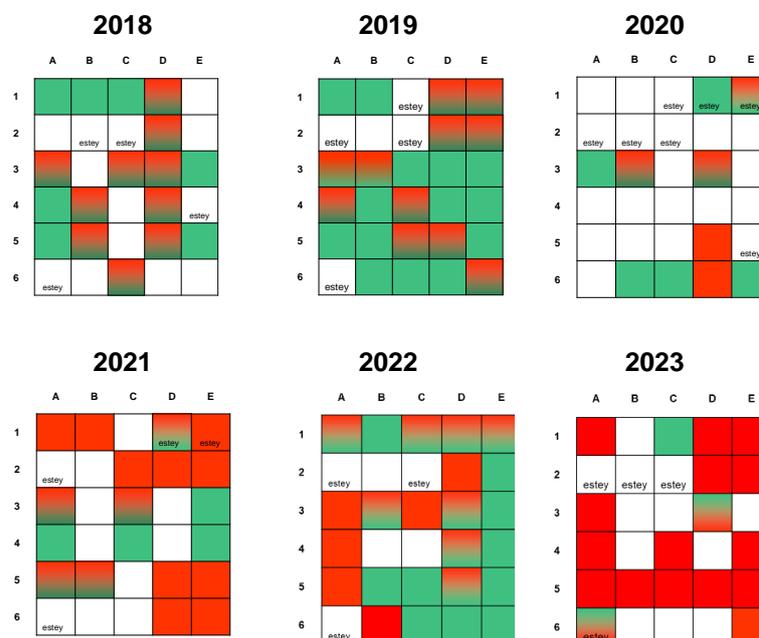


Figure 13 : Répartition des macroalgues (Chlorophyta et Rhodophyta) dans les quadrats de la station Afrique int HZN.

3.3.3 Les zostères

A cette station, la plupart des cuvettes intertidales étaient auparavant colonisées par un mélange de *Nanozostera noltei* et de la forme parvozostéride de *Zostera marina* (photo 14). Au cours des huit dernières années, cette dernière n'a pas été observée.



Photo 14 : *Zostera marina* dans l'herbier de la station « Afrique int HZN » en 2015.

En **2023**, le recouvrement mesuré a continué à augmenter comme depuis par 2020 (Tableau 6 et figure 14). Par ailleurs, le pourcentage de surface végétalisée est important et ne montre pas d'évolution au cours du temps.

Tableau 6 : Évolution temporelle des paramètres démographiques de l'herbier de zostères de la station Afrique int HZN

Année	Surface végétalisée (%)	Biomasse épigée moyenne dans zones végétalisées (g PS/m ²)	Recouvrement moyen dans zones végétalisées (%)	Recouvrement moyen sur toute la station (%)
2006	100	71,6	100*	100
2007	100	104,4	100*	100
2008	100	104,5	100*	100
2009	100	79,4	100*	100
2012	93,3		56	52
2013	96,7		58	56
2014	93,3		63	58
2015	100		55	55
2016	100		68	68
2017	100		78	78
2018	96,1		52	50
2019	100		68	68
2020	96,0		47	46
2021	100		65	65
2022	100		69	69
2023	100		75	75

* calculé en utilisant la relation Biomasse épigée vs Recouvrement établie par Auby et al. (2012)

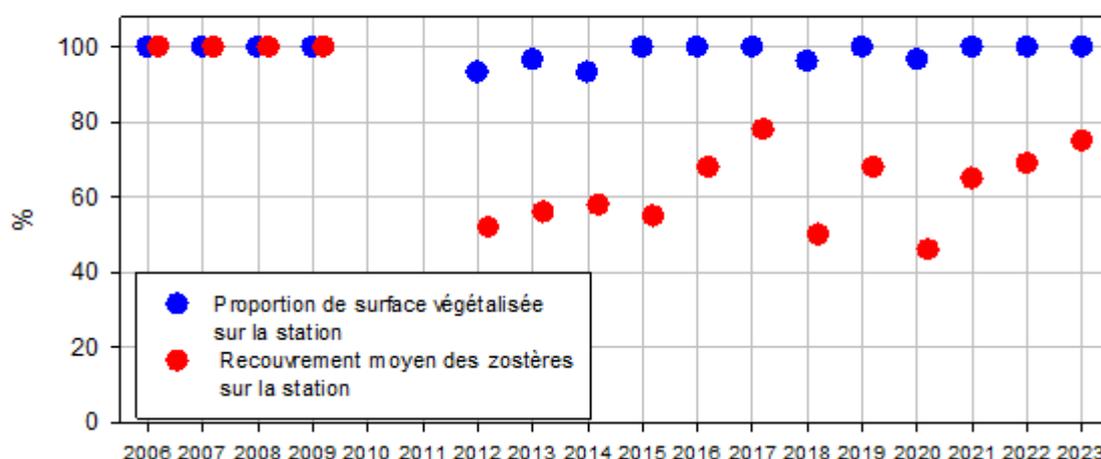


Figure 14 : Évolution des paramètres démographiques de l'herbier de zostères de la station Afrique int HZN

Comme au cours des étés précédents, en **2023** cet herbier est très hétérogène du point de vue des abondances de zostères, particulièrement élevées dans les flaques par rapport aux zones

surélevées (Figure 15 et photo 10). Par ailleurs, comme en 2022, il a été observé en août 2023 sur le site des abondances croissantes des 2 espèces d'éponges *Celtodoryx ciocalyptoides* et *Hymeniacion perlevis*, la première étant une espèce non-indigène. Bien que semblant affecter localement (à l'échelle d'un patch) négativement les taux de recouvrement par les zostères (photo 15), ces éponges n'étaient présentes que dans 15 % des points échantillonnés hors esteys (*i.e.* 4 quadrats), suggérant une influence pour l'instant non-significative à l'échelle de la station.



Photo 15 : Eponges dans l'herbier de la station Afrique en septembre 2023

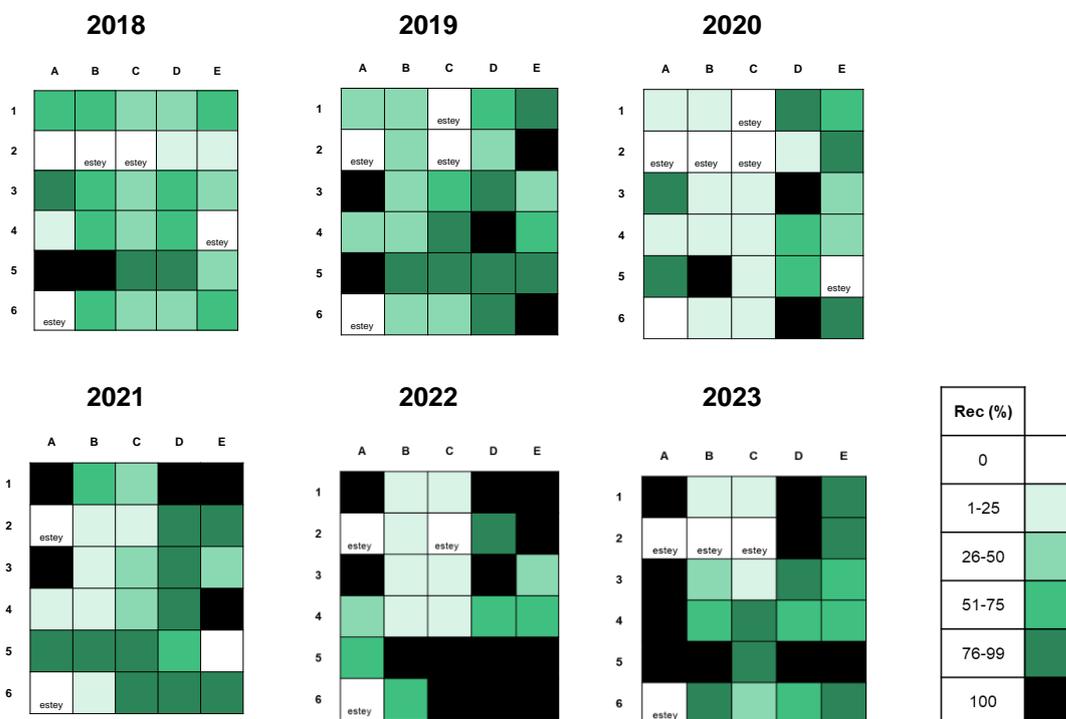


Figure 15 : Taux de recouvrement des zostères sur les 30 points de la station Afrique int HZN

Ces graphes permettent également de mettre en évidence que ce secteur est soumis à des remaniements sédimentaires, comme l'indique le déplacement du tracé de certains petits esteyes (photo 16).



Photo 16 : L'herbier de la station Afrique int HZN en septembre 2023.

3.4 Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Station Hautebelle int HZN : herbier de *Nanozostera noltei*

Comme évoqué dans le chapitre 1.1., cette station n'est échantillonnée que depuis 2012 et la position de la grille n'a pas évolué depuis le début du suivi.

3.4.1 Le sédiment

Bien que les teneurs en vase y soient légèrement supérieures, le sédiment de l'herbier de la station Hautebelle int HZN présente des caractéristiques proches de celui de la station Afrique int HZN avec une composition relativement stable dans le temps (tableau 7 et figure 16).

Tableau 7 : Évolution temporelle des caractéristiques du sédiment de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Hautebelle int ZN

	Médiane (µm)	Teneur en vase (%)	Teneur en sable (%)	Teneur en matière organique (%)*
2012	165	17,0	83	3,4 ± 1,1
2013	102	26,0	74	3,3 ± 1,3
2014	127	20,0	80	2,9 ± 1,0
2015	119	20,5	79,5	2,7 ± 1,0
2016	165	23,0	77	3,8 ± 0,8
2017	127	19,3	80,7	3,5 ± 1,2
2018	111	26,5	73,5	3,0 ± 0,6
2019	112	24,0	76,0	2,9 ± 1,0
2020	93	34,5	65,5	3,3 ± 0,7
2021	113	25,7	74,3	2,4 ± 0,7
2022	125	20,8	78,9	2,5 ± 0,4
2023	125	19,1	80,9	3,4 ± 1,9

* Moyenne ± écart-type

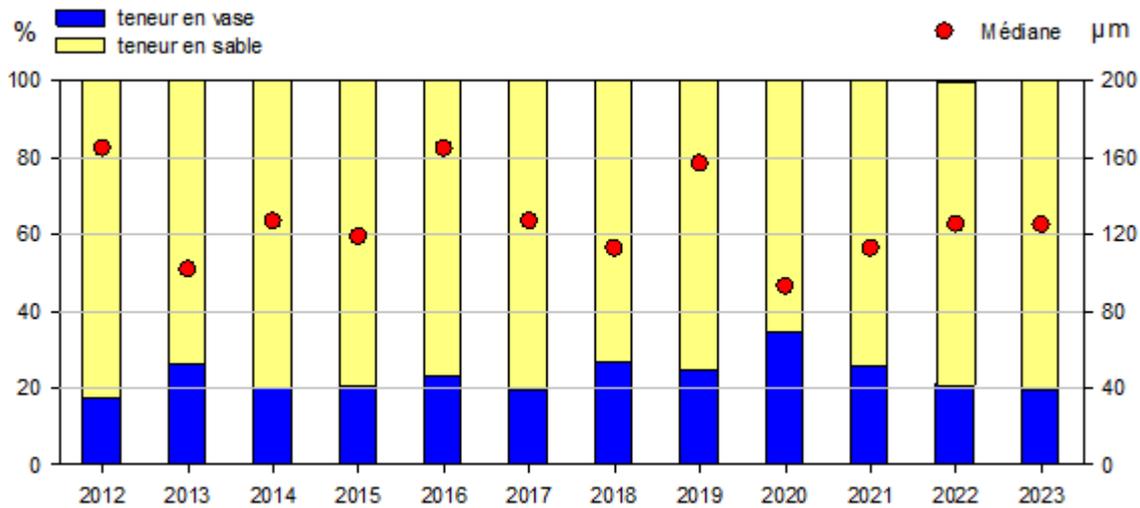


Figure 16 : Évolution temporelle de la médiane (μm) du sédiment et de la proportion (%) de sable (particules de taille comprises entre 63 et 2000 μm) et de vase (particules de taille inférieure à 63 μm) de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Hautebelle int ZN.

3.4.2 Les macroalgues

Dans cet herbier, jusqu'en 2022, on observe des algues vertes filamenteuses de faible diamètre ainsi que quelques algues rouges. Les biomasses de ces deux types d'algues ont fortement augmenté en 2023 (tableau 8 et figure 17) pour atteindre leur plus haut niveau depuis le début du suivi.

Tableau 8 : Évolution temporelle de la biomasse (en poids sec) des macroalgues (\pm ET) dans l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Hautebelle int HZN.

	Chlorophyta (g PS.m ⁻²)	Rhodophyta (g PS.m ⁻²)	Ochrophyta (g PS.m ⁻²)
2012	0,5 \pm 1,2	0	0
2013	0,6 \pm 0,5	0,1 \pm 0,2	0
2014	1,6 \pm 2,2	0,1 \pm 0,3	0
2015	2,2 \pm 3,6	0,3 \pm 0,6	0
2016	1,7 \pm 2,5	0	0
2017	1,8 \pm 2,3	0,01 \pm 0,02	0
2018	0,9 \pm 2,3	0,003 \pm 0,006	0
2019	3,1 \pm 4,5	0,04 \pm 0,04	0
2020	4,1 \pm 4,8	0,04 \pm 0,05	0
2021	1,9 \pm 1,0	0,12 \pm 0,26	0
2022	0,08 \pm 0,07	0,48 \pm 0,24	0
2023	5,85 \pm 6,98	9,47 \pm 11,05	0

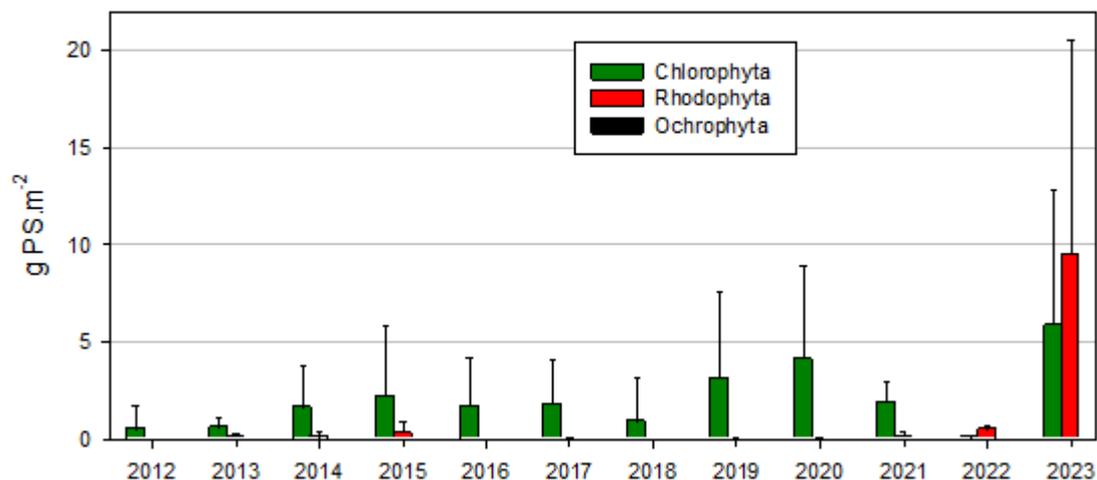


Figure 17 : Évolution temporelle de la biomasse (g PS.m⁻²) des macroalgues dans l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Hautebelle int ZN.

Jusqu'en 2019, les algues vertes étaient présentes dans la majorité des quadrats, tandis que les algues rouges étaient plus éparées ; en **2020, 2021 et 2022**, les macroalgues ne sont pas réparties de façon homogène sur cet herbier (Figure 18 et photo 16). En **2023**, l'augmentation de la couverture par les algues rouges déjà observée en 2022 s'est encore accrue avec 90% des quadrats contenant majoritairement des Gracilaires (*Gracilaria vermiculophyllum*) (figures 17 et 18). De manière intéressante, il a été observé en parallèle en 2023 une augmentation visible de la présence de la moule asiatique *Arcuatula senhousia* à l'échelle de la grille, présente dans 1/3 des quadrats en 2023. Cette espèce de mytilidé non-indigène, dont les effectifs augmentent dans le bassin d'Arcachon depuis sa première signalisation en 2002, s'implante préférentiellement dans les herbiers peu denses du bassin et tend à faciliter l'implantation des gracilaires (Coignard et al., en révision). La couverture par des algues vertes filamenteuse s'est également accrue avec un taux de présence de 67% dans les quadrats, et formant des tapis plus ou moins continus.

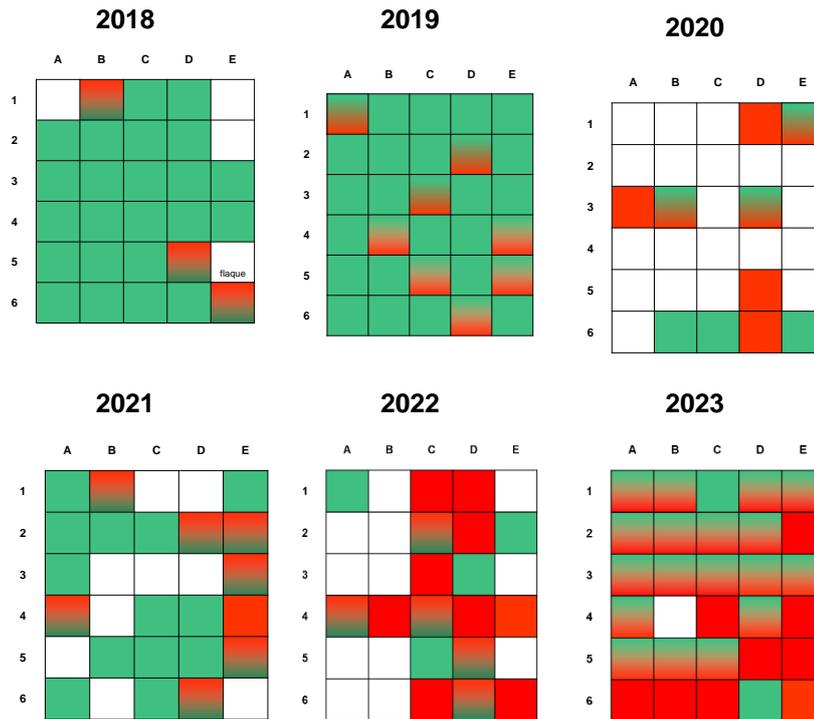


Figure 18 : Répartition des macroalgues (Chlorophyta et Rhodophyta) dans les quadrats de la station Hautebelle int HZN.

3.4.3 Les zostères

A cette station, pour la première fois en 2022, la forme parvozostéride de *Zostera marina* a été observée dans une flaque (photo 16).

Comme on peut en juger à l'examen de la photo 17, l'herbier de cette station présente en **2023** un recouvrement continu avec une proportion de surface végétalisée de 100% (figure 19, tableau 9), comme c'était le cas les autres années. Cependant, un certain degré d'hétérogénéité spatiale était clairement observable avec des densités plus importantes dans les flaques constamment immergées.



Photo 16 : forme parvozostéride de *Z. marina* parmi des *Z. noltei* dans une flaque de la station Hautebelle en août 2022. .



Photo 17 : l'herbier de la station Hautebelle int HZN en septembre 2023

Les taux de recouvrement ont ainsi montré en 2023 une baisse déjà entamée en 2022, atteignant des niveaux de recouvrement les plus bas depuis 2012 (Tableau 9 et figures 19 et 20). Cette baisse du taux de recouvrement peut être mise en lien avec l'augmentation de la couverture algale (figures 17 et 18) entrant en compétition avec les zostères.



Figure 19 : Évolution temporelle des paramètres démographiques de l'herbier de la station Hautebelle int HZN

Tableau 9 : Évolution temporelle des paramètres démographiques des zostères de l'herbier de la station Hautebelle int HZN

Année	Surface végétalisée (%)	Recouvrement moyen dans zones végétalisées (%)	Recouvrement moyen sur toute la station (%)
2012	100	62	62
2013	100	89	89
2014	100	89	89
2015	96,7	72	69
2016	100	94	94
2017	100	85	85
2018	100	84	84
2019	100	86	86
2020	100	75	75
2021	100	88	88
2022	96,7	65	63
2023	100	56	56

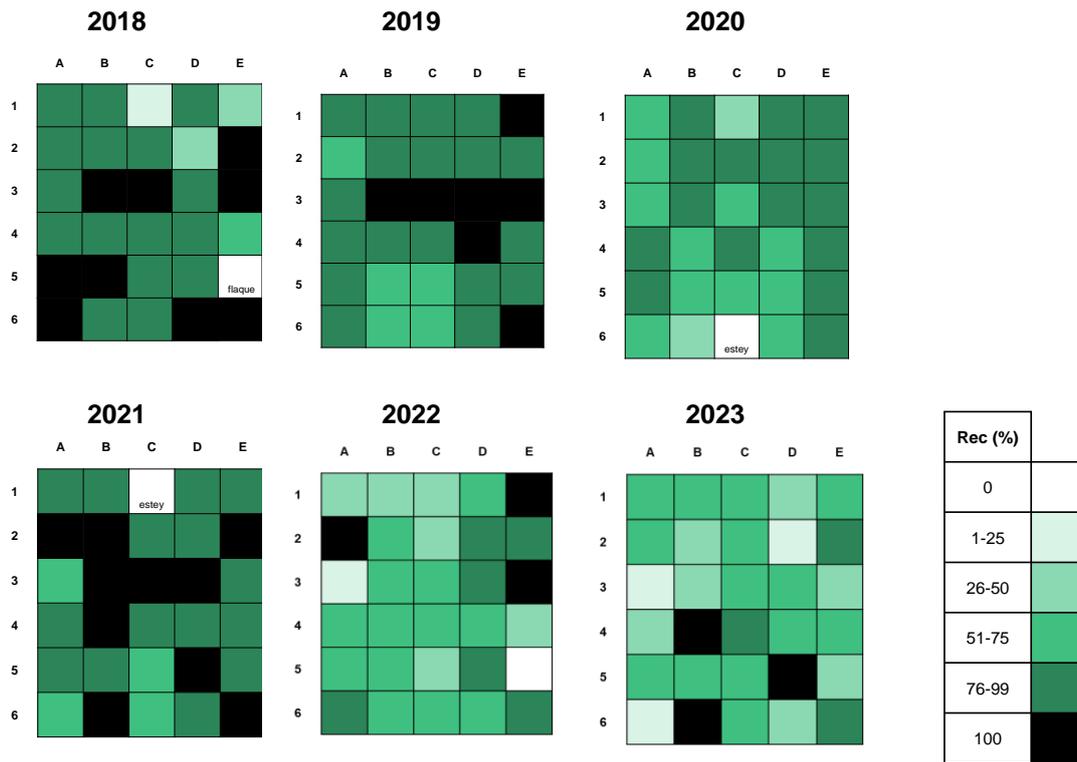


Figure 20 : Taux de recouvrement des zostères sur les 30 points de la station Hautebelle int HZN

3.5 Masse d'eau FRFC06 – Arcachon amont - Stations Courbey (1,2,3)_ZM – Chenal du Courbey : herbier de *Zostera marina*

3.5.1 Le sédiment

Le chenal dans lequel se développent ces herbiers est assez envasé mais sa granulométrie présente une assez forte variabilité annuelle, avec en **2023** une proportion de vase moyenne par rapport à la série (Tableau 10 et figure 21).

Tableau 10 : Évolution temporelle des caractéristiques du sédiment de l'herbier de *Zostera marina* de la station Courbey (1, 2, 3) sub ZM.

	Médiane (μm)	Teneur en vase (%)	Teneur en sable (%)	Teneur en matière organique (%)*
2007	133	18	82	3,0 \pm 1,8
2008	86	18	82	6,1 \pm 2,1
2009	95	41	59	3,7 \pm 1,4
2011	86	43	57	7,2 \pm 2,1
2012	72	48	52	5,7 \pm 3,7
2013	86	37	63	4,8 \pm 2,0
2014	31	67	33	7,7 \pm 2,0
2015	77	39	61	5,7 \pm 2,6
2016	111	26	74	4,2 \pm 2,5
2017	35	63	37	7,6 \pm 1,6
2018	98	33	67	3,9 \pm 2,6
2019	92	35	65	4,4 \pm 1,9
2020	28	70	30	6,8 \pm 1,3
2021	75	42	58	4,6 \pm 1,5
2022	63	50	50	6,8 \pm 1,7
2023	81	41	59	4,4 \pm 1,9

* Moyenne \pm écart-type

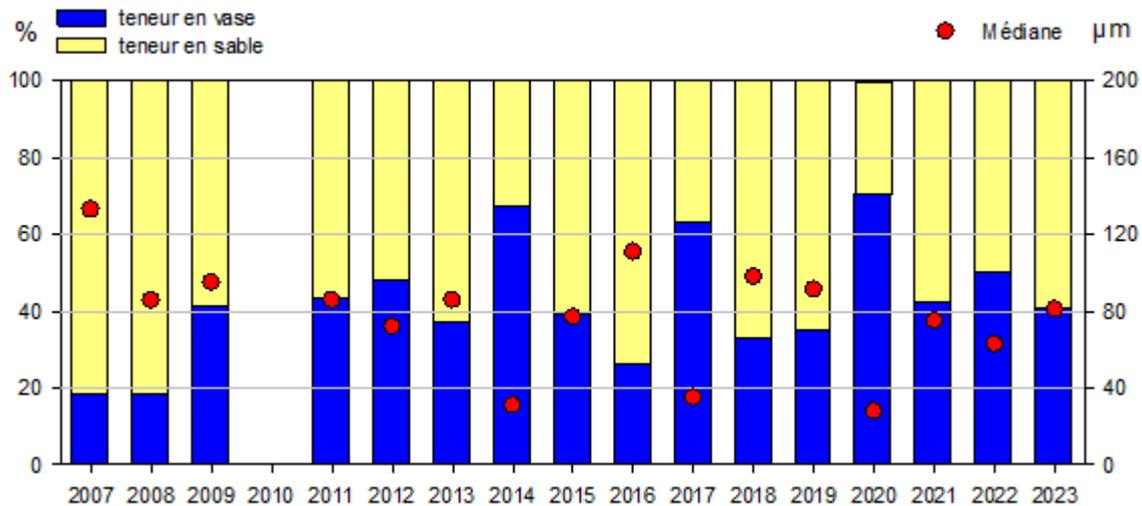


Figure 21 : Évolution temporelle de la médiane (μm) du sédiment et de la proportion (%) de sable (particules de taille comprises entre 63 et 2000 μm) et de vase (particules de taille inférieure à 63 μm) de l'herbier de *Nanozostera noltei* de la station Courbey (1, 2, 3) sub ZM.

3.5.2 Les macroalgues

Aucune macroalgue n'a été observée dans ces herbiers aux mois de septembre des années **2007** à **2011**, de **2013** à **2017**, en **2022** et **2023**. En **2012**, **2018**, **2019**, **2020** de très petits thalles d'ulves ont été observés dans certains échantillons. Leur biomasse n'a pas été mesurée. En **2021**, à l'inverse, les ulves se sont avérées présentes dans tous les échantillons, avec une abondance assez élevée.

Les épiphytes

Les feuilles de zostères des herbiers de cette partie du chenal du Courbey sont colonisées de manière assez variable par les épiphytes, ceux-ci représentant de 5 à 37% de la biomasse des limbes qui les supportent. Les valeurs les plus fortes ont été observées en **2009**, **2014** et **2016** comme l'indiquent les résultats présentés dans le tableau 11. En **2021** et **2022**, les épiphytes étaient particulièrement peu abondants sur les limbes (12% de la biomasse des limbes). Ils présentaient une valeur moyenne en **2023**. Aucun naissain de moule n'a été observé en **2023**, contrairement à **2021**.

Ces épiphytes sont minoritairement composés de matière organique (12 à 37 %), notamment en raison de la présence de nombreux tubes d'annélides à tube calcaire de la famille des spirorbes (Serpulidae).

Tableau 11 : Biomasses des épiphytes (en poids sec, Moyenne \pm écart-type) sur les feuilles de zostères de l'herbier de la station Courbey (1, 2, 3)_sub_ZM.

	Epiphytes (PS)/zost(PS) (%)	Epi (PS mg)/zost(surf cm ²)	Epi PSSC/PS (%)
2007	16,29 \pm 10,63	0,49 \pm 0,32	22,00 \pm 0,52
2008	13,43 \pm 10,83	0,38 \pm 0,31	27,68 \pm 4,16
2009	32,28 \pm 25,17	1,06 \pm 0,82	22,29 \pm 5,66
2011	10,90 \pm 5,49	0,33 \pm 0,17	23,46 \pm 11,22
2012	15,71 \pm 22,17	0,46 \pm 0,65	37,25 \pm 21,20
2013	15,29 \pm 15,99	0,49 \pm 0,51	26,52 \pm 7,92
2014	36,72 \pm 15,69	0,93 \pm 0,26	17,46 \pm 4,85
2015	5,27 \pm 5,97	0,12 \pm 0,13	20,25 \pm 7,75
2016	28,07 \pm 1,92	1,15 \pm 0,20	18,23 \pm 4,82
2017	15,02 \pm 6,77	0,71 \pm 0,27	21,02 \pm 2,90
2018	18,26 \pm 13,27	0,50 \pm 0,41	12,38 \pm 0,35
2019	14,35 \pm 1,35	0,75 \pm 0,09	21,54 \pm 3,13
2020	10,98 \pm 9,89	0,49 \pm 0,48	19,82 \pm 12,36
2021	1,44 \pm 0,71	0,06 \pm 0,01	24,78 \pm 10,41
2022	5,34 \pm 3,21	0,26 \pm 0,15	18,64 \pm 2,05
2023	12,45 \pm 4,23	0,51 \pm 0,25	18,42 \pm 1,15

3.5.3 Les zostères

Les caractéristiques des zostères du chenal du Courbey à la fin des étés **2007** à **2023** (2010 exclus) sont présentées dans les tableaux 12-1 et 12-2 et sur la figure 22.

Tableau 12-1 : Évolution temporelle des paramètres démographiques des zostères (moyenne \pm écart-type) de l'herbier de *Zostera marina* de la station Courbey (1,2,3)_sub_ZM.

	Densité pieds zostères (n.m ⁻²)	Biomasse épigée (g PS.m ⁻²)	Biomasse hypogée (g PS.m ⁻²)	Nb feuilles/pied	Largeur feuilles (mm)
2007	108 \pm 53	54,6 \pm 10,6	34,1 \pm 17,9	3,5 \pm 1,1	7,2 \pm 2,3
2008	103 \pm 41	93,4 \pm 45,0	37,5 \pm 20,7	3,9 \pm 1,1	8,7 \pm 2,0
2009	152 \pm 62	114,9 \pm 23,7	89,3 \pm 28,5	4,0 \pm 1,0	8,2 \pm 2,0
2011	125 \pm 42	137,1 \pm 51,2	77,9 \pm 38,2	4,5 \pm 1,0	8,6 \pm 1,7
2012	131 \pm 59	53,7 \pm 36,5	47,4 \pm 31,6	3,7 \pm 1,0	6,9 \pm 1,7
2013	120 \pm 53	45,3 \pm 4,6	51,4 \pm 24,6	3,8 \pm 1,1	7,6 \pm 1,6
2014	105 \pm 36	103,0 \pm 35,4	52,2 \pm 10,9	3,7 \pm 1,1	9,1 \pm 1,5
2015	111 \pm 53	78,7 \pm 18,9	55,1 \pm 16,8	3,6 \pm 1,0	8,2 \pm 1,8
2016	138 \pm 87	140,1 \pm 43,5	66,4 \pm 14,0	3,7 \pm 1,0	8,1 \pm 1,8
2017	116 \pm 39	139,0 \pm 42,8	67,3 \pm 31,9	4,5 \pm 0,8	9,0 \pm 3,3
2018	188 \pm 85	112,7 \pm 41,4	79,6 \pm 32,1	4,0 \pm 1,0	8,0 \pm 4,3
2019	191 \pm 91	133,6 \pm 49,0	105,0 \pm 30,5	3,7 \pm 0,8	7,2 \pm 2,0
2020	84 \pm 34	52,2 \pm 17,1	41,9 \pm 20,4	3,9 \pm 1,1	8,2 \pm 4,0
2021	123 \pm 49	69,9 \pm 15,2	55,4 \pm 10,6	3,2 \pm 1,3	8,2 \pm 1,8
2022	93 \pm 37	65,5 \pm 56,9	44,6 \pm 20,4	4,1 \pm 1,2	7,7 \pm 2,9
2023	168 \pm 110	328,0 \pm 137,0	209,9 \pm 102,0	3,6 \pm 1,1	7,8 \pm 1,6

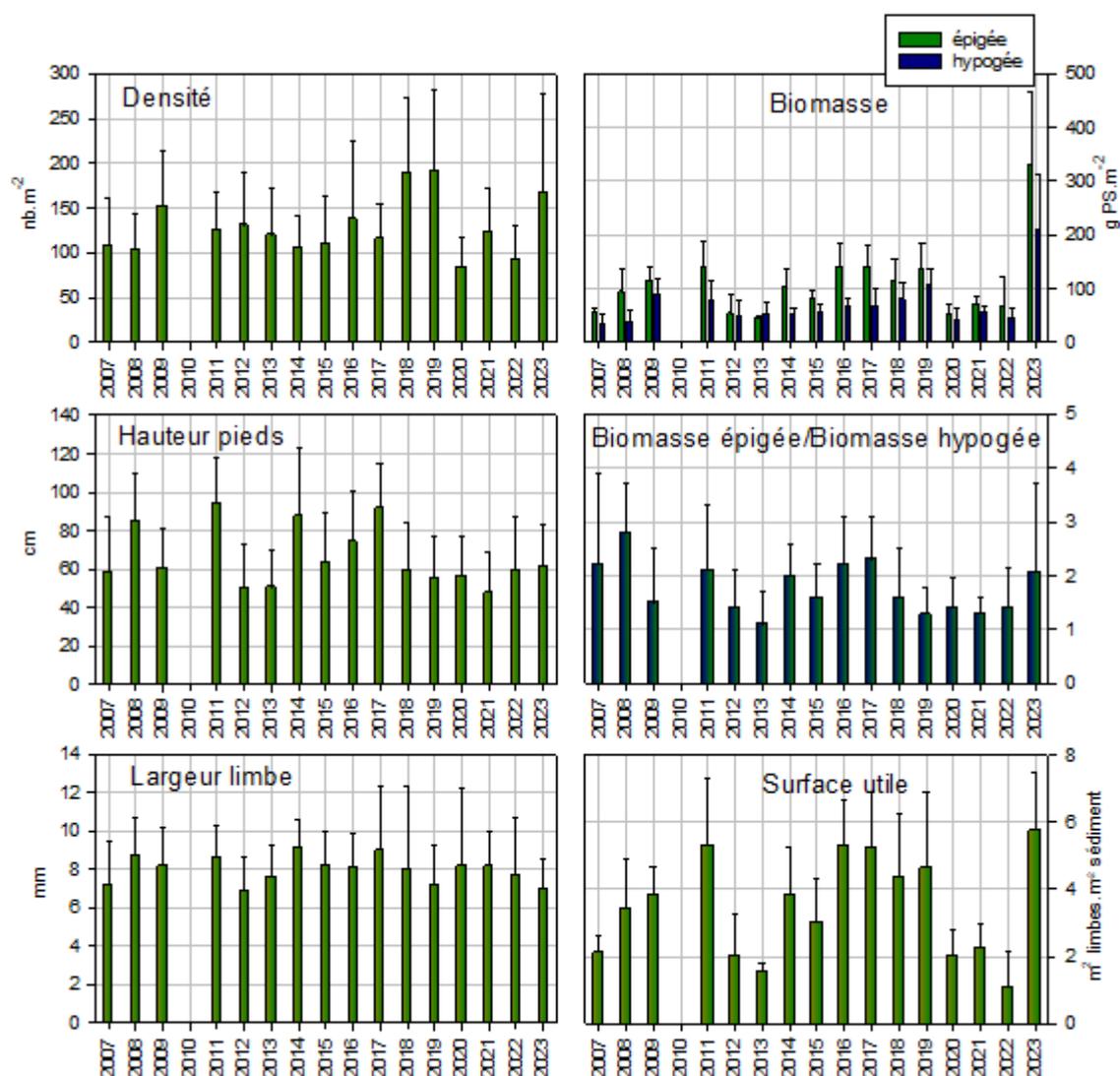


Figure 22 : Évolution temporelle des paramètres démographiques des zostères (moyenne ± écart-type) de l'herbier de *Zostera marina* de la station Courbey (1,2,3)_sub_ZM.

Les densités et les biomasses mesurées en septembre **2023** ont été particulièrement importantes et en forte hausse par rapport à 2022. En particulier, les biomasses épigées et endogées étaient les plus grandes jamais mesurées depuis le début du suivi en 2007. Concernant les densités, si de valeurs moyennes légèrement plus importantes avaient déjà été mesurées en 2018 et 2019, il est à noter que la valeur de 2023 est marquée par un grand écart-type du fait d'une disparité importante entre les 6 échantillons prélevés et comptés au laboratoire présentant des valeurs fortes et les 9 échantillons comptés *in situ* caractérisés eux, par de faibles densités. De fait, en excluant les données issues des comptages *in situ* de l'ensemble du jeu de données, 2023 serait pour les densités, à l'instar des biomasses, l'année avec la plus grande valeurs mesurées depuis le début du suivi, soit 283 ± 79 pieds.m⁻². Ceci explique ainsi que la surface utile mesurée en 2023 soit également la plus importante jamais observée depuis 2007.

Tableau 12-2 : Évolution temporelle des paramètres démographiques des zostères (moyenne \pm écart-type) de l'herbier de *Zostera marina* de la station Courbey (1,2,3)_sub_ZM.

	Hauteur pieds (cm)	Biomasse épi/hypo (PS)	Rapport surface feuilles/poids sec (cm ² /g)	Surface utile : Surf feuilles (m ²)/m ² sédiment
2007	58,4 \pm 28,6	2,2 \pm 1,7	333,7 \pm 21,1	2,12 \pm 0,48
2008	85,2 \pm 24,1	2,8 \pm 0,9	354,0 \pm 44,6	3,42 \pm 1,50
2009	60,6 \pm 20,3	1,5 \pm 1,0	305,4 \pm 30,1	3,82 \pm 0,84
2011	93,9 \pm 24,0	2,1 \pm 1,2	329,6 \pm 17,7	5,32 \pm 2,00
2012	50,6 \pm 21,8	1,4 \pm 0,7	343,5 \pm 27,1	2,02 \pm 1,24
2013	50,7 \pm 19,0	1,1 \pm 0,6	312,7 \pm 28,2	1,58 \pm 0,22
2014	87,6 \pm 35,9	2,0 \pm 0,6	379,0 \pm 16,0	3,84 \pm 1,40
2015	63,3 \pm 26,3	1,6 \pm 0,6	372,6 \pm 21,4	3,04 \pm 1,25
2016	74,4 \pm 26,4	2,2 \pm 0,9	356,8 \pm 7,1	5,30 \pm 1,35
2017	91,8 \pm 23,0	2,3 \pm 0,8	354,4 \pm 28,9	5,26 \pm 1,65
2018	49,7 \pm 22,8	1,6 \pm 0,9	352,4 \pm 24,8	4,36 \pm 1,87
2019	55,6 \pm 21,1	1,3 \pm 0,5	324,8 \pm 30,5	4,65 \pm 2,21
2020	56,6 \pm 20,4	1,4 \pm 0,5	376,9 \pm 40,9	2,05 \pm 0,73
2021	47,8 \pm 21,1	1,3 \pm 0,3	383,3 \pm 42,7	2,25 \pm 0,70
2022	59,2 \pm 28,3	1,4 \pm 0,7	270,0 \pm 144	2,06 \pm 2,10
2023	61,6 \pm 21,5	1,2 \pm 0,5	138,9 \pm 33,7	5,77 \pm 1,72

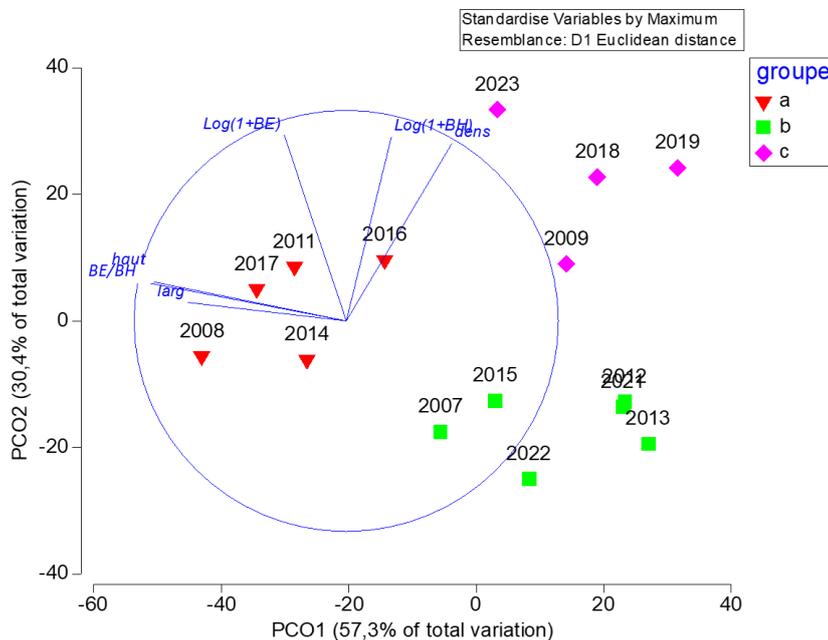


Figure 23 : Ordination en Composantes principales des variations interannuelles des caractéristiques de l'herbier de *Z. marina* à la station Courbey (BE: Biomasse épigée; BH: biomasse hypogée; dens: densité; haut: hauteur moyenne des pieds ; larg; largeur moyenne des feuilles)

Les variations interannuelles (en septembre) des caractéristiques des herbiers de la station Courbey permettent d'identifier trois groupes distincts sur la base d'une classification ascendante hiérarchique (Figure 23). Le groupe comprenant 2023 (ainsi que 2009, 2018 et 2019) est ainsi caractérisé par des densités et biomasses importantes. A l'inverse, le groupe incluant

2022 (ainsi que 2007, 2012, 2013, 2015 et 2021) est identifié par des valeurs faibles de toutes les caractéristiques. Le troisième groupe est quant à lui marqué par des grandes et larges feuilles et un ratio E/H élevé traduisant une allocation préférentielle de la biomasse aux parties épigées.

A partir de régressions linéaires multiples « pas à pas », il est possible d'établir des relations significatives des variations interannuelles des mesures de l'herbier avec les variables du sédiment, hydrologiques issues du réseau ARCHYD (1 mètre au dessus du fond) et des données météorologiques (Figure 24) agrégées à différentes périodes de temps. Ainsi, on peut mettre en évidence:

- l'effet positif de la température et de l'insolation de la saison de végétation sur les biomasses et dans une proportion moindre sur la densité, favorisant la croissance et les réserves. Il est ainsi à noter que 2023 a été caractérisée par les températures moyennes au niveau du chenal du Courbey les plus chaudes pendant la saison de végétation jamais enregistrées depuis 2007 avec 17,7 °C, excédant de plus de 0,5 °C la deuxième valeur la plus importante (2022) et de plus de 2°C l'année la moins chaude (2013) qui était aussi celle avec la plus faible biomasse épigée.
- l'effet négatif de la concentration en matière organique du sédiment sur la densité et la biomasse hypogée, en lien avec une perturbation et les effets toxiques sur les racines dues à la dégradation anaérobie de la matière organique et aux sulfates.
- L'effet de la turbidité pendant la saison de végétation. Celle-ci apparaît comme négative sur la biomasse hypogée et sur la densité mais positive sur le ratio biomasse épigée/biomasse hypogée, la longueur et la largeur des feuilles, traduisant une allocation de l'énergie à la production de surface foliaire en conditions limitante de lumière disponible.

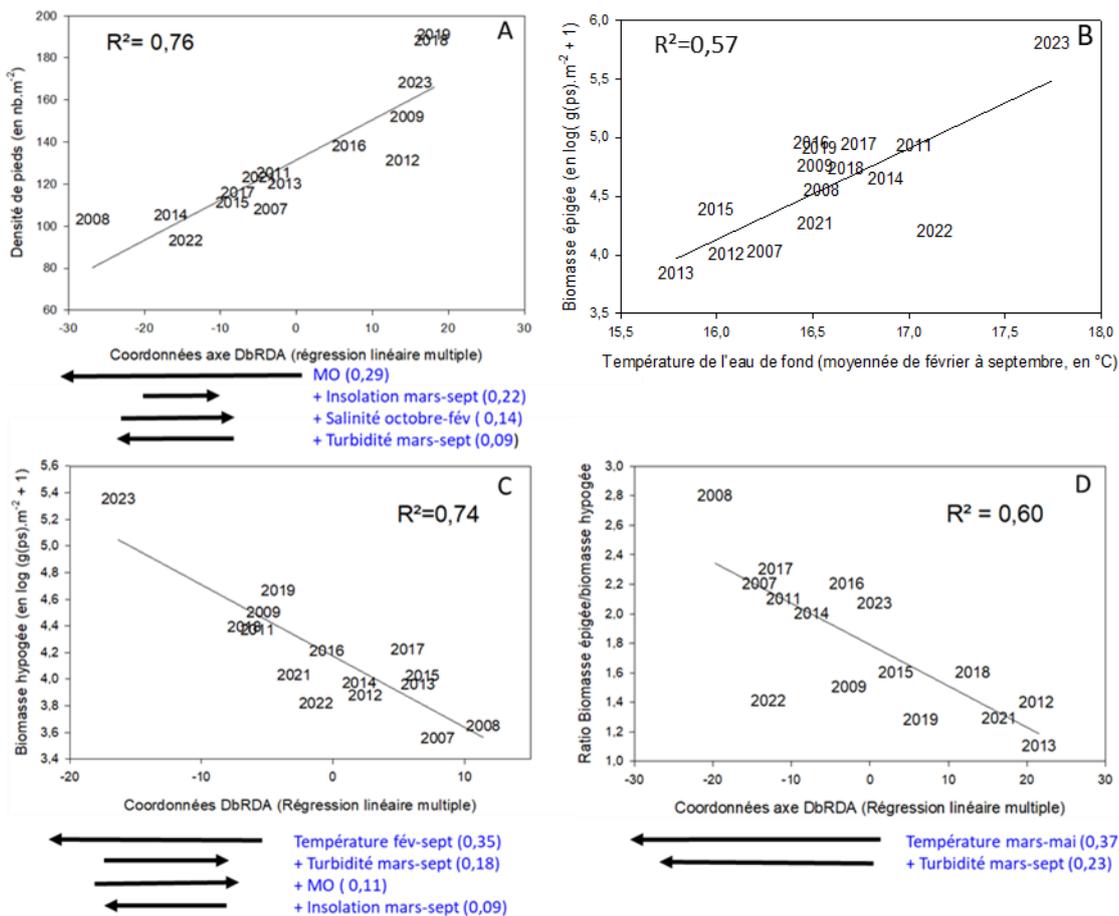


Figure 24 : Relations entre les caractéristiques des herbiers de *Z. marina* de la station « Courbey » avec les variables environnementales du sédiment (MO: teneur en matière organique du sédiment), des eaux de fond et météorologiques moyennées à différents pas de temps, établies sur la base de régressions linéaires multiples « pas à pas » (DISTLM Stepwise forward selection). Les variables en bleu indiquent les variables incluses dans le modèle sélectionné associées au pourcentage de variance qu'elles expliquent lorsqu'ajoutées au modèle entre parenthèses. La taille et le sens des flèches indiquent l'influence de chacune des variables dans la construction de l'axe factoriel construit par analyse de redondance (DbRDA).

NB : En raison de l'absence de mesures des paramètres hydrologiques pendant près de trois mois (mai mars-à mi-juin, confinement lié à la pandémie COVID), l'année 2020 n'est pas intégrée dans les modèles présentés sur ces deux figures. Pour cette raison, il est impossible de savoir si les faibles valeurs de biomasse observées correspondent ou non à de faibles températures de l'eau du chenal du Courbey pendant la saison 2020 de croissance des zostères.

Les herbiers bretons de zostères marines échantillonnés dans le cadre de REBENT/DCE (Grall *et al.*, 2023) présentent des densités la plupart du temps beaucoup plus élevées que la population du Courbey (Figure 25).

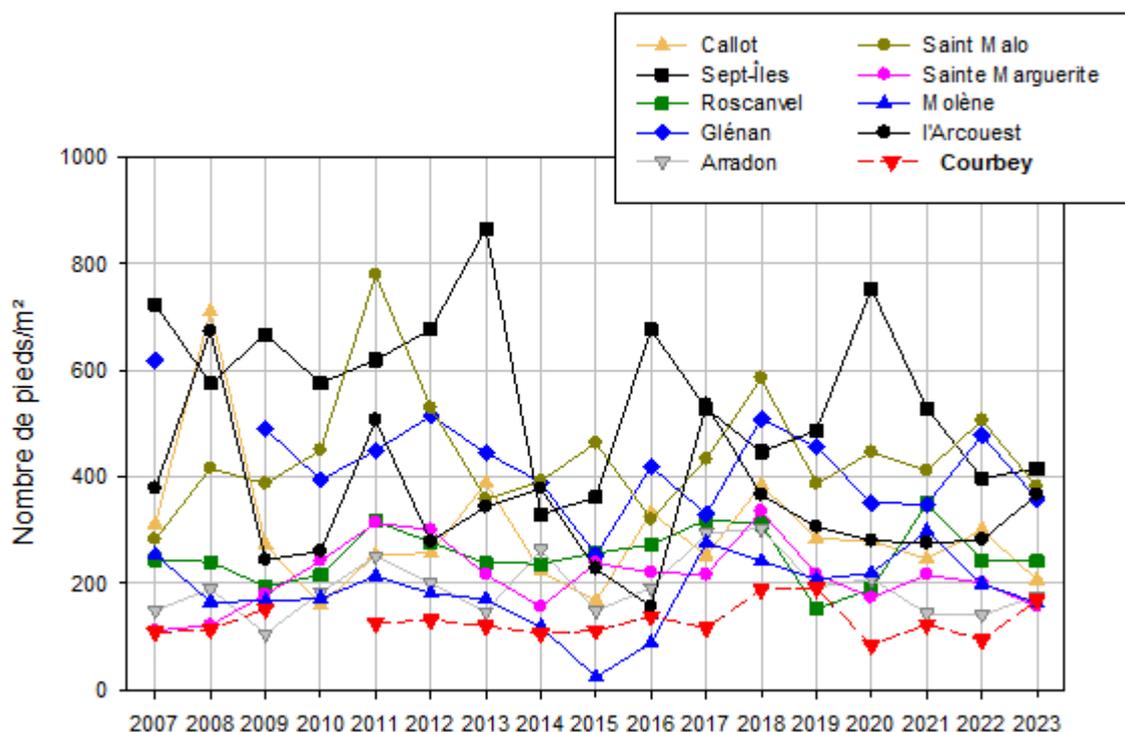


Figure 25: Évolution des densités de pousses dans neuf herbiers bretons échantillonnés dans le cadre de REBENT/DCE et dans l’herbier du Courbey, entre 2007 et 2023.

Par contre, les biomasses épigées des herbiers du Courbey sont du même ordre que celles des herbiers bretons, voire plus élevées en 2011 et entre 2014 et 2019 et de nouveau en 2023, traduisant que les feuilles de l’herbier arcachonnais sont plus longues et plus larges (Figure 26). Il est à noter que ces différences de caractéristiques entre l’herbier du Courbey et les herbiers bretons peuvent en partie s’expliquer par la localisation intertidale de ces derniers, contrairement à Arcachon. En effet, sous l’effet d’une variabilité environnementale exacerbée dans la zone intertidale, les herbiers tendent à présenter des densités plus importantes et une plus faible allocation au développement des feuilles (Boyer et al. 2021).

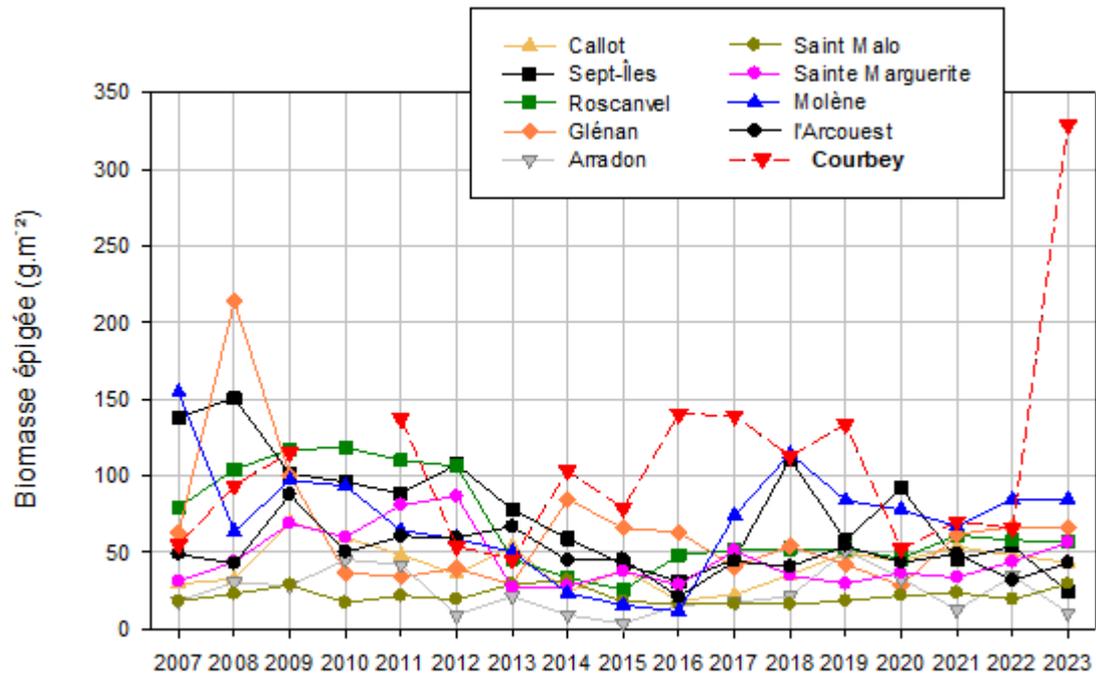


Figure 26 : Évolution de la biomasse épigée (feuilles et gaines) dans neuf herbiers bretons échantillonnés dans le cadre de REBENT/DCE et dans l'herbier du Courbey, entre 2007 et 2023.

3.5.4 Indice de maladie du dépérissement

Le protozoaire pathogène *Labyrinthula zosterae* se développe à l'intérieur des feuilles de zostères marines et peut induire une dégradation des feuilles. Cette maladie 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 (d'abord en Amérique du nord, puis en Europe) (Den Hartog, 1987) et des réductions de surface observées dans certains herbiers de la côte est des États-Unis au début des années 1980 (Short *et al.*, 1986, 1987). D'autres facteurs ont en effet été évoqués pour expliquer l'affaiblissement des populations de zostères (turbidité accrue, faibles niveaux d'insolation, compétition pour la lumière en raison du développement des macroalgues opportunistes), phénomène les rendant secondairement plus sensibles aux pathogènes.

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 être considéré comme un bon indicateur du stress induit par les conditions environnementales.

Pour cette raison, cet indice de maladie fait partie des paramètres supplémentaires retenus dans le suivi stationnel des zostères marines dans le cadre de la DCE et, à ce titre, a été calculé dans la population de la station Courbey.

Comme présenté dans le chapitre 1.5, plusieurs modes de calcul de cet indice de maladie (wasting index) peuvent 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 (Wlx)**, 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.

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, la moins atteinte par la maladie, et la plus interne) à la plus vieille (la plus longue quand elle est entière, la plus foncée, la plus épiphytée, la plus atteinte par la maladie et la plus externe).

Ces 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 peut être intéressante en termes de comparaison avec l'infestation d'autres populations.

Ces différents indices ont été calculés pour la population de la station Courbey_sub_ZM échantillonnée à la fin des étés 2007 à 2023 (2010 exclus) (Tableau 13 et figure 27).

Tableau 13 : Valeur du Wasting Index (moyenne \pm écart-type) pour *Zostera marina* à la station Courbey (1, 2, 3)_sub_ZM.

	WI (%)	WIM (%)	WI feuille 1 (la plus jeune)	WI feuille 2	WI feuille 3	WI feuille 4
2007	27,2 \pm 24,6	9,3 \pm 8,4	0,2 \pm 0,9	1,5 \pm 2,6	12,3 \pm 18,3	27,1 \pm 25,1
2008	24,7 \pm 16,0	9,8 \pm 6,2	0,1 \pm 0,3	5,1 \pm 5,4	10,7 \pm 10,6	17,5 \pm 11,7
2009	14,5 \pm 10,8	4,3 \pm 7,6	0,1 \pm 0,2	1,2 \pm 3,0	1,5 \pm 2,9	4,9 \pm 7,8
2011	39,0 \pm 22,9	14,5 \pm 18,7	0,6 \pm 2,0	4,0 \pm 4,5	9,6 \pm 6,2	18,3 \pm 10,0
2012	18,9 \pm 17,5	6,5 \pm 12,6	0,4 \pm 1,9	2,1 \pm 3,8	7,4 \pm 11,7	16,2 \pm 18,0
2013	27,0 \pm 18,4	11,1 \pm 16,2	0,2 \pm 0,4	5,0 \pm 10,2	11,9 \pm 12,0	26,5 \pm 19,1
2014	9,1 \pm 7,8	3,0 \pm 5,7	0,5 \pm 1,9	1,7 \pm 4,2	2,8 \pm 4,5	7,2 \pm 8,7
2015	30,3 \pm 16,7	10,9 \pm 14,8	0,2 \pm 0,4	2,2 \pm 3,8	8,0 \pm 6,1	20,8 \pm 11,9
2016	17,8 \pm 14,2	6,8 \pm 10,7	0,0 \pm 0,2	0,4 \pm 0,5	4,8 \pm 5,3	13,4 \pm 12,2
2017	8,0 \pm 5,3	2,8 \pm 4,6	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 1,8	2,2 \pm 3,4	7,3 \pm 5,6
2018	42,0 \pm 25,3	15,7 \pm 21,2	0,6 \pm 1,8	4,8 \pm 5,9	18,8 \pm 20,2	32,8 \pm 21,1
2019	32,1 \pm 25,9	12,0 \pm 18,5	0,1 \pm 0,3	3,3 \pm 4,2	9,1 \pm 13,2	21,5 \pm 24,9
2020	35,3 \pm 16,4	12,8 \pm 15,3	0,1 \pm 0,3	2,6 \pm 5,4	6,9 \pm 4,5	11,4 \pm 5,0
2021	33,5 \pm 18,6	13,7 \pm 18,1	0,1 \pm 0,3	2,1 \pm 3,2	8,9 \pm 7,1	19,1 \pm 18,2
2022	14,3 \pm 16,1	6,4 \pm 12,4	0,1 \pm 0,4	3,3 \pm 5,6	4,6 \pm 4,6	22,2 \pm 20,2
2023	41,3 \pm 15,1	16,0 \pm 17,6	2,8 \pm 5,9	6,6 \pm 7,8	10,2 \pm 6,2	30,7 \pm 16,7

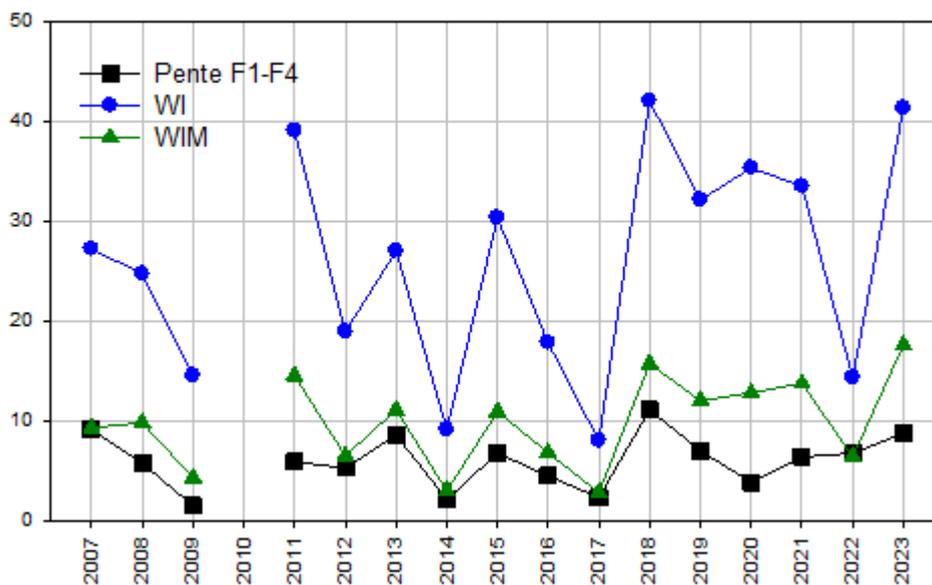


Figure 27 : WI (%), WIM (%) et valeur de la pente issue des régressions linéaires du pourcentage d'atteinte par la maladie en fonction de l'âge de la feuille au cours des différentes années dans l'herbier de zostères marines du Courbey.

Les trois indices présentent des valeurs maximales en **2023**, comme en **2011** et **2018**, et minimales en **2009**, **2014** et **2017**. Aucune relation entre le degré d'atteinte par la maladie et le niveau de densité ou de biomasse épigée de la population ne peut être mise en évidence, ce qui signifie que l'on n'observe pas d'effet direct de cette affection sur les caractéristiques démographiques de la population.

Une relation inverse entre le niveau de rayonnement solaire reçu au cours de leur période de croissance et cet indicateur d'atteinte par la maladie semble se dessiner (Figure 28).

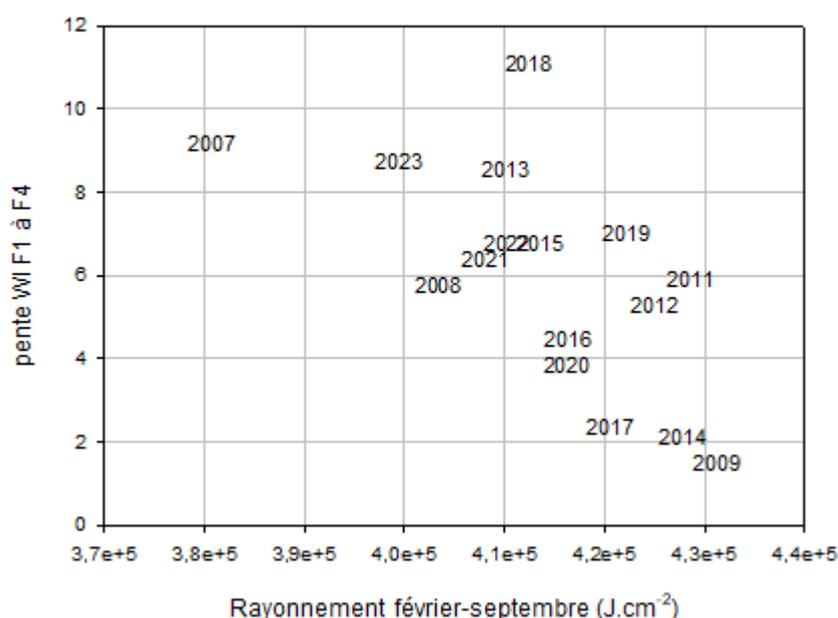


Figure 28 : Relation entre le rayonnement (Station Météo France Cap Ferret, somme février-septembre) et la pente d'atteinte par la maladie des zostères marines en fonction de l'âge des feuilles de la station Courbey (1, 2, 3)_sub_ZM.

La comparaison des valeurs atteintes par ces différents indices avec les observations réalisées dans d'autres sites doit être réalisée avec prudence. En effet, le suivi mensuel des herbiers bretons réalisé par Hily *et al.* (2002), les observations bi-annuelles (printemps et automne) réalisées dans le cadre du REBENT Bretagne (Hily, com. pers.), et celles bi-mensuelles effectuées en 2010 sur le Bassin d'Arcachon (Auby *et al.*, 2011) ont montré une forte variabilité temporelle de cet index, y compris au cours d'un cycle annuel.

3.6 Calcul de l'indicateur « angiospermes » sur la masse d'eau Arcachon amont

Trois métriques sont prises en compte pour le calcul de cet indicateur : la composition taxinomique (stabilité ou disparition d'espèces de zostères par rapport à un état de référence), l'extension (augmentation ou réduction de la surface des herbiers par rapport à un état de référence) et l'abondance (augmentation ou réduction de la densité ou du recouvrement par rapport à un état de référence). L'indicateur final est calculé en moyennant les résultats des Ratio de Qualité Écologique (RQE) de ces trois indices (Auby et al., 2018).

Les règles de calcul et les résultats du classement sont énoncés dans les paragraphes suivants. Les résultats présentés concernent le classement obtenu en 2022 pour ces métriques et cet indicateur.

3.6.1 Composition taxinomique

Dans la masse d'eau « Arcachon amont » *Nanozostera noltei* et *Zostera marina* sont observées depuis 1855 au moins. En 2023, les deux espèces sont toujours présentes, même si *Zostera marina* s'est fortement raréfiée dans les zones les plus orientales de la masse d'eau.

Le calcul de RQE pour la métrique « taxinomie » a été réalisé sur la base de la grille présentée dans le tableau 14, dans lequel figure également la valeur du RQE pour cette métrique en 2023.

Tableau 14 : Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur du RQE pour la métrique « composition taxinomique ». Valeur du RQE en 2023.

Changement de la composition taxinomique par rapport aux conditions de référence et RQE	RQE 2023
Espèces apparues ou aucune espèce disparue (1)	1
Disparition de <i>Zostera marina</i> (0,7)	
Disparition de <i>Nanozostera noltei</i> (0,5)	
Perte des deux espèces (0)	

3.6.2 Extension

Les données relatives à l'extension des herbiers à plusieurs périodes de l'histoire sont présentées sur le tableau 15. Les résultats montrent une régression des surfaces pour les deux espèces.

Tableau 15 : Évolution de l'extension des herbiers de zostères de la masse d'eau « Arcachon amont » au cours du temps.

Année	<i>Z. marina</i>	<i>N. noltei</i>	Source
1989	381 ha	6 846 ha	Auby (1991)
2008	104 ha	4 569 ha	Plus et al. (2010)
2012		4 259 ha	Lafon (com. pers.)
2016	58,5		Trut et al. (2018)
2019		3 856 ha	Rigouin et al. (2022)
Évolution par rapport à la plus grande extension connue	- 85%	-44 %	

Les calculs de RQE pour la métrique « extension » ont été réalisés sur la base de la grille présentée dans le tableau 16.

Tableau 16: Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur du RQE pour la métrique « extension ». Valeur du RQE en 2023.

Modification de l'extension par rapport aux conditions de référence et RQE	<i>Nanozostera noltei</i>	<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera</i> * RQE 2023
0% perte = 1,0, 1% perte = 0,98, 2% perte = 0,96... 10% perte = 0,80			
11% perte = 0,78, 12% perte = 0,76, 13% perte = 0,74... 17% perte = 0,66			
18% perte = 0,64, 19% perte = 0,62, ... 30% perte = 0,50			
31% perte = 0,49, 32% perte = 0,48, ... 50% perte = 0,30	0,36		
51% perte = 0,295, 52% perte = 0,290, ... 100% perte = 0,00		0,09	0,23

* Le RQE pour l'ensemble des herbiers de zostères (*Zostera spp*) est calculé en moyennant les RQE calculés pour les deux espèces.

3.6.3 Abondance

Les données relatives à l'abondance (recouvrement ou densité) des herbiers au cours des dernières années sont présentées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Évolution des abondances des zostères de la masse d'eau « Arcachon amont » au cours du temps (en gras, valeurs maximales observées depuis le début du suivi et qui servent de valeurs de référence pour le calcul du RQE au cours des années suivantes)

Année	Recouvrement moyen sur la station <u>Estey Tort</u> int HZN (%)	Recouvrement moyen sur la station <u>Afrique</u> int HZN (%)	Recouvrement moyen sur la station <u>Hautebelle</u> int HZN (%)	Densité moyenne sur la station <u>Courbey sub ZM</u> (n/m ²)
2006	90	100		
2007	60	100		108
2008	95	100		113
2009	30	100		152
2011	20			125
2012	3	52	62	131
2013	3	56	89	120
2014	1	58	89	105
2015	0	55	69	111
2016	0	68	94	137
2017	0	78	85	116
2018	0	50	84	188
2019	0	68	86	191
2020	0	46	75	84
2021	0	65	88	123
2022	0	69	63	93
2023	0	75	56	168
Evolution par rapport à la densité maximale	-100%	-25%	-40%	-12%

Le calcul de RQE pour la métrique « abondance » a été réalisé sur la base de la grille présentée dans le tableau 18 dans lequel figurent également les valeurs du RQE pour cette métrique en 2023.

Tableau 18 : Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur de RQE pour la métrique « abondance ». Valeurs des RQE en 2023.

Changement de l'abondance par rapport aux conditions de référence et RQE	<i>Nanozostera noltei</i>				<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera spp.*</i>
	Estey tort	Afrique	Hautebelle	<i>Z. noltei</i>	Courbey	RQE 2022
0% perte ou gain= 1,0, 1% perte = 0,98, 2% perte = 0,96... 10% perte = 0,80						
11% perte = 0,78, 12% perte = 0,76, 13% perte = 0,74... 17% perte = 0,66					0,76	
18% perte = 0,64, 19% perte = 0,62, ... 30% perte = 0,50		0,55				0,54
31% perte = 0,49, 32% perte = 0,48, ... 50% perte = 0,30			0,40	0,32		
51% perte = 0,295, 52% perte = 0,290, ...100% perte = 0,00	0,00					

* Le RQE pour l'ensemble des herbiers de zostères (*Zostera spp*) est calculé en moyennant les RQE calculés pour les deux espèces.

3.6.4 L'indicateur angiospermes

L'EQR de l'indicateur « angiospermes » est calculé en moyennant les EQR des trois métriques retenues.

A partir de cet EQR, le classement de la masse d'eau pour cet indicateur est calculé selon les équivalences définies dans le tableau 19.

Tableau 19 : Grille de classement pour l'élément de qualité « angiospermes »

Statut écologique	RQE « Angiospermes »
Très bon état	0,80–1,0
Bon état	0,65–0,79
Etat moyen	0,40–0,64
Etat médiocre	0,20–0,39
Mauvais état	0,0–0,19

Pour la masse d'eau « Arcachon amont », l'indicateur « angiosperme » indique en **2023** un « état moyen » avec un RQE de 0,59 (Tableau 20). Cette « dégradation », déjà initiée depuis 2020 et

observée après deux années correspondant à un « bon état », s'explique par de mauvais niveaux d'abondance au cours des trois dernières années.

Tableau 20 : Résultats pour l'élément de qualité « angiospermes » en 2023 dans la masse d'eau « Arcachon amont »

Arcachon amont	Indices			Indicateur
	Composition	Extension	Abondance	Angiospermes
RQE / Etat	1	<i>Nanozostera noltei</i> : 0,36 <i>Zostera marina</i> : 0,09 Zostères : 0,23	<i>Nanozostera noltei</i> : 0,32 <i>Zostera marina</i> : 0,76 Zostères : 0,54	0,59 Etat moyen

Comme le montre la figure 30, la variabilité de la valeur atteinte par l'indicateur repose principalement sur celle des abondances (Taux de recouvrement pour *N. noltei*, densités pour *Z. marina*), probablement expliquée en partie par les conditions climatiques pendant leur période de croissance.

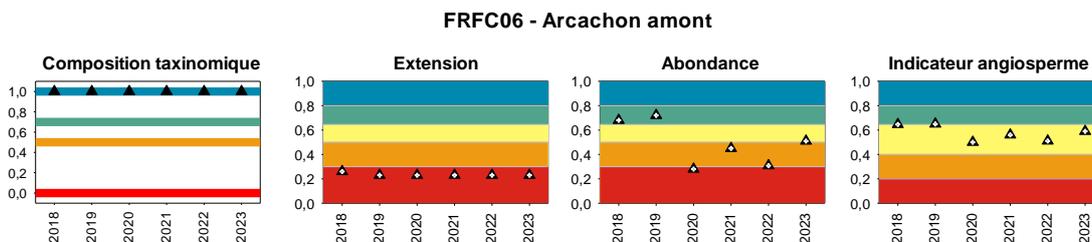


Figure 30 : Évolution temporelle du RQE des 3 métriques et de l'indicateur entre 2018 et 2023

Afin de réduire l'effet de cette variabilité inter-annuelle sur la valeur atteinte par l'indicateur, il a été décidé de qualifier l'état de la masse d'eau en utilisant, comme c'est le cas pour d'autres paramètres (phytoplancton par exemple) la moyenne des six dernières années.

Avec une valeur moyenne de 0,58 pour la période 2018-2023, la qualité estimée pour cette masse d'eau en utilisant cet indicateur reste « moyenne ».

4 Conclusion

Zostera marina

Les observations réalisées entre 2007 et 2023 dans les herbiers de zostères marines du chenal du Courbey en septembre révèlent généralement une moins forte variabilité inter annuelle des densités de pousses que des biomasses épigées, les variations de ces dernières semblant assez bien liées à la température de l'eau s'appliquant sur ces herbiers de la fin de l'hiver à la fin de l'été (période de croissance des zostères). Cela s'est avéré particulièrement visible en 2023 où les biomasses épigées ainsi que les températures de l'eau ont été les plus importantes jamais mesurées depuis 2007.

Les fluctuations interannuelles des densités semblent, pour leur part, s'expliquer en premier lieu par les variations des paramètres sédimentaires suivi des variations des paramètres climatiques et des conditions d'éclairement. Ceci indique un effet négatif de la concentration en matière organique du sédiment, des dessalures ainsi que de la turbidité et un effet positif du rayonnement.

La régression de l'emprise de cette espèce dans le Bassin d'Arcachon, déjà importante entre 1988 et 2008 (Plus *et al.*, 2010) s'est poursuivie jusqu'en 2016-17 (Trut *et al.*, 2018), atteignant 85 % de perte par rapport à la situation de 1988. Cette régression atteint principalement les zones orientales du Bassin.

Nanozostera noltei

Les résultats acquis au cours de ces dernières années sur les deux stations suivies depuis 2006 indiquent une très forte régression des recouvrements dans le centre de la partie orientale du Bassin (Estey Tort), phénomène constant depuis ces dernières années. L'herbier situé dans la partie ouest du Bassin (Afrique) et celui situé au nord du Bassin (Hautebelle) présente des recouvrements plus élevés mais variables. Cette disparité des trois stations reflète assez justement celle constatée sur l'ensemble du Bassin, où l'état des différentes zones d'herbier est très variable, sans doute en raison de la gradation des pressions (courants, température, contaminant, colonisation par des espèces non-indigènes) qui s'y appliquent.

Globalement, du point de vue de l'extension de cette espèce, l'étude réalisée par Rigouin *et al.* en 2022 fait état d'une régression qui s'est poursuivie depuis 2007.

Il est intéressant de remarquer une tendance à la coévolution interannuelle du recouvrement dans les deux stations de zostères naines encore colonisées par les zostères et de la biomasse épigée dans l'herbier de zostères marines (Figure 31). Cette observation signifie qu'au moins une partie des contraintes qui s'appliquent sur le développement des zostères à l'échelle du Bassin est de même nature et présente le même type d'impact (positif ou négatif) sur ces populations. Néanmoins, comme l'indiquent les fluctuations plus ou moins importantes des paramètres en fonction de l'espèce et du site, ces contraintes communes ont un impact différent sur les trois populations, ce qui laisse à penser qu'il en existe d'autres, qui présentent une intensité différente selon la localisation spatiale et bathymétrique. Cela est particulièrement remarquable à la station Hautebelle où la tendance à la baisse du recouvrement depuis 2021 ne coïncide pas avec les évolutions détectées dans les deux autres sites.

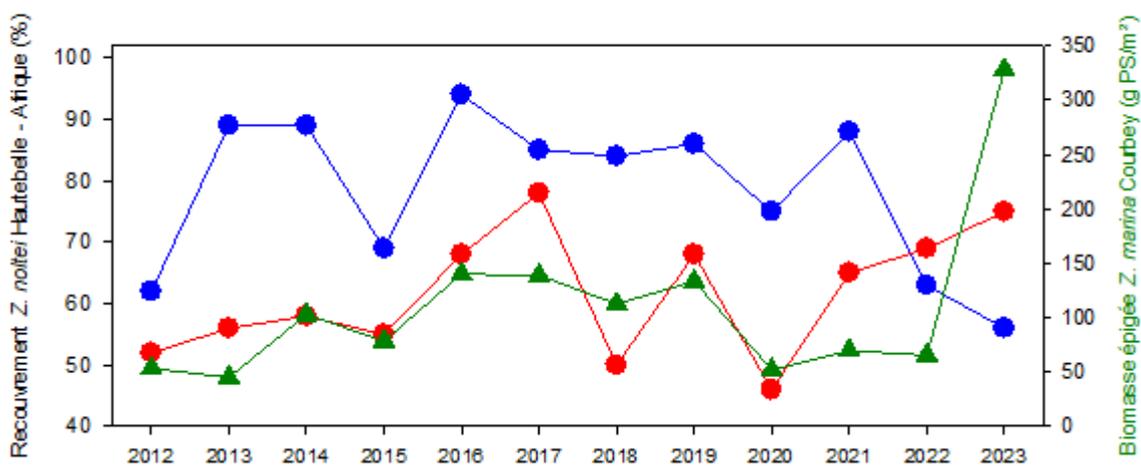


Figure 31: Evolution interannuelle du recouvrement de deux herbiers de zostères naines (rouge : Hautebelle ; bleu : Afrique) et de la biomasse épigée (feuilles + gaines) des zostères marines dans trois des quatre stations suivies dans le cadre de la DCE entre 2012 et 2023.

Les causes du déclin des herbiers de zostères dans le bassin d'Arcachon

Les causes de la régression des deux espèces de zostères ont été étudiées dans le cadre d'une étude réalisée en 2010-2011 (Auby *et al.*, 2011). Les conclusions de ce travail ont permis d'innocenter les oiseaux herbivores (canards siffleurs, cygnes et bernaches) comme cause de ce déclin. En dépit de la diminution du stock hivernal de zostères disponible pour les oiseaux, ces conclusions restent identiques.

Parmi les facteurs pouvant expliquer le début de la régression, on peut suspecter l'effet délétère des canicules de 2003 et 2006 sur les populations de *Zostera marina* du fond de la Baie, où les eaux peu profondes présentent une faible inertie thermique. Cet impact négatif des fortes températures a été évoqué sur des populations plus méridionales de zostères et de posidonies. Par ailleurs, il semble que les contaminants présents dans les eaux jouent un rôle non négligeable sur la survie et la production des zostères, notamment lorsque les températures sont élevées (Gamain *et al.*, 2016). La régression des herbiers, dont l'une des fonctions est de fixer les sédiments fins, a provoqué l'augmentation de la turbidité des eaux du fond du Bassin (Laboratoire Environnement Ressources Arcachon, 2020), ce qui rend problématique la

réinstallation des zostères marines dans les chenaux orientaux, qui se trouvent alors limitées par la lumière (Paolin, 2012).

La régression des zostères marines a également fortement modifié l'intensité des courants s'appliquant sur les fonds, notamment au niveau des zones intertidales où se développent les zostères naines (Cognat *et al.*, 2016, 2018) et ces modifications physiques permettent d'expliquer la régression de l'emprise de *Nanozostera noltei* sur certains estrans du Bassin.

L'indicateur « angiosperme »

Depuis quelques années, dans la masse d'eau « Arcachon amont », l'indicateur « angiospermes » oscille autour de la limite (0,645) entre le « bon état » et l'« état moyen ». Après deux années (2018 et 2019) classées en « bon état », le classement s'est dégradé, passant en « état moyen », en raison de la diminution des abondances pour les deux espèces en 2020. Ce classement s'est maintenu en 2021, 2022 et 2023.

En utilisant les règles d'agrégation (moyenne des six dernières années de suivi) établies par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES, 2018), l'état de cette masse d'eau vis-à-vis de l'indicateur « angiosperme » est établi comme « moyen ».

5 Bibliographie

Aubert F., Sauriau P.G., Guenneteau S. (2021). Contrôle de surveillance DCE 2020 de la masse d'eau côtière "FRFC02 - Pertuis charentais" et de la masse d'eau de transition "FRFT09 - Estuaire de la Gironde" pour les herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann : Rapport final, 66 p.

Aubert F., Guenneteau S., Sauriau P.G. (2018). Contrôle de surveillance 2017 DCE de la masse d'eau côtière «FRFC02 - Pertuis charentais » pour les herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann : Rapport final. Rapport Cohabys, Université la Rochelle-CNRS (UMR LIENS), 57 p.

Aubert F., Sauriau P.-G. (2019). Prospection du secteur Bonne Anse dans la masse d'eau FRFT09 « Estuaire gironde aval » pour la mise en place d'une nouvelle station de suivi DCE herbier à *Zostera noltei* . Rapport ADERA/Cellule COHABYS, Université La Rochelle/UMR LIENSs, 11 p.

Aubert F., Sauriau P.-G., Guenneteau S. (2019). Contrôle de surveillance DCE 2018 de la masse d'eau côtière «FRFC02 - Pertuis charentais » pour les herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann : Rapport final. Rapport ADERA/Cellule COHABYS, Université La Rochelle/UMR LIENSs, 56 p.

Aubert F., Sauriau P.-G., Guenneteau S. (2020). Contrôle de surveillance DCE 2019 de la masse d'eau côtière «FRFC02 - Pertuis charentais » et de la masse d'eau de transition « FRFT09 - Estuaire de la Gironde » pour les herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann: Rapport final. Rapport CNRS Cohabys- Ifremer - Agence de l'Eau Adour Garonne , La Rochelle, 61 p.

Aubert F., Jourde J., Guenneteau S. (2022). Contrôle de surveillance DCE 2021 des herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann de la masse d'eau côtière « FRFC02 - Pertuis charentais » et de la masse d'eau de transition « FRFT09 - Estuaire de la Gironde »: Rapport final.

Auby I., Bost C.A., Budzinski H., Dalloyau S., Desternes A., Belles A., Trut G., Plus M., Pere C., Couzi L., Feigne C., Steinmetz J. (2011). Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes. Rapport Ifremer, RST/ODE/LER/AR/11.007, 195 p.

Auby I., Dalloyau S., Hily C., Oger-Jeanneret H., Plus M., Sauriau P.-G., Trut G. (2012). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), *Zostera marina, Zostera noltei* . Rapport ifremer RST/LER/MPL/12.03, 24 p.

Auby I., Lissardy M., d'Amico F., Aubert F. (2020). Suivi stationnel (2007-2019) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2019) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/LER/AR/20.012.

Auby I., Oger-Jeanneret H., Gouillieux B., Grall J., Janson A-L., Maguer M., Rigouin L., Rollet C., Sauriau P-G., Trut G. (2018). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). *Zostera marina - Zostera noltei*. Version 3 . Rapport Ifremer ODE/UL/LER/AR/18.017, 73 p.

Auby I., Oger-Jeanneret H., Rigouin L., Trut G., Cognat M., Ganthy F., Gouriou L., Bujan Stéphane, Gouillieux B., Dalloyau S., Feigne C., Pere C., Aubert F. (2018 b). Suivi stationnel (2006-2017) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2017) dans la masse d'eau côtière FRFC06. Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. RST /ODE/UL/LER/AR/18-010, 56 p.

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.

Auby I., Rigouin L., Ganthy F., Gouriou L. (2016). Suivi stationnel (2007-2015) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2015) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/ODE/UL/LER/AR/16-005, 25 p.

Auby I., Rigouin L., Ganthy F., Heroïn D., Sanchez F. (2015). Suivi stationnel (2007-2014) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2014) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/ODE/UL/LER/AR/15-004, 25 p.

Auby I., Ganthy F., Rigouin L., Aubert F. (2022). Suivi stationnel (2007-2021) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2021) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. ODE/LER/AR/22.011, 32p.

Auby I., Ganthy F., Rigouin L., Trut G., Le Pevedic A., Devaux L., Bujan S., Aubert F., Dalloyau S., Bournel C. (2022). Suivi stationnel (2006-2021) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2021) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. RST/LER/AR/22.009.

Auby I., Rigouin L., Ganthy F., Trut G., Meteigner C., Devaux L., Gouilleux B., Aubert F., Dalloyau S., Bournel C. (2021). Suivi stationnel (2006-2020) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2020) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. ODE/LER/AR/21.012, 62 p.

Auby I., Rigouin L., Ganthy F., Trut G., Oger-Jeanneret H., Gouriou L., Bujan S., Devaux L., Aubert F., Dalloyau S., Péré C. (2020). Suivi stationnel (2006-2019) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2019) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. ODE/LER/AR/20.014

Auby I., Rigouin L., Lissardy M., Cognat M., Aubert F. (2019). Suivi stationnel (2007-2018) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2018) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/LER/AR/19.012, 26 p.

Auby I., Rigouin L., Oger-Jeanneret H., Ganthy F., Trut G., Trut F., D'Amico F., Meteigner C., Aubert F., Bujan S., Gouillieux B., Dalloyau S., Pere C. (2019). Suivi stationnel (2006-2018) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2018) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour- Garonne. RST/LER/AR/19.011, 58 p.

Auby I., Rigouin L., Trut G., Cognat M., Aubert F. (2018 a). Suivi stationnel (2007-2017) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur «Angiospermes» (2017) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. ODE/UL/LER-AR/AN/18-009, 27 p.

Auby I., Rigouin L., Trut G., Oger-Jeanneret H. (2017). Suivi stationnel (2007-2016) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2016) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/ODE/UL/LER/AR/17-008, 27p.

Auby I., Rigouin L., Trut G., Oger-Jeanneret H., Ganthy F., Cognat M., Gouriou L., Bujan Stéphane, Devaux L., Dalloyau S., Feigne C., Pere C. (2017). Suivi stationnel (2006-2016) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2016) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - . RST /ODE/UL/LER/AR/17-010, 54 p.

Auby I., Rigouin L., Trut G., Oger-Jeanneret H., Ganthy F., Trut Florence, Gouriou L., Bujan Stéphane, Devaux L., Guillieux B., Dalloyau S., Feigne C. (2016). Suivi stationnel (2006-2015) des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2015) dans la masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - . RST /ODE/UL/LER/AR/16-006, 58 p.

Auby I., Sauriau P.G., Oger-Jeanneret H., Hily C., Dalloyau S., Rollet C., Trut G., Fortune M., Plus M., Rigouin L. (2014). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) *Zostera marina* - *Zostera noltei*. Version 2. Rapport Ifremer RST/LER/AR/14.01, 42 p.

Auby I., Trut G. (2011). Suivi stationnel de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltii*) de la Masse d'eau côtière FRFC09 - Lac d'Hossegor - District Hydrographique Adour-Garonne - 2007-2008-2009. RST /LER/AR/11-001, 16p.

Auby I., Trut G. (2013). Suivi stationnel de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) de la Masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - 2007-2012. RST/ODE/UL/LER/AR/13-004, 23 p.

Auby I., Trut G., Barbier C., Bujan S., Cordier Marie-Ange (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. RST /LER/AR/11-002, 40 p.

Auby I., Trut G., Blanchet H., Guillieux B, Lavesque N, Pothier A (2008). Echantillonnage des sites de référence DCE pour les paramètres "faune invertébrée benthique" et "végétation" - District hydrographique Adour-Garonne. RST/LER/AR/08-001, 26 p.

Auby I., Trut G., Dalloyau S. (2010 a). Suivi stationnel de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltii*) de la Masse d'eau côtière FRFC09 - Lac d'Hossegor - District Hydrographique Adour-Garonne - 2007-2008. RST /LER/AR/10-001, 15 p.

Auby I., Trut G., Morandea G., Aubert F. (2021). Suivi stationnel (2007-2020) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltei*) et calcul de l'indicateur DCE « Angiospermes » (2020) dans la masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/LER/AR/20.012.

Auby I., Trut G., Plus M., Vignon A., Bujan S. (2010). 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. RST /LER/AR/10-002, 40 p.

Auby I., Trut G., Rigouin L., Ganthy F., Oger-Jeanneret H., Heroin D., Gouriou L., Bujan S., Devaux L. (2015). Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « angiospermes» de la Masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - 2006-2014. RST/ODE/UL/LER/AR/15-005, 58 p.

Auby I., Trut G., Rigouin L., Oger-Jeanneret H., D'Amico Florence, Duval Magali, Gouriou L., Rumebe Myriam, Plus M., Bujan S. (2013). Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera*

noletii et *Zostera marina*) de la Masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - 2006-2012. RST/ODE/UL/LER/AR/13-003, 58 p.

Auby I., Trut G., Rigouin L., Oger-Jeanneret H., D'Amico Florence, Gouriou L., Trut Florence, Rumebe Myriam, Bujan S., Gouilleux B. (2014). Suivi stationnel des herbiers de zostères (*Zostera noletii* et *Zostera marina*) et calcul de l'indicateur « angiospermes » de la Masse d'eau côtière FRFC06 – Arcachon amont - - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - 2006-2013. RST /ODE/UL/LER/AR/14-009, 56 p.

Auby I., Trut G., Rigouin L., Oger-Jeanneret H., Sanchez F., de Casamajor M-N., Lamouroux M. (2014). Suivi stationnel (2007-2013) de l'herbier de zostères naines (*Zostera noletii*) et calcul de l'indicateur « Angiospermes » (2013) dans la Masse d'eau côtière FRFC09 – Lac d'Hossegor. RST/ODE/UL/LER/AR/14-007, 25 p.

Auby I., Trut G., Vignon A. (2009). Suivi stationnel de l'herbier de zostères naines (*Zostera noltii*) de la Masse d'eau côtière FRFC09 - Lac d'Hossegor - District Hydrographique Adour-Garonne - 2007. RST/LER/AR/09-002, 21 p.

Auby I., Trut G., Vignon A., 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. RST/LER/AR/09-001 , 40 p.

Blott, S.J. and Pye, K. (2001). GRADISTAT : a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* **26**, 1237-1248.

Boyé A., Gauthier O., Becheler R., Le Garrec V., Hily C., Maguer M., Grall J. (2022). Drivers and limits of phenotypic responses in vulnerable seagrass populations: *Zostera marina* in the intertidal. *Journal of Ecology*, 110, 144–161. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13791>

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.

Cognat M., Auby I., Rigouin L., Michalet R., Sottolichio A., Ganthy F. (2016). Environmental factors influencing growth of *Zostera noletii* meadows in the Arcachon Bay: How to explain their drastic decline? ISOBAY 15 - XV International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay. 22-24 June 2016, Bilbao, Spain.

Cognat M., Ganthy F., Auby I., Rigouin L., Sottolichio A. (2018). Spatio-temporal analysis of co-evolution between seagrass beds, their decline and hydro-morphological changes in Arcachon Bay (France). XVIth International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY 16), 4-8 juin 2018,– Anglet, France.

Coignard S., Fouet M., Blanchet H., Massé C., Cail-Milly N., Sanchez F., Lissardy M., Ganthy F. The ongoing spread of the Asian date mussel (*Arcuatula senhousia*) within the French Atlantic coast: colonisation dynamics and associated drivers in a historically invaded ecosystem (Arcachon Bay). *Biol. Invasions en revision*.

Dalloyau S., Réseau National Bernache (2020). Bernaches cravants et nonnette hivernant en France : Bilan de la saison 2019-2020. Réseau National Bernaches / Wetlands International / LPO France-BirdLife / Ministère de la Transition écologique et solidaire. 29pp. Rochefort

Dalloyau S., Trut G, Plus M., Auby I. Emery E. (2009). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noletii* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer RST /LER/AR/09-003, 52 p.

Den Hartog C. (1987). "Wasting disease" and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquat. Bot.*, **27**, 3-14.

Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde (2010). Espèces protégées. Le cygne tuberculé : Encore bien présent en été. Tableau de bord 2010, 32-33.

Gamain P., Feurtet-Mazel A., Maury-Brachet R., Auby I., Pierron F., Belles A., Gonzalez P. (2017). Can pesticides, copper and seasonal water temperature explain the seagrass *Zostera noltei* decline in the Arcachon bay? *Marine pollution bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.024>

Garmendia J.M., Valle M., Borja Á., Chust G., Franco J. (2013). Cartografía de *Zostera noltei* en la costa vasca: cambios recientes en su distribución (2008-2012). *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*, 20(1): 1-22.

Grall J., Maguer M., Tauran A., Lescop M., Le Garrec V. (2022). Contrat UBO – Ifremer 2020.. Rapport final - Année 2021, 36 p.

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.

Hily C., Sauriau P.G., Auby I. (2007). Protocoles suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) - *Zostera marina* – *Zostera noltei*. Rapport LEMAR, CNRS, IFREMER, 10 p.

Hily C., Sauriau P.G., Auby I. (2007). Protocoles suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) - *Zostera marina* – *Zostera noltei* . Rapport LEMAR, CNRS, IFREMER, 10 p.

Lafon V., Dehouk A., Curti C. (2014). Cartographie de l'herbier à *Zostera noltei* de la baie de Marennes Oléron - masse d'eau FRFC02 - par télédétection spatiale. Rapport GEO-transfert/ADERA, Université Bordeaux, 47 p.

Lafon V., Harin N., Sauriau P.-G. (2009). Dynamique temporelle (1989-2006) des herbiers intertidaux à *Zostera noltii* de la masse d'eau pertuis Charentais (FRFC02). Rapport G.E.O. Transfert, Université Bordeaux, 34 p.

Lissardy M., de Casamajor M.N., Sanchez F. (2007). Cartographie de l'herbier de *Zostera noltei* dans la Baie de Txingudi. Rapport CERECA-ADERA, 12 p.

Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (2018). Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état écologique des eaux littorales dans le cadre de la DCE. Rapport MTES/Ifremer/AFB, 277 p.

Mokuenko, N. (2023) Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en Nouvelle-Aquitaine. Résultats 2022 du comptage Wetlands International. LPO BirdLife France - Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et solidaire. 18 pp. & annexes 56 pp., Villenave d'Ornon.

Moussy C., Quintenne G., Gaudard C. (2023) Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en France. Résultats 2023 du comptage Wetlands International. LPO BirdLife France - Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et et de la Cohésion des territoires. 26 pp. & annexes 101pp, Rochefort.

Paolin Melina (2012). Etude des facteurs contrôlant l'atténuation lumineuse dans une lagune semi-fermée. Calibration d'un modèle bio-optique pour le Bassin d'Arcachon. Rapport de stage ENSAIA, 49 p.

Péré C., Haas J., Veiga J. (2010). Nouvelles données sur le statut du cygne tuberculé (*Cygnus olor*) sur le Bassin d'Arcachon (Gironde). Faune sauvage, bulletin technique et juridique de l'ONCFS, 287, 8-15.

Plus M., Dalloyau S., Trut G., Auby I., De Montaudouin X., Emery E., Noel 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(2), 357-366.

Rigouin L., Trut G., Lissardy M., Ganthy F., Lepevedic A., Connole S. (2022). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières. Cartographie des herbiers à *Zostera noltei* et *Zostera marina* du Lac d'Hossegor (MEC FRFC09) - Année 2021. ODE/LITTORAL/LERAR/22.02, 35 p.

Rigouin L., Trut G., Bajjouk T., Rebeyrol S., Liabot P.O., Ganthy F., Auby I. (2022). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noltei* du Bassin d'Arcachon (MEC FRFC06 – Arcachon amont) par imagerie hyperspectrale. ODE/LITTORAL/LERAR/22.16.

Sanchez F., de Casamajor M.N., Lissardy M. (2016). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa - 2015 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne . Rapport Ifremer R.INT.RBE/HGS/LRHA/16-002, 27 p.

Sanchez F., de Casamajor M.N., Lissardy M. (2013). Suivi stationnel de l'herbier à zostères *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa – 2012.- Rapport Ifremer R.INT.DCN/HGS/LRHA 13-003, 20p.

Sanchez F., de Casamajor M.N., Lissardy M. (2015). Suivi stationnel de l'herbier à zostères *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa – 2014.- Rapport Ifremer R.INT.RBE/HGS/LRHA 15-001, 30 p.

Sanchez F., de Casamajor M.N., Lissardy M. (2014). Suivis stationnel et surfacique de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa – 2013.- Rapport Ifremer R.INT.RBE/HGS/LRHA 14-002, 34 p.

Sanchez F., de Casamajor M.N., Lissardy M. (2014). Suivis stationnel et surfacique de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa – 2013.- Rapport Ifremer R.INT.RBE/HGS/LRHA 14-002, 34 p.

Sanchez F., Lissardy M., de Casamajor M.N. (2010). Points de surveillance DCE en Côte basque : Masse d'eau FRFT8 Bidassoa – Bilan 2007/2008/2009. Herbier à *Zostera noltei* . Rapport Ifremer. R.INT.DCN/HGS/LRHA 10-001, 31 p.

Sanchez F., Lissardy M., de Casamajor M.N. (2017). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa. 2016 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne - Rapport Ifremer R.INT ODE/LITTORAL/LER/AR/17.003, 27p.

Sanchez F., Lissardy M., De Casamajor M.N. (2018). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT8 Bidassoa -2017 -Bassin Hydrographique Adour-Garonne. Rapport Ifremer RST/ODE/LITTORAL/LER AR 18-005, 23p.

Sanchez F., Lissardy M., De Casamajor M.N. (2019). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT08 Bidassoa - 2018 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. Rapport Ifremer R.ODE/LITTORAL/LER AR 19-003, 27 p.

- Sanchez F., Lissardy M., De Casamajor M.N.C., Aubert F.** (2020). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT08 Bidassoa - 2019 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. Rapport R.ODE/LITTORAL/LER AR 20-008, 22 p
- Sanchez F., Lissardy M., de Casamajor M-N., Aubert F.** (2021). Suivi stationnel et surfacique de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT08 Bidassoa 2020 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. R.ODE/LITTORAL/LER AR 21.002. 26 p.
- Sanchez F., Lissardy M., de Casamajor M-N., Aubert F.** (2021). Suivi stationnel et surfacique de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT08 Bidassoa 2020 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. R.ODE/LITTORAL/LER AR 21.002. 26 p.
- Sanchez Florence, de Casamajor Marie-Noelle, Lissardy Muriel, Aubert Fabien** (2022). Suivi stationnel de l'herbier à *Zostera noltei* de la masse d'eau FRFT08 Bidassoa - 2021 - Bassin Hydrographique Adour-Garonne. R.ODE/LITTORAL/LER AR 22.001, 29 p.
- Sauriau P.G.** (2008a). Surveillance faune et flore benthique DCE. Vitalité herbier de *Zostera noltei* masse d'eau FRFC02 Pertuis charentais Prospection 2007. Rapport CNRS, 22 p.
- Sauriau P.G.** (2008b). Surveillance faune et flore benthique DCE. Vitalité herbier de *Zostera noltei* masse d'eau FRFC02 Pertuis charentais Prospection 2008. Rapport CNRS, 27 p.
- Sauriau P.G., Aubert F.** (2013). Contrôle de surveillance 2013 DCE de la flore benthique et de la faune benthique de substrat meuble de la masse d'eau côtière Pertuis Charentais FRFC02 : herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* . Rapport LIENSs, CNRS, Université de la Rochelle, 43 p.
- Sauriau P.G., Aubert F.** (2016). Contrôle de surveillance 2015 DCE de la flore benthique et de la faune benthique de substrat meuble de la masse d'eau côtière Pertuis Charentais FRFC02. Partie 2 : herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* . Rapport LIENSs, CNRS, Université de la Rochelle, 68 p.
- Sauriau P.G., Aubert F., Bréret M., Ehlinger S., Sauriau F., Sauriau M.** (2009). Surveillance 2009 flore masses d'eau côtière DCE FRFC01 Nord-Est Oléron : macroalgues FRFC02 Pertuis charentais : herbier de *Zostera noltei* . Partie 2 : herbier de *Zostera noltei* . Rapport CNRS, 35 p.
- Sauriau P.G., Aubert F., Cajeri P., Curti C., Latry L., Leguay D., Pineau P.** (2012). Contrôle de surveillance 2012 DCE de la flore benthique et de la faune benthique de substrat meuble de la masse d'eau côtière Pertuis Charentais FRFC02 : herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* . Rapport LIENSs, CNRS, Université de la Rochelle, 41 p.
- Sauriau P.G., Aubert F., Duvard A.** (2014). Contrôle de surveillance DCE 2014 de la masse d'eau côtière Pertuis Charentais FRFC02. Rapport final partie 1 : suivi stationnel des herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* Hornemann. Rapport LIENSs, CNRS, Université de la Rochelle, 51 p.
- Sauriau P.G., Aubert F., Gueneteau S.** (2017). Contrôle de surveillance 2016 DCE de la masse d'eau côtière Pertuis Charentais FRFC02 pour les suivis stationnels des herbiers de *Zostera (Zosterella) noltei* . Rapport LIENSs, CNRS, Université de la Rochelle, 68 p.
- 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.
- Sullivan B.T., Short F.T.** (2023). Taxonomic revisions in Zosteraceae (*Zostera*, *Nanozostera*, *Heterozostera* and *Phyllospadix*). *Aquat. Bot.*, **187**, 103636.

Trut G., Auby I., Rigouin L., Oger-Jeanneret H., Ganthy F., Cognat M., Noel C., Marchetti S., Bauer E. (2018). Directive Cadre sur l'Eau : Cartographie des herbiers de *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer RST/ODE/UL/LER/AR/18.008, 55 p.

Trut G., Dalloyau S., Auby I. (2009). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières : Cartographie des herbiers à *Zostera noltei* et *Zostera marina* du Lac d'Hossegor MEC FRFC09. Rapport Ifremer RST/LER/AR/09-008, 21 p.

Trut G., Rigouin L., Auby I., Ganthy F., Oger-Jeanneret H., Gouilleux B. (2014). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau Côtières. Cartographie des herbiers à *Zostera noltei* et *Zostera marina* du Lac d'Hossegor. MEC FRFC09 - année 2013. Rapport Ifremer RST/LER/AR/14.006, 32 p.

Annexe 1

Position des grilles dans les trois stations d'herbier de *Zostera noltei* en 2022



Figure A : Position de la grille dans l'herbier de la station Estey Tort int HZN (Carte des herbiers de zostères d'après Plus *et al.*, 2010).

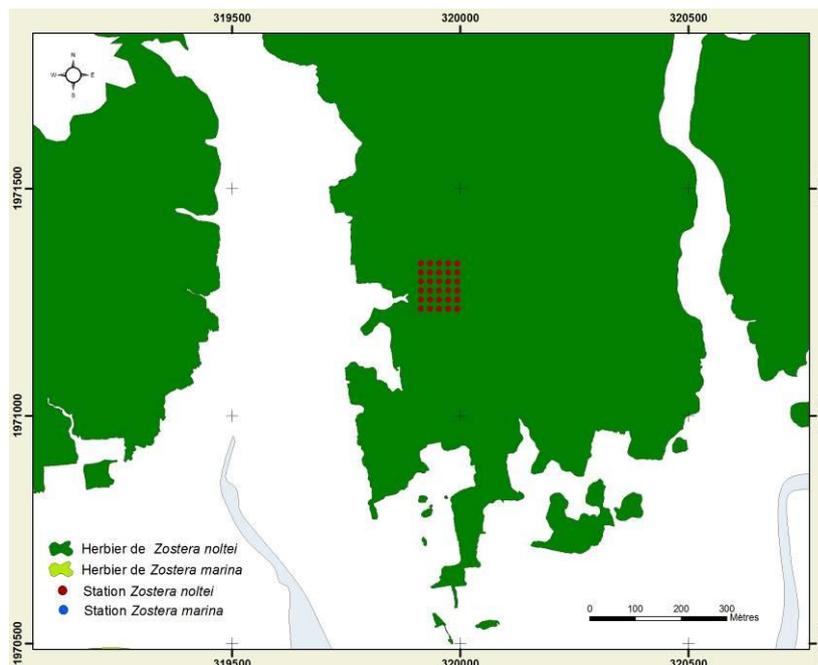


Figure B : Position de la grille dans l'herbier de la station Afrique int HZN (Carte des herbiers de zostères d'après Plus *et al.*, 2010).

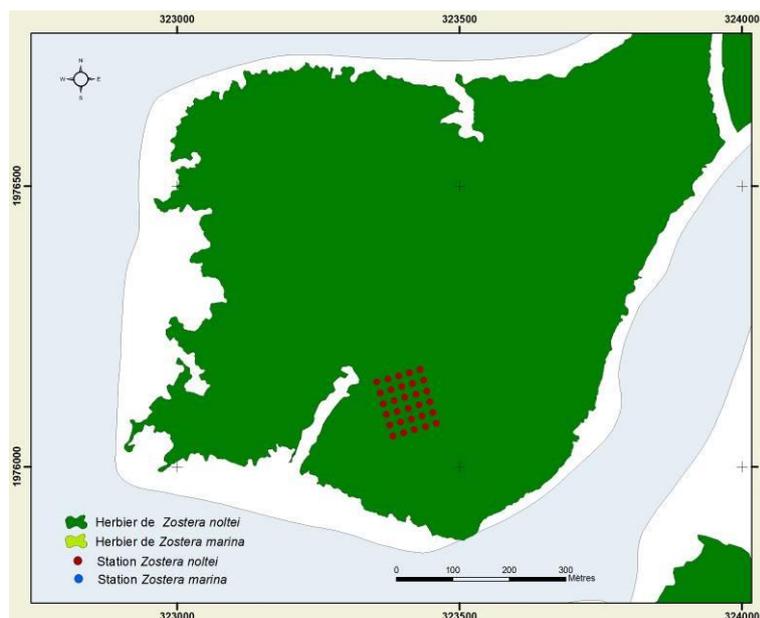


Figure C : Position de la grille dans l'herbier de la station Hautebelle int HZN (Carte des herbiers de zostères d'après Plus *et al.*, 2010).