



Caractérisation des services écosystémiques rendus par les herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon - Application d'un modèle couplé éco-morphodynamique

Rémi CAILLIBOTTE¹, Julien FORNASARI¹, Soazig MAHE², Alexis BEUDIN³,
Christophe BRIERE²

1. Egis Group, Equipe Littoral et Interface Terre/Océan, 889 rue de la vieille poste, 34000 Montpellier, France.
remi.caillibotte@egis-group.com ; julien.fornasari@egis-group.com
2. Egis Group, Equipe Littoral et Interface Terre/Océan, 15 avenue du centre, 78280 Guyancourt, France.
soazig.mahe@egis-group.com ; christophe.briere@egis-group.com
3. Egis Group, Equipe Littoral et Interface Terre/Océan, 208 Quai de Paludate, 33800 Bordeaux, France.
alexis.beudin@egis-group.com

Résumé :

Dans le cadre du projet européen REST-COAST (Large scale RESToration of COASTal ecosystems through rivers to sea connectivity), une modélisation numérique basée sur la suite Delft-Flexible Mesh (D-FM) a été mise en œuvre pour analyser le rôle potentiel des herbiers de zostères sur l'aléa submersion, la qualité des eaux et la gestion des sédiments dans le Bassin d'Arcachon.

L'étude se focalise sur ce dernier point en présentant la démarche de modélisation couplée courants-végétation-sédiments (mix sablo-vaseux). Afin d'appréhender des évolutions morphologiques à l'échelle de plusieurs années, une représentation synthétique des forçages est nécessaire. Les réponses physiques qui résultent des scénarios de restauration des herbiers de zostères considérés sont présentées, ainsi que l'analyse des boucles de rétroactions associées.

Ce travail s'intègre dans un volet d'étude socio-économique servant à apporter un éclairage sur la planification de cet espace marin.

Mots-clés :

Restauration d'herbiers, Morphodynamique, Sédiments, Environnement littoral, Ecosystèmes côtiers, Modélisation hydrodynamique, Bassin d'Arcachon.

1. Introduction

Les herbiers marins sont présents sur toutes les côtes européennes. Ils remplissent de nombreuses fonctions écologiques essentielles et fournissent des services écosystémiques (ESS) tels que : l'atténuation des submersions marines, un contrôle de l'érosion, une

Thème 5 – Gestion durable des zones littorales et estuariennes

stabilisation du trait de côte, des habitats pour une grande diversité d'espèces marines, la capture et le stockage de carbone. Le rapport IPBES (2019) note que ces habitats clés subissent un déclin rapide. Des actions urgentes et à grande échelle doivent être entreprises afin d'améliorer notre résilience sur les côtes.

Le concept de ESS est largement utilisé, aussi bien par la communauté scientifique que par les décideurs politiques, afin de souligner l'importance de l'environnement dans la résilience des populations (Convention on Biological Diversity, 1998, 2010 ; COSTANZA & KUBISZEWSKI, 2012 ; MAES *et al.*, 2016 ; LA NOTTE *et al.*, 2017). Le Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005) supporte l'idée que le bien-être humain dépend des écosystèmes et que ce lien peut être encadré par la notion de ESS. Ils notent aussi que plus de 60% des ESS sont dégradés ou transformés. La recherche sur les ESS a depuis progressé à différents niveaux, de la conceptualisation théorique à des applications plus pratiques (p.ex. BRAAT & DE GROOT, 2012; EGOH *et al.*, 2012; SEPPELT *et al.*, 2011; POTSCHIN *et al.*, 2016).

Les herbiers de Zostère du Bassin d'Arcachon fournissent certains ESS. BALLE-BEGANTON *et al.*, (2015) proposent une vue d'ensemble des ESS liés aux forçages et activités anthropiques dont : une stabilisation du sol en favorisant le dépôt de sédiments, une amélioration de la qualité d'eau, une nurserie et habitat pour les poissons, une amélioration de la biodiversité, un stockage de carbone dans le sédiment, etc. Dans le Bassin, deux espèces coexistent : *Zostera noltei* – principalement située en zone intertidale –, et *Zostera marina* – située dans des zones submergées le long des chenaux –. Ces espèces sont en forte régression, conduisant, entre autres, à une augmentation de la concentration en sédiment fin en fond de Bassin et à des changements dans la dynamique de marée (COGNAT, 2019). Les raisons de cette régression ne sont pas clairement identifiées mais plusieurs hypothèses concernent les événements climatiques, la pollution de l'eau et/ou la mise en place de boucles de rétroaction.

Dans une réflexion sur la restauration des herbiers du Bassin, au sein du projet européen Green Deal H2020 REST-COAST, certains ESS sont évalués à l'aide d'un modèle numérique couplé hydrodynamique-végétation-morphodynamique. Les réponses physiques en termes d'évolutions morphologiques sont analysées en fonction des scénarios de restauration sélectionnés. Les boucles de rétroactions et les perspectives d'impact sur les composantes socio-économiques sont abordées.

2. Matériel et méthodes

2.1 Présentation générale du site

Le Bassin d'Arcachon est un lagune estuarienne semi-fermée, située dans le Golfe de Gascogne. Sa surface est d'environ 174 km² à marée haute et environ 65% de cette surface émerge à marée basse. Le cycle de marée est semi-diurne, avec une amplitude variant de 0.8 à 4.6m en morte-eau et vive-eau respectivement (p.ex. GANTHY *et al.*, 2013). Le

Bassin est relié à la mer via deux chenaux principaux, séparés par le banc d'Arguin. Les apports fluviaux proviennent à plus de 95% de la rivière Leyre et du canal de Porges (73% et 24% respectivement), parmi le total des entrées fluviales annuelles (PLUS *et al.*, 2009). Plusieurs types de sédiments sont présents dans le Bassin : principalement du sable moyen (320-500 μm) pour les chenaux principaux mais aussi des graviers, principalement du sable et un mix sablo-vaseux pour les chenaux secondaires (175-365 μm), et des mix sablo-vaseux à vaso-sableux sur les estrans intertidaux (CAYOCCA, 1996 ; BOUCHET *et al.*, 1997).

2.2 Présentation générale du modèle

Basé sur la suite Delft3D Flexible Mesh (DFM), le modèle mis en place couple différents modules : hydrodynamique (D-Flow), transport sédimentaire et morphodynamique (D-Mor), et la végétation. Le modèle est déployé sur une grille 2D curvilinéaire (Figure 1), ayant une résolution variant entre 350 au large et 100-150m dans le Bassin. Le module hydrodynamique calcule les niveaux d'eau et les courants moyennés sur la verticale suite à un forçage de marée uniquement. Le module de transport, en suspension ou par charriage, met en mouvement le sédiment, cohésif ou non-cohésif, et met à jour le niveau du fond. Afin de prendre en compte le mélange sablo-vaseux complexe du Bassin, la formulation de VAN LEDDEN (2003) est adoptée, couplée à la formule de VAN RIJN & KROON (1993) pour le sable.

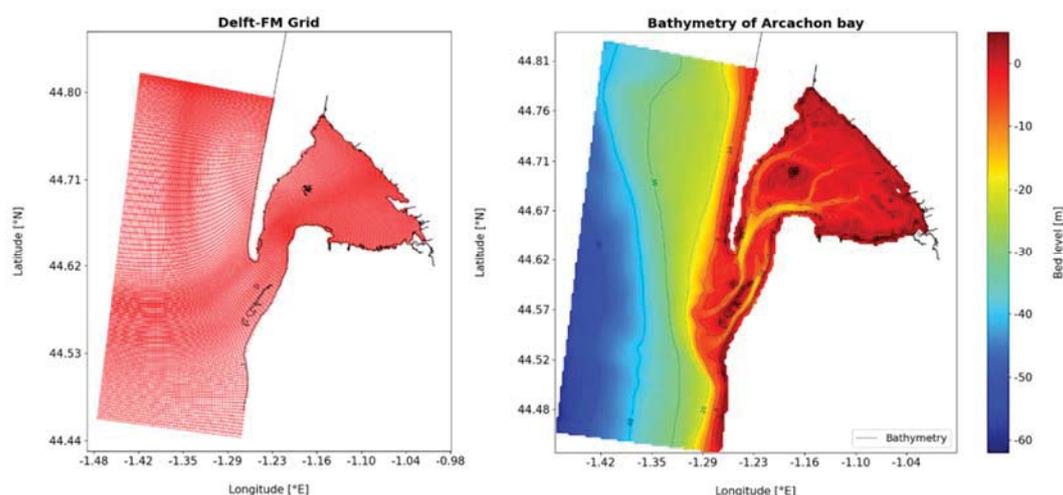


Figure 1. Grille et bathymétrie (m) du modèle couplé Delft Flexible Mesh (DFM).

Suivant les formulations de BAPTIST (2005), les effets de la végétation sur l'hydrodynamique et sur la rugosité de fond sont séparés, contrairement à certaines formulations considérant l'effet de la végétation via une augmentation de la rugosité de fond (JAMES *et al.*, 2004). Ces dernières mènent à une hausse de la contrainte de cisaillement sur le fond et donc un taux de transport de sédiment plus important. L'herbier

Thème 5 – Gestion durable des zones littorales et estuariennes

ayant un rôle majeur dans la stabilisation du sédiment, l'effet opposé est recherché. La végétation est caractérisée par la hauteur et la largeur des feuilles (h_v et b_v), sa densité (n), son coefficient de traînée (C_d) et sa couverture normalisée, présentés dans le tableau 1.

Tableau 1. Paramètres pour la végétation, adapté de MÜTTERLEIN *et al.* (2016).

Couverture (-)	Hauteur h_v (m)	Largeur b_v (m)	Densité n (n.m ⁻²)	Coefficient C_d (-)
< 0.25	0.13	1.1	20 000	0.7
0.25 ≤ - < 0.75	0.14	1.1	40 000	0.7
≥ 0.75	0.20	1.1	80 000	0.7

Dans la formulation utilisée ici, la rugosité de fond liée à la canopée s'écrit selon la formule (1) de BAPTIST (2005). D'autre part, le cisaillement sur le fond est calculé à partir de u_v , la vitesse du courant dans la végétation, et C_b , la rugosité de fond sans végétation.

$$C = C_b + \frac{\sqrt{g}}{\kappa} \ln\left(\frac{h}{h_v}\right) \sqrt{1 + \frac{C_D n h_v C_b^2}{2g}} \quad (1)$$

où : C_b la rugosité de fond sans végétation, κ la constante de Von Kármán, h le niveau d'eau.

Afin de réduire les temps de calcul nécessaires pour faire tourner le modèle couplé sur plusieurs années, une approche utilisant un facteur morphologique est suivie (p.ex. LESSER *et al.*, 2004 ; ROELVINK, 2006 ; VAN RIJN *et al.*, 2007 ; LI, 2010). Ici, ce facteur a été fixé à 13 après calibration du modèle (MAHE, 2023). Une année de changements morphologiques correspond donc à un run d'environ 28j. Pour que ceux-ci soient cohérents avec les changements réels du bassin, un forçage de marée synthétique, représentatif de la période visée, a été produit via la méthode suggérée par SCHRIJVERSHOF *et al.* (2023).

2.3 Données disponibles

Afin de calibrer et valider le modèle couplé, des données hydrodynamiques (niveaux d'eau et vagues) et sédimentaires (concentration de sédiment en suspension) ont été recueillies sur la période 2015-2016 sur le Bassin (Figure 2 ; COGNAT, 2019 ; LE PEVEDIC, *PhD in progress*). Ces points d'observations sont situés sur les estrans ou le long des chenaux, avec une bonne couverture spatiale sur le Bassin. De plus, deux bathymétries (2016 et 2019) ont été fournies par le SIBA (Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon) pour valider les évolutions morphologiques calculées. Les résultats du modèle MARS3D déployé par l'Ifremer sur le Bassin (LAZURE & DUMAS, 2008 ; GANTHY, 2011 ; KOMBIADOU *et al.*, 2014 ; COGNAT, 2019) ont aussi été exploités pour comparaison avec la courantologie avec le modèle couplé présenté ici.

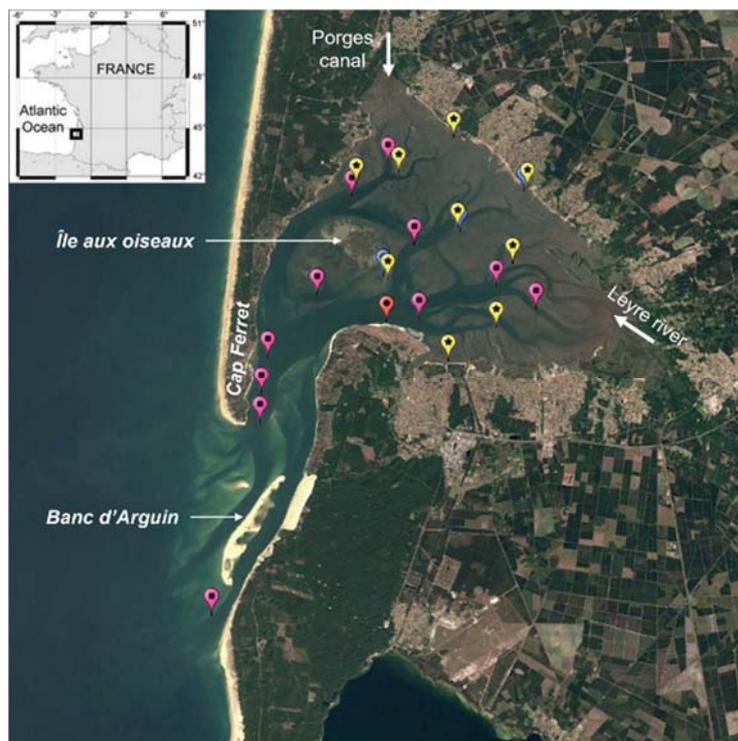


Figure 2. Position des points d'observations utilisés pour la validation du modèle couplé concernant des données hydrodynamiques (jaune), de vagues (bleu) et sédimentaires (roses).

2.4 Scénarios de restauration

Trois scénarios (S0, S1 et S2) sont envisagés dans cette étude :

- S0) Ce scénario considère que les actions de restauration maintiendront l'état actuel de l'herbier. La couverture et les caractéristiques actuelles sont donc reprises.
- S1) Ce scénario suppose que la restauration pourra permettre un état des herbiers correspondant à l'état pré-régression.
- S2) Ce scénario présume que la restauration est un échec et que les herbiers disparaissent dans le bassin.

Le scénario S0 permet de donner une référence. S1 (respectivement S2) permet de regarder une influence maximale (respectivement minimale) de l'herbier dans le Bassin.

3. Résultats

3.1 Validation du modèle

Le modèle est validé en termes de niveaux d'eau avec un coefficient de détermination (R^2) de 0.95 (Figure 3) en considérant les points situés à l'intérieur du Bassin. Une légère surestimation des niveaux à la côte est à noter.

Thème 5 – Gestion durable des zones littorales et estuariennes

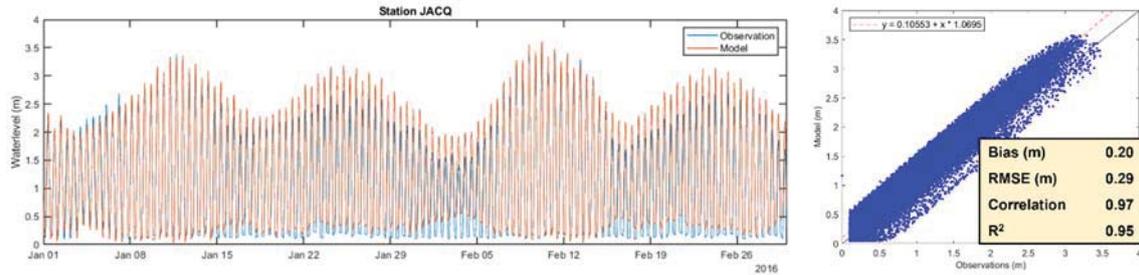


Figure 3. Niveaux d'eau (m) pour la station JACQ entre janvier et février 2016.
Diagramme de régression pour les 9 stations utilisées.

Les évolutions morphologiques calculées sur 3 ans ont été comparées aux relevés bathymétriques effectués par le SIBA en 2016 et 2019 (Figure 4). Le différentiel bathymétrique sur les données indique globalement un apport de sédiment sur les estrans et une alternance de zones d'érosion et de dépôt dans les chenaux secondaires. Les tendances estimées entre 2016 et 2019 sont contraires aux évolutions calculées dans des travaux précédents tel que BOUCHET *et al.* (1997) montrant une érosion de 14 Mm³ entre 1864 et 1993 sur près de 100 km² sondés. Le modèle simule une érosion des chenaux sur 3 ans (Figure 4B), en particulier ceux situés plus au sud et proches de l'embouchure de la Leyre. Sur les estrans, les différences sont plus marquées avec le sondage bathymétrique, et le modèle sous-estime la sédimentation sur ceux-ci, par rapport aux sondages. Cette différence peut être expliquée par l'influence des vagues qui n'est pas prise en compte dans le modèle couplé et qui participe grandement à la remise en suspension de sédiments sur les estrans. En effet, dans les chenaux, la marée reste le principal forçage expliquant les mouvements sédimentaires et est bien pris en compte dans le modèle. La comparaison des contraintes de cisaillement sur le fond, induites par les vagues et par la marée, supporte cette analyse (MAHE, 2023).

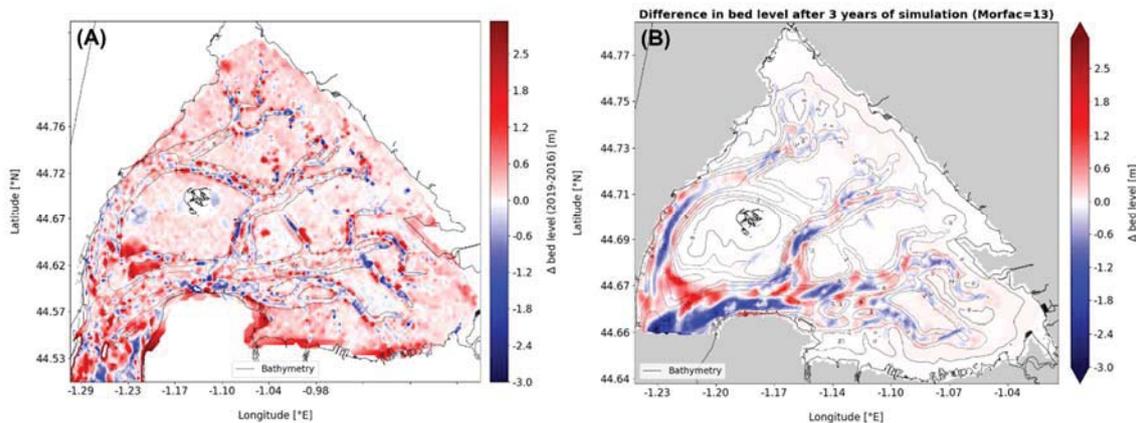


Figure 4. Différence bathymétrique (m) entre 2016 et 2019, pour les observations (A) et modélisée pour le scénario de restauration S0 (B).

3.2 Evolutions morphologiques et indicateurs biophysiques

Deux indicateurs biophysiques, en lien avec les ESS fournis par les herbiers, sont détaillés dans cette étude : les évolutions morphologiques dans les chenaux principaux et secondaire et les volumes déposés devant les ports principaux du Bassin.

La figure 5 représente la différence entre les bathymétries, calculées après 3 ans de simulation, entre l'état actuel (S0) et les deux scénarios de restauration S1 et S2. La présence de végétation implique donc des changements morphologiques dans son environnement direct mais aussi dans les chenaux, avec un maximum de 20 cm entre le scénario S2 et S0 (Figure 5-B). Une atténuation des figures d'érosion/dépôt suite à une réduction de la végétation est observée, en lien avec une retenue des sédiments moins marquée dans un scénario sans végétation (S1).

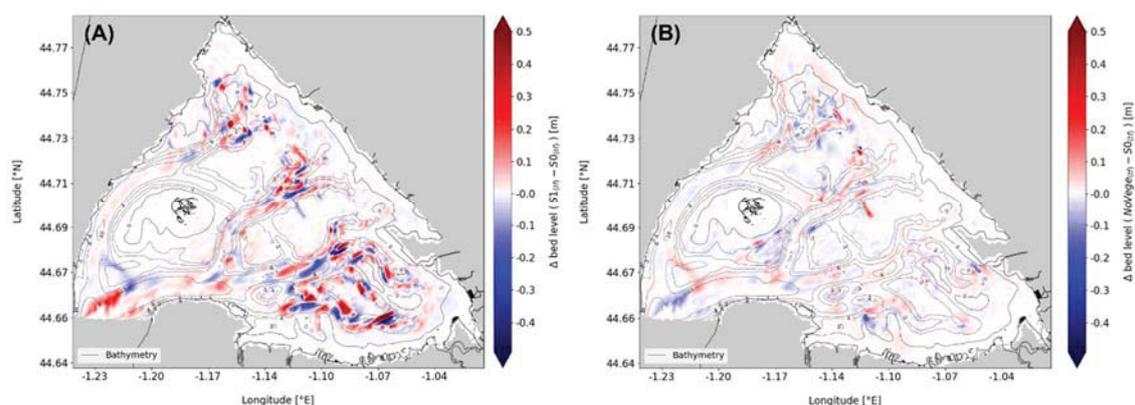


Figure 5. Différence d'évolution morphologique (m) entre les différents scénarios de restauration, pour une simulation de 3 ans, en comparant les bathymétries finales obtenues. (A) représente la différence (S1 - S0). (B) représente la différence (S2 - S0).

Dans le cas d'une restauration très efficace, suivant le scénario S1, et en comparaison de l'état actuel, les changements morphologiques dans les chenaux secondaires sont très marqués avec un maximum de près de 50 cm sur 3 ans au sud-est du Bassin, proche de l'embouchure de la Leyre. Dans cette partie du Bassin, on constate une alternance de zones d'érosion et de dépôt.

En comparant les volumes déposés en fond de bassin, dans les ports principaux, une diminution de 5.5 et 2.2% est calculée, pour les ports d'Andernos et Gujan-Mestras respectivement. Dans ceux-ci on obtient des tendances à la baisse en présence d'herbiers plus importants (S1 vis-à-vis de S0), en accord avec la dynamique observée dans le Bassin. Pour le port de La Teste-de-Buch, la dynamique est inverse, avec un effet négatif de la restauration des herbiers. Pour le port d'Ares, les volumes sédimentés sur la période de 3 ans est presque équivalente sur les 3 scénarios.

Le fait de prendre en compte uniquement le forçage de marée tend à accentuer les changements morphologiques dans les chenaux et à diminuer l'érosion des estrans, en

Thème 5 – Gestion durable des zones littorales et estuariennes

considérant que les vagues contribuent à une érosion des rebords de chenaux et des estrans. Dans le cas d'une couverture végétale plus importante (S1), les vagues seraient davantage atténuées (BEUDIN *et al.*, 2017). Ainsi, les différences morphologiques sur les estrans, résultant de la restauration, seraient plus importantes, en accord avec les ESS rendus par les herbiers (GANTHY *et al.*, 2013). L'approche plus simple déployée ici permet néanmoins de dégager des tendances probables à la restauration des herbiers, en tenant compte des limites du modèle actuel.

3.3 Impact sur les composantes socio-économiques

Les résultats de modélisation présentés ici tendent à montrer que la restauration des herbiers dans le Bassin induirait une érosion dans certains chenaux secondaires, ainsi qu'une diminution des volumes déposés en fond de bassin pour les ports situés à l'est du Bassin, proche de l'embouchure de la Leyre. Ceci peut être mis en lien avec les activités et usages du Bassin, en particulier les besoins de dragages de l'entrée des ports de ceux-ci qui a augmenté avec la régression des herbiers. Par exemple, les activités de dragage du port de Gujan-Mestras en 2018 ont coûté environ 237 000€ (chiffres du SMPBA). Les résultats produits tendent donc à prévoir une diminution de ces coûts dans le cas d'une restauration des herbiers du Bassin. Ceci aurait par ailleurs un impact non-négligeable sur la navigabilité dans le Bassin et la plage horaire d'accès à certains ports, facilitant les activités de pêche et de tourisme.

4. Conclusions

L'analyse des évolutions du fond et des volumes déposés devant les ports principaux du Bassin, via l'application du modèle couplé hydro-morphodynamique-végétation, met en avant des tendances concernant l'impact des scénarios de restauration envisagés. La présence d'herbiers dans le Bassin modifie les évolutions morphologiques et tend à accentuer les phénomènes d'érosion/dépôts dans les chenaux. En particulier, la restauration semble mener à une chenalisation plus importante des chenaux secondaires, situés proche de l'embouchure de la Leyre et sur la partie est du Bassin. Cela pourrait avoir des conséquences positives sur les activités de pêche et de tourisme.

5. Références bibliographiques

- BALLE-BEGANTON J., HERRY J., PHILIPPE M., PASCO R., ANGST P., URIEN M., BAILLY D., CASSE M. (2015). *Les services écosystémiques en soutien à la gestion des herbiers de zostères du golfe du Morbihan*. Projet Interreg IVA Manche VALMER, 14p.
- BAPTIST M.J. (2005). *Modelling floodplain biogeomorphology*. TU Delft, The Netherlands, 213p.
- BEUDIN A., KALRA T.S., GANJU N.K., WARNER J.C. (2017). *Development of a coupled wave-flow-vegetation interaction model*. *Computers & Geosciences*, 100, pp. 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2016.12.010>

- BOUCHET J.-M., DELTREIL J.-P., MANAUD F., MAURER D., TRUT G. (1997). *Etude intégrée du bassin d'Arcachon*. Bibliothèque Ifremer, 349p.
- BRAAT L.C., DE GROOT R. (2012). *The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics conservation and development, and public and private policy*. Ecosystem Services, 1 (1), pp. 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- CAYOCCA F. (1996). *Modélisation morphodynamique d'une embouchure tidale: Application aux passes d'entrée du Bassin d'Arcachon*. Thèse de doctorat, Bordeaux 1, 426p.
- COGNAT M. (2019). *Rôles des facteurs environnementaux et des interactions biomorphodynamiques sur l'évolution spatio-temporelle des herbiers de zostères dans une lagune mésotidale*. Université de Bordeaux, 303p.
- COSTANZA R., KUBISZEWSKI I. (2012). *The authorship structure of ecosystem services as a transdisciplinary field of scholarship*. Ecosystem Services 1 (1), pp16–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.002>
- EGOH B., DRAKOU E.G., DUNBAR M.B., MAES J., WILLEMEN L. (2012). *Indicators for Mapping Ecosystem Services: A Review*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC73016.
- GANTHY F. (2011). *Rôle des herbiers de zostères (Zostera noltii) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon*. Université de Bordeaux 1, 284p.
- GANTHY F., SOTTOLICHIO A., MÜTTERLEIN S. (2016) *Effect of small seagrass Zostera noltei on tidal asymmetry in a semi-enclosed shallow lagoon: the Arcachon Bay (SW France)*. International Coastal Symposium, 6-11 March. doi: 10.13140/RG.2.2.17229.26089
- 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, pp. S233-S240. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.11.027>
- IPBES (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Version 1)*.
- JAMES C.S., BIRKHEAD A.L., JORDANOVA A.A., O'SULLIVAN J.J. (2004). *Flow resistance of emergent vegetation*. Journal of Hydraulic Research, 42:4, pp. 390-398. <https://doi.org/10.1080/00221686.2004.9728404>
- 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, pp. 1499-1516. <https://doi.org/10.1007/s10236-014-0754-1>
- LA NOTTE A., D'AMATO D., MÄKINEN H., PARACCHINI M.L., LIQUETE C., EGOH B., GENELETTI D., CROSSMAN N.D. (2017). *Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework*. Ecological indicators 74, pp. 392-402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>

Thème 5 – Gestion durable des zones littorales et estuariennes

- LAZURE P., DUMAS F. (2008). *An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for application at regional scale (MARS)*. *Advances in Water Resources*, 31 (2), pp. 233-250. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.06.010>
- LESSER G.R., ROELVINK J., VAN KESTER J.T.M., STELLING G. (2004). *Development and validation of a three-dimensional morphological model*. *Coastal Engineering*, 51(8-9), pp. 883-915. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.07.014>
- MAES J., TELLER A., ERHARD M., MURPHY P., PARACCHINI M., BARREDO J., GRIZZETTI B., CARDOSO A., SOMMA F., PETERSEN J. *et al.* (2016). *Mapping and assessment of ecosystems and their Services - Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. European Commission, ISBN, pp. 978–992. doi: 10.2779/75203
- MAHE S. (2023). *Numerical modeling with Delft3D-FM to investigate the influence of seagrass restoration on sediment transport in the Arcachon lagoon*. Université de Montpellier, 69p.
- MA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, DC.
- PLUS M, DUMAS, F., STANISIERE J.-Y., MAURER D. (2009). *Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors*. *Continental Shelf Research* 29 (8), pp. 1008-1013. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.12.016>
- POTSCHIN M., HAINES-YOUNG R. (2016). *Defining and measuring ecosystem services*. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, Taylor & Francis Group, London; New York.
- ROELVINK J. (2006). *Coastal morphodynamic evolution techniques*. *Coastal Engineering*, 53(2-3), pp. 277-287. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.10.015>
- SCHRIJVERS HOF R., VAN MAREN D., TORFS P.J., HOITINK A. (2023). *A synthetic spring-neap tidal cycle for long-term morphodynamic models*. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 128(3):e2022JF006799. <https://doi.org/10.1029/2022JF006799>
- SEPPELT R., DORMANN C.F., EPPINK F.V., LAUTENBACH S., SCHMIDT S. (2011). *A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead*. *J. Appl. Ecol.* 48, pp. 630-636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- VAN LEDDEN M. (2003). *Sand-mud segregation in estuaries and tidal basins*. University of Technology Sydney.
- VAN RIJN L.C., KROON A. (1993). *Sediment transport by currents and waves*. *Coastal Engineering*, pp. 2613-2628. <https://doi.org/10.9753/icce.v23.%25p>
- VAN RIJN L.C., WALSTRA D.J.R., VAN ORMONDT M. (2007). *Unified view of sediment transport by currents and waves. IV: Application of morphodynamic model*. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 133(7), pp. 776-793. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2007\)133:7\(77](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:7(77)