

Ifremer – Département Océanographie et Dynamique des Écosystèmes

Laboratoire Environnement Ressources d’Arcachon

Loïc RIGOUIN, Gilles TRUT, Touria BAJJOUK, Simon REBEYROL, Pierre-Olivier LIABOT, Florian GANTHY, Isabelle AUBY

Septembre 2022 - ODE/LITTORAL/LERAR/22.16

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



Fiche documentaire

<p>Titre du rapport : Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau côtières : Cartographie des herbiers de <i>Zostera noltei</i> du Bassin d'Arcachon (MEC FRFC06 –Arcachon amont) par imagerie hyperspectrale.</p>	
<p>Référence interne : ODE/LITTORAL/LERAR/22.16</p>	<p>Date de publication : septembre 2022</p>
<p>Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle)</p>	<p>Langue(s) : Français</p>
<p>Résumé: En 2019, les herbiers de <i>Zostera noltei</i> de la masse d'eau côtière "MEC FRFC06 - Arcachon amont" ont été cartographiés à partir d'une image hyperspectrale acquise à cet effet. L'utilisation d'une classification automatique, basée sur une méthode de démixage spectral, associée à de la validation terrain et du post-traitement, a permis de déterminer l'emprise de cette espèce avec un bon niveau de fiabilité. La surface colonisée par <i>Zostera noltei</i> en 2019 a été comparée à celles des années 1989 et 2012. Les résultats obtenus montrent qu'après une période de forte régression ayant débuté au cours des années 2000, l'emprise de ces herbiers intertidaux a été relativement stable entre 2012 et 2019. La prochaine carte, qui sera produite en 2025, permettra de confirmer ou d'infirmer cette tendance.</p>	
<p>Abstract In 2019, the <i>Zostera noltei</i> beds of the coastal water body "MEC FRFC06 - Arcachon amont" were mapped from a hyperspectral image acquired for this purpose. The use of an automatic classification, based on a spectral unmixing method, combined with field validation and post-processing, made it possible to determine the extent of this species with a good level of reliability. The area colonised by <i>Zostera noltei</i> in 2019 was compared to that of 1989 and 2012. The results obtained show that after a period of strong regression starting in the 2000s, the area of these intertidal meadows has been relatively stable between 2012 and 2019. The next map, which will be produced in 2025, will confirm or refute this trend.</p>	
<p>Mots-clés/ Keywords : Directive Cadre sur l'Eau, herbiers de zostères, cartographie, bassin d'Arcachon, imagerie hyperspectrale, démixage spectral.</p>	
<p>Comment citer ce document : Loïc RIGOUIN, Gilles TRUT, Touria BAJJOUK, Simon REBEYROL, Pierre-Olivier Liabot, Florian GANTHY, Isabelle AUBY (2022). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau côtières : Cartographie des herbiers de <i>Zostera noltei</i> du Bassin d'Arcachon (MEC FRFC06 –Arcachon amont) par imagerie hyperspectrale.</p>	
<p>Disponibilité des données de la recherche : Oui</p>	

Commanditaire du rapport : Agence de l'Eau Adour-Garonne

Nom / référence du contrat : 20/1000936 <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
Rigouin Loïc / loic.rigouin@ifremer.fr	Ifremer/ODE/UL/LERAR
Trut Gilles / gilles.trut@ifremer.fr	Ifremer/ODE/UL/LERAR
Bajjouk Touria/Touria.Bajjouk@ifremer.fr	Ifremer/ODE/DYNECO/LEBCO
Rebeyrol Simon/simon.rebeyrol@ifremer.fr	Ifremer/ODE/DYNECO/LEBCO
Liabot Pierre-Olivier / Pierre.Olivier.Liabot@ifremer.fr	Ifremer/ODE/DYNECO/LEBCO
Ganthy Florian / florian.ganthy@ifremer.fr	Ifremer/ODE/UL/LERAR
Auby Isabelle/isabelle.auby@ifremer.fr	Ifremer/ODE/UL/LERAR
Destinataire : AEAG	
Relu par : Elvire Antajan (LERAR), Martin Plus (LERBN)	

Table des matières

1	Introduction	7
2	Cadre et contexte de l'étude	9
2.1	L'approche « zones homogènes de la DCE »	9
2.2	Le site d'étude : Le Bassin d'Arcachon	10
2.3	Rappel sur les zostères	11
3	Bilan des cartes existantes	13
4	Réalisation de la carte de 2019	16
4.1	Acquisition des données	16
4.1.1	Images hyperspectrales	16
4.1.2	Mesures de radiométrie	17
4.1.3	Mesures de taux de recouvrement et contours d'herbiers	18
4.2	Méthode de cartographie	19
4.2.1	Principe de la méthode	19
4.2.2	Chaîne de traitement	20
4.2.3	Génération de la carte d'abondance	21
4.2.4	Analyse de l'influence des spectres de référence	22
4.2.5	Validation qualitative et détermination de valeur de seuillage	24
4.2.6	Validation quantitative (recouvrement)	25
4.2.7	Génération de l'enveloppe externe des herbiers	26
4.2.8	Carte de classe de taux de recouvrement des herbiers	28
5	Résultats	29
5.1	Cartes de 1989 à 2012	29
5.2	Carte de 2019	30
6	Évolution temporelle de l'emprise des herbiers de <i>Zostera noltei</i> de la ME « Arcachon amont »	33
6.1	Évolution des surfaces d'herbier entre 1989 et 2019	33
6.2	Evolution des surfaces d'herbier entre 2012 et 2019	34
7	Discussion sur les évolutions et l'impact des méthodes	36
8	Qualité écologique de la masse d'eau « Arcachon amont » vis-à-vis de l'indicateur « angiospermes »	38
8.1	Composition taxinomique	38
8.2	Extension	38
8.3	Abondance	40

8.4	Qualité écologique de la masse d'eau FRFC09 pour les angiospermes	42
9	Conclusion et perspectives	44
10	Bibliographie.....	48
NB : Tous les rapports liés à la DCE sont téléchargeables sur la base bibliographique Archimer - http://archimer.ifremer.fr/.....		
11	Annexe 1 : Atlas cartographique de l'emprise des herbiers de zostères naines en 2019	51
12	Annexe 2 : Atlas cartographique de l'évolution des herbiers de zostères naines entre 2012 et 2019	62

1 Introduction

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

Pour faciliter la mise en œuvre des suivis réalisés dans le cadre de cette directive, un découpage des eaux en unités géographiques homogènes dénommées Masses d'Eau (ME) a été défini. La masse d'eau représente l'unité de classification et de gestion de la DCE et se trouve rattachée à un bassin hydro géographique (Agence de Bassin). Ainsi, un réseau de sites pérennes, réparti sur l'ensemble du territoire national a été mis en place, de façon à disposer d'un suivi des eaux littorales effectif sur le long terme.

Afin d'évaluer **l'état écologique** d'une Masse d'Eau, la DCE introduit la notion d'écart par rapport à une situation de référence.

Les valeurs de référence, que l'on peut considérer comme niveau étalon du très bon état écologique, doivent être établies par type de Masse d'Eau et par élément de qualité biologique : macroinvertébrés, phytoplancton, **macrophytes (dont macroalgues et herbiers à angiospermes)**¹.

La Masse d'Eau "Arcachon amont" présente, sur toute son emprise, de vastes herbiers de zostères dont le rôle fonctionnel est essentiel. Ces herbiers interviennent de façon déterminante dans le cycle des nutriments, le bilan érosion-dépôt des sédiments, la production primaire benthique, la diversité et l'abondance de la faune invertébrée, des poissons et de l'avifaune (habitat, nourriture).

Deux types d'actions ont été entreprises pour caractériser la qualité du compartiment biologique "herbiers marins à angiospermes" (*Zostera noltei* - Zostère naine) et (*Zostera marina* - Zostère marine) dans le Bassin d'Arcachon : suivi stationnel et suivi surfacique.

À ce titre, ces herbiers font l'objet d'un **suivi stationnel** annuel depuis 2006 (pour *Zostera noltei*) et 2007 (pour *Zostera marina*), dans le but d'en estimer l'abondance, selon des protocoles qui ont évolué au cours du temps (Auby *et al.*, 2012, Auby *et al.*, 2018). Les résultats acquis dans ce cadre sont présentés dans les rapports dédiés, publiés annuellement (Auby *et al.*, 2022 pour le dernier).

Le **suivi surfacique** des herbiers (emprise maximale colonisée par ces deux espèces), qui doit être effectué une fois par plan de gestion (soit tous les 6 ans), a été opéré en 2008 (Dalloyau *et al.*, 2009) et 2012 (Lafon *et al.*, 2013) pour *Zostera noltei* et, pour *Zostera marina*, en 2008 (Dalloyau *et al.*, 2009) et 2016 (Trut *et al.*, 2018). Par ailleurs, des mesures de l'emprise des deux espèces avaient été réalisées en 1989 (Auby, 1991). La comparaison des données

¹ et poissons, uniquement dans les masses d'eau de transition.

acquises à ces différentes périodes a permis de mettre en évidence une régression de la surface des herbiers intertidaux et infralittoraux ayant débuté au cours des années 2000.

Ce document présente la démarche de réalisation d'une carte de présence de *Zostera noltei* dans la Masse d'Eau « Arcachon amont » en 2019 et traite de l'évolution surfacique entre les années 1989, 2012 et 2019. Les comparaisons intermédiaires d'emprise ont été présentées dans un rapport précédent (Dalloyau *et al.*, 2009).

2 Cadre et contexte de l'étude

2.1 L'approche « zones homogènes de la DCE »

Au sens de la Directive cadre sur l'Eau, une « Masse d'Eau » est définie comme une entité fonctionnelle et homogène des points de vue physique (hydrodynamique, nature du substrat marin) et biologique (faune et flore). La délimitation des Masses d'Eau consiste donc à scinder le domaine d'étude en unités géographiques cohérentes dont les caractéristiques sont identiques ou très proches. Pour les habitats marins, deux groupes de Masses d'Eau ont été distingués :

- Les Masses d'Eau Côtières (MEC) regroupent les habitats littoraux compris entre la ligne de base à terre servant pour la délimitation des eaux territoriales et sa projection à un mille marin vers le large.
- Les Masses d'Eau de Transition (MET) englobent les habitats présents aux embouchures des rivières et des fleuves qui sont partiellement salins en raison de leur proximité des eaux côtières mais qui restent fondamentalement influencés par des courants d'eau douce.

Le Bassin d'Arcachon a été découpé en deux masses d'eau côtières (Figure 1) : une masse d'eau amont (FRFC06), d'une superficie de 152,1 Km², et une masse d'eau aval (FRC07), d'une surface de 66,1 Km².

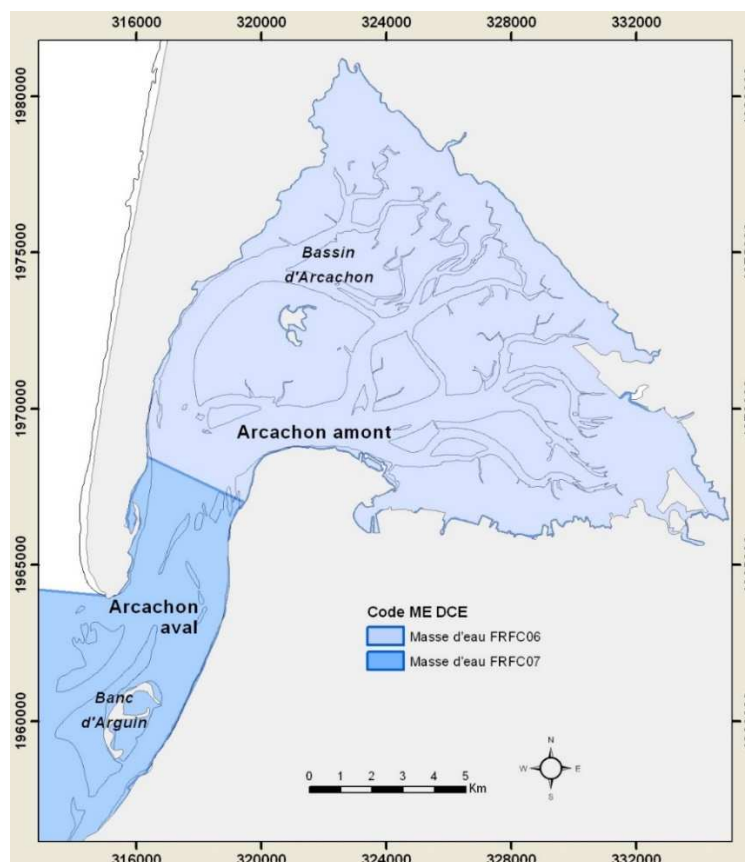


Figure 1 : Délimitation des masses d'eau dans le Bassin d'Arcachon

2.2 Le site d'étude : Le Bassin d'Arcachon

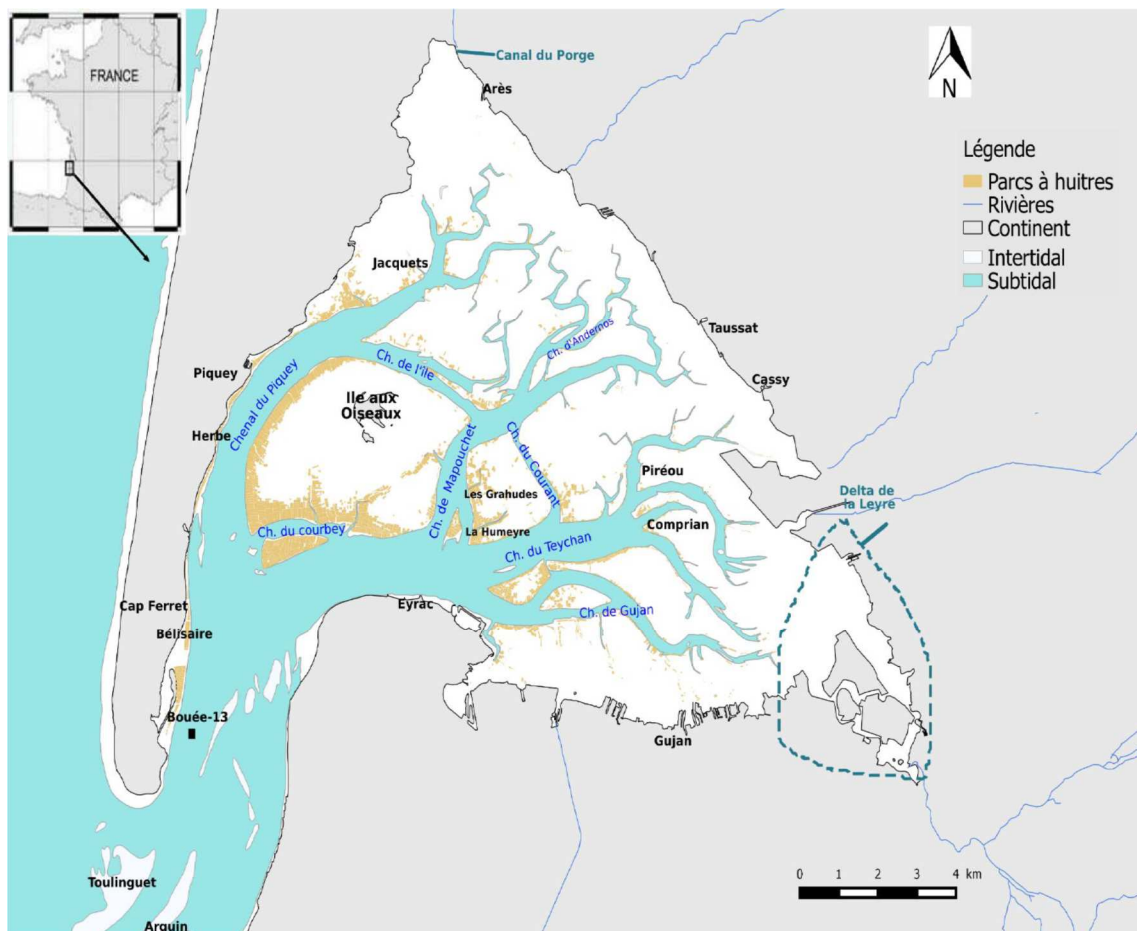


Figure 2 : Situation du Bassin d'Arcachon (*in* Cognat, 2019).

Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière mésotidale, de forme triangulaire, située sur le littoral aquitain en bordure du Golfe de Gascogne par 44°40 de latitude Nord et 1°10 de longitude Ouest (Figure 2), et qui communique avec l'Océan Atlantique par l'intermédiaire de deux passes étroites, au nord et au sud du Banc d'Arguin.

La superficie totale de la lagune à l'Est du méridien passant par le phare du Cap Ferret est de 174 km². En basse-mer de vive eau, les deux tiers de la Baie émergent sous l'effet du mouvement des masses d'eau dont le volume oscillant est compris entre 264 et 492 10⁶ m³ (Plus *et al.*, 2006) Le marnage varie entre 1,10 m (coefficient : 20) et 4,95 m (coefficient : 120) (Gassiat, 1989).

L'embouchure de la Leyre, au sud-est, et les canaux de Lège et de Cazaux, respectivement au nord et au sud de la Baie, assurent au Bassin la majorité des apports d'eau douce. Ils sont renforcés par le débouché de 26 ruisseaux et « crastes », ainsi que par les eaux de la nappe phréatique.

L'effet de la marée permet de délimiter deux grands types de zones dans le Bassin : zone infralittorale (chenaux) et zone intertidale.

Les chenaux qui parcourent la Baie ont une profondeur maximale de 20 m. La surface de ces chenaux principaux est d'environ 4 120 ha et leurs fonds sont majoritairement constitués de sables fins et moyens. Ces chenaux principaux sont prolongés par un réseau de chenaux secondaires désignés localement sous le terme d' « esteys ».

Les zones émergées à basse-mer (replats de marée) sont classées selon leur mode en trois types : plages océaniques, plages semi-abritées et plages abritées. Au sein de ce dernier groupe, assimilable aux marais maritimes, des critères hypsométriques et bionomiques permettent de distinguer : la slikke, la haute-slikke et le schorre.

- La slikke est immergée à chaque marée haute. Elle est peuplée principalement par les herbiers de *Zostera noltei*. Dans cette zone, Amanieu (1967) a décrit deux autres types de faciès : Vases à *Nereis diversicolor* et *Scrobicularia plana* et Sables à *Arenicola marina*.
- La haute-slikke limite le sommet de la formation précédente. Cette zone n'est pas immergée en période de morte eau. Elle recouvre différentes aires : sables argileux à *Bledius spectabilis*, sables vaseux à *Corophium volutator*, sables poreux à *Bledius spectabilis*, microfalaises et zones colonisées par les Spartines (Phanérogames halophiles).
- Le schorre, ou pré salé, est inondé seulement en marée de vive eau. Il est recouvert d'halophytes. D'après Sorriano-Sierra (1992), sa superficie s'élevait, au début des années 1990, à 766,8 ha, dont 714,4 ha colonisés par la végétation halophile.

En plus de ces biotopes naturels, il existe, dans le Bassin d'Arcachon, des écosystèmes aménagés, parmi lesquels les parcs à huîtres exploités qui couvrent actuellement une surface de 628 ha (DDTM33, cadastre 2021). Les huîtres y sont principalement élevées « en surélevé » (chantiers et poches). En bordure des chenaux sont installées des structures destinées au captage du naissain. Il s'agit, le plus souvent, de tuiles chaulées, de tubes et de coupelles.

En raison de la présence de ces élevages, et de l'exploitation par la pêche de différentes espèces de mollusques (coques, moules, palourdes), le Bassin d'Arcachon est suivi depuis de nombreuses années dans le cadre des réseaux de surveillance Ifremer relatifs à la contamination microbiologique (REMI), à la contamination chimique (ROCCH) et au phytoplancton (REPHY). De plus, outre les études consacrées aux zostères, cette masse d'eau DCE fait l'objet depuis 2007, année de mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau, de suivis annuels consacrés aux caractéristiques hydrologiques (Ifremer) et à la faune benthique invertébrée (Université de Bordeaux). Tous les résultats de ces suivis sont consultables sur la base bibliographique Archimer (<https://archimer.ifremer.fr>).

2.3 Rappel sur les zostères

Les zostères sont des phanérogames angiospermes marines qui se développent sur les sédiments sableux et sablo-vaseux des côtes de l'hémisphère Nord. Elles forment des herbiers parfois denses, comparables aux prairies terrestres. Ces herbiers peuvent être constitués de deux espèces différentes (Figures 3 et 4) : la zostère marine (*Zostera marina*), la plus grande, se développe principalement en zone subtidale peu profonde (forme magnozostéride, dont les feuilles peuvent atteindre 120 cm de long pour une largeur de 4 à 12 mm) ainsi qu'en limite inférieure d'estran (forme parvozostéride, à feuilles plus courtes et plus étroites). La zostère

naine (*Zostera noltei*), de taille inférieure (les feuilles peuvent atteindre 25 cm de long pour une largeur de 1 à 5 mm), se rencontre surtout dans la zone intertidale.



Figure 3 : Herbier de zostères marines
Zostera marina



Figure 4 : Herbier de zostères naines
Zostera noltei

Les herbiers de zostères présentent un fort intérêt écologique, patrimonial et économique, en constituant des écosystèmes remarquables (Larkum *et al.*, 2006). Ces herbiers abritent une biodiversité importante, et jouent un rôle majeur dans la reproduction et l'alimentation d'un grand nombre d'espèces (poissons, crustacés, oiseaux) dont certaines (avifaune migratrice) bénéficient d'un statut de protection.

Les herbiers contribuent en outre à la stabilisation du substrat en piégeant les particules sédimentaires par la réduction des contraintes exercées par les courants et les vagues sur le fond et en modifiant les paramètres d'érodabilité des sédiments colonisés.

Les herbiers de zostères bénéficient de statuts de protection en tant qu'**habitats** dans le cadre de la Loi Littoral 86-2. Ils sont également pris en compte par la Directive Habitats Faune et Flore (DHFF) qui a pour objet d'assurer le maintien de la diversité biologique par la **conservation des habitats naturels**. Les herbiers marins sont aussi répertoriés par OSPAR parmi la liste des espèces et **habitats menacés et/ou en déclin** (2004). En outre, les phanérogames angiospermes bénéficient d'un statut d'espèces végétales protégées en région Aquitaine depuis 2002².

Les herbiers sont par ailleurs d'excellents indicateurs biologiques des pressions s'exerçant sur l'écosystème, depuis l'échelle locale jusqu'à l'échelle globale (pêche à pied, activités nautiques, broutage par l'avifaune, eutrophisation, changement climatique, ...).

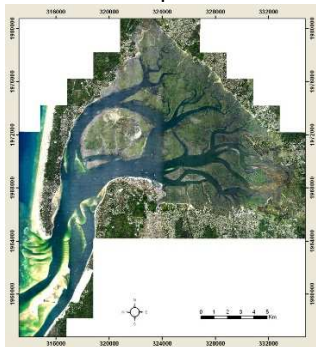
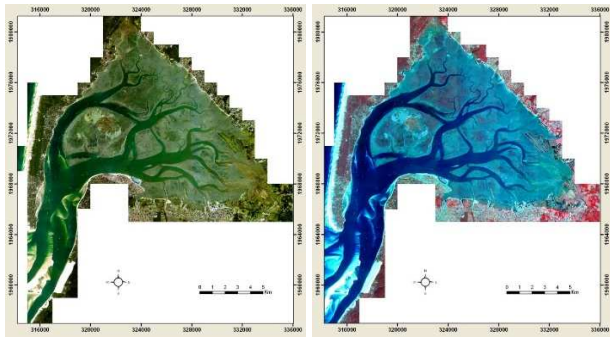
Dans le cadre de la directive cadre DCE, trois métriques ont été jugées pertinentes pour construire l'indicateur français, parmi lesquels l'indice « extension spatiale ». Ce dernier est basé sur l'évolution de la surface des herbiers par rapport à une situation « de référence » (Auby *et al.*, 2010). Il apparaît donc un réel besoin d'acquisition d'informations surfaciques afin d'actualiser l'évaluation de l'état de la masse d'eau Arcachon tel qu'exigé par cette directive.

² <https://sbocc.fr/wp-content/uploads/2020/06/Aquitaine.pdf>

3 Bilan des cartes existantes

Les herbiers de zostères du bassin d'Arcachon ont été cartographiés à plusieurs reprises durant ces trente dernières années. Ces cartographies ont été réalisées selon différentes approches, dont les caractéristiques (supports et méthodes de cartographie) sont présentées succinctement dans les tableaux 1 et 2.

Tableau 1 : Supports de cartographies utilisés pour les quatre cartes des herbiers dans le bassin d'Arcachon.

Carte	Support cartographique	Résolution spectrale	Résolution Spatiale
1989 (Auby, 1991)	Orthophotographies papier IGN acquises durant l'été 1989	Couleur	
2005 (Dalloyau <i>et al.</i> , 2009)	Orthophotographie haute résolution datant des 21-22 juillet et 18-19-20 septembre 2005 et constituée de 225 dalles numériques 	RVB	20 cm
2007 (Dalloyau <i>et al.</i> , 2009)	Orthophotographie littorale prise par l'IGN le 27 août 2007 	RVB et IRC	50 cm


Carte	Support cartographique	Résolution spectrale	Résolution Spatiale
2012 (Lafon <i>et al.</i> , 2013)	Scène du satellite Formosat-2 acquise le 18/08/2012 à 10h25 TU 	4 bandes spectrales : 450-520 nm (bleu-vert), 520-600 nm (vert-jaune), 630-690 nm (rouge), 760-900 nm (proche infrarouge).	2m

Tableau 2 : Comparaison des méthodes de cartographies utilisées pour les quatre cartes des herbiers dans le bassin d’Arcachon

Carte	Méthodes de cartographie	Validation de la carte
1989 (Auby, 1991)	Carte des herbiers intertidaux réalisée par stéréophoto-interprétation. Les surfaces ont été générées à l'aide d'un planigraphe La couche SIG résultante a été numérisée dans les années 1990 sous logiciel SIG ArcView	Pas de validation des contours d’herbiers
2005 (Dalloyau <i>et al.</i> , 2009)	Numérisation des contours des herbiers	Limites des herbiers non validées par des observations « terrain »
2007 (Dalloyau <i>et al.</i> , 2009)	- Cartographie principalement à partir de l’image IRC qui caractérise l’activité photosynthétique (teinte rouge) et avec des dégradés de couleur (niveaux de recouvrement). - Délimitation d’herbiers par numérisation. Pour chaque polygone final, la date, le site, la méthode employée, l’auteur à l’origine de la numérisation, la validation ou non du contour sur le terrain, le taux de recouvrement ainsi qu’un indice de qualité à dire d’expert (de 1 à 3 correspondant respectivement à Peu fiable, Assez fiable et Très fiable) sont renseignés dans la table attributaire.	Limites d’herbier validées par cheminement sur l’estran à l’aide d’un DGPS (geoXT@Trimble 2005) précision sub-métrique qui permet en post-traitement de réduire la marge d’erreur potentielle et obtenir une précision inférieure ou égale au mètre. Dans le cas où la totalité du pourtour de l’herbier n’a pas été levée, les limites sont prolongées par photo-interprétation afin de créer le polygone délimitant la zone végétalisée. Près de 111,2 km ont été parcourus au cours des 24 sorties réalisées entre août et octobre 2007 puis en juillet 2008.

Carte	Méthodes de cartographie	Validation de la carte
2012 (Lafon <i>et al.</i> , 2013)	<ul style="list-style-type: none"> -Géo référencement en utilisant vingt-six points de contrôle répartis sur l'ensemble de la scène. - Application de masques (chenaux, schorre, huîtres) à l'image. -Application d'un algorithme de classification construit sur la base des spectres radiométriques <i>in-situ</i>. Il est basé sur un arbre de décision à 4 classes (masque, flaque, sédiment, végétation) et qui permet de différencier plusieurs types de sédiments selon leur granulométrie et trois classes de recouvrement de l'herbier (Cajeri <i>et al.</i>, 2012). Les limites d'herbier relevées <i>in-situ</i> par GPS ont servi à constituer l'arbre de décision (procédure d'apprentissage). 	<ul style="list-style-type: none"> - Campagne d'observation de la couverture de l'herbier, 17 sites ont été visités au cours de 7 missions distinctes - Contours à l'aide d'un GPS Trimble GEOXT (précision 50 cm) et par GPS Trimble 60 et Trimble 62s (précision de 2 à 5 m). - Les taux de recouvrement par les herbiers (et des macroalgues en cas de mélange) ont été directement évalués sur le terrain et validés par analyse de photos au laboratoire - La validation de la carte finale de polygones classifiés a été réalisée à l'aide des 258 observations GPS répartis par classe de recouvrement (0-25%, 25-75% et 100%).

Les cartes les plus anciennes (1989, 2005 et 2007), présentées dans ce chapitre sont géo-référencées dans le référentiel géographique Datum NTF, en Lambert II étendu. La carte réalisée en 2012 est disponible dans le référentiel géographique RGF93.

4 Réalisation de la carte de 2019

4.1 Acquisition des données

4.1.1 Images hyperspectrales

Les acquisitions aéroportées hyperspectrales ont été réalisées par la société HYTECH-IMAGING. Les images ont été acquises lors de forts coefficients de marée à marée basse et sur deux journées consécutives (les 2 et 3 septembre 2019) en conditions météorologiques optimales, c'est-à-dire sans aucune couverture nuageuse. Les caractéristiques du capteur HYSPEX VNIR-1600-SN0014 utilisé et l'altitude de l'avion lors des prises de vue permettent la production d'une donnée avec une résolution au sol d'environ 1 m et une précision moyenne de positionnement géographique d'1 m. Les données sont géoréférencées dans le système de coordonnées Lambert-93 dont le numéro d'EPSG (European Petroleum Survey Group) de référence est 2154.

Les images relatives à la Masse d'Eau « Arcachon amont » ont été acquises en plusieurs lignes de vols. La mosaïque en réflectance présentée figure 5 sous la forme d'une composition colorée comporte, une fois tuilée, environ 191 millions de pixels ce qui représente 60 Go de données. Le levé couvre une surface totale de 231,4 km².



Figure 5 : Composition colorée Rouge-Vert-Bleu (RVB) de la mosaïque hyperspectrale en réflectance du bassin d'Arcachon acquise les 2 et 3 septembre 2019.

4.1.2 Mesures de radiométrie

Simultanément aux survols aériens, une campagne de mesure terrain a été réalisée afin de mesurer les spectres en réflectance des différents composants de la flore, de la faune et des substrats présents dans le bassin d’Arcachon. Treize items ont ainsi été caractérisés au cours de cette campagne (Figure 6). Les spectres associés (Figure 7) ont été mesurés à l’aide du spectromètre HandHeld 2 (ASD) avec une précision de 1 nm dans le VNIR (Visible Near InfraRed : 325 – 1075 nm). Ces mesures ont pour objectif de calibrer les algorithmes de traitement.

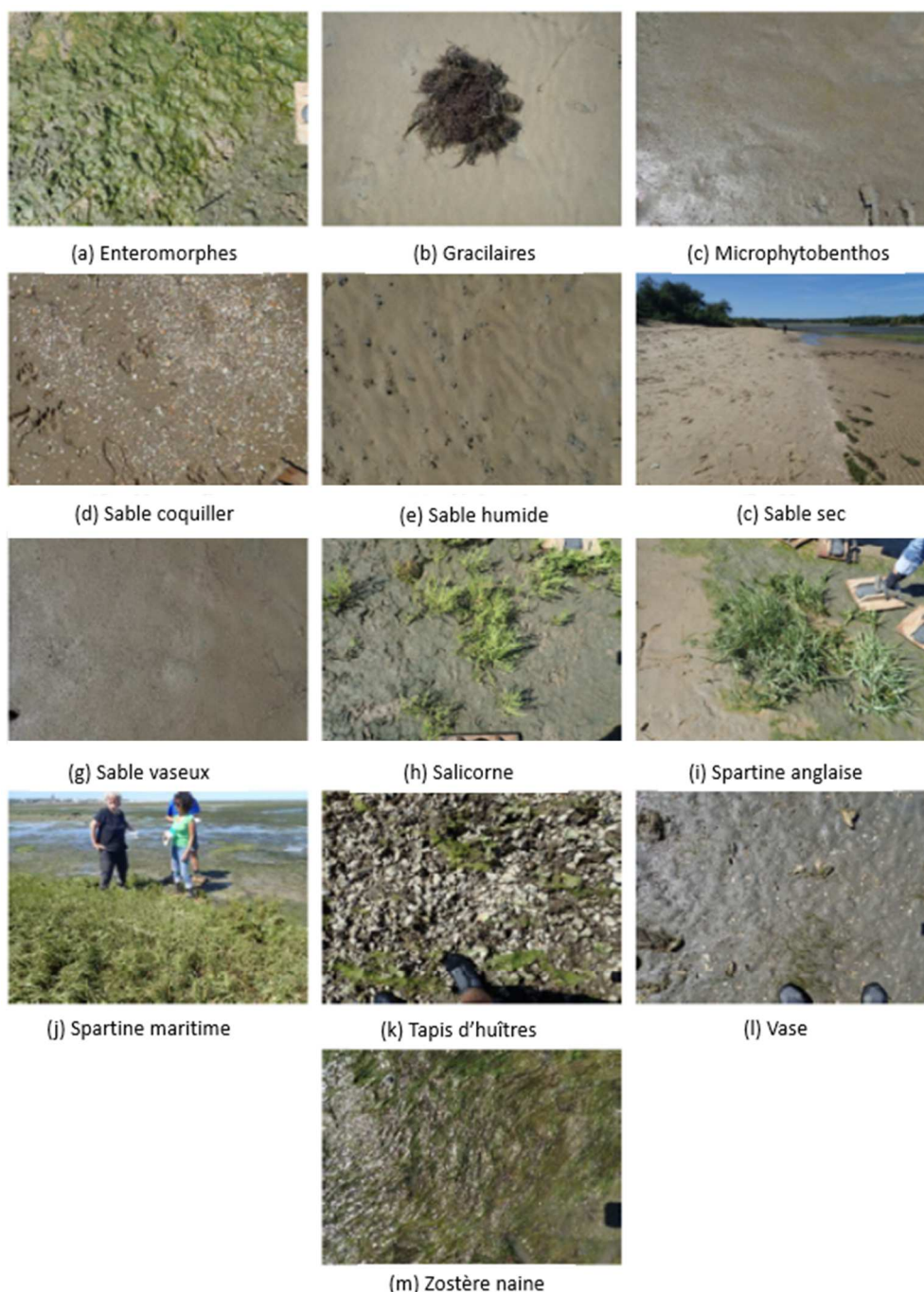


Figure 6 : Substrats et espèces relevé(e)s dans le bassin d’Arcachon.

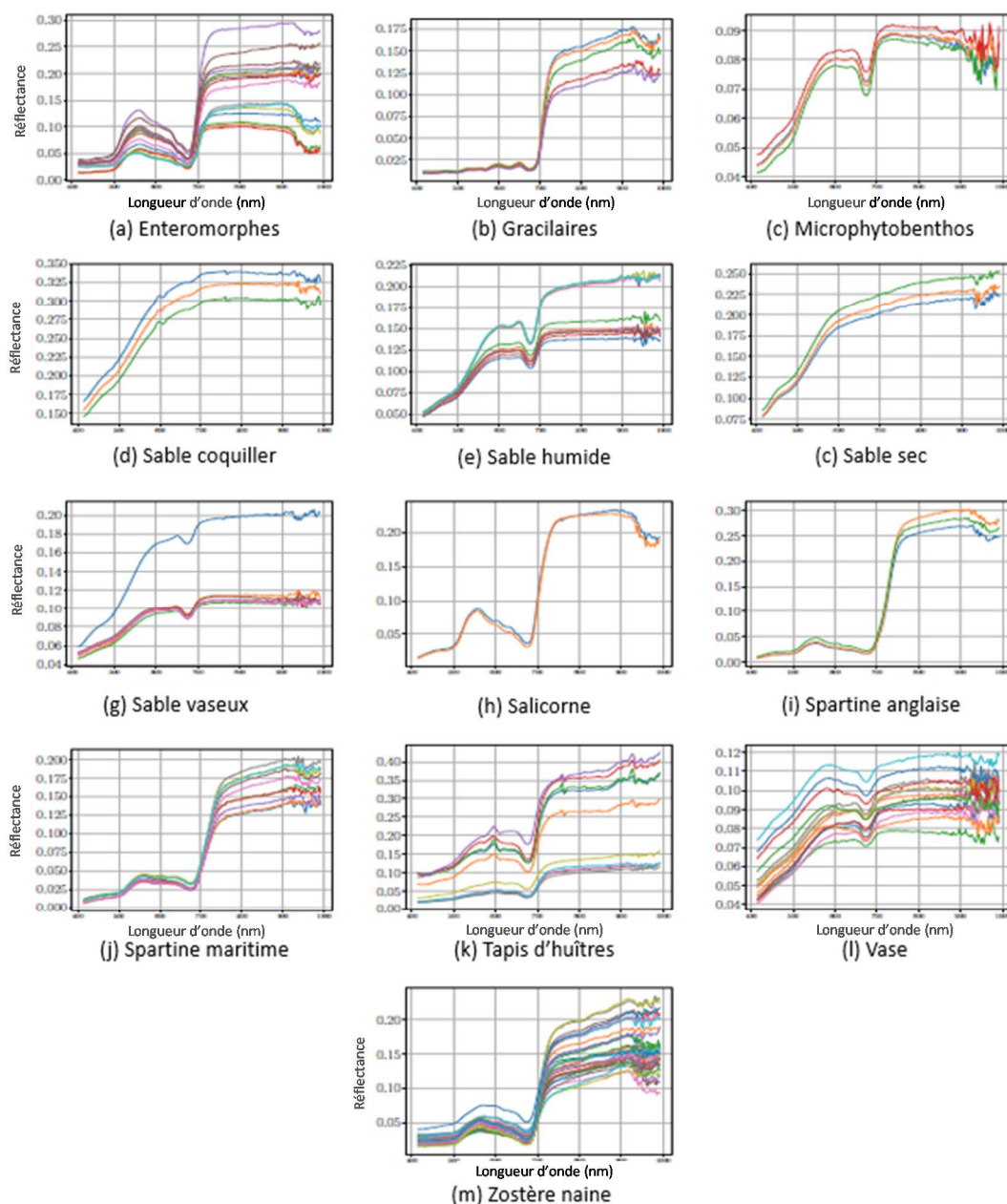


Figure 7 : Spectres en réflectance des substrats et espèces relevé(e)s dans le bassin d'Arcachon.

4.1.3 Mesures de taux de recouvrement et contours d'herbiers

Une seconde campagne terrain a été réalisée entre le début du mois de septembre et le début du mois d'octobre 2019. Elle a consisté, d'une part, à effectuer des levés GPS des contours d'herbiers et d'autre part à mesurer le pourcentage de recouvrement des feuilles de *Zostera noltei* dans des quadrats de 50x50 cm sur 303 points répartis sur 12 sites différents.

Ces mesures avaient pour objectif de valider les résultats obtenus à l'issue de la classification automatique, en matière de limites et de taux de recouvrement.

4.2 Méthode de cartographie

4.2.1 Principe de la méthode

Plusieurs méthodes de cartographie des herbiers (Bajjouk *et al.*, 2019) sont utilisées dans le cadre de la DCE pour le suivi surfacique des herbiers d'angiospermes. Aujourd'hui, des logiciels perfectionnés offrent une gamme d'outils évolués qui couvre tous les aspects du traitement des données. Au sein de cette offre méthodologique, les nouvelles approches de classification présentent une voie d'amélioration des résultats des traitements automatiques. Elles nécessitent cependant la construction d'une solide base de données de référence pour l'apprentissage et la validation du modèle.

Jusqu'à présent, la cartographie des zones de zostères était majoritairement réalisée par une digitalisation manuelle, basée sur de la photo-interprétation. Cette technique s'avère limitante compte-tenu de sa dépendance à l'expertise et la perception des opérateurs. Pour assurer une meilleure reproductibilité des cartographies successives, il est donc préférable d'utiliser des traitements automatiques qui limitent le biais opérateur et sont affectés d'une erreur identique au cours du temps.

Du fait de l'hétérogénéité spatiale des substrats de la zone à cartographier, un pixel de l'image hyperspectrale peut rendre compte de la contribution spectrale de plusieurs matériaux. On appelle ce phénomène le mélange spectral (Keshava et Mustard, 2002). Une des méthodes permettant de déterminer la contribution relative de chacun des matériaux est le démixage spectral. Les images hyperspectrales sont traitées par une approche dite de séparation de sources. L'objectif de cette approche est illustré par la figure 8. Dans cet exemple, le spectre d'un pixel (à gauche sur l'image) correspond à la somme pondérée des spectres associés aux arbres, à l'eau et au sol. La méthode de séparation des sources considère que ce spectre peut être vu comme la combinaison des spectres des matériaux qui le compose (les sources), pondérés par leurs taux d'abondance au sein du pixel (en termes de surface relative), exprimés ici en pourcentages.

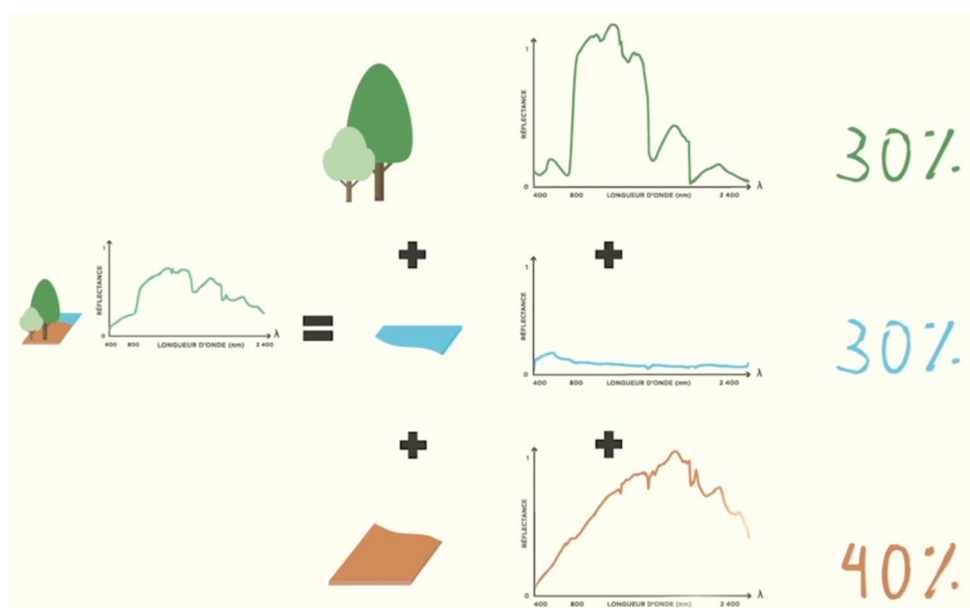


Figure 8 : Objectif du démixage d'images hyperspectrales (Image extraite de la présentation vidéo des travaux de thèse de Drumetz, 2016).

Le démixage d'images hyperspectrales en unité de réflectance (Bioucas-Dias et *al.*, 2012) permet de déterminer les cartes d'abondances des différents matériaux (espèces et/ou substrats) dans une image à partir de sa richesse spectrale et de la connaissance des spectres en réflectance des éléments purs (appelés pôles de mélange) recherchés. Dans notre cas, les zostères sont considérées comme l'une des sources pouvant être en mélange avec différents types de substrat ou de végétation. L'approche retenue permet de quantifier leur présence au sein de chaque pixel de l'image. Il est alors possible de cartographier, dans un premier temps leur abondance sur l'ensemble du site d'étude et dans un second temps d'en déduire les limites de leurs enveloppes externes.

4.2.2 Chaîne de traitement

Les traitements appliqués à l'image pour cartographier les herbiers de *Z. noltei* dans le bassin d'Arcachon sont indiqués dans l'organigramme ci-dessous (Figure 9) et décrits dans les sections suivantes.

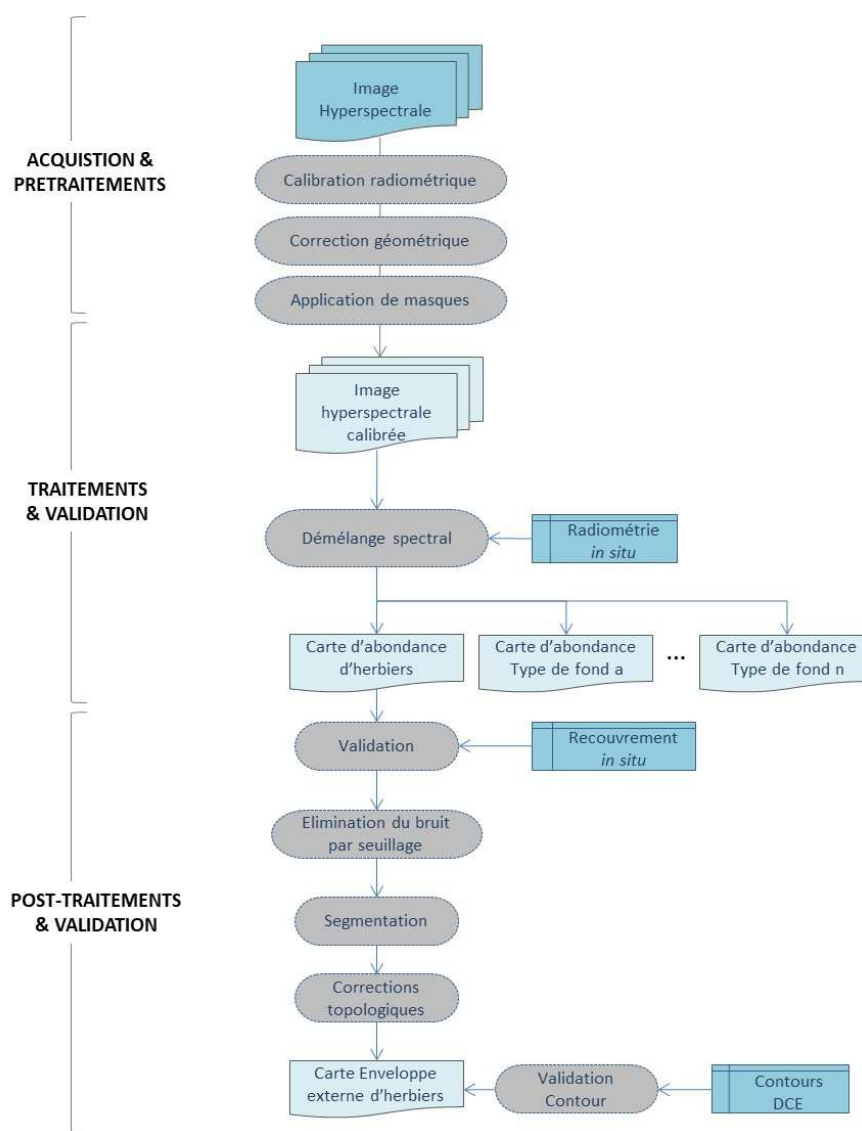


Figure 9: Chaîne de traitement appliquée pour la cartographie des herbiers de *Z. noltei* dans le bassin d'Arcachon

4.2.3 Génération de la carte d'abondance

L'algorithme de classification implémenté dans le cadre de ce projet permet de cartographier l'abondance des herbiers de zostères naines dans le Bassin d'Arcachon. L'abondance correspond au pourcentage de surface occupée par un matériau dans un pixel donné (ici de 1m²) lorsque l'on considère un sol plat. Ainsi, on peut écrire le mélange spectral d'un pixel i composé de P matériaux selon l'équation suivante :

$$\vec{x}_i = \sum_{p=1}^P a_{ip} \times \vec{s}_p$$

Spectre en réflectance du pixel i
Coefficient d'abondance du matériau p
Spectre de réflectance du matériau p

Disposant de bibliothèques spectrales sur les P matériaux de référence, il est possible d'inverser ce modèle pour estimer les abondances a_{ip} au sein de chaque pixel de l'image. L'algorithme utilisé pour la cartographie des herbiers du bassin d'Arcachon est le Fully Constrained Least Square (FCLS) proposé par Heinz et Chang (2001). Il est basé sur l'algorithme Non-Negative Least Square (NNLS ; Chang et Heinz, 2000) auquel sont ajoutées les contraintes de somme unitaire ainsi que la non-négativité des abondances.

Afin d'utiliser les algorithmes FCLS, il est nécessaire de disposer d'une base de données de signatures spectrales pour chaque matériau pur. Il est cependant à noter que ce modèle ne traite pas de la variabilité spectrale intra-classe des matériaux (Zare et Ho, 2014). Plusieurs modèles de mélange linéaires prenant en compte la variabilité intra-classe existent mais nécessitent des ressources informatiques trop importantes compte-tenu de la quantité de données à traiter. Nous nous sommes donc orienté vers l'utilisation de groupes de spectres appelés "bundles" afin de représenter la variabilité intra-classe (Drumetz *et al.*, 2020)

Les schorres et les concessions ostréicoles ont été exclus du traitement en utilisant des polygones d'emprise disponibles : schorres (I-Sea / SIBA), cadastre des concessions ostréicoles (DDTM33). De plus, les zones terrestres ont été masquées sur la base du trait de côte HISTOLIT de l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN).

Du fait du volume conséquent de données, lié à la superficie importante du site étudié, aux résolutions spatiales et spectrales fines et à l'utilisation d'algorithmes de traitement exigeant en termes de ressources de calcul, l'utilisation du cluster de calculs DATARMOR de l'IFREMER a été nécessaire.

4.2.4 Analyse de l'influence des spectres de référence

Deux méthodes ont été testées, la première (**méthode supervisée**) se basant sur les **spectres mesurés sur le terrain** et la seconde (**méthode semi-supervisée**) utilisant une base de données spectrales construite à partir des **spectres de l'image**.

Pour cette dernière, l'extraction des spectres de référence (issus de l'image) est basée sur une méthode semi-automatique de calcul d'angle spectral entre chaque pixel de l'image et le spectre moyen de chaque classe de spectres de terrain. Pour chaque classe, les spectres de l'image correspondants qui produisent un angle spectral faible, inférieur à un seuil défini, sont retenus et considérés comme représentatifs des spectres des matériaux de référence issus de l'image.

Les abondances de *Z. noltei* estimées en fonction de la méthode choisie sont présentées sur la figure 10. En ce qui concerne les herbiers, le terme abondance qualifie le taux de recouvrement des feuilles sur le sédiment. C'est ce second terme qui sera employé dans la suite de ce document.

La comparaison des contours de validation aux résultats des distributions montre des différences nettes selon que l'on utilise une librairie basée sur les **spectres de cibles purs issus de l'image (méthode semi-supervisée)** ou sur les **spectres mesurés sur le terrain (méthode supervisée)**.

L'analyse des données montre qu'avec la **méthode supervisée**, *Z. noltei* est surreprésentée notamment pour les très faibles recouvrements. Cette méthode semble souffrir des caractéristiques d'acquisition des spectres du terrain qui sont différentes de celles du capteur de l'avion, en particulier au niveau du bruit, ce qui provoque localement des sur-détections.

En revanche, avec la méthode **semi-supervisée** on observe une sous-estimation de la présence des herbiers.

Globalement, la carte de taux de recouvrement issue de la **méthode supervisée** est celle qui se rapproche le plus des observations de terrain en termes de limite d'herbier. Cette carte raster sera donc retenue pour déterminer l'emprise des herbiers, en appliquant les post-traitements décrits ci-après afin de réduire les erreurs liées à cette méthode.

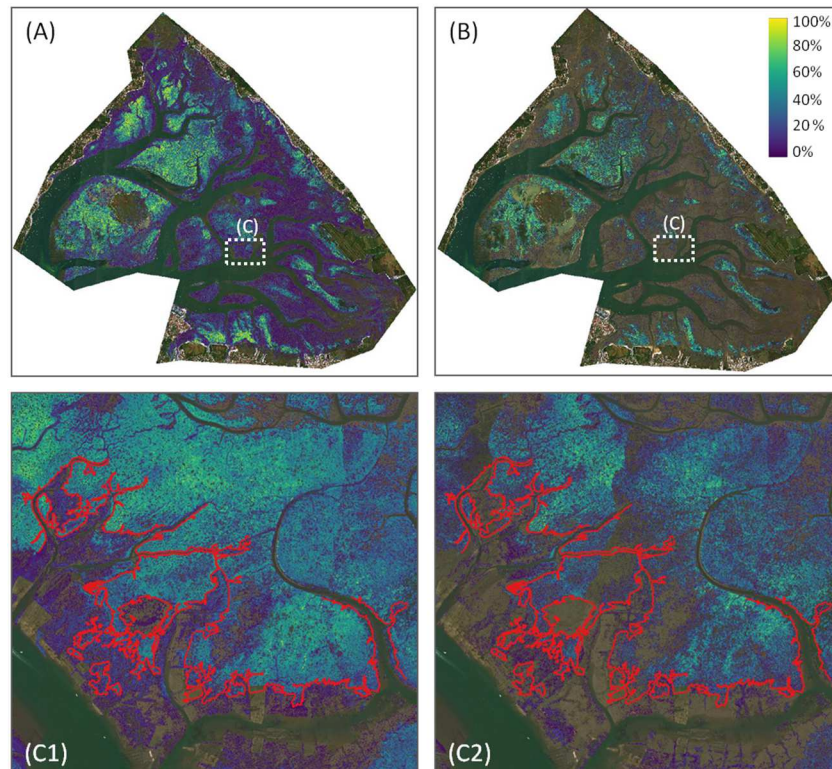


Figure 10 : Distribution des taux de recouvrement (échelle de couleur sur la figure 10B) de *Zostera noltei* dans le bassin d’Arcachon estimés par l’algorithme FCLS de manière supervisée (A) ou semi-supervisée (B). Sur les figures 10C1 et 10C2, les lignes rouges correspondent aux limites d’herbiers levées au GPS sur le terrain en 2019.

4.2.5 Validation qualitative et détermination de valeur de seuillage

Afin d'évaluer les résultats issus de la méthode supervisée, les résultats issus de la classification automatique ont été comparés aux contours GPS acquis dans le cadre d'un autre projet (IDHEBARC) pour cinq secteurs du Bassin d'Arcachon : Bourrut, Gujan, La Mole, Jacquets et La Teste. Les résultats de cette comparaison sont présentés sur la figure 11.

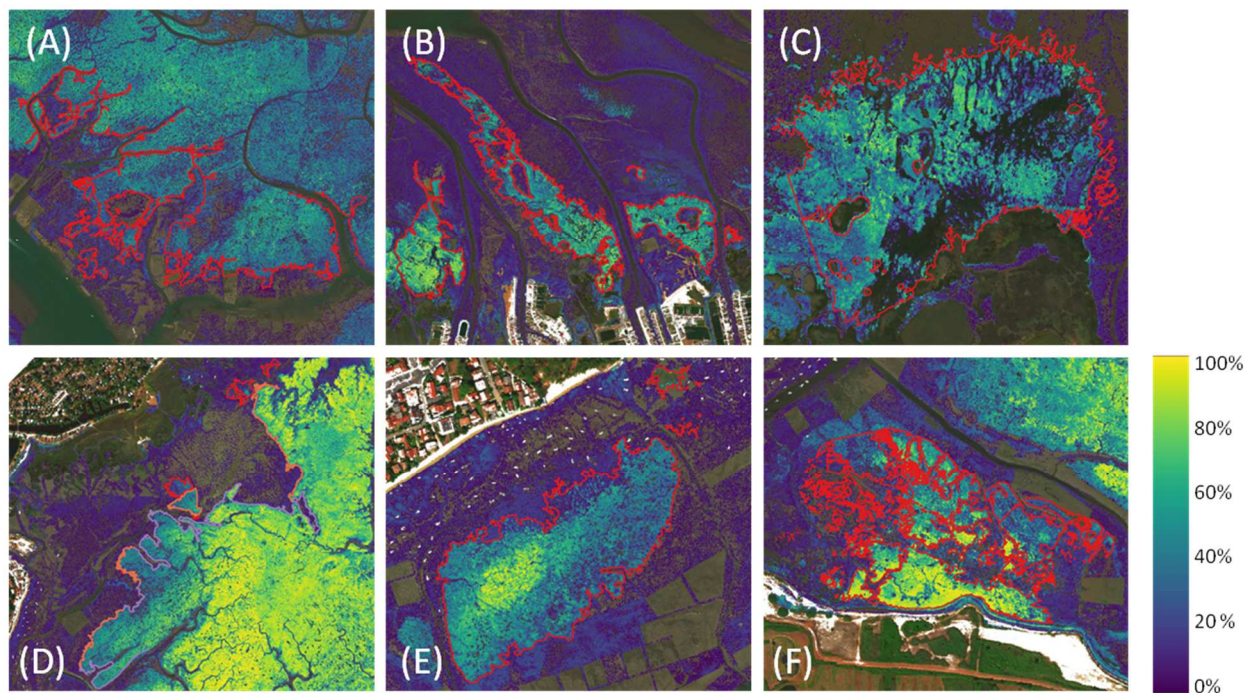


Figure 11 : Comparaison des taux de recouvrement de *Z. noltei* estimés par l'algorithme FCLS et des limites issues des levés GPS (lignes rouges) pour les sites de Bourrut (A), Gujan (B), La Mole (C), Jacquets (D,E), La Teste (F).

Il apparaît que les résultats issus de la méthode supervisée épousent visuellement bien les contours identifiés par la vérité terrain excepté pour les zones où le taux de recouvrement est faible (environ <15 %).

Il est nécessaire de souligner que pour le site de La Mole l'acquisition par le capteur HYPESX a été réalisée en deux lignes de vols et donc à deux horaires différents. Ce décalage horaire implique que le niveau de l'eau et l'angle d'incidence des rayons du soleil sont différents, ce qui génère une augmentation de la variabilité spectrale dans cette zone de l'image (différence de taux de recouvrement entre les parties Est et Ouest de l'image). Les contours des zones de fort recouvrement sont néanmoins cohérents avec ceux relevés sur le terrain.

Pour pallier au problème de sur-détection pour les très faibles recouvrements, lié à l'utilisation de la méthode supervisée, les données ont été filtrées en excluant les valeurs inférieures à différents seuils de taux de recouvrement (entre 5 et 20 %). Les comparaisons des résultats de ces filtrages avec les limites issues des levés GPS indiquent qu'un **seuil de 15 % permet d'éliminer quasi-totalité des fausses détections et de représenter correctement les**

« vraies » limites des herbiers. Pour cette raison, cette valeur de seuil a été retenue pour l'élaboration de la carte des herbiers de la masse d'eau « Arcachon amont ».

Globalement, en termes de présence/absence, les résultats issus de la classification automatique sont satisfaisants comme l'indique la matrice de confusion présentée dans le tableau 3. En effet, 95 % des points de présence et 74 % des points d'absence d'herbiers ont été correctement classés par traitement automatique, en tenant compte des erreurs de position des points d'observation *in situ*.

Tableau 3 : Matrice de confusion sur l'ensemble des points de vérité terrain (projets Marha, DCE Benthos et IDHEBARC) en 2019.

Données hyperspectrales	Données terrain (n=570)	
	Présence	Absence
Présence	95 %	26 %
Absence	5 %	74 %
Total	100 %	100 %

4.2.6 Validation quantitative (recouvrement)

Tout comme la validation qualitative (présence/absence), la validation quantitative (taux de recouvrement) des résultats s'appuie sur les données issues des campagnes de mesures terrain conduites durant le même été que l'acquisition de l'image hyperspectrale.

Cette démarche nécessite de prendre en compte les différences de précision de localisation entre les données de la classification et les données de terrain.

En effet, les mesures terrain sont réalisées sur des quadrats de 50x50 cm positionnés avec une précision décimétrique tandis que l'image hyperspectrale, d'une résolution de 1 m, est affectée d'une précision de positionnement métrique. Afin de s'abstraire de cette contrainte, une recherche du pixel de l'image hyperspectrale ayant la valeur d'abondance la plus proche de celle du point de vérité terrain est effectuée dans un rayon de 1 m autour de la position du quadrat considéré. **Seuls les points situés dans une zone homogène sont pris en compte.**

La comparaison entre les taux de recouvrement mesurés sur le terrain et ceux issus des pixels retenus est présentée dans la figure 12. Les taux de recouvrement estimés avec la méthode supervisée sont très proches de ceux mesurés sur le terrain avec une sur-estimation dans les faibles valeurs et une sous-estimation dans les fortes valeurs. Ces sur-/sous-estimations peuvent être dues au fait que les spectres utilisés ne proviennent pas du même capteur et n'ont donc pas les mêmes caractéristiques de bruit que les spectres de l'image.

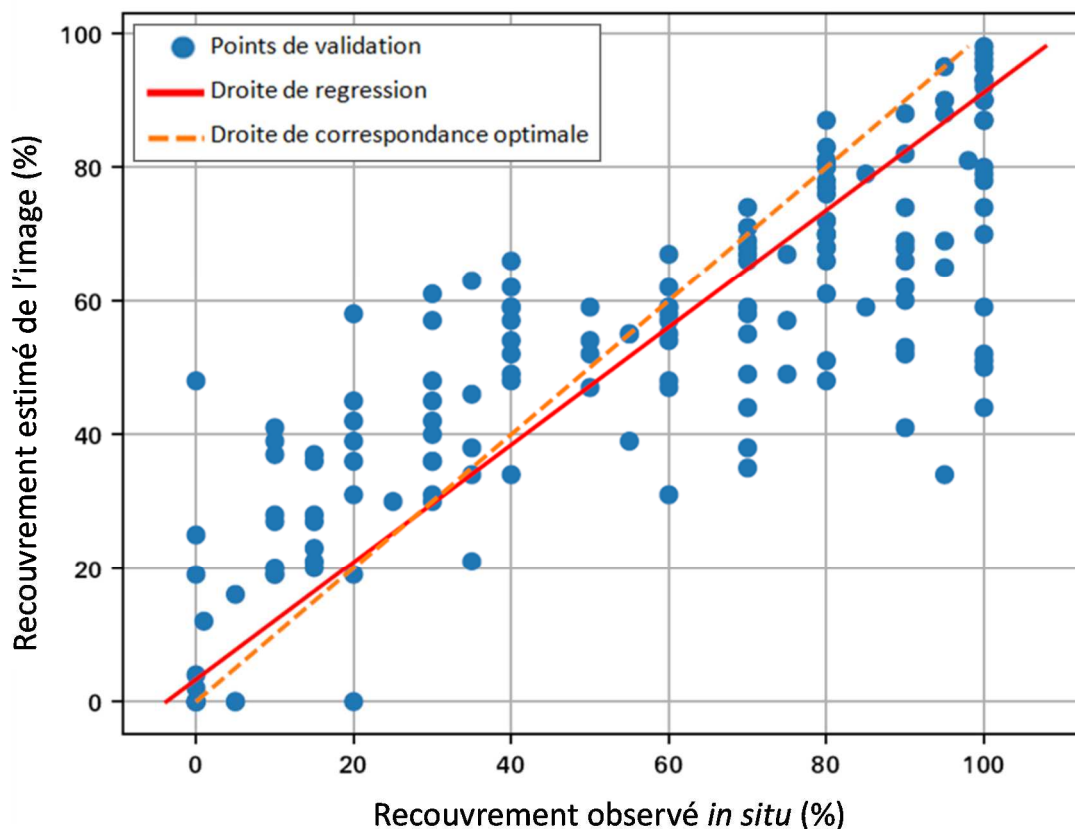


Figure 12 : Comparaison entre les taux de recouvrement observés *in situ* et ceux estimés par la méthode automatique (démélange spectral FCLS - Fully Constrained Least Square).

Afin de quantifier cette erreur d'estimation, la Racine de l'Erreur Quadratique Moyenne Normalisée (REQMN) est utilisée :

$$REQMN(\vec{a}, \vec{\hat{a}}) = \frac{\|\vec{a} - \vec{\hat{a}}\|}{\|\vec{a}\|} \times 100$$

avec \vec{a} le vecteur d'abondance terrain contenant les valeurs de recouvrement de l'espèce ou matériau étudié, $\vec{\hat{a}}$ le vecteur contenant les abondances estimées. La valeur de REQMN est de 29,2 %. La précision de la méthodologie supervisée est comparable à celles d'autres tests réalisés avec ces mêmes méthodes (Drumetz *et al.*, 2019).

4.2.7 Génération de l'enveloppe externe des herbiers

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise à suivre l'état écologique des masses d'eau en fonction d'indicateurs de qualité biologique. L'indicateur « angiosperme » est calculé en utilisant trois métriques : évolution de la composition, évolution de l'abondance et évolution de l'extension. Cette dernière métrique nécessite de disposer de cartes d'emprise à l'échelle de la masse d'eau, pour différentes années et sous la forme de polygones de présence. L'évolution spatiale des herbiers est ensuite analysée en comparant ces différentes cartes d'emprise.

Les données issues de la classification automatique sont d'une nature différente (raster) et d'une résolution spatiale fine. Elles sont également exprimées en taux de recouvrement attribués pour chacun des pixels de l'image. Ainsi, il est nécessaire de simplifier l'information et de convertir la donnée au format vectoriel, afin de permettre la comparaison de ces données aux données plus anciennes.

La conversion des données est réalisée en **deux étapes**.

La première étape consiste à effectuer une **segmentation de la carte raster**, c'est-à-dire de décomposer l'image (ici la donnée de présence/absence) en segments délimitant des zones homogènes. Pour cela, l'algorithme de segmentation "Mean Shift" a été appliqué. Ce dernier est largement utilisé par la communauté scientifique et optimisé pour le traitement de très grandes images d'observation de la Terre. Cet algorithme a été implémenté dans l'outil OrfeoToolbox par le Centre National d'Étude Spatial (CNES). L'opération de segmentation génère par ailleurs des erreurs de géométrie (superposition de polygones englobant des zones homogènes adjacentes). Ces erreurs sont corrigées automatiquement par l'outil "Réparer les géométries" présent dans le logiciel QGIS. L'outil "regrouper", présent également dans QGIS, permet par la suite de fusionner les polygones adjacents représentant la même classe (présence/absence).

La seconde étape a pour objectif de **simplifier la donnée d'emprise spatiale des herbiers** issue de la première étape, dont le niveau de détail est encore trop élevé par rapport aux numérisations des cartes précédentes. Par exemple, les petites flaques non colonisées par les herbiers et les hauts des chevelus de certains esteyes y apparaissent comme n'étant pas végétalisés, alors qu'ils auraient été inclus dans l'herbier avec les traitements des cartes antérieures. L'outil « regroupement des polygones » d'Arcmap a été utilisé à cet effet, permettant de combiner des polygones entre eux. Cet outil nécessite de définir la valeur de différents paramètres, notamment la distance entre les contours de polygones adjacents et la superficie minimale de fusion. Ce traitement est appliqué par itérations successives (en modifiant son paramétrage) jusqu'à obtenir le niveau de détail souhaité sans toutefois modifier le contour de l'enveloppe externe des herbiers.

Pour **valider le choix des paramètres** utilisés pour les deux étapes de la simplification, la donnée simplifiée a été comparée aux polygones issus d'une numérisation manuelle (dans les mêmes conditions que pour les cartes de 2005 et 2007) de la donnée raster 2019 pour plusieurs secteurs du bassin. Il ressort de cette comparaison que la simplification induit une sous-estimation de l'emprise des herbiers de l'ordre de 8 %. Celle-ci peut être majoritairement attribuée au fait que certaines flaques de taille moyenne et dépourvues d'herbier sont encore présentes après la simplification. Cependant, comme le montre la figure 13, les contours simplifiés sont similaires aux levés GPS réalisés durant l'été 2019 sur plusieurs secteurs du Bassin d'Arcachon (projet IDHEBARC).

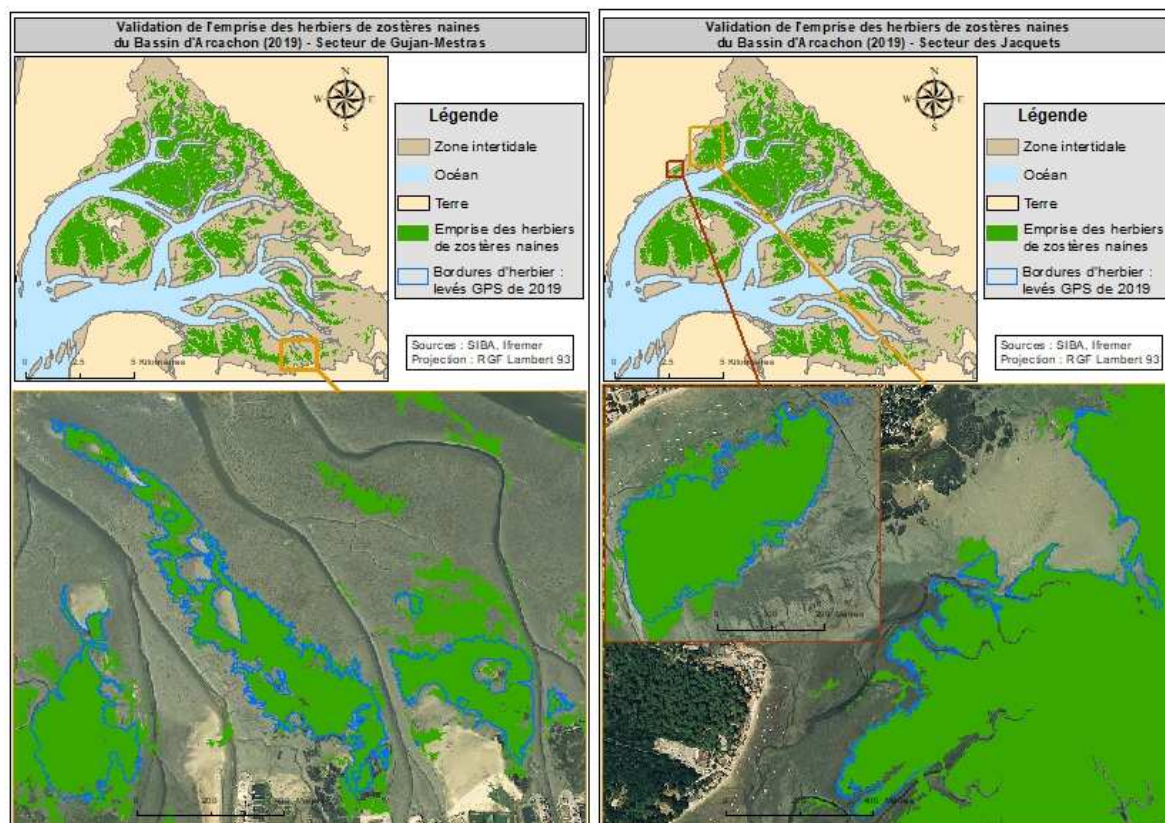


Figure 13 : Validation de la méthode de simplification de la donnée automatique. Comparaison de la donnée simplifiée avec les levés GPS de bordures d'herbier (projet IDHEBARC).

4.2.8 Carte de classe de taux de recouvrement des herbiers

Un traitement supplémentaire a été effectué afin d'obtenir une carte d'emprise des herbiers pour chaque classe de recouvrement telle que définies dans le cadre de la DCE, dans le but de comparer l'emprise des herbiers de ces classes aux données anciennes.

La couche d'emprise simplifiée a tout d'abord été découpée selon un quadrillage de 10 m de côté à l'aide de l'outil « Intersecter » d'Arcmap. La médiane spatiale des valeurs des pixels du raster classifié a ensuite été calculée et attribuée pour chacune des mailles de la couche vecteur à l'aide de l'outil QGIS « statistiques zonale ». A partir de ces valeurs médianes, la classe de recouvrement DCE (0-25 % ; 25-75 % ; 75-100 %) a pu être attribuée à chaque maille. Ensuite, l'outil « Fusionner » d'Arcmap regroupe les mailles adjacentes appartenant à la même classe DCE.

5 Résultats

5.1 Cartes de 1989 à 2012

La figure 14 présente l'évolution de la distribution des herbiers de *Z. noltei* sur le Bassin d'Arcachon (Masse d'eau "Arcachon amont") entre **1989 et 2012**.

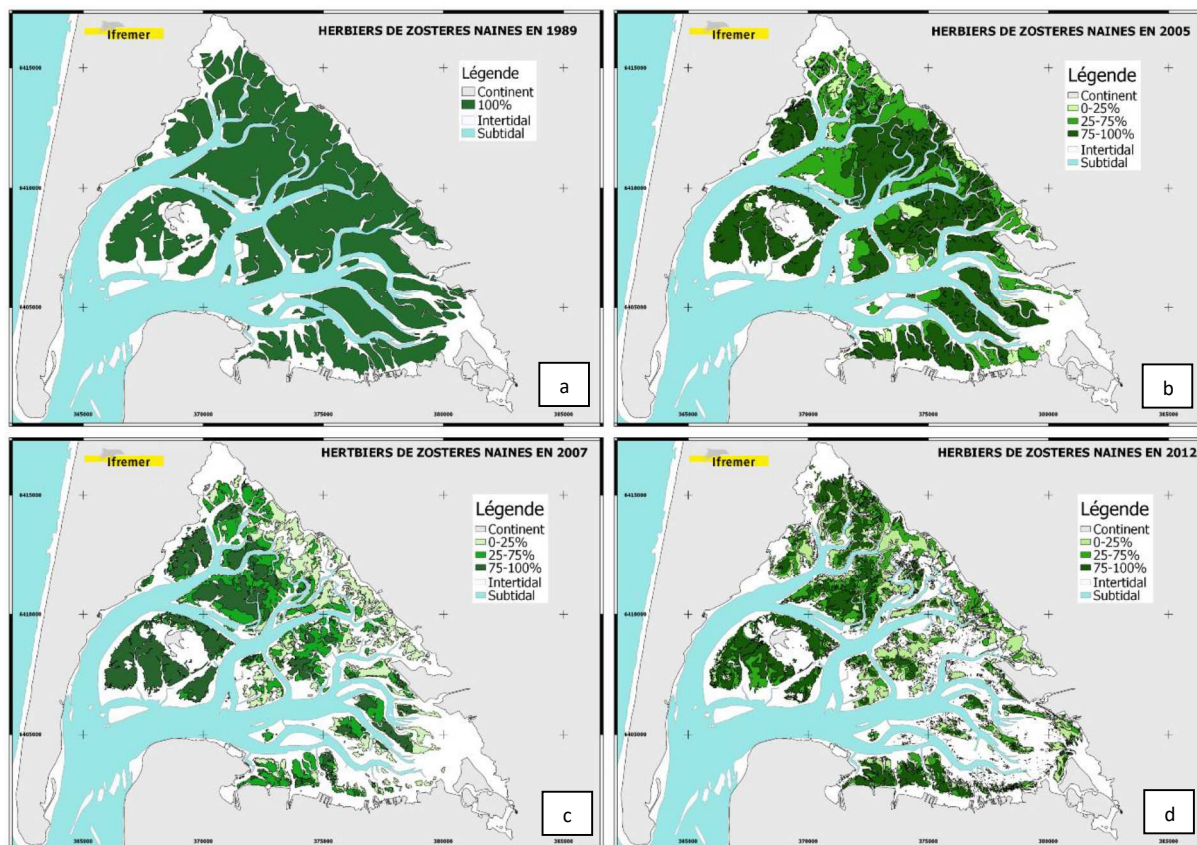


Figure 14 : Cartes des herbiers à *Zostera noltei* du bassin d'Arcachon entre 1989 et 2012.

En **1989**, l'herbier de zostères naines recouvrait une superficie totale de **6 846 ha**, soit **45 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont" (Figure 14a).

En **2005**, l'herbier de zostères naines recouvrait une superficie totale de **6 092 ha**, soit **41 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont" (Figure 14b).

En **2007**, l'herbier de zostères naines recouvrait une superficie totale de **4 564 ha**, soit **30 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont" (Figure 14c).

En **2012**, l'herbier de zostères naines recouvrait une superficie totale de **4 259 ha**, soit **28 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont" (Figure 14d).

5.2 Carte de 2019

La carte présentée figure 15 a été établie à partir du traitement automatique décrit dans les paragraphes 4.2.5 à 4.2.7, sans modification/ajout de données de terrain *a posteriori*. Certains herbiers « connus » ne figurent pas sur cette carte, soit du fait de leur faible recouvrement, soit parce qu'ils sont fortement colonisés par des macroalgues.

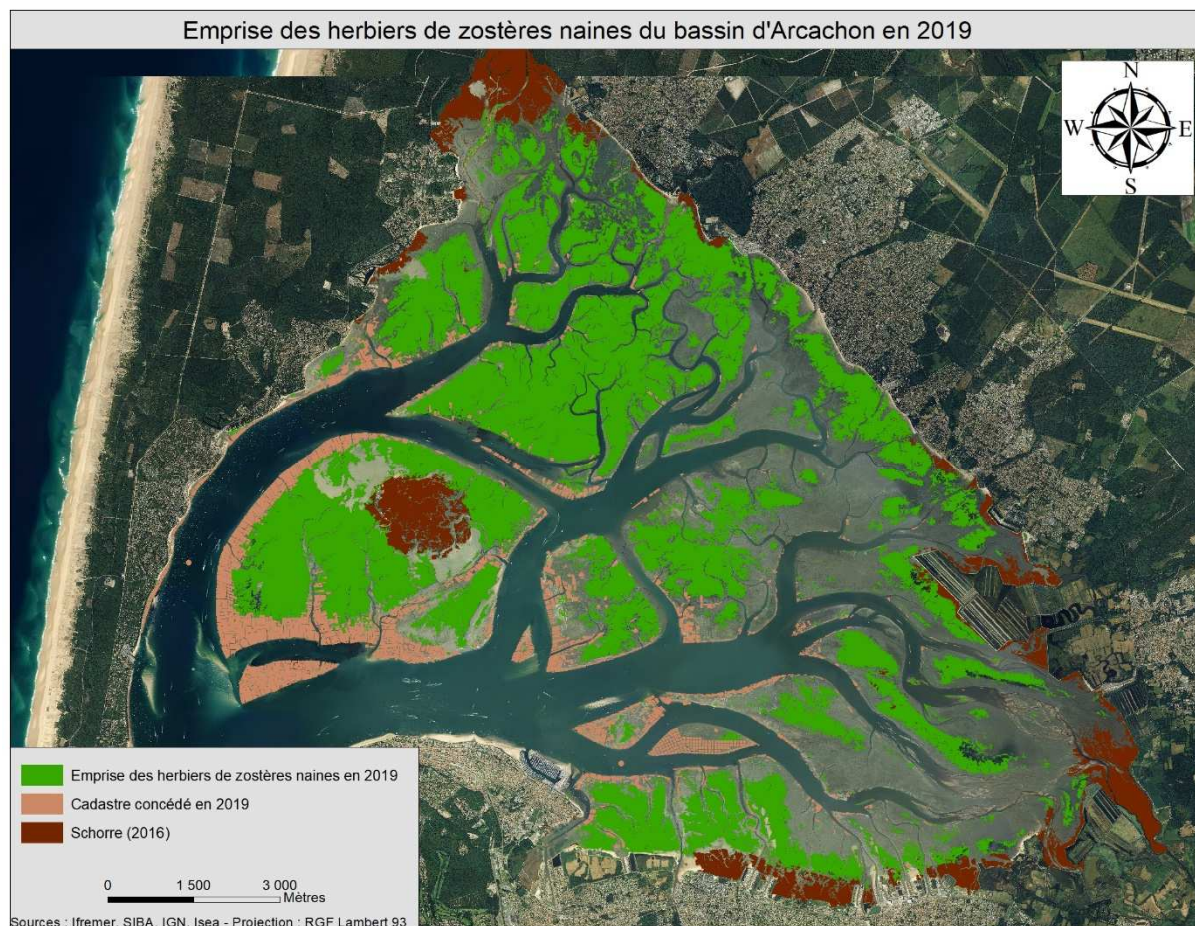


Figure 15 : Carte « brute » des herbiers à *Zostera noltei* du bassin d'Arcachon établie en 2019

Sur cette carte « brute », l'extension totale des herbiers de zostères naines s'élève à **3856 ha**, soit **25,3 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont".

Sur une seconde carte (Figure 16), quelques **herbiers connus et de faible recouvrement**, principalement situés dans les quarts Nord-Est et Sud-Est de la lagune, et non identifiées par l'algorithme de classification, ont été rajoutés par numérisation manuelle. **La superficie concernée par ces ajouts représente environ 138 ha (soit 3,6 % de la surface totale estimée automatiquement en 2019).**

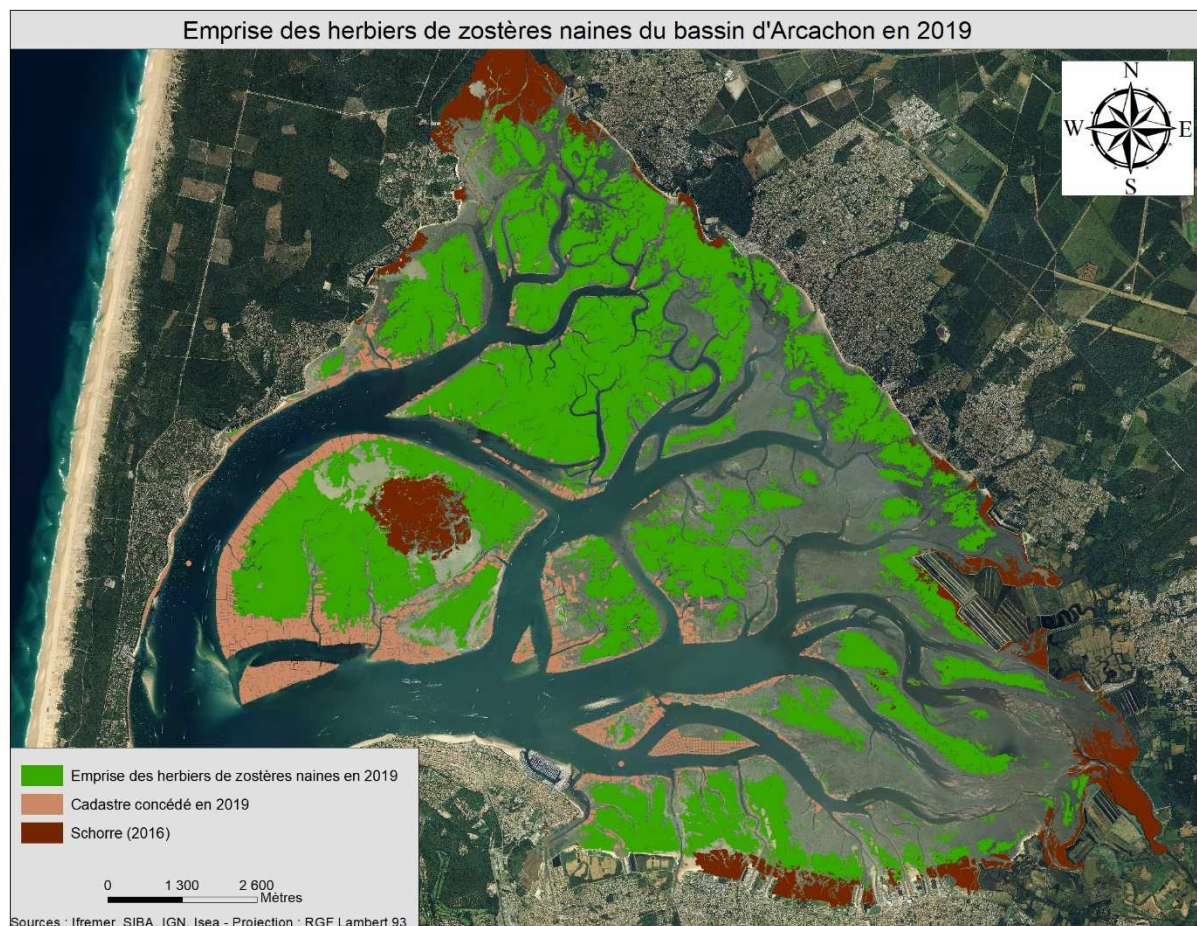


Figure 16 : Carte «complétée *a posteriori* » des herbiers à *Zostera noltei* du bassin d'Arcachon établie en 2019

Sur cette carte « complétée *a posteriori* », l'extension totale des herbiers de zostères naines s'élève à **3994 ha**, soit **26,3 %** de la surface de la masse d'eau "Arcachon amont".

La carte des herbiers affectés de leurs classes de recouvrement DCE est présentée dans la figure 17. La superficie totale des herbiers pour chaque classe est synthétisée dans le tableau 4.

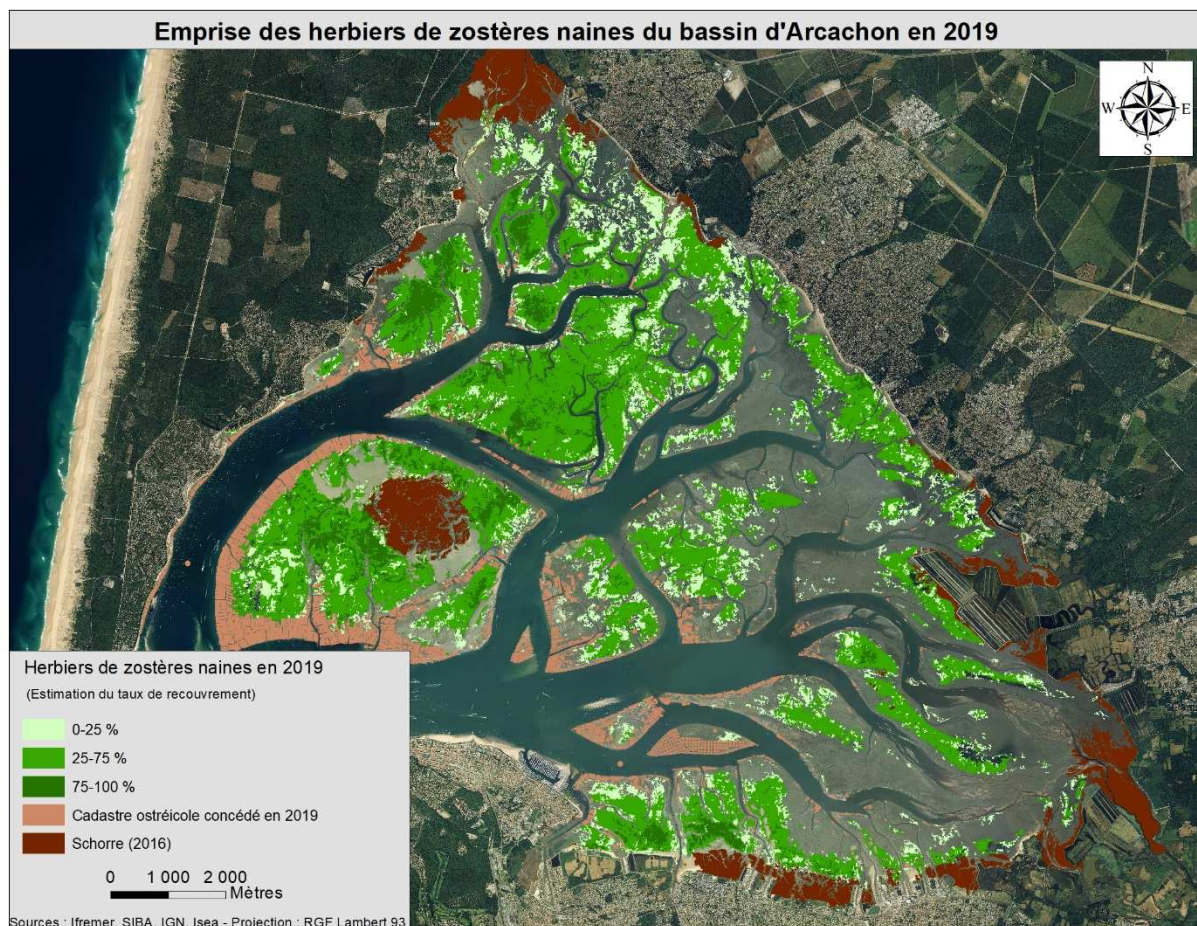


Figure 17 : Carte « brute » des taux de recouvrement des herbiers à *Zostera noltii* du bassin d’Arcachon établie en 2019

Tableau 4 : Superficie des herbiers en 2019 pour chaque classe de recouvrement

2019	Classe de recouvrement	Surface par classe (Ha)	% de la surface totale
	0-25%	914	24
	25-75%	2560	66
	75-100%	382	10

6 Évolution temporelle de l'emprise des herbiers de *Zostera noltei* de la ME « Arcachon amont »

L'analyse de l'évolution spatiale des herbiers intertidaux entre 1989 et 2012 a été traitée dans plusieurs documents : Dalloyau *et al.*, 2009, Plus *et al.*, 2010 et Lafon *et al.*, 2013.

Ces analyses ont mis en évidence une régression récurrente depuis 1989. Ainsi, entre 1989 et 2005 (soit 16 ans), la superficie des herbiers à *Z. noltei* a régressé de 11 %. Pendant les deux années suivantes (2006-2007), cette régression s'est fortement accélérée, pour atteindre, en 2007, 33 % par rapport à la situation de 1989. Entre 1989 et 2012, l'emprise totale des herbiers de zostères naines a régressé de 38 %.

Dans les paragraphes suivants, les données les plus récentes (2019) sont comparées aux emprises de 1989 (la plus ancienne) et de 2012 (la plus récente avant 2019).

6.1 Évolution des surfaces d'herbier entre 1989 et 2019

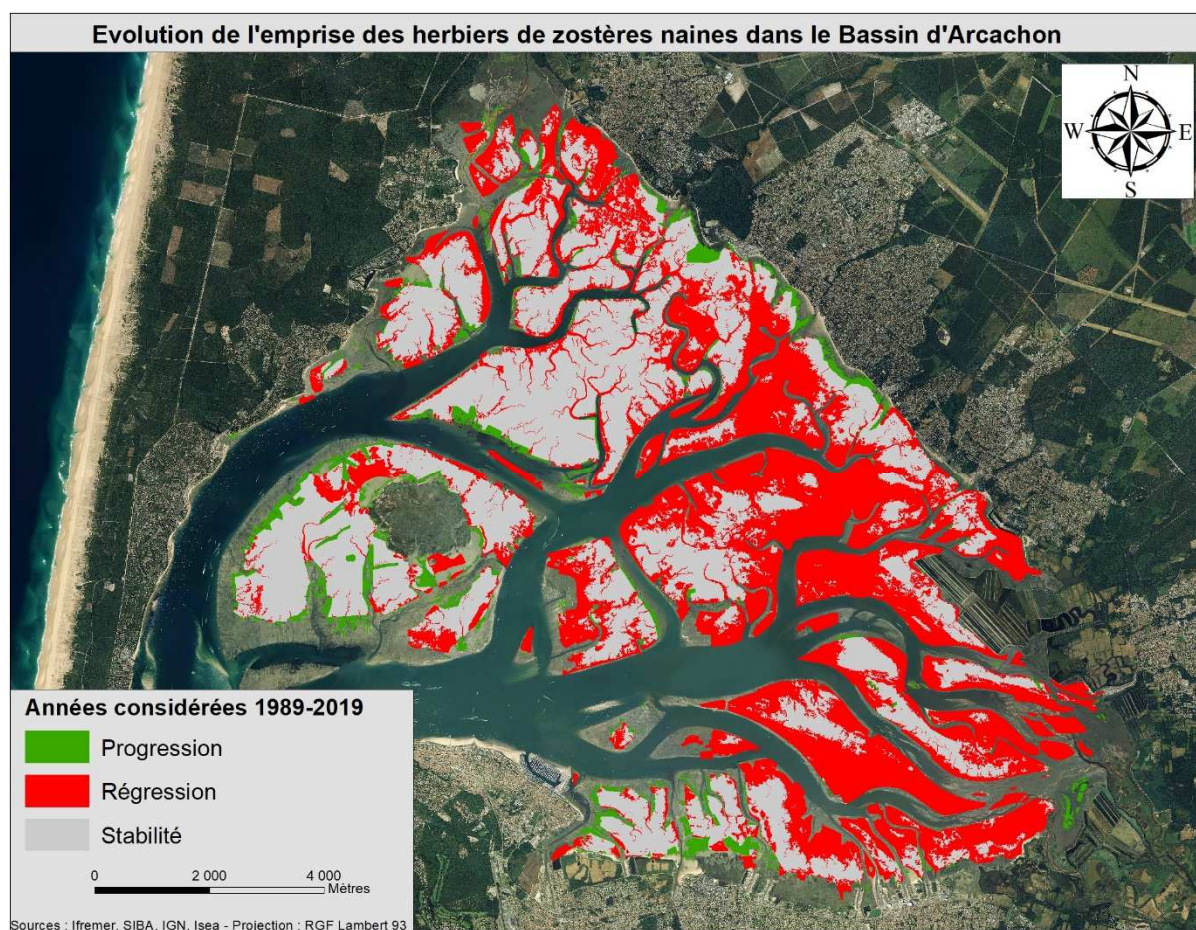


Figure 18 : Evolution de l'emprise des herbiers de *Z.noltei* entre 1989 et 2019

La régression mise en évidence par l'analyse spatiale entre la carte de 1989 et la carte 2019 est très importante (Figure 18). Les surfaces disparues représentent 3377 ha soit environ la moitié de l'emprise totale cartographiée en 1989. On voit nettement que la partie la plus impactée par la régression se situe à l'Est de la lagune.

Les zones dans lesquelles les herbiers sont stables (d'une surface de 3455 ha) correspondent aux estrans de l'île aux Oiseaux, de la zone nord (Jacquets, Arès, Hautebelle, Graouères Le Cès, et Germanan), du centre (Cailloc, La Nègue, Les Moussettes, Loc Blanc et Garrèche) et du sud (La Teste, La Hume et Gujan ouest).

Les zones dans lesquelles les herbiers ont progressé (d'une surface de 401 ha), sont plutôt situées en haut d'estrans (Meyran, Gujan, Andernos et Arès) ou en bordure des larges esteyes de l'île aux Oiseaux (Afrique et La Réousse).

6.2 Evolution des surfaces d'herbier entre 2012 et 2019

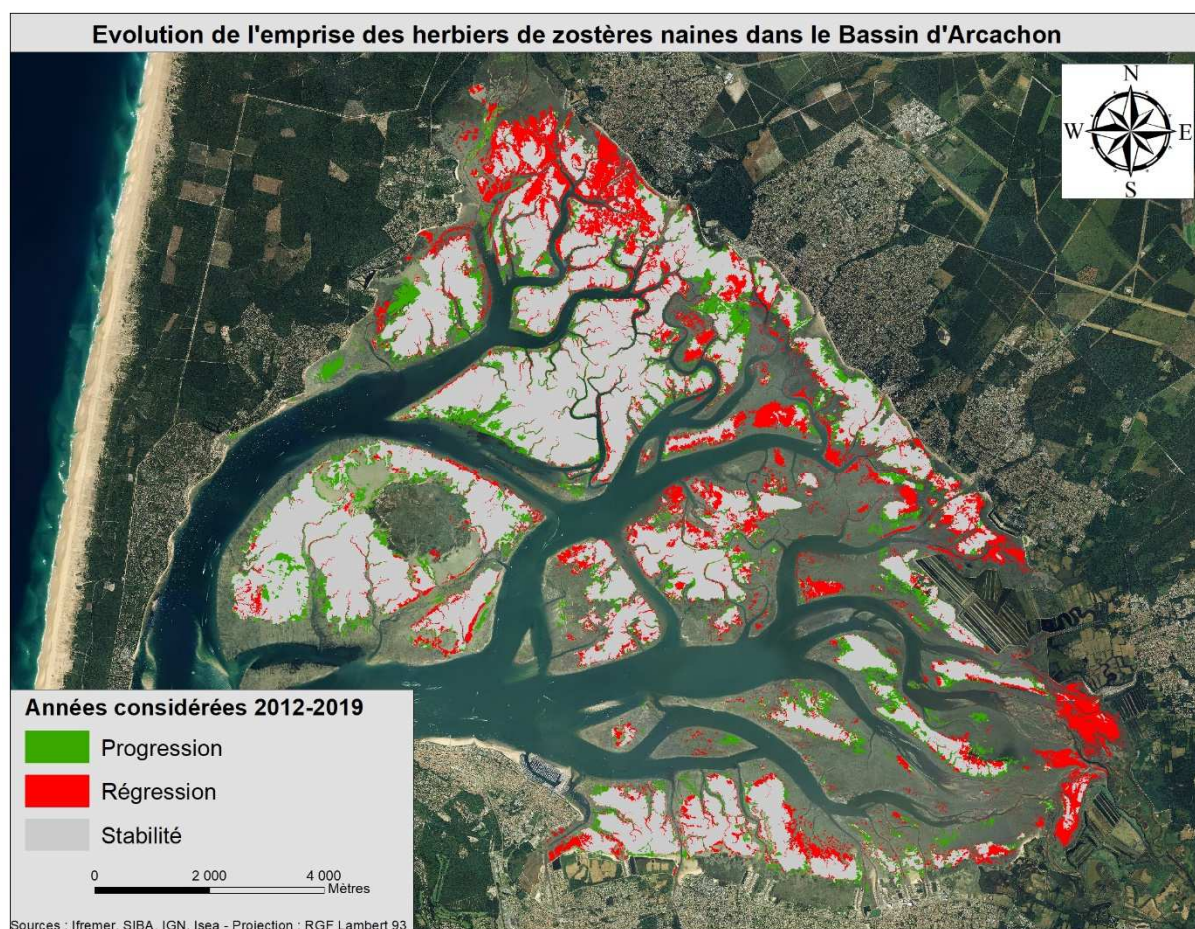


Figure 19 : Evolution de l'emprise des herbiers de *Z. noltei* entre 2012 et 2019

L'analyse spatiale de l'évolution récente des herbiers, entre 2012 et 2019 (Figure 19), montre qu'entre les deux dates 1 058 ha ont été perdus et 655 ha ont été gagnés, résultant en une perte globale de 403 ha, soit 10 % de l'emprise totale cartographiée en 2012.

On observe sur la carte d'évolution que deux zones ont été particulièrement touchées par cette régression récente : la première correspond au secteur Nord (Arès-Lège, 84 ha) et la seconde à l'extrême sud-est de la lagune (Biganos-Audenge, 156 ha). Sur ces secteurs l'herbier était présent en 1989, en était absent en 2005 et 2007, y figurait de nouveau sur la carte de 2012 et en est à nouveau absent en 2019. Ces deux secteurs très difficiles d'accès et très vaseux n'ont jamais été échantillonnés en vérité terrain. De plus, il s'agit de zones sujettes à

d'importants dépôts de macro-algues. En conséquence, on peut se demander si en 2012 il n'y aurait pas pu y avoir confusion entre herbier de *Z. noltei* et macro-algues dans ces deux secteurs. Si tel était le cas, la régression observée dans ces zones serait un artefact et l'emprise globale des herbiers n'aurait que peu évolué entre 2012 et 2019 (- 163 ha).

Comme sur la carte d'évolution précédente (1989-2012), il apparaît que les zones dans lesquelles les herbiers sont stables (d'une surface de 3 201 ha) correspondent aux estrans de l'Île aux Oiseaux, de la zone Nord (Jacquets, Arès, Hautebelle, Graouères Le Cès, et Germanan), du centre (Cailloc, La Nègue, Les Moussettes, Loc Blanc et Garrèche) et du Sud (La Teste, La Hume et Gujan ouest). Entre 2012 et 2019, de nouvelles zones apparaissent stables : les hauts d'estrans d'Andernos, Taussat et Audenge, et les zones de Piréou, Matoucail et Matte de Talence.

Enfin, les zones en progression représentent 655 ha et sont généralement situées en périphérie des herbiers, principalement au niveau de leur limite haute, à l'exception de l'Île aux Oiseaux, où cette progression intervient plutôt en limite basse.

7 Discussion sur les évolutions et l'impact des méthodes

Depuis 1989, les méthodes utilisées pour établir les cartes ont beaucoup évolué.

En 1989, le tracé des polygones d'herbier a été fait à partir d'un jeu d'ortho-photographies couleurs par stéréophoto-interprétation ; les **emprises ont été mesurées au planigraphe, sans vérité terrain**.

En 2005, la photo interprétation et la **numérisation manuelle** des polygones de présence d'herbier ont été opérées sur une **ortho-photographie RVB**, haute résolution (20 cm X 20 cm) mise à disposition par le SIBA, **sans vérité terrain**.

En 2007, la méthode d'interprétation de l'ortho-photographie et de **numérisation** de polygones de présence d'herbier est comparable à celle utilisée en 2005 mais s'appuie sur deux images, une **RVB et une IRC**. L'utilisation de l'image IRC améliore la qualité de l'interprétation sur les secteurs à faible recouvrement. Pour cette carte, un **jeu très important de données de vérité terrain**, comportant notamment des **polygones entiers levés exhaustivement au DGPS** ainsi que de nombreux contours détaillés a permis de corriger les polygones résultants de la photo-interprétation. Cette carte est la première couplant photo-interprétation et mesures de terrain : dans certains cas les données photo-interprétées ont même été remplacées par de la donnée directement issue de levés terrain.

En 2012, les techniques d'interprétation d'image s'appuient sur l'image satellite sur laquelle a été appliqué un algorithme de **classification automatique** qui attribue à chaque pixel de l'image une information de **présence ou d'absence d'herbier**. Cette information raster est ensuite traduite en polygones de présence et d'absence à l'aide de traitements automatiques de **dilatation/agrégation**. Pour établir cette carte, comme en 2007, une **importante campagne de vérité terrain** a été opérée ; une partie des données collectées (**limites et contours**) a été **directement** utilisée pour remplacer de la donnée interprétée par de la donnée acquise **in situ**. En conséquence, comme la précédente, cette carte a elle aussi été corrigée par la prise en compte de données collectées sur le terrain.

En 2019, l'interprétation d'image porte sur une image hyperspectrale à laquelle on a appliqué un algorithme de **classification automatique** basé sur le **démélange spectral** qui, en s'appuyant sur une librairie de signatures spectrales collectées simultanément à l'acquisition de l'image, attribue à chaque pixel **une information d'abondance d'herbier et non seulement de présence/absence d'herbier**. Comme pour la carte précédente, cette information raster est ensuite traduite en polygones de présence et d'absence à l'aide de **post-traitements automatiques** de type **segmentation**. Le jeu de données terrain est utilisé pour la phase d'apprentissage et pour la validation des résultats. **Aucune limite d'herbier issue de contour GPS in situ n'a été utilisée pour corriger les polygones résultats**. De ce fait, cette carte respecte mieux les préconisations établies par Bajjouk *et al.* (2019).

Dans ce contexte, on perçoit bien les limites de l'analyse spatiale inter-annuelle qui porte sur des cartes établies avec des images, des résolutions et des méthodes différentes, avec en outre une part plus ou moins importante de modification/ajout *a posteriori*.

La correction de la donnée issue de la classification automatique (par ajout de données de terrain *a posteriori*) permet d'obtenir une carte plus fidèle aux observations des acteurs de la société civile (pêcheurs à pied, associations naturalistes, gestionnaire des réserves naturelles etc...). Cette carte est néanmoins « opérateurs-dépendante » ce qui rend sa comparaison aux cartes établies par le passé plus délicate. Par ailleurs, l'ajout de données de terrain pour compléter/modifier une carte nécessite de fait la mobilisation d'importants moyens.

Le respect des recommandations établies par Bajjouk *et al.* (2019), à savoir de limiter les modifications/ajouts *a posteriori*, permet d'obtenir des cartes fidèles sur les secteurs à moyen et fort recouvrement. Ces cartes, même si elles sont associées à une erreur d'estimation sur les zones à faible voire très faible recouvrement, produisent une information complémentaire sur le taux de recouvrement des herbiers et sont plus facilement reproductibles, permettant ainsi des comparaisons spatio-temporelles plus fiables, sans biais lié à l'opérateur.

Afin de répondre à tous les besoins, il semble opportun de conserver pour chaque année de suivi trois cartes :

- La première, issue directement de l'algorithme de traitement (carte raster) permet de disposer de la donnée brute résultant de la classification. Elle sera, à terme, probablement utilisée directement pour évaluer les évolutions spatio-temporelles.
- La seconde, issue des traitements de polygonisation, apporte une information un peu simplifiée mais plus lisible pour tous les acteurs et elle correspond à la forme de présentation actuellement demandée par l'arrêté de surveillance de la DCE.
- La troisième est construite à partir de la seconde en intervenant *a posteriori* pour ajouter/corriger, en particulier, des zones à faible recouvrement à l'aide de données de terrain. Cette dernière carte permet d'obtenir une représentation spatiale des herbiers plus fidèle à la réalité du terrain.

En outre, compte tenu de l'évolution rapide des technologies et des méthodes de calculs, il serait intéressant de retraiter les images anciennes avec les algorithmes récents afin d'évaluer la part de variabilité liée au changement de méthode cartographique (traitement automatique vs interprétation visuelle).

8 Qualité écologique de la masse d'eau « Arcachon amont » vis-à-vis de l'indicateur « angiospermes »

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 Ratios 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 2021 pour ces métriques et cet indicateur.

8.1 Composition taxinomique

Dans la masse d'eau « Arcachon amont » *Zostera noltei* et *Zostera marina* sont observées depuis 1855 au moins. En 2021, 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 5, dans lequel figure également la valeur du RQE pour cette métrique en 2021.

Tableau 5 : Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur du RQE pour la métrique « composition taxinomique». Valeur du RQE en 2021

Changement de la composition taxinomique par rapport aux conditions de référence et RQE	RQE 2021
Espèces apparues ou aucune espèce disparue (1)	1
Disparition de <i>Zostera marina</i> (0,7)	
Disparition de <i>Zostera noltei</i> (0,5)	
Perte des deux espèces (0)	

8.2 Extension

Les données relatives à l'extension des herbiers à plusieurs périodes de l'histoire sont présentées sur le tableau 6. Les résultats montrent une régression des surfaces pour les deux espèces.

Tableau 6 : 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>Z. noltei</i>	Source
1989	381 ha	6 846 ha	Auby (1991)
2008	104 ha	4 569 ha	Plus <i>et al.</i> (2010)
2012		4 259 ha	Lafon <i>et al.</i> (2013)
2016	56,2 ha		Trut <i>et al.</i> (2018)
2019		3856 ha	Rigouin <i>et al.</i> (présent rapport)
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 7.

Tableau 7 : Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur du RQE pour la métrique « extension ». Valeur du RQE en 2021.

Modification de l'extension par rapport aux conditions de référence et RQE	<i>Zostera noltei</i>	<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera</i> * RQE 2021
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.

8.3 Abondance

Les données relatives à l'abondance (recouvrement ou densité) des herbiers au cours des dernières années sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 8 : 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	69	88	123
Evolution par rapport à la densité maximale	-100%	-54%	-20%	-56%

Le calcul de RQE pour la métrique « abondance » a été réalisé sur la base de la grille présentée dans le tableau 9 dans lequel figure également la valeur du RQE pour cette métrique en 2021.

Tableau 9 : Grille de correspondance entre les changements observés et la valeur du RQE pour la métrique « abondance ». Valeur du RQE en 2021.

Changement de l'abondance par rapport aux conditions de référence et RQE	<i>Zostera noltei</i>				<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera spp.*</i>
	Estey tort	Afrique	Hautebelle	<i>Z. noltei</i>	Courbey	RQE 2021
0% perte ou gain= 1,0, 1% perte = 0,98, 2% perte = 0,96... 10% perte = 0,80			0,88			
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		0,49		0,45	0,44	0,45
51% perte = 0,295, 52% perte = 0,290, ...100% perte = 0,00	0,00					

8.4 Qualité écologique de la masse d'eau FRFC09 pour les 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 10.

Tableau 10 : 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 **2021** un « état moyen» avec un RQE de 0,56 (Tableau 11).

Tableau 11 : Résultats pour l'élément de qualité « angiospermes » en 2021 dans la masse d'eau « Arcachon amont »

Arcachon amont	Indices			Indicateur
	Composition	Extension	Abondance	Angiospermes
RQE / Etat	1	<i>Zostera noltei</i> : 0,36 <i>Zostera marina</i> : 0,09 Zostères : 0,23	<i>Zostera noltei</i> : 0,46 <i>Zostera marina</i> : 0,44 Zostères : 0,45	0,56 Etat moyen

Comme le montre la figure 20, la variabilité inter annuelle de la valeur atteinte par l'indicateur repose principalement sur celle des abondances (Taux de recouvrement pour *Z. noltei*, densités pour *Z. marina*), probablement expliquée en partie par les conditions climatiques pendant leur période de croissance.

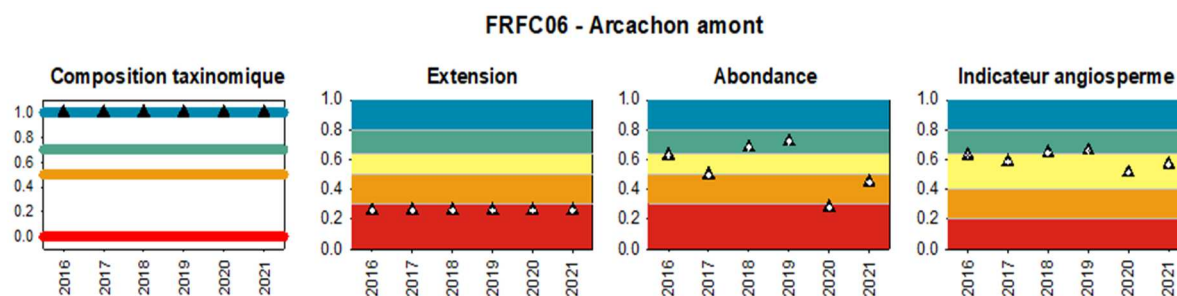


Figure 20 : Evolution temporelle des trois métriques et de l'indicateur angiosperme sur la Masse d'Eau « Arcachon Amont ».

Afin de réduire l'effet de cette variabilité interannuelle 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 0,60 pour la période 2016-2021, la qualité estimée pour cette masse d'eau en utilisant cet indicateur reste « moyenne ».

9 Conclusion et perspectives

Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, la cartographie des herbiers doit être réalisée une fois par plan de gestion (tous les 6 ans). Elle permet de calculer l'indice d'extension qui entre dans le calcul de l'indicateur angiosperme.

Aujourd'hui, pour la Masse d'Eau « Arcachon amont », l'état des lieux relatif à la situation physique des herbiers de zostères (*Zostera noltei* et *Zostera marina*) est complet. Les surfaces occupées par *Z. marina* ont été réactualisées en 2016 et l'emprise maximale des herbiers intertidaux à *Z. noltei* qui fait l'objet de ce rapport a été établie en 2019.

La carte de 2019 a été élaborée dans un contexte d'évolution permanente des méthodes de cartographie par analyse d'image et de support de cartographie (images satellite, aéroportées ou drone, multi ou hyper-spectrales). Elle répond parfaitement aux recommandations établies par Bajjouk *et al.* (2019) qui préconisent de limiter au maximum l'intervention/correction *a posteriori* des cartes utilisées pour l'analyse de l'évolution spatio-temporelle de l'emprise des herbiers marins. Elle résulte de l'application d'un algorithme de classification de type «démélange spectral» appliqué à une image hyperspectrale de résolution 1 m. L'acquisition de ce type d'image est à la fois extrêmement coûteuse (environ 10 fois plus élevée que celle d'une image satellite) et soumise à de fortes contraintes météorologiques (absence totale de nuage durant la totalité du survol combinée à des forts coefficients de marée). Ces données nécessitent également une importante maîtrise des techniques requises pour leur traitement. Pour toutes ces raisons, ce type d'image demeure rarement utilisé pour la réalisation de cartographies d'habitats en mode opérationnel.

Par ailleurs, l'utilisation d'outils informatiques permet de générer deux types de données :

- Une carte raster de présence/absence et/ou une carte de recouvrement de zostères à l'échelle du pixel qui fournit une information brute, issue directement de l'algorithme de classification.
- Une carte vectorielle de polygones, labellisés en présence/absence ou en classe de recouvrements de zostères, obtenue suite à des post-traitements appliqués sur la carte raster initiale dans le but de simplifier les contours afin qu'elle soit comparable (en termes d'extension des herbiers) aux cartes plus anciennes (2005, 2007 et 2012 pour la présente étude).

Enfin, la carte de présence/absence ou de classe de recouvrement d'herbier, peut également être corrigée *a posteriori* par ajout/modification de polygones. Dans cette étude, cette étape a été réalisée en utilisant les données acquises au cours du projet IDHEBARC. La correction ne concerne qu'une faible proportion (4 %, soit 138 ha) de la surface totale cartographiée par traitement automatique (3856 ha). Bien que vraisemblablement plus fidèle à la réalité, la carte ainsi obtenue fait intervenir une certaine part de subjectivité. Pour cette raison, elle n'a pas été utilisée pour l'analyse de l'évolution temporelle de l'emprise et du recouvrement des herbiers.

Les analyses spatiales confirment la régression très importante de l'emprise de *Zostera noltei* déjà mise en évidence au cours de la période précédente (1989-2012). Ainsi, au cours des trente dernières années (1989 -2019), l'emprise de ces herbiers a régressé de 44 %.

Les premiers signes de la régression sont apparus entre 1989 et 2005 (-11 % par rapport à l'emprise de 1989). La régression s'est ensuite accélérée entre 2005 et 2007 (-33 % par rapport à l'emprise de 1989). Elle a ensuite ralenti, pour atteindre -38 % en 2012 et -44 % en 2019.

Cette régression de l'habitat ne s'est pas opérée de façon homogène, puisque certaines zones comme les estrans de l'île aux Oiseaux n'ont subi aucune altération de surface tandis que sur d'autres secteurs (zone Sud-Est) on observe une disparition quasi complète des zostères naines.

Au cours de la période la plus récente (2012 – 2019), on constate que la régression s'est arrêtée sur la quasi-totalité des secteurs et que quelques zones comme celles des Jacquets, d'Hautebelle et de Graouères semblent même en progression (Annexe 2). Deux zones apparaissent en revanche en régression dans les secteurs les plus internes de la lagune (secteurs NE, Lège, Arès et secteurs SE, Teich, Biganos, Audenge). Il n'est cependant pas impossible que cette régression relève d'un artéfact dû à une mauvaise prise en compte des dépôts de macroalgues vertes en 2012 dans ces deux zones. En conséquence, à l'avenir, une attention particulière devra être portée sur ces secteurs où des survols drones permettront l'acquisition de données haute résolution qui serviront à l'apprentissage et/ou à la validation.

Compte tenu de ces éléments il est difficile de statuer sur la réalité de la régression de 10 % mesurée au cours des sept dernières années. En effet, sur ces 10 %, 6 % sont douteux et proviennent des secteurs évoqués dans le paragraphe précédent.

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). En revanche, parmi les facteurs suspectés, les hautes températures estivales semblent pouvoir être mises en cause. Il est en effet probable que les canicules de 2003 et de 2006 aient eu un impact négatif sur ces herbiers, notamment sur *Zostera marina*, comme cela a été évoqué sur des populations plus méridionales de zostères et de posidonies. De plus, il semble que les contaminants (notamment cuivre et herbicides) présents dans les eaux du Bassin d'Arcachon jouent un rôle non négligeable sur la survie et la production des zostères. En effet, les travaux de Gamain *et al.* (2017) ont permis de mettre en évidence l'augmentation de la toxicité de certains contaminants dans des conditions de fortes températures.

Les herbiers de zostères sont connus pour modifier de manière directe l'hydrodynamique et la dynamique sédimentaire : ils diminuent les courants, protègent le fond de l'érosion et stabilisent les sédiments fins (Ganthy *et al.*, 2013, 2015), diminuant ainsi la turbidité (Kombiadou *et al.*, 2014).

Cognat (2019) a mis en évidence que la régression des zostères du Bassin d’Arcachon était en majorité localisée dans les zones les plus basses (pour les deux espèces) et au niveau des rebords de chenaux (pour *Z. noltei*). La régression des herbiers a conduit à une augmentation importante des vitesses de courants au niveau des chenaux autrefois colonisés par les zostères marines mais également sur les estrans. Cet auteur a également démontré qu’une part significative de la régression de l’emprise de *Z. noltei* entre 1989 et 2007 pouvait être expliquée par les effets sur les courants de la régression de *Z. marina* sur la même période. Il a également démontré que 84 % de la régression de l’emprise de *Z. noltei* entre 2007 et 2012 pouvait être expliquée par les effets sur les courants de la régression des deux espèces sur la période 1989-2007.

Pour cette raison, l’augmentation significative des concentrations en matières en suspension dans les zones centrales et orientales du Bassin (LER Arcachon/Anglet, 2021) résulterait de la régression des herbiers de zostères. Les exercices de modélisation hydro-sédimentaire récents tendent en effet à confirmer cette hypothèse (Ganthy et Le Pevedic, 2022).

Ainsi, il semblerait que l’effet conjugué des canicules des étés 2003 et 2006 et de fortes teneurs en certains contaminants ait conduit à l’initiation de la régression de *Z. marina*, dont les effets sur l’hydrodynamique auraient initié la régression de *Z. noltei*. La poursuite de la régression des deux espèces se serait ensuite auto-amplifiée de par ses propres effets sur l’hydrodynamique et la dynamique sédimentaire (affouillement, turbidité).

Les zostères naines ont une importante capacité de recolonisation dès que les conditions environnementales leur redeviennent favorables, notamment grâce aux stocks de graines contenus dans les sédiments. La réversibilité de leur régression a d’ailleurs été mise en évidence à plusieurs reprises par le passé. Par exemple, dans l’Etang du Vaccarès, où les zostères naines avaient quasiment disparu en raison d’un accroissement de la turbidité des eaux (lié à une forte chute de la salinité), elles ont recouvert leur superficie d’origine en quelques années lorsque la transparence de l’eau a augmenté (Charpentier *et al.*, 2005).

Ainsi, selon le témoignage d’acteurs et d’usagers (ostréiculteurs, pêcheurs à pied, associations), les herbiers de zostères naines auraient récemment progressé sur plusieurs secteurs (Jacquets, Andernos, Gujan ...). Le processus de régression semble actuellement s’être ralenti, voire aurait même tendance à s’inverser. Le processus de recolonisation pourrait s’auto-amplifier de proche en proche à travers l’amélioration des conditions environnementales dans les zones avoisinantes du fait de la réduction de l’énergie hydrodynamique. L’augmentation de l’emprise des herbiers de zostères naines permettrait également de réduire le stock de sédiments en suspension, diminuant ainsi la turbidité et favorisant la reprise de *Z. marina* dans les chenaux. Au vu des prévisions du GIEC (IPCC, 2022) concernant l’augmentation future du nombre et de l’intensité des épisodes de forte chaleur, qui sont préjudiciables aux deux espèces de zostères, il convient toutefois de rester prudent quant à cette hypothèse optimiste.

Dans son plan de gestion, le Parc Naturel Marin du Bassin d'Arcachon a affirmé une ambition particulière concernant la conservation et la restauration des herbiers de zostères naines et marines du bassin. Ainsi, l'objectif de restauration à 15 ans retenu dans le plan de gestion 2017 - 2032 vise à revenir à une emprise et une abondance de *Zostera marina* et de *Zostera noltei* équivalentes à la situation observée au début des années 2000.

Cette ambition se traduit par plusieurs actions dont les effets ne seront pas quantifiables avant plusieurs années :

- récolte et semis de graines de *Z. noltei* dans des zones caractérisées par des conditions hydrodynamiques favorables (d'après Cognat, 2019).
- mise en place de structures visant à réduire les courants au fond et ainsi protéger les zostères naines et/ou les semis se trouvant à proximité.

10 Bibliographie

NB : Tous les rapports liés à la DCE sont téléchargeables sur la base bibliographique Archimer
- <http://archimer.ifremer.fr/>

Amanieu M. (1967). Recherches écologiques sur la faune des plages abritées et des étangs saumâtre de la région d'Arcachon. Thèse de doctorat, Université Bordeaux I, 270p.

Auby I. (1991). Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* du Bassin d'Arcachon : Dynamique, production et dégradation, macrofaune associée. Thèse de doctorat, Université Bordeaux I, 162 p.

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. 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 RST/LER/MPL/12.03, 24 p.

Auby I., Ganthy F., Rigouin L., Trut G., Le Pevédic 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, 64 p.

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., 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.

Bajjouk T., Cordier C., Auby I., Liabot P-O, Kerninon F., Le Bouffant N., Trut G., Oger-Jeanneret H. (2019). Cartographie des Herbiers de Zostères. Guide technique. Convention Ifremer-AQUAREF Thème Formation et outils 2016-2018. DYNECO/LEBCO/19-01/TB, 137 p.

Bioucas-Dias J.M., Plaza A., Dobigeon N., Parente M., Du, Q., Gader P., Chanussot J. (2012). Hyperspectral unmixing overview : Geometrical, statistical, and sparse regression-based approaches. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 5(2) :354-379. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2012.2194696>

Cajeri, P., Curti, C., Lafon, V., Launay, R. et Sauriau, P.-G. (2012). Cartographie des habitats intertidaux Natura 2000 des Pertuis Charentais : complémentarité des approches inventaire terrain, télédétection et SIG. XIIèmes Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil, Cherbourg.

Chang C., Heinz D.C. (2000). Constrained subpixel target detection for remotely sensed imagery. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, 38(3) :1144-1159. <http://dx.do.org/10.1109/36.843007>

Charpentier A., Grillas P., Lescuyer F., Coulet E., Auby I. (2005). Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 :307-315. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.024>

Cognat M. (2019). Rôle des facteurs environnementaux et des interactions biomorphodynamiques sur l'évolution spatio-temporelle des herbiers de zostères dans une lagune mésotidale. Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux, 305 pp.

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 noltei* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer RST /LER/AR/09-003, 52 p.

Drumetz L. (2016). Endmember Variability in hyperspectral image unmixing. Thèse de l'Université Grenoble Alpes.

Drumetz L., Chanussot J., Jutten C., Ma W.-K., Iwasaki A. (2020). Spectral variability aware blind hyperspectral image unmixing based on convex geometry. *IEEE Transactions on Image Processing*, 29 :4568-5482. <http://dx.doi.org/10.1109/TIP.2020.2974062>

Drumetz L., Meyer T.R., Chanussot J., Bertozzi A.L., Jutten C. (2019). Hyperspectral image unmixing with endmember bundles and group sparsity inducing mixed norms. *IEEE Transactions on Image Processing*, 28(7) :3435-3450. <http://dx.doi.org/10.1109/TIP.2019.2897254>

Gamain P., Feurtet-Mazel A., Maury-Brachet R., Auby I., Pierron F., Belles A., Budzinski H., Daffe Guillemine, Gonzalez P. (2017). Can pesticides, copper and seasonal water temperature explain the seagrass *Zostera noltei* decline in the Arcachon bay ? *Marine Pollution Bulletin*, 134 :66-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.024>

Ganthy F., Le Pevedic A. (2022). ARCADE – Approche intégrée du fonctionnement hydro-bio-sédimentaire du Bassin d'Arcachon : Dynamiques et Evolution – Bilan d'activité 2020-2021, Tâche 3.ODE/LITTORAL/LER-AR/222.010.

Ganthy F., Soissons L., Sauriau P.-G., Verney R., Sottolichio A. (2015). Effects of short flexible seagrass *Zostera noltei* on flow, erosion and deposition processes determined using flume experiments. *Sedimentology*, 62 :997-1023. <http://dx.doi.org/10.1111/sed.12170>

Ganthy F., Sottolichio A., Verney R. (2013). Seasonal modification of tidal flat sediment dynamics by seagrass meadows of *Zostera noltii* (Bassin d'Arcachon, France). *Journal of Marine Systems* 109-110 :S233-S240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.11.027>

Gassiat L. (1989). Hydrodynamique et évolution sédimentaire d'un système lagune, flèche littorale: le Bassin d'Arcachon et la flèche du Cap Ferret. 1989. Thèse de doctorat. Université Bordeaux 1.

Heinz D.C., Chang C. (2001). Fully constrained least squares linear spectral mixture analysis method for material quantification in hyperspectral imagery. *IEEE Transaction on geoscience and remote sensing*, 39(3) :529-545. <http://dx.doi.org/10.1109/36.911111>

IPCC, [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)] (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. In Press.

Keshava N., Mustard J.F. (2002). Spectral unmixing. *IEEE Signal Processing Magazine*, 19(1) :44-57. <http://dx.doi.org/10.1109/79.974727>

Kombiadou K., Ganthy F., Verney R., Plus M., Sottolichio A. (2014). Modelling the effects of *Zostera noltei* meadows on sediment dynamics : application to the Arcachon lagoon. *Ocean Dynamics* 64 :1499-1516. <http://dx.doi.org/10.1007/s10236-014-0754-1>

Laboratoire Environnement Ressources d’Arcachon/Anglet (2021). *Qualité du Milieu Marin Littoral. Bulletin de la surveillance 2020. Départements de la Gironde, des Landes et des Pyrénées-Atlantiques . ODE/LITTORAL/LERAR /21.009*, 165 p.

Lafon V., Dehouk A., Curti C. (2013). Cartographie de l’herbier à *Zostera noltei* du Bassin d’Arcachon par télédétection spatiale. Rapport GEO-transfert/ADERA, Université Bordeaux, 36 p.

Larkum, A., Orth, W.D., Robert J., Duarte, F., Carlos, M. (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. 1st ed. 2nd printing, 2007, 691 p.

Plus M, Dalloyau S., Trut G., Auby I., de Montaudouin X., Emery E., Noël C., Viala C. (2010). Long-term evolution (1989-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87 :357-366. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.016>

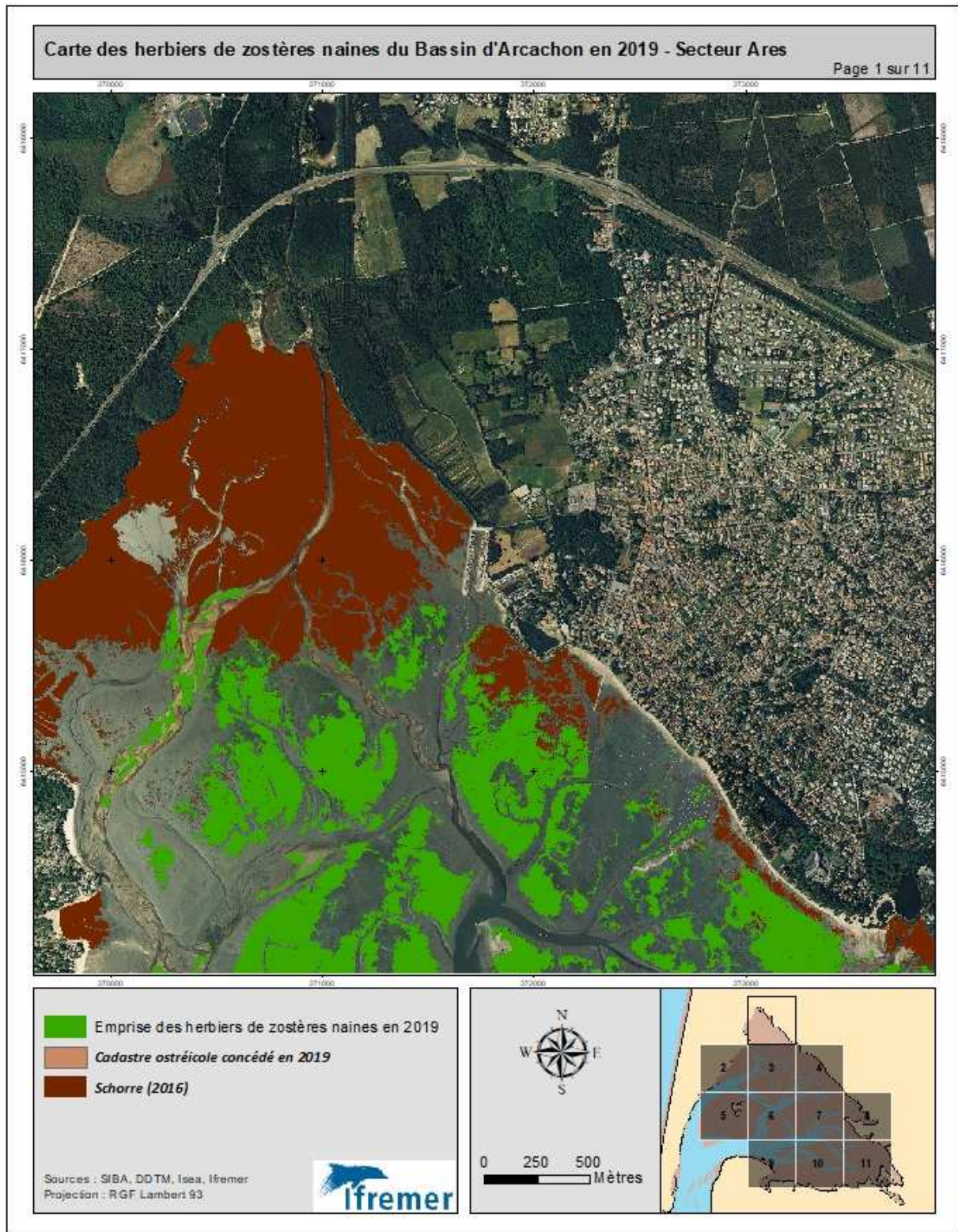
Plus M., Maurer D., Stanisiere J-Y., Dumas F. (2006). Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon. RST/LER/AR/06.007, 54 p.

Sorriano-Sierra E. (1992). Etude écologique des marais salés du Bassin d'Arcachon : Structure et évolution des schorres, production et dégradation de leur végétation et échanges de matières particulaires entre les schorres et le bassin. Thèse Université de Bordeaux I, 256 p.

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.

Zare A., Ho K.-C. (2014). Endmember variability in hyperspectral analysis : Addressing spectral variability during spectral unmixing. *IEEE Signal Processing Magazine*, 31(1) :95-104. <http://dx.doi.org/10.1109/MSP.2013.2279177>

11 Annexe 1 : Atlas cartographique de l'emprise des herbiers de zostères naines en 2019



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Jacquets

Page 2 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres




Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Hautebelle

Page 3 sur 11

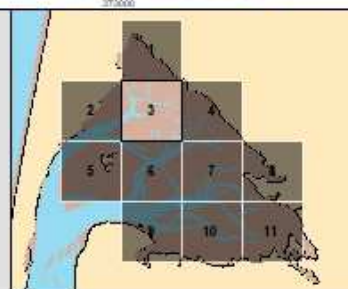


- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Andernos

Page 4 sur 11

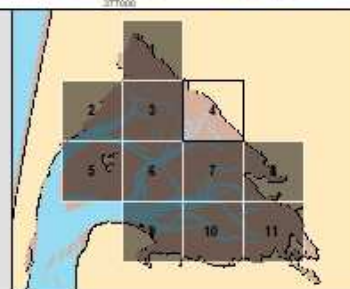


- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres

Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Ile

Page 5 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Moussette

Page 6 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres




Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Bourrut

Page 7 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93

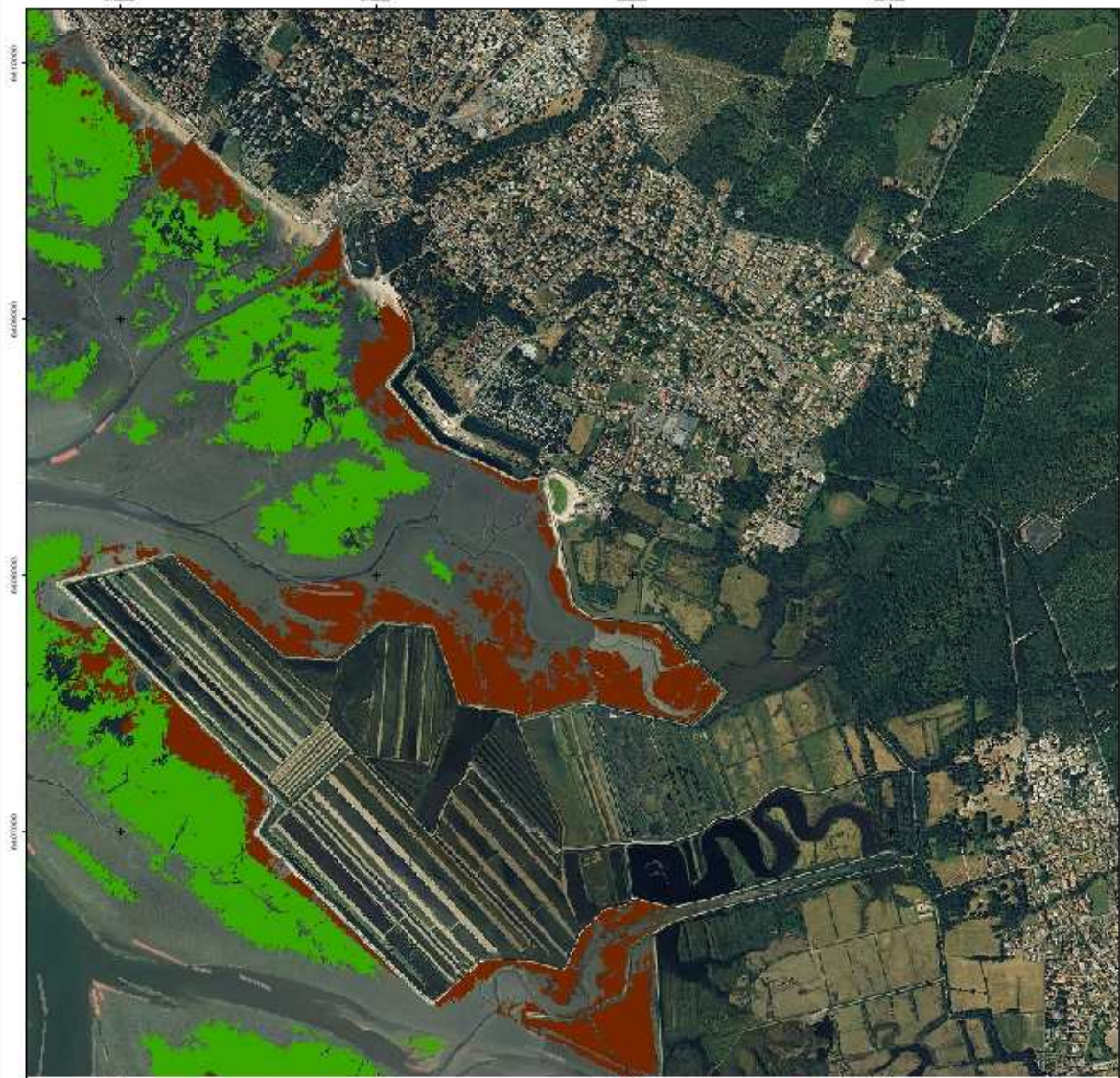


0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Lanton

Page 8 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur La teste

Page 9 sur 11

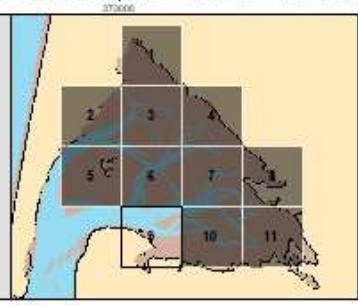


- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Gujan

Page 10 sur 11



- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
 Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres



Carte des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon en 2019 - Secteur Delta de Leyre

Page 11 sur 11

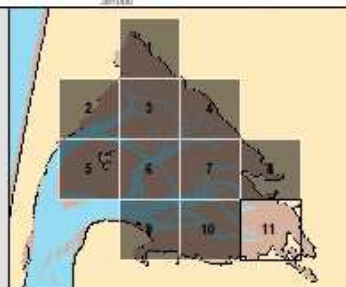


- Emprise des herbiers de zostères naines en 2019
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

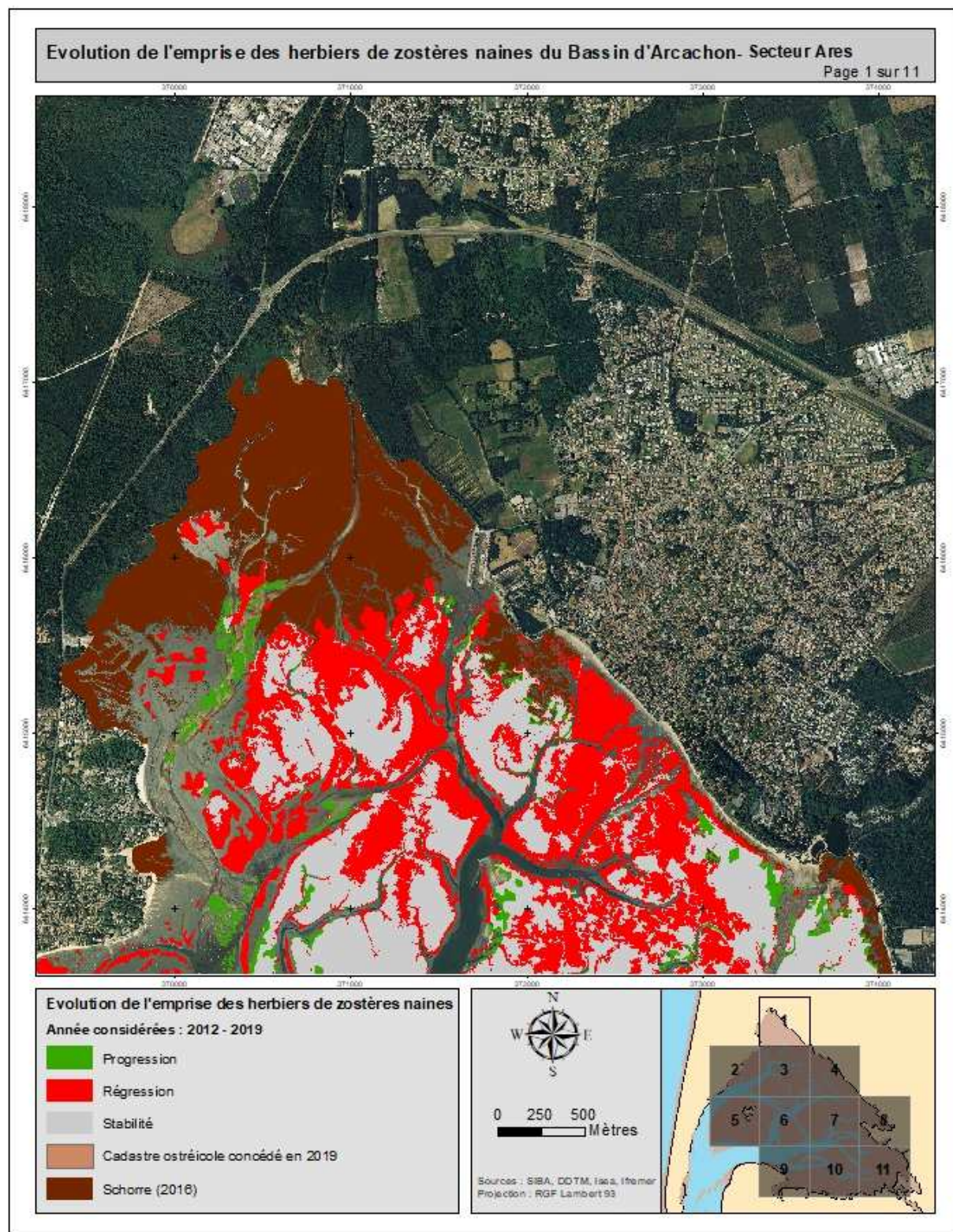
Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



0 250 500 Mètres

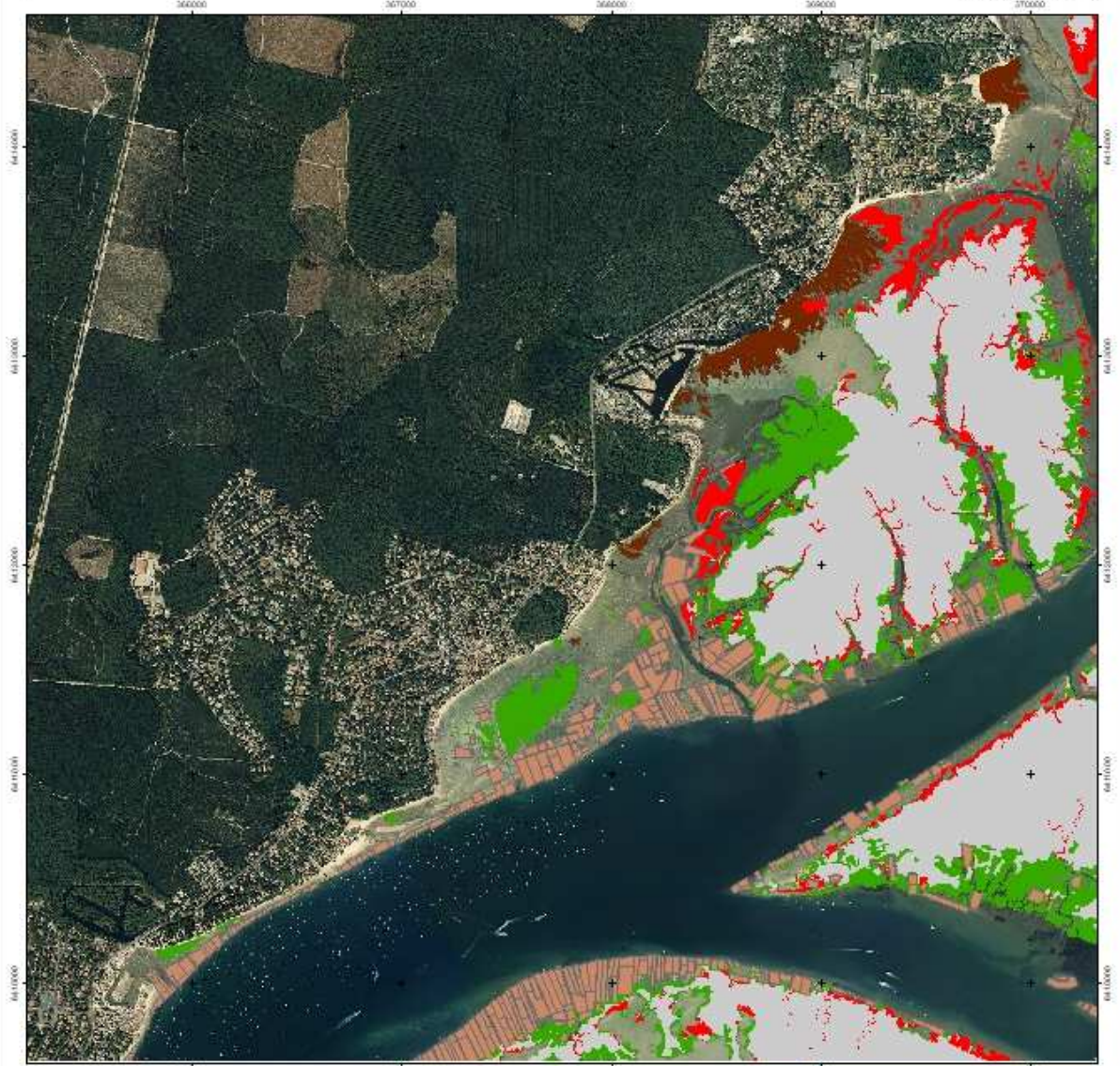


12 Annexe 2 : Atlas cartographique de l'évolution des herbiers de zostères naines entre 2012 et 2019



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Jacquets

Page 2 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

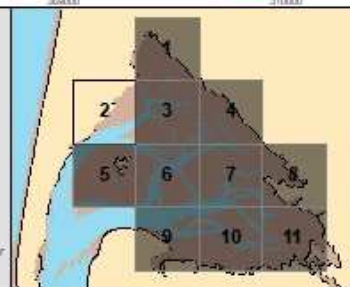
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

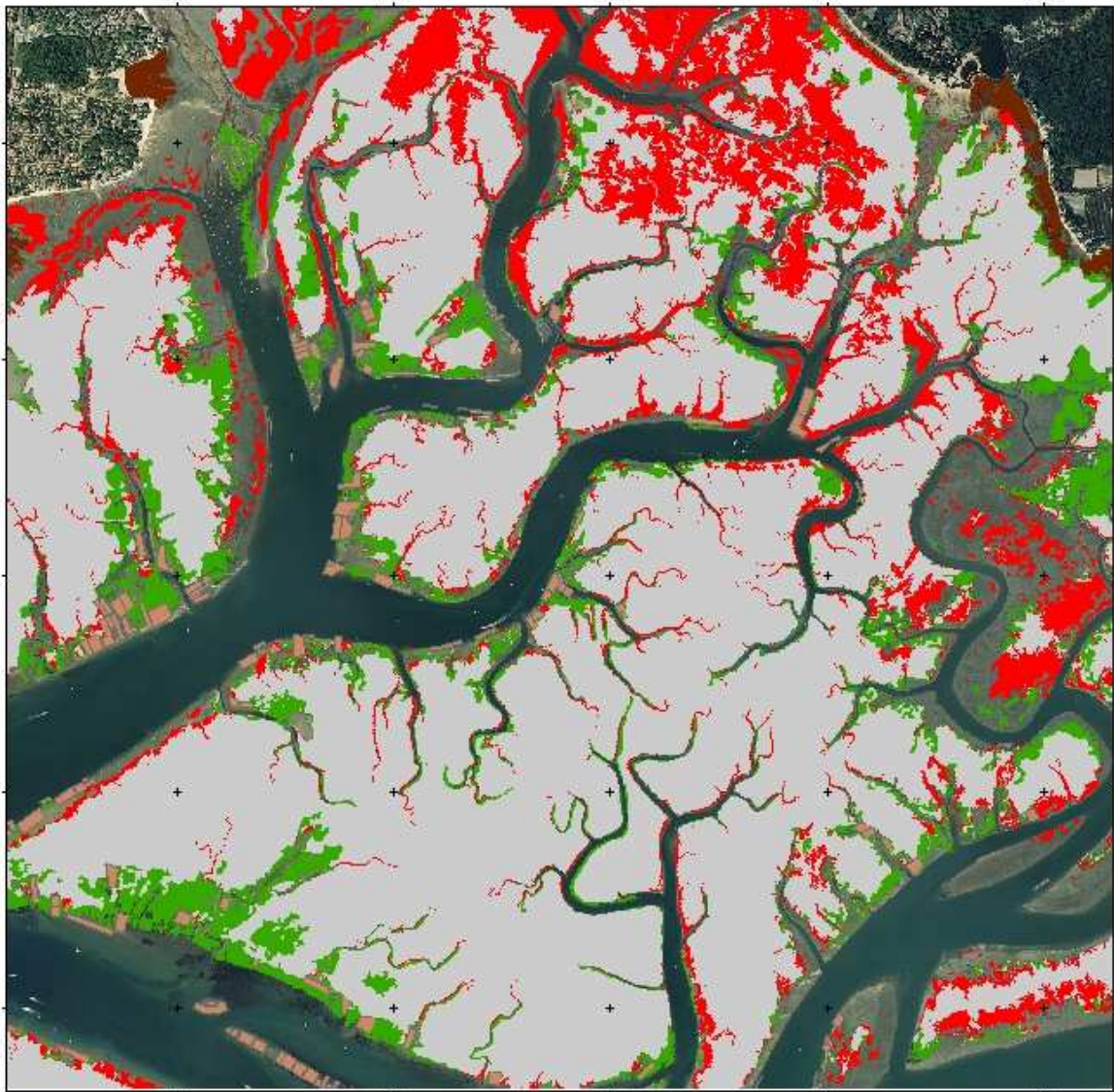


0 250 500
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Hautebelle
Page 3 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

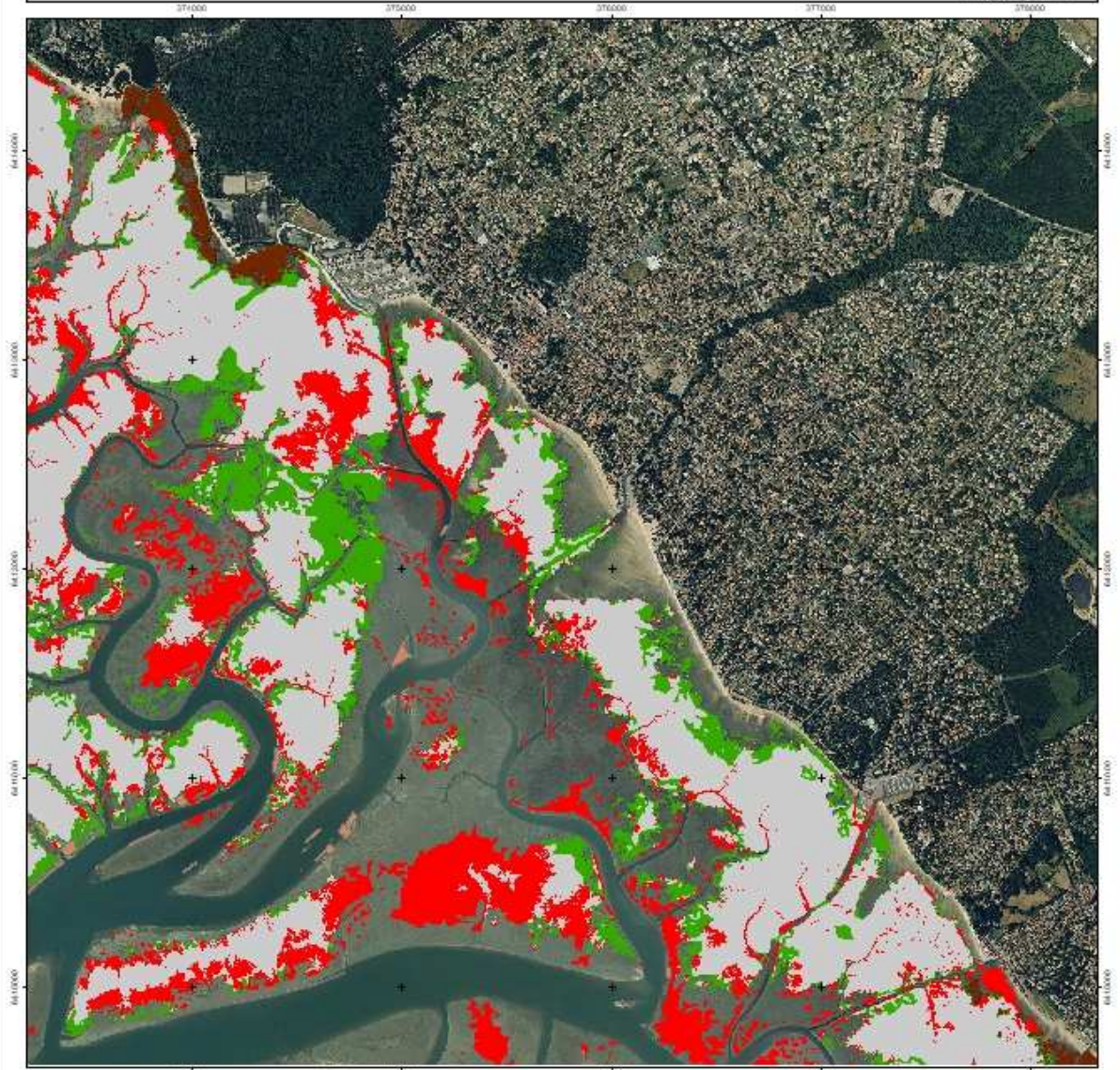


0 250 500
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Iao3, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Andernos
Page 4 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

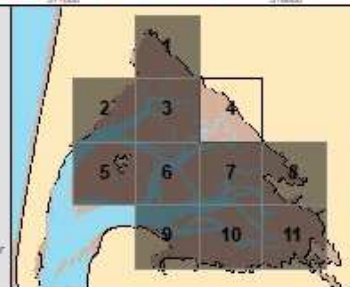
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



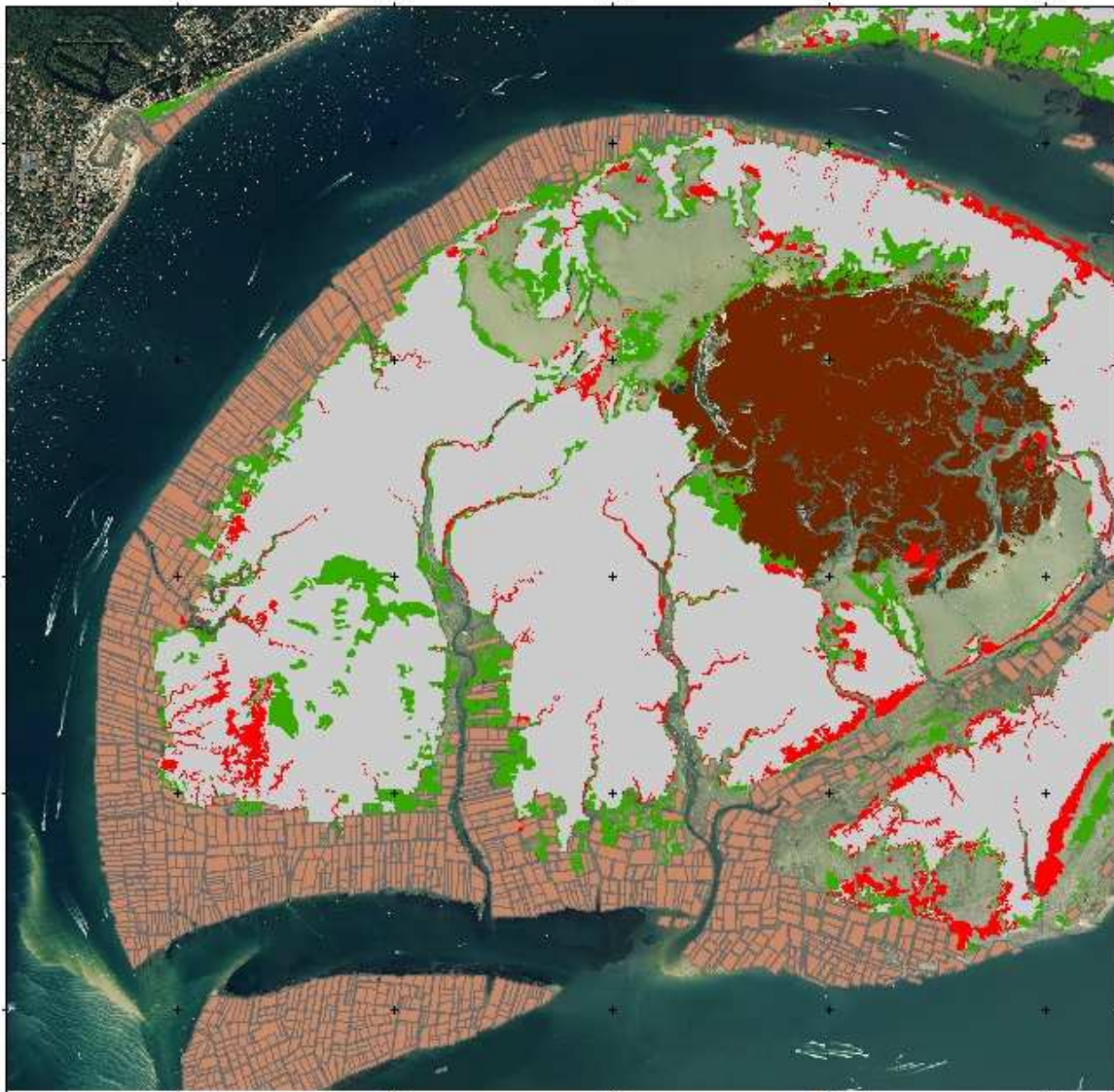
0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Ile

Page 5 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

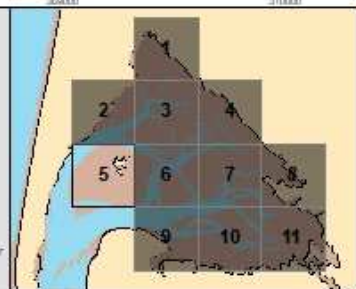
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

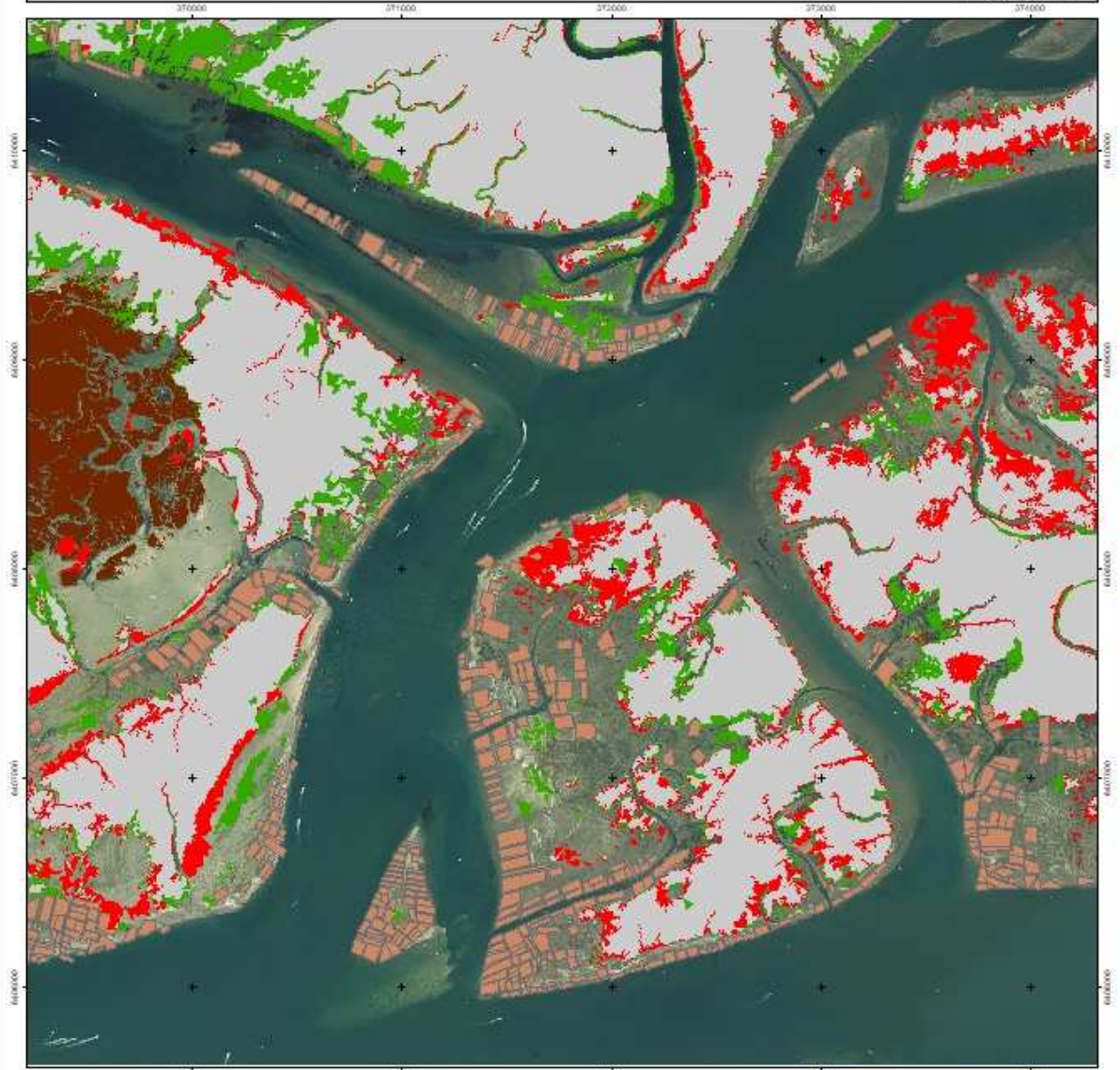


0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, 1963, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Moussette
Page 6 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

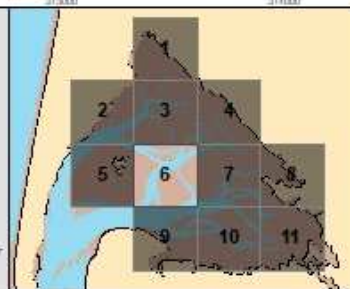
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)

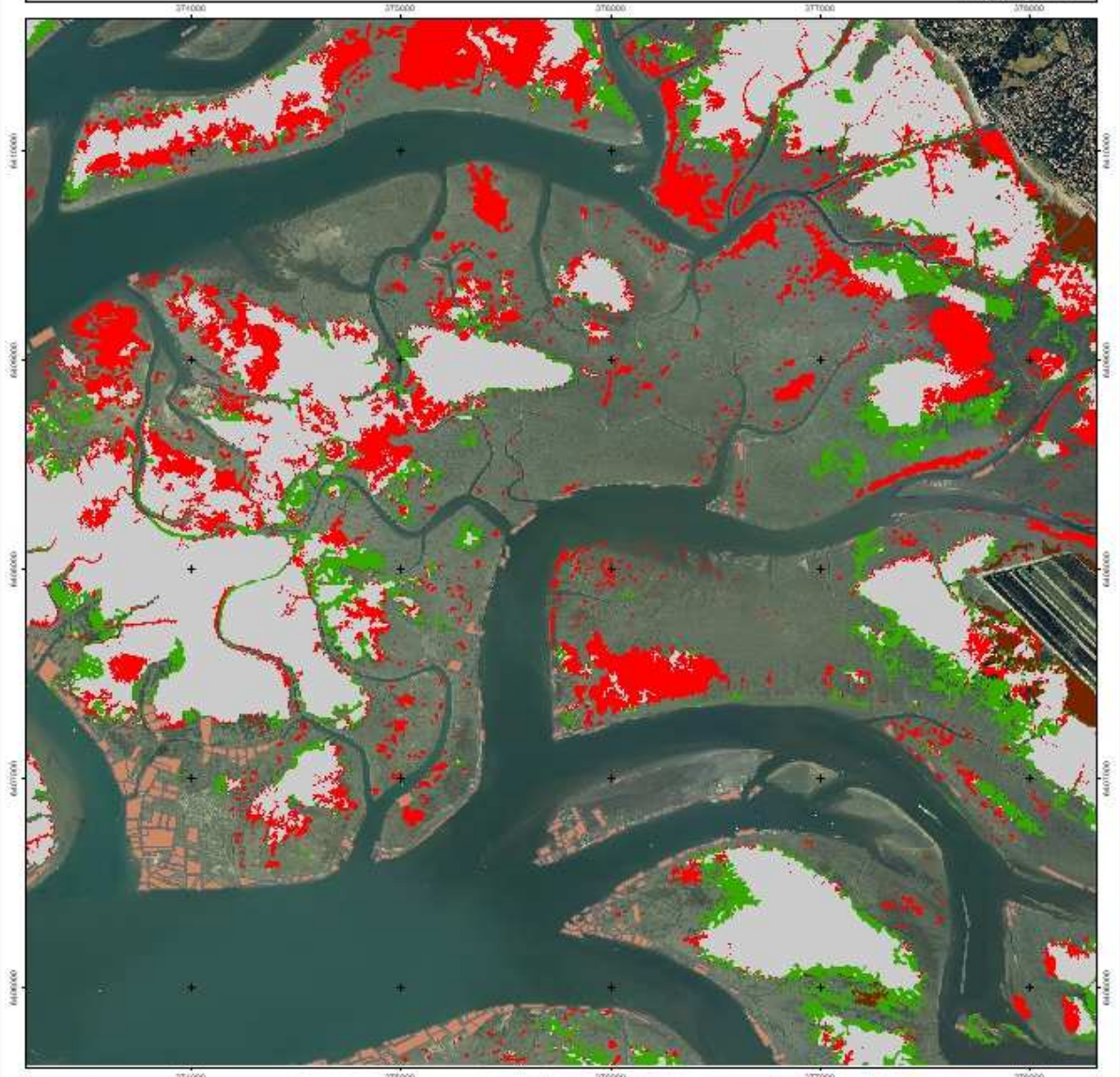


0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Bourrut
Page 7 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

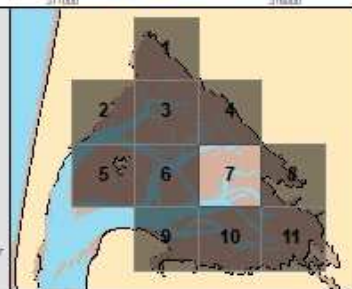
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



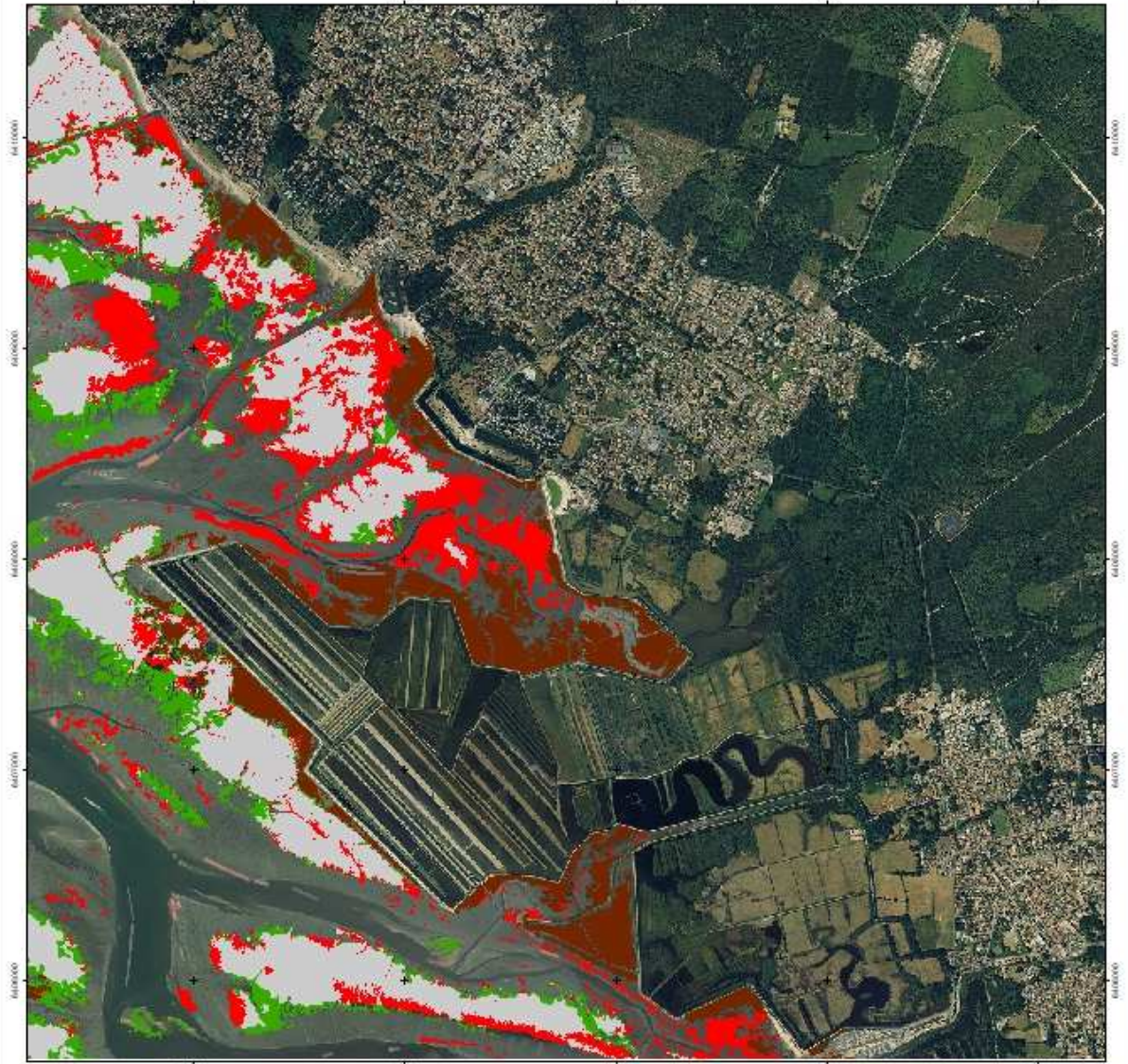
0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, 1963, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Lanton

Page 8 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



0 255 510 Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur La teste

Page 9 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

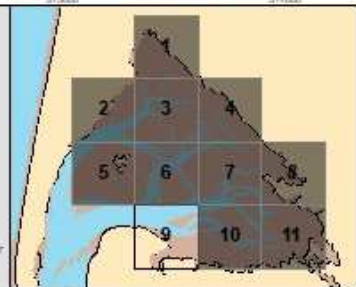
Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, Iag3, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Gujan

Page 10 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

Année considérées : 2012 - 2019

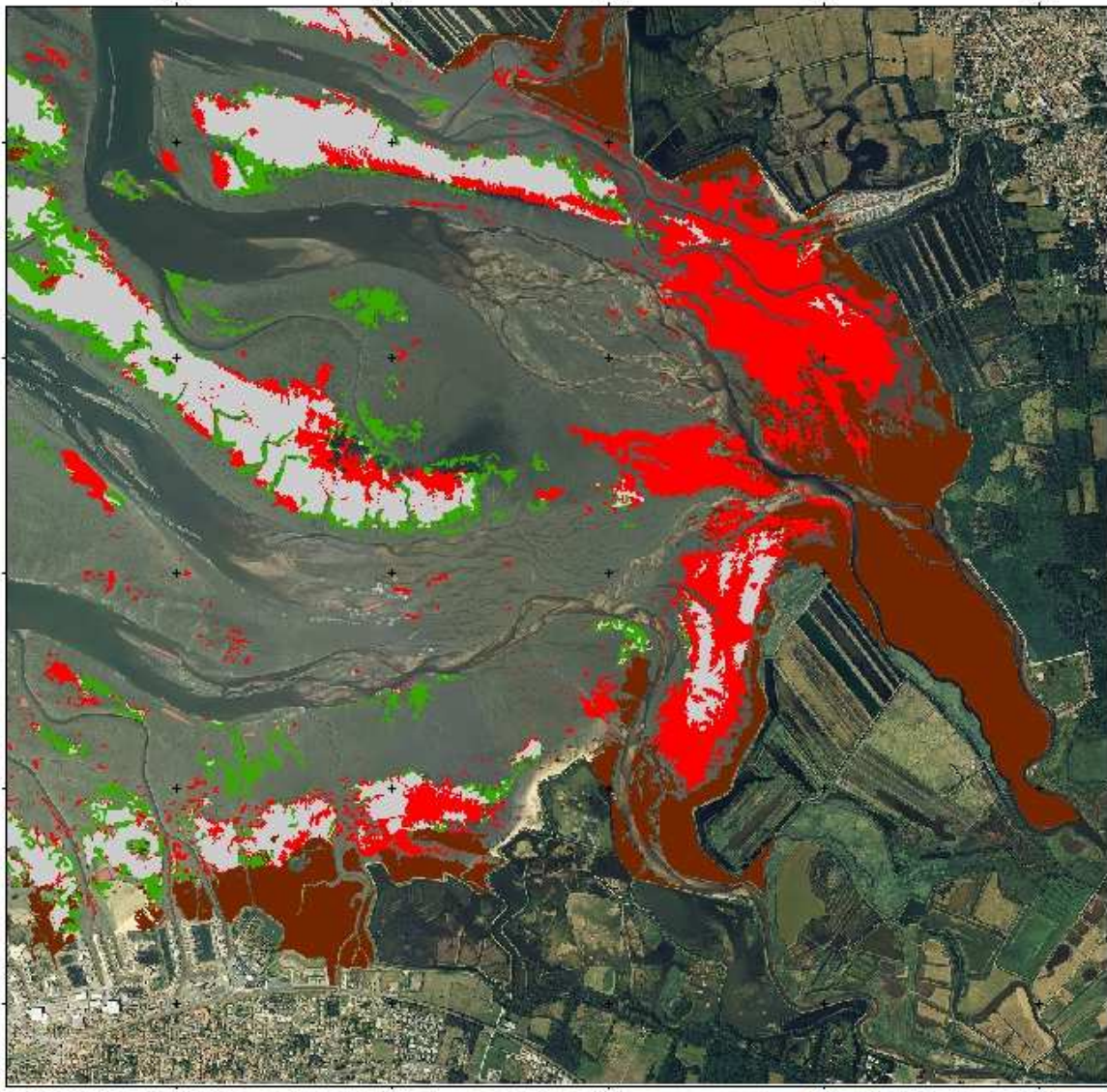
- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



Sources : SIBA, DDTM, Isea, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines du Bassin d'Arcachon- Secteur Delta de Leyre
Page 11 sur 11



Evolution de l'emprise des herbiers de zostères naines

Année considérées : 2012 - 2019

- Progression
- Régression
- Stabilité
- Cadastre ostréicole concédé en 2019
- Schorre (2016)



0 255 510
Mètres

Sources : SIBA, DDTM, 1993, Ifremer
Projection : RGF Lambert 93

