

Université de La Rochelle - UFR Sciences de l'Ingénieur

Master 2 « Approche Intégrée des Ecosystèmes Littoraux » (AIEL)

Promotion 2010 - 2011

Rapport de fin d'études

Etude in situ haute fréquence des interactions entre herbiers et processus hydro-sédimentaire



ORSEAU Sylvain

Ifremer Brest (29) – Centre Bretagne

Sous la tutelle de : VERNEY Romaric¹ et GANTHY Florian^{1,2}

¹UMR EPOC 5805-CNRS ; ²Ifremer Brest

Remerciements

Après 6 mois passé au sein du laboratoire DYNECO/PHYSED, au centre IFREMER de Brest, je tenais à remercier plusieurs personnes qui m'ont permis d'aboutir à ce rapport et rendre ce stage plus agréable dans les moments les plus difficiles.

Mes premiers remerciements sont adressés à Romaric Verney, pour la confiance qu'il m'a accordée en me choisissant pour réaliser ce stage, mais également pour ses conseils avisés dans l'organisation de ce rapport.

Merci également à Florian Ganthy, pour avoir été TOUJOURS disponible et d'avoir su répondre à mes nombreuses questions, sans oublier son aide indispensable sur cet impitoyable logiciel qu'est MATLAB®.

Merci à Pierre Le Hir de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire et de m'avoir permis d'effectuer un mois supplémentaire pour parfaire mes résultats.

Merci à Jean Philippe et Emmanuel pour leur bonne humeur et les soirées improbables partagées ensemble.

Merci également à tous les autres occupants du laboratoire (Youen, Arnaud, François, Gaël, Florian, Yang, Jean-François, Fabrice, Iman et les autres) pour leur accueil.

Merci également à toute l'équipe de football IFREMER pour cette valeureuse 4^{ème} place au tournoi qu'on aurait dû gagner.

Merci à ma famille, mes amis, mon amour et ceux qui m'ont permis d'évacuer la pression durant mes weekend.

Pour finir, j'aurais une pensée à mes collègues du master AIEL en espérant que leur stage aura été aussi agréable que le mien.

Bonne lecture,

Table des Matières

Introduction	p.1
1. Interactions entre herbiers et processus sédimentaires	p.3
1.1. État de l'art	p.3
1.2. Enjeux et objectifs	p.6
2. Matériel et méthodes	p.7
2.1. Localisation du site d'étude.....	p.7
2.2. Stratégie d'observation.....	p.8
2.3. Traitement des données	p.11
3. Résultats	p.13
3.1. La vitesse des courants	p.13
3.2. La turbulence	p.18
3.3. La turbidité	p.19
4. Discussion	p.21
4.1. Quantification de la concentration de matières en suspension.....	p.21
4.2. Impact des herbiers sur les processus hydrodynamiques et hydrosédimentaires.....	p.24
Conclusion.....	p.34
Références	p.35
Annexes	p.39
Résumé / Abstract	p.48

Table des illustrations

Figure n°1 : Photographie de zostères naines (*Zostera noltii*) par A. Mrkvicka.

Figure n°2 : Schéma synthétique des interactions entre herbiers et processus hydrosédimentaires.

Figure n°3 : Schéma de localisation du bassin d'Arcachon (a) et de l'emplacement des sites étudiés (b).

Figure n°4 : Vitesse du courant mesurée à 20 cm (ADV haut) et à 5 cm (ADV bas) du substrat en janvier (a), juin (b) et août (c).

Figure n°5 : Comparaison des vitesses mesurées en janvier par l'ADCP et l'ADV du haut (20 cm) et du bas (10 cm).

Figure n°6 : Comparaison des vitesses mesurées entre Germ 01 et Germ 04 par l'ADCP sur la hauteur d'eau (a) et les profils de vitesses aux temps correspondants aux flèches rouges (b).

Figure n°7 : Hauteurs d'eau et hauteurs des vagues pour différentes marées (a) et les TKE, contraintes de TKE filtrés des vagues et contraintes de Reynolds respectives.

Figure n°8 : Figure 7 : Comparaison des hauteurs d'eau (m) et de vagues (cm) entre des périodes avec et sans vagues en février (a) et en juin (b).

Figure n°9 : Comparaison des concentrations de MES entre Germ 01 et Germ 04 en février (a) et en juin (b).

Figure n°10 : Comparaison des concentrations de MES mesurées par les méthodes optiques (turbidimètres) et acoustiques (ADCP et ADV) sur Germ 04 (a) et Germ 01 (b).

Figure n°11 : Régression linéaire entre l'intensité du signal ADCP rétrodiffusé (IV) et les concentrations de matières en suspension mesurées par le turbidimètre (TROLL95) sur la période complète de la campagne de mesure (gauche) et entre le 28 janvier et le 05 février 2010 (droite).

Figure n°12 : Comparaison des fréquences de hauteurs de vagues H_s (a), de vitesse de courant (b), et de concentration de MES (c) entre Germ 01 et Germ 04 pour chaque campagne de mesure.

Figure n°13 : Taux de réduction de la vitesse (%) des courants entre l'ADV du haut et du bas pour janvier (a), juin (b) et août (c).

Figure n°14 : Régression linéaire entre la norme au carré (U^2) et la contrainte de Reynolds (τ) selon les périodes de croissance de l'herbier et entre Germ 01 (a) et Germ 04 (b).

Figure n°15 : Carte de direction des courants en morte-eau et en vive-eau à Germ 01 et Germ 04, pour les périodes de janvier (a) et juin (b).

Figure n°16 : Comparaison des hauteurs de sédiments mesurées par l'ALTUS sur Germ 01 entre janvier (a) et juin (b).

Table des tableaux

Tableau n°1 : Localisation et fréquence d'échantillonnage des instruments de mesure.

Introduction

Les environnements peu profonds tels que les baies, les estuaires et les lagunes présentent, par leur position à l'interface continent/océan, des écosystèmes singuliers, une grande diversité biologique et une productivité primaire élevée (Cardoso et coll., 2008 ; Duarte & Chiscano, 1999). Les herbiers, qui se développent dans certaines de ces zones, abritent des écosystèmes riches et sont considérés comme de véritables bio-indicateurs du milieu (Orth, 2006). Ces derniers sont utilisés comme nurserie par les poissons et constituent une source d'alimentation de base pour de nombreuses espèces d'oiseaux (Sanchez et coll., 1996 ; Short et coll., 1989). Des changements dans la distribution des herbiers, tels que la réduction de la profondeur à laquelle ils se développent, des pertes de surface ou bien des modifications morphométriques, peuvent modifier le fonctionnement global de l'écosystème, en particulier le compartiment sédimentaire. En effet, les herbiers agissent sur la dynamique sédimentaire, par atténuation de l'énergie des vagues et des courants (Fonseca & Fischer, 1986 ; Koch & Gust, 1999 ; Madsen et coll., 2001 ; Möller, 2006) facilitant le dépôt des sédiments en suspension, et stabilisent le substrat grâce à leur réseau racinaire étendu (Koch, 1996 ; Ward et coll., 1984). Les herbiers assurent également une fonction de stockage du carbone organique (Duarte et coll., 2005).

Le taux de perte des herbiers, qui est passé de 0,9 % par an, avant 1940, à 7 % par an, depuis les années 1990, est similaire à celui des mangroves et même supérieur à celui des forêts tropicales (Waycott et coll., 2009). Les événements environnementaux (eutrophisation, augmentation de la turbidité, etc.), biologiques (maladies, compétition entre espèces, broutage, etc.) et climatiques (crues, tempêtes) sont les principales causes de ce déclin (Orth, 2006). L'eutrophisation, par augmentation de la charge en nutriments dans l'eau, est considérée comme la cause majeure et risque de s'amplifier avec la pression croissante des activités anthropiques le long du littoral (tourisme, aquaculture, pollution, etc.). De plus, ces taux de perte pourraient être bien plus alarmants, si l'on considère les tendances d'un réchauffement climatique. L'augmentation de la température, du pH des océans, du CO₂ atmosphérique, des radiations et du niveau marin sont autant de paramètres qui peuvent bouleverser la répartition des plantes marines et menacer la survie de cet écosystème (Short, 1999). Les herbiers côtiers vivent une crise globale (Orth, 2006), et leur avenir est donc difficilement prévisible (Short, 1999).

Depuis quelques années, les herbiers de zostères (*Zostera noltii* et *Zostera marina*) du bassin d'Arcachon (lagune mésotidale du sud-ouest de la France, plus grand herbier d'Europe) deviennent une préoccupation pour tous ses usagers. Une réduction rapide de leur surface, 33 % entre 1989 et 2007 (Plus et coll., 2010), et l'envasement des chenaux d'accès aux ports ont été constatés par les acteurs locaux. Plusieurs causes ont été évoquées pour expliquer ces disparitions :

- Les activités de dragage, nécessaires pour l'entretien des chenaux, et le rechargement des plages qui augmentent la charge de sédiments en suspension dans la colonne d'eau avec comme conséquence, une diminution de la lumière transmise aux herbiers. Caractérisées par leur petite taille, les zostères naines peuvent être aussi sujettes à un enfouissement dans le cas de dépôts sédimentaires élevés (Cabaço et Santos, 2007).
- Pour plusieurs espèces d'oiseaux, les feuilles et les rhizomes de zostères constituent une partie de leur alimentation. Les cygnes (*Cygnus* spp.) et principalement les bernaches (*Branta* spp.) occasionnent des dégâts considérables du fait de leur nombre (Plus et coll., 2010).
- L'eutrophisation, par augmentation de la charge en nutriments dans l'eau, peut bénéficier aux épiphytes, aux phytoplanctons et aux macros algues, aux dépens de la croissance des herbiers. Dans le bassin d'Arcachon, les apports d'eau douce par les rivières représentent une majeure partie de l'apport en nutriments. Malgré tout, le bassin d'Arcachon est classé dans les systèmes à production primaire faible à modérer (Glé et coll., 2008).
- La présence de molécules polluantes d'origine agricole (pesticides) ou nautique (peinture des coques de bateaux) (Auby, 2007). Par ailleurs, une fois dans le bassin, les contaminants ont tendance à stagner en raison des temps de résidence élevés des eaux (Plus, 2006).

Récemment, un des principaux organismes de gestion du bassin (SIBA) a exprimé le besoin grandissant de connaissances sur les conséquences de la régression des herbiers sur la dynamique sédimentaire du bassin d'Arcachon. En effet, la présence d'herbiers est intimement liée à la dynamique sédimentaire, non seulement parce que le fond sédimentaire constitue le substrat sur lequel se développent les zostères, mais aussi parce que la turbidité, liée à l'érosion des estrans, influe sur leur développement. Il est donc primordial de connaître et de quantifier les processus hydrodynamiques en jeu, pour savoir si un lien existe entre l'envasement des chenaux et la régression des surfaces d'herbiers dans le bassin.

Le projet EMPHASE (Étude Multi-échelles des Interactions Physiques des Herbiers des zones découvrantes avec l'hydrodynamique sédimentaire littorale) a pour objectif de déterminer et modéliser le rôle des herbiers de zostères sur la dynamique sédimentaire du bassin d'Arcachon (thèse F. Ganthy, en cours). Rattaché à ce projet, mon stage aura consisté à observer et quantifier, à partir de mesures in situ, les interactions entre herbiers de zostères et la dynamique sédimentaire.

1. Interactions entre herbiers et processus sédimentaires

1.1. État de l'art

▪ Généralités

Les zostères (*Zostera* spp.) sont des phanérogames marines (végétaux possédant des fleurs et des graines) qui se développent en zone intertidale et subtidale sur des sédiments sablo-vaseux à vaseux. Elles possèdent un rhizome qui croît sous la surface du sédiment et à partir duquel poussent des racines et des faisceaux de feuilles (de 3 à 7) en forme de ruban d'une longueur allant de 10 à 50 cm et d'une largeur d'environ 3 mm selon les espèces. Elles peuvent être vivaces ou annuelles et se reproduisent la majorité du temps de manière asexuée par multiplication végétative (croissance clonale). Pour leur bon développement, les herbiers nécessitent une eau peu turbide (facilitant la pénétration de la lumière nécessaire à leur croissance) et une concentration en nutriments assez faible. Des variations rapides dans la température, la turbidité ou la salinité mettent les herbiers en état de stress les exposant à des disparitions massives.



Figure 1 : Photo de zostères naines (*Zostera noltii*) par A. Mrkvicka.

▪ La population du bassin d'Arcachon

D'après Auby et coll. (1996), les zostères naines (*Zostera noltii*) et les zostères marines (*Zostera marina*) représentent respectivement 90 % et 10 % des espèces de phanérogames marines constituant les herbiers du bassin. La suite de cette sous-partie ne concerna donc que l'espèce *Z. noltii*. Couvrant une superficie de 70 km², elles sont réparties entre +0,3 et +3,1 m par rapport au zéro hydrographique, équivalent à des durées moyennes d'émersion journalières comprises entre 3 h et 15 h 30 (Auby, 1991). La courbe de croissance de l'espèce naine décrit une tendance unimodale (espèce annuelle) avec une régénérescence à la fin du printemps et une dégénérescence au début de l'hiver (Auby, 1996 ; Ribaud, 2010). La longueur maximale des pousses est atteinte en fin d'été (août) et, la longueur minimale au printemps (février). L'étude conduite par C. Ribaud (2010) à Arcachon montre des différences significatives, soit de croissance, soit de caractéristiques structurelles entre les plantes selon le niveau bathymétrique auquel elles se développent. Ainsi, les zostères présentent une grande plasticité phénotypique qui se manifeste par des changements de morphologie (longueur des feuilles, longueur et diamètre des entrenœuds) pour faire face aux variations des conditions environnementales (Peralta et coll., 2000). Cette plasticité a également été observée par Van Lent et coll. (1991) à travers

la relation entre la morphologie des feuilles et leur niveau bathymétrique, dans laquelle les feuilles de *Z. noltii* en eaux peu profondes sont plus courtes et étroites que celles des plantes situées plus bas.

- Interaction herbiers et processus hydrosédimentaires

En absence de végétation, les vitesses du courant présentent un profil logarithmique avec une réduction de la vitesse dans la couche limite à l'approche du substrat (Gacia et coll., 2001). Lorsque les herbiers sont présents dans des environnements dominés par la marée (courant unidirectionnel), les feuilles se courbent selon la direction du courant formant un environnement relativement fermé dans la canopée et dans lequel le courant est diminué (Koch, 1993). L'allure du profil de vitesse s'en trouve modifiée (Fonseca & Fischer, 1986 ; van Keulen, 1997 ; Neumeier, 2007) et peut se subdiviser en trois parties en partant du fond vers la surface. Dans la partie basse du profil, au sein de la canopée, les vitesses sont fortement diminuées. En remontant vers la surface, on observe une zone d'accélération des courants juste au-dessus de la canopée (Fonseca & Koehl, 2005). L'herbier se comporte alors comme un obstacle qui dévie les courants sur les côtés et au-dessus de l'herbier formant un "skimming flow" (ou "courant d'écumage"), typique des végétations submergées (Backhaus et Verduin, 2008 ; Fonseca & Bell, 1998 ; Madsen et coll., 2001 ; van Keulen & Borowitzka, 2002). Enfin, lorsque la hauteur d'eau est suffisante par rapport à la hauteur de canopée, on peut avoir sur le haut du profil une zone d'écoulement libre où la vitesse est constante (Neumeier, 2007).

La mise en place du "skimming flow" a lieu, lorsque le profil de vitesse est bien établi et que la hauteur d'eau est au moins dix fois supérieure à la hauteur de l'herbier pour des régimes d'écoulement supérieur à 2 cm.s^{-1} (Neumeier et Amos, 2006). Ce phénomène s'amplifie avec l'augmentation de la vitesse du courant (Backhaus & Verduin, 2008) et s'accompagne d'une zone de forte turbulence, localisée à sa base. Dans la canopée, la vitesse et la turbulence sont faibles (Koch & Gust, 1999) et la turbulence sera principalement influencée par les caractéristiques de la végétation (Neumeier, 2007). En effet, elle sera plus ou moins réduite selon la densité de plantes et selon les caractéristiques morphologiques de l'espèce (Madsen et coll., 2001). Ainsi, sur certains profils de vitesse une seconde zone d'accélération peut apparaître vers le fond et est appelée « Second Maximum de Vitesse » (SVM) (Neumeier, 2007). Par exemple, les posidonies (*Posidonia oceanica*) présentent des feuilles de forme régulière, ayant la même largeur de la base de la feuille jusqu'à son sommet permettant une réduction uniforme de la vitesse sur toute la hauteur de l'herbier. À l'inverse, pour l'espèce *Amphibolis griffithii* et, dans une moindre mesure, pour *Z. noltii* la présence d'une tige émergente cerclée d'une gaine crée un vide en dessous de la canopée qui peut engendrer la formation d'un SVM. Cependant, la petite taille de *Z. noltii* et sa forte densité de pieds observée en milieu naturel rend l'existence de ce courant relativement rare. Pour *Amphibolis griffithii*, ce courant peut diminuer la capacité de l'herbier à déposer des sédiments et peut avoir une implication importante pour sa stabilité. Malgré la faible hauteur concernée dans cette zone (SVM), elle est néanmoins suffisante pour réduire la remise en suspension des sédiments, sous des conditions météorologiques calmes (Keulen & Borowitzka, 2002).

Les travaux de Widdows et coll. (2008) démontrent également que pour des zostères naines, lorsqu'un courant d'écumage se met en place, on observe une diminution de 40 % de l'écoulement près du fond, mais cela est associé à une multiplication par deux de la contrainte de cisaillement. Cette étude montre aussi le rôle prépondérant de la densité de pousses sur la réduction de l'écoulement près du fond. Les formes des feuilles et la structure de la plante sont les principaux éléments qui détermineront le frottement sur le fond et donc la remise en suspension des sédiments (Koch, 1999). Ainsi, il est très difficile d'effectuer des comparaisons, tant qualitatives que quantitatives, entre différentes espèces.

Connaissant les interactions qui existent entre les herbiers et les courants environnants, on peut à présent détailler leur impact sur la dynamique sédimentaire. Les végétaux influencent la sédimentation de deux manières : (1) en limitant la resuspension due à la dissipation de l'énergie le long de l'herbier et par modification de la turbulence dans la canopée (Gacia et coll., 1999 ; Van Katwijk, 2010) ; et (2) en augmentant la quantité de dépôts primaires captée par les feuilles durant leur croissance. La présence de végétaux modifie la vitesse moyenne de l'écoulement (Gacia et coll., 1999) et l'intensité de la turbulence (Neumeier, 2007), ce qui peut affecter les processus de floculation causant des variations dans le flux de dépôt (Graham & Manning, 2007). En effet, de faibles turbulences favorisent les collisions entre les particules et donc renforcent la chute des sédiments (Braskerud, 2001). La hauteur d'eau qu'occupe la canopée joue également un rôle, mais influence plutôt les frottements entre le courant et la canopée. Même lorsque la hauteur de canopée occupe 20 % de la colonne d'eau, le frottement est encore deux fois plus faible que pour un estran nu (Fonseca & Fisher, 1986). De plus, Ward et coll. (1984) ont démontré que le rapport, entre la taille de la végétation et la hauteur d'eau au-dessus de la canopée, peut modifier les tendances au dépôt ou à la remise en suspension des sédiments. Ainsi, lorsque le ratio (hauteur moyenne des zostères)/(hauteur d'eau) est élevé, voire proche de 1, le bilan dépôt-érosion s'oriente vers le dépôt et lorsque le ratio devient petit, la remise en suspension augmente.

Plusieurs études reconnaissent les capacités des herbiers à limiter l'érosion (Fonseca et Koehl, 2006 ; Thompson et al., 2004) et à accroître le taux d'accrétion des sédiments (Bos et coll., 2007 ; Gacia et coll., 1999). Des études récentes ont révélé qu'à l'année, les zones d'herbiers intertidaux peuvent atteindre une accrétion sédimentaire allant de 5 à 7 mm (Bos et coll., 2007) et 10 à 32 mm (Ganthly et coll., 2011) durant la saison de croissance des plantes et selon le site étudié. Ce taux d'accrétion augmente selon la densité de population des plantes et la charge en sédiments dans la colonne d'eau. De plus, les herbiers vont accélérer la chute des sédiments fins qui nécessitent des conditions hydrodynamiques calmes. La fraction de sédiments fins, observée à la base des plantes, est donc le résultat et non la cause de la présence des herbiers (Bos et coll., 2007). Cependant, contrairement aux espèces pérennes, les espèces annuelles telles que les zostères naines, perdent leurs feuilles en hiver favorisant ainsi la remise en suspension d'une partie des sédiments accumulés pendant la saison de croissance (Bos et coll., 2007). L'impact des zostères naines sur les courants près du fond et la remise

en suspension des sédiments va donc varier selon les saisons, à cause de la dégénérescence des feuilles durant l'hiver, et de leur croissance printanière (Soissons, 2010). Néanmoins, le maintien des racines en hiver permet de limiter cette remise en suspension.

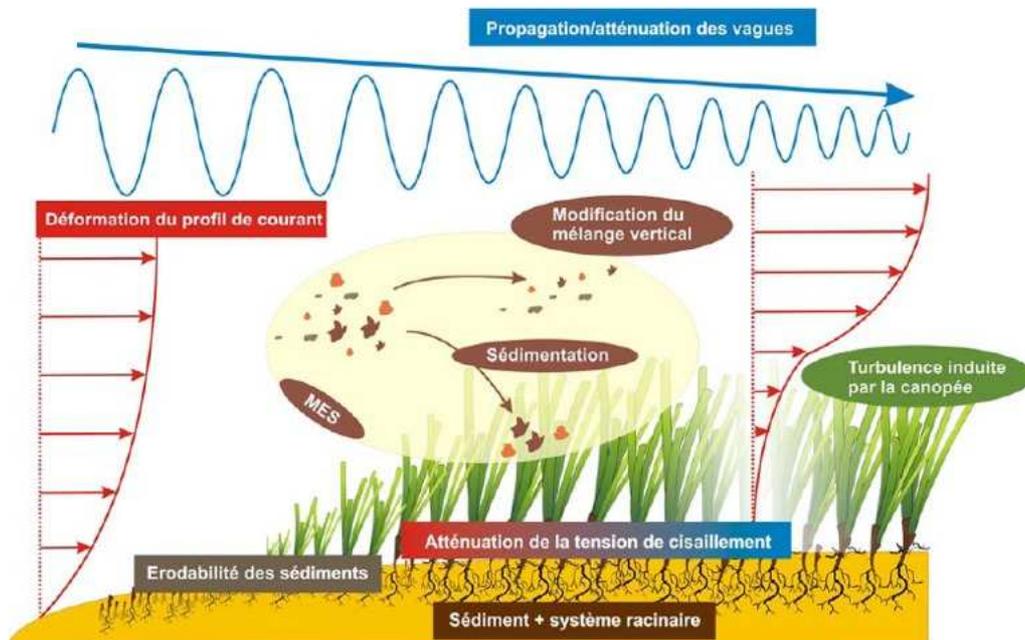


Figure 2 : Schéma synthétique des interactions entre herbiers et processus hydrosédimentaires

1.2. Enjeux et objectifs

Actuellement, les connaissances sur les processus interagissant entre les herbiers, l'hydrodynamisme et la dynamique sédimentaire sont bien renseignées. Néanmoins, des zones d'ombres subsistent quant à leur quantification, en particulier pour les zostères naines qui sont assez peu étudiées, du fait de leur petite taille. Cette étude présente donc un intérêt double, puisqu'elle permettra également de quantifier l'impact spécifique de l'espèce *Z. noltii* sur la dynamique sédimentaire dans des eaux peu turbides. Pour ce faire, une stratégie combinant des expérimentations en canal et des mesures in situ sur un estran atelier ont été mises en œuvre. Le présent rapport ne concernera que la partie des mesures in situ. Plusieurs campagnes de mesures in situ à haute fréquence ont été réalisées en 2009 et 2010 sur la lagune d'Arcachon, afin d'enregistrer les principaux paramètres hydrodynamiques et sédimentaires de l'échelle tidale semi-diurne à l'échelle semi-lunaire, et pour différentes configurations contrastées de la croissance des herbiers. Leur analyse permettra d'intercomparer les différentes sources d'observations, pour mieux comprendre l'influence des zostères naines sur la dynamique sédimentaire, mais également d'évaluer la faisabilité d'un transfert d'échelle entre les mécanismes observés en canal et ceux observés in situ.

2. Matériel et méthodes

2.1. Localisation du site d'étude

Le bassin d'Arcachon est une lagune d'une surface d'environ 174 km² de forme triangulaire, dont le côté Ouest est le « Cap Ferret », une flèche sableuse composée de dunes éoliennes et façonnée par la dérive littorale, qui joue le rôle de barrière naturelle entre l'océan Atlantique et le bassin. La connexion entre ces derniers se fait par un système de passes situées au Sud-ouest du bassin. Au sein de la lagune, le platier intertidal est composé d'estrans vaseux et de marais qui recouvrent 75 % de la superficie totale à marée basse (Féniès, 1998). Les apports d'eau douce et de sédiments terrigènes, proviennent principalement du drainage du bassin versant et de la rivière Leyre, qui a formé un delta à l'extrémité sud-est du bassin (Cayocca, 1996). Les forçages agissant dans la lagune sont la marée et le vent, qui crée du clapot, alors que la houle a une action limitée uniquement à l'entrée de la lagune. La marée, composante hydrodynamique majeure au sein du bassin, a un cycle semi-diurne avec des marnages allant de 0,8 m (mortes-eaux) à 4,6 m (vives-eaux), classant la lagune comme « mésotidale ». La progression de l'onde de marée au flot, de même qu'au jusant, se fait de façon homogène sur tout le front de marée (Plus et coll., 2009). Sur l'ensemble du bassin, on peut observer une asymétrie tidale, plus ou moins marquée selon le coefficient de la marée, caractérisée par un jusant plus court, mais avec des vitesses plus élevées (L'Yavanc, 1995 ; Plus et coll., 2009). Le vent génère du clapot pouvant atteindre 1 m, en cas de tempête, et apparaît donc comme un forçage significatif (Amouric, 2007). L'impact du clapot dépendra de la marée et du vent puisqu'avec de faibles hauteurs d'eau, le fetch sera fortement réduit. Une étude menée par Rambert (2008), sur un estran nu, a montré que les contraintes de cisaillement liées au clapot induisent une érosion centimétrique tandis que les courants tidaux provoquaient une érosion millimétrique. Enfin, la houle a une action limitée à l'entrée de la baie au niveau du système de double passe. Son influence au sein même de la baie est considérée comme négligeable et ne sera pas abordée dans ce rapport.

Les deux sites étudiés se situent au centre du bassin. Les données récoltées rassemblent des mesures issues d'un estran nu que l'on nommera Germ 04 et d'un estran où se développent des herbiers à zostères, Germ 01 (Fig.3). Ces sites sont distants de 171 m et situés entre 1,5 et 2 m au-dessus du niveau marin. Ils sont également bordés par deux chenaux : le point Germ 04 étant situé à proximité (46 m à marée basse) de l'un d'eux, tandis que Germ 01 est localisé plus au centre de l'estran. Le site végétalisé a été sélectionné pour la relative stabilité de son herbier durant l'année et pour sa continuité dans l'espace.

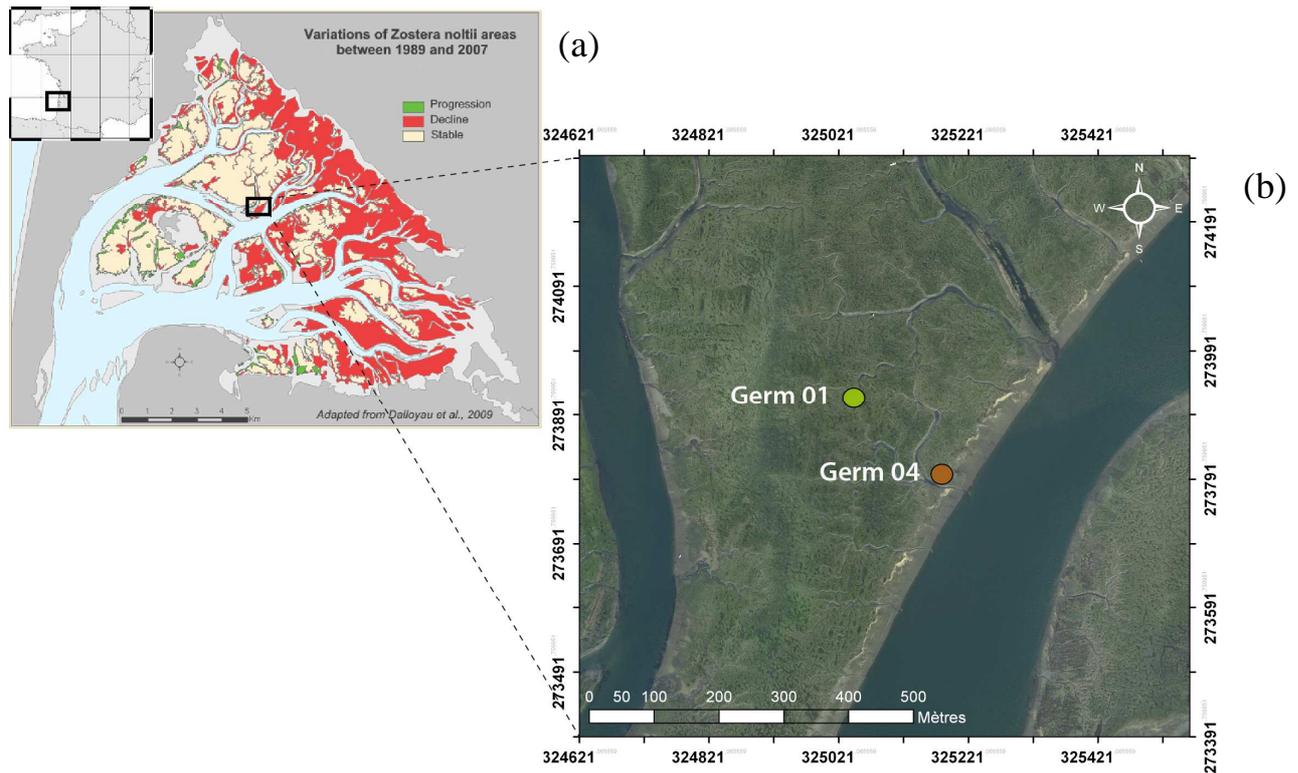


Figure 3 : Schéma de localisation du bassin d’Arcachon (a) et de l’emplacement des sites étudiés (b)

2.2. Stratégie d’observation

Un large panel d’instruments a été déployé sur ces sites afin de réaliser un suivi exhaustif des estrans. Dans le cas de notre étude, trois cycles vives-eaux/mortes-eaux (15 jours) ont été choisis pour quantifier les variations haute fréquence des processus hydrosédimentaires à différents stades de croissance de l’herbier. Ainsi, les campagnes se sont déroulées durant les mois d’août 2009, janvier 2010 et juin 2010. De plus, le déploiement de plusieurs types d’instruments a permis d’évaluer les réponses respectives aux changements de concentration de particules en suspension. Les instruments qui ont été utilisés sont les suivants :

- Deux courantomètres profileurs acoustiques haute résolution (ADCP = **A**coustic **D**oppler **C**urrent **P**rofiler), positionnés sur Germ 01 et Germ 04, afin de déterminer les profils de vitesses dans la colonne d’eau. Lorsque l’ADCP mesure, il segmente la colonne d’eau en plusieurs cellules, au sein desquelles il calcule la vitesse. Tous les ADCP sont utilisés en mode haute-résolution ce qui permet d’avoir des mesures dans les premiers centimètres avec des cellules de 1 cm de hauteur. Seul l’ADCP du site Germ 04 en août ne possédait pas cette option de résolution caractérisée par une première cellule de 32 cm de haut.

Principe : L'ADCP envoie une onde acoustique qui est atténuée au cours de sa propagation dans la colonne d'eau et est rétrodiffusée par les particules en suspension, mais également le plancton, les bulles en surface, etc. Pour calculer la vitesse du courant, l'ADCP utilise l'effet Doppler. L'ADCP émet un son à une fréquence fixée, et il « écoute » les échos renvoyés par les rétrodiffuseurs dans l'eau (particules, plancton, etc.). Si les rétrodiffuseurs se déplacent, ils créent un retard de phase dans la propagation de l'écho revenant vers le transducteur. C'est ce retard, correspondant à un changement de distance appelé « effet Doppler », qui permet le calcul de la vitesse à laquelle se déplaçaient les particules. Les ADCP ont été disposés de manière à ce que les transducteurs mesurent vers le haut. Les fréquences d'échantillonnage sont répertoriées avec celles des autres instruments dans le tableau 1.

- Quatre courantomètres ponctuels haute fréquence (ADV = Acoustic Doppler Velocimeter), soit deux par site (Germ 01 et Germ 04). Sur chaque site, les ADV sont disposés à des hauteurs différentes (5 et 20 cm) afin d'avoir des mesures ponctuelles de vitesse proche du substrat et d'autres toujours au-dessus de la hauteur maximale de l'herbier. Ils sont également équipés d'un capteur de pression qui mesure les hauteurs d'eau et les hauteurs de vagues.

Principe : Les mesures de vitesse reposent sur le même principe (effet Doppler) que celui de l'ADCP. L'émetteur envoie une brève impulsion sonore de fréquence connue et détermine l'intensité du signal rétrodiffusé. L'appareil se compose d'une cellule émettrice centrale et de trois cellules réceptrices montées sur des bras courts et disposées à 120° les unes par rapport aux autres. Cette configuration permet ainsi une mesure précise et non intrusive, dans un petit volume d'eau, des vitesses du courant et de leurs composantes directionnelles (u , v et w) (Pope et coll., 2006). À partir de ces vitesses, des données haute-fréquence de turbulence seront calculées. Pour limiter les interférences avec les feuilles de zostères lors de la mesure, celles-ci ont été coupées sur un rayon d'environ 12 cm sous le capteur.

- Neuf turbidimètres optiques conçus pour mesurer de manière indirecte la concentration de particules en suspension dans la colonne d'eau. Pour avoir une quantification en $g.L^{-1}$, les turbidimètres ont été calibrés en laboratoire avant mon arrivée. Ces appareils se composent d'une diode émettrice, de capteurs et d'une partie de traitement des données acquises.

Principe : La diode émet un faisceau lumineux qui, en diffusant dans l'eau, rencontre des obstacles, tels que des particules organiques ou minérales. La lumière est soit absorbée, soit réfractée par ces particules. Le taux de lumière reçu est directement proportionnel à la concentration volumique en particules et sera fonction de leurs tailles et de leurs natures. Les réponses du signal émis sont de ce fait spécifiques à chaque instrument. Un schéma décrivant l'emplacement des appareils durant les campagnes de mesures est disponible à l'annexe n°1.

- Deux systèmes ALTUS (ALTimètre à Ultrasons Submersible) pour le suivi annuel des estrans. Ils sont basés sur le principe d'un échosondeur classique permettant une quantification précise (d'ordre millimétrique) des dépôts ou érosions liés à une étale de marée (Bassoulet et coll., 2010). Le transducteur est fixé sur une structure en tripode et joue le rôle de transmetteur et de récepteur. La précision de la mesure est de 2 mm, pour une distance transducteur/substrat de 20 à 70 cm, avec une résolution de 0,46 mm.

Principe : les appareils ALTUS sont capables d'enregistrer quatre signaux simultanément avec des seuils différents selon l'énergie acoustique reçue. Les seuils ont été fixés à 75, 35, 17 et 10 % de l'énergie acoustique reçue, mais seuls le premier et le dernier seuil ont été utilisés. L'utilisation de plusieurs seuils peut nous renseigner sur la nature du lit et dans notre cas sur la présence d'herbier ou non. En effet, les feuilles des zostères peuvent jouer le rôle de réflecteur avec un signal acoustique caractéristique permettant le calcul de la canopée en temps réel (Ganthy et coll., en révision).

	Instruments	Localisation	Fréquence d'échantillonnage
TURBIDIMETRES	TROLL 95	Germ 04	1Hz, 20 s toute les 10 min
	TROLL 96	Germ 01	1Hz, 20 s toute les 10 min
	WETLAB 1	Germ 01	1Hz, 20 s toute les 5 min
	WETLAB 2	Germ 04	1Hz, 20 s toute les 5 min
	WETLAB 3	Germ 01	1Hz, 20 s toute les 5 min
	YSI ADV 1	Germ 01	1Hz, 1 min toute les 15 min
	YSI ADV 2	Germ 01	1Hz, 1 min toute les 15 min
	YSI SIBA	Germ 04	1Hz, 1 min toute les 15 min
ADV	AOUT	Germ 01 et 04	8 Hz en continu
	JANVIER	Germ 01 et 04	4 Hz, 512 s toute les 900 s
	JUIN	Germ 01 et 04	4 Hz, 256 s toute les 900 s
ADCP	ADCP	Germ 01 et 04	1 Hz, 1 min toute les 2 min
	ADCP	Germ 01 et 04	1 Hz, 1 min toute les 2 min
	ADCP	Germ 01 et 04	1 Hz, 1 min toute les 2 min
	ADCP	Germ 01 et 04	1 Hz, 1 min toute les 2 min

Tableau 1 : Localisation et fréquence d'échantillonnage des instruments de mesure

- Deux granulomètres laser de type LISST (Laser In Situ Scattering Transmissometry), développé par Sequoia Scientific Inc, qui permettent une mesure in situ des concentrations volumiques et du spectre des tailles de grain.

Principe : Ces granulomètres mesurent l'intensité de la lumière du laser rétrodiffusée à différents angles grâce à une série de détecteurs. Les intensités de lumière réunies par les détecteurs, sont ensuite transformées en concentrations pour chaque classe de particule pouvant aller de 2,5 à 250 μm (LISST 100). Cependant, les populations de particules primaires et les agrégats que l'on peut observer dans les baies ou les estuaires sont plus complexes que l'étude de simples sables (Fugate et coll., 2002). Ainsi, les données obtenues durant nos campagnes de mesure se sont révélées difficilement exploitables en partie du fait de la présence des feuilles de zostères et des entéromorphes.

2.3. Traitement des données

Tous les traitements numériques des données ont été réalisés sous Matlab®. Les premiers traitements, appliqués à tous les instruments, ont consisté à concaténer et filtrer les données pour ne garder que les mesures réalisées en immersion. Nous avons ensuite effectué le calcul des paramètres hydrodynamiques suivant :

- L'énergie cinétique turbulente (**TKE** - Turbulent Kinetic Energy) : Le TKE est le produit de l'intensité absolue des variations de vitesse de la vitesse moyenne (Pope et coll., 2006). Il a été déterminé à partir des mesures ADV et se calcul par la formule suivante :

$$TKE = \frac{1}{2}(\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2})$$

Le TKE s'exprime en $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-2}$ et u' , v' et w' désignent les variations des trois composantes de la vitesse (horizontale, verticale et latérale). Une fois le TKE obtenu, on peut déterminer la contrainte de cisaillement :

$$\tau_{\text{TKE}} = C_{\text{TKE}} \rho \text{TKE}$$

, avec C_{TKE} qui est une constante égale à 0,19 et ρ la densité de l'eau.

- La contrainte de Reynolds : induite par l'action de la turbulence sur l'écoulement moyen et qui s'exprime par la formule :

$$\tau_{\text{Reynolds}} = \rho (\overline{u'w'}^2 + \overline{v'w'}^2)^{0,5}$$

Une fois les paramètres hydrodynamiques calculés, il reste à étudier la turbidité à partir des mesures optiques (turbidimètre) et acoustiques (ADCP et ADV). Le calibrage des turbidimètres et des ADV avait été effectué avant mon arrivée (Bosseboeuf, 2010). Ce calibrage est une étape nécessaire, puisqu'il permet de convertir les données issues des différents appareils sous une même unité : la concentration de matières en suspension (MES). De cette manière, on s'affranchit des caractéristiques propres à chaque instrument (incertitude liée au matériel, unité de mesure, etc.) et l'on peut comparer les données sous une unité ayant une plus grande représentativité physique.

Le calibrage des turbidimètres (Annexe n°2) a permis de convertir les mesures en concentration de particules en suspension (mg.L^{-1}) par la relation suivante :

$$[\text{MES}] = \text{Turbidité} \times a + b$$

Pour les ADV, certains paramètres du signal, tels que l'amplitude et le rapport signal sur bruit (SNR, en dB), peuvent dépendre fortement de la turbidité (Bosseboeuf, 2010). Par conséquent, leur calibrage (Annexe n°2) a été fait avec le rapport signal sur bruit, pour convertir les données en MES en négligeant les pertes par atténuation du signal. La conversion se fait par la formule suivante :

$$[\text{MES}] = 10^{(a \times \log_{10}(\text{SNR}) + b)}$$

Pour l'ADCP, le principe reste le même que pour l'ADV, sauf qu'ici on utilise l'indice de rétrodiffusion du signal. L'onde acoustique émise par l'ADCP est atténuée au cours de sa propagation dans la colonne d'eau et rétrodiffusée par les particules présentes. Le niveau reçu par l'ADCP sera ensuite corrigé des pertes de transmission et normalisé par unité de volume pour permettre le calcul de l'indice de rétrodiffusion : IV (Tessier et coll., 2008). Ainsi, par un simple calibrage empirique, avec des mesures issues de turbidimètres, on peut quantifier les MES par une mesure acoustique. La formule de calcul est la suivante :

$$10 \log_{10} [\text{MES}] = \text{IV} \times a + b$$

3. Résultats

Suite au tri complet des données et des traitements appliqués à chaque instrument, le plan s'est organisé autour des trois paramètres physiques les plus représentatifs des interactions herbiers/processus hydrosédimentaires :

1. La vitesse des courants
2. La turbulence
3. La turbidité

3.1. La vitesse des courants

L'analyse de ce paramètre est primordiale puisqu'il est à l'origine des processus existant entre les herbiers et la dynamique sédimentaire. Selon son intensité et pour un sédiment de granulométrie homogène, les conditions dans l'herbier seront favorables soit à l'érosion, soit au dépôt. Obtenue grâce aux mesures directes des ADV et des ADCP, l'analyse des vitesses va permettre de comprendre et de visualiser l'impact des courants tidaux et des vagues durant nos périodes de mesures.

▪ Mesures ADV

Sur une marée, les vitesses mesurées par l'ADV du haut, à 20 cm, indiquent une augmentation du courant au début du flot (jusqu'à $0,23 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en janvier) et des courants de jusant plus fort (fig.4). Ces vitesses, mesurées à 20 cm au-dessus du fond, sont constamment au-dessus de la canopée des herbiers. Sur l'ensemble des campagnes, les vitesses ont tendance à diminuer avec la croissance des herbiers et à montrer des variations secondaires (en août). Cependant, il y a peu de différences entre l'intensité des vitesses mesurées au mois de juin et celles mesurées au mois d'août.

Afin de mieux exploiter les données issues du courantomètre ponctuel proche du sédiment (ADV bas, 5,3 cm), nous avons créé une routine sur Matlab qui permet de différencier les vitesses mesurées dans et au-dessus de la canopée de l'herbier (hauteur mesurée par l'ALTUS). Ainsi, on remarque l'absence de mesures dans l'herbier en février (herbiers présent mais à une hauteur très petite) avec uniquement des mesures faites dans l'eau libre. À l'inverse, en août quand l'herbier a atteint son développement maximal, la vitesse est constamment mesurée dans la canopée. Pour le mois de juin, l'herbier est en cours de développement et n'a pas encore atteint sa taille maximale. Ainsi, on alterne avec des phases de mesure dans et au-dessus de la canopée. On s'aperçoit d'ailleurs que les phases de mesures dans l'eau correspondent au mi-flot et au jusant, soit des périodes de grandes vitesses. Pour les différentes campagnes, l'intensité des vitesses diminue avec la croissance de l'herbier et varie moins au cours

d'une marée. Ainsi, en fin de jusant pour le mois de février, on atteint des vitesses de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ alors qu'en août on ne dépasse qu'occasionnellement les $0,1 \text{ m.s}^{-1}$.

Les vitesses mesurées par l'ADV du haut et du bas sont également différentes au cours de l'année. En février elles sont assez similaires hormis pour le jusant, durant lequel, les courants sont plus faibles à l'approche du fond. En juin et en août les écarts de vitesses entre les deux ADV augmentent nettement et peuvent atteindre $0,2 \text{ m.s}^{-1}$ (Marée 1 en août).

▪ Mesures ADCP

Afin de s'assurer que le jeu de données obtenu par l'ADCP était cohérent, les vitesses mesurées sur Germ 01 ont été comparées à celles des ADV (haut et bas) dans des conditions variables (fig.5). Le mois de février a été choisi car il correspond à une période de coefficients de marée « extrêmes » avec les plus faibles mortes-eaux et les plus fortes vives-eaux. On constate qu'à la hauteur de l'ADV du haut (20 cm), les vitesses mesurées par l'ADCP et l'ADV sont similaires, avec toutefois, une légère tendance de l'ADCP à surestimer les vitesses au début du flot et jusqu'à mi-jusant. En mortes-eaux, les écarts de vitesse au jusant semblent beaucoup moins marqués voir inexistants (marées du 6 Févr.). Néanmoins, l'ADCP surestime plus la vitesse aux étales de mortes-eaux. Pour l'ensemble des marées, les vitesses du jusant sont plus élevées que celles du flot et dépassent aisément les 20 cm.s^{-1} (ADV haut).

Pour les vitesses mesurées à 10 cm de haut, l'ADCP révèle des valeurs faibles et assez constantes ($< 0,03 \text{ m.s}^{-1}$). Les données ont été sélectionnées à cette hauteur, et non à 5,3 cm (hauteur ADV bas), car le socle de l'ADCP dépasse de 7 cm du sol et la première cellule de mesure (2 cm de hauteur) n'est pas exploitable, pour des raisons techniques intrinsèques à l'utilisation du mode haute fréquence. La comparaison des deux instruments était donc difficilement exploitable puisque les hauteurs de mesure variaient du simple au double. Malgré cette différence, l'ADCP mesure des vitesses incohérentes dues à la présence physique des transducteurs qui ralentissent l'écoulement dans les premiers centimètres de la mesure. Pour l'ADV du bas, les différences de vitesses entre les phases tidales sont moins perceptibles, mais pour l'ADCP (20 cm), comme pour les ADV, le phénomène d'asymétrie tidale reste malgré tout observable. En revanche, la symétrie des vitesses en vives-eaux, indiquée par d'autres auteurs (L'Yavanc, 1995 ; Plus et coll., 2006), n'est pas observée démontrant des différences à l'échelle locale.

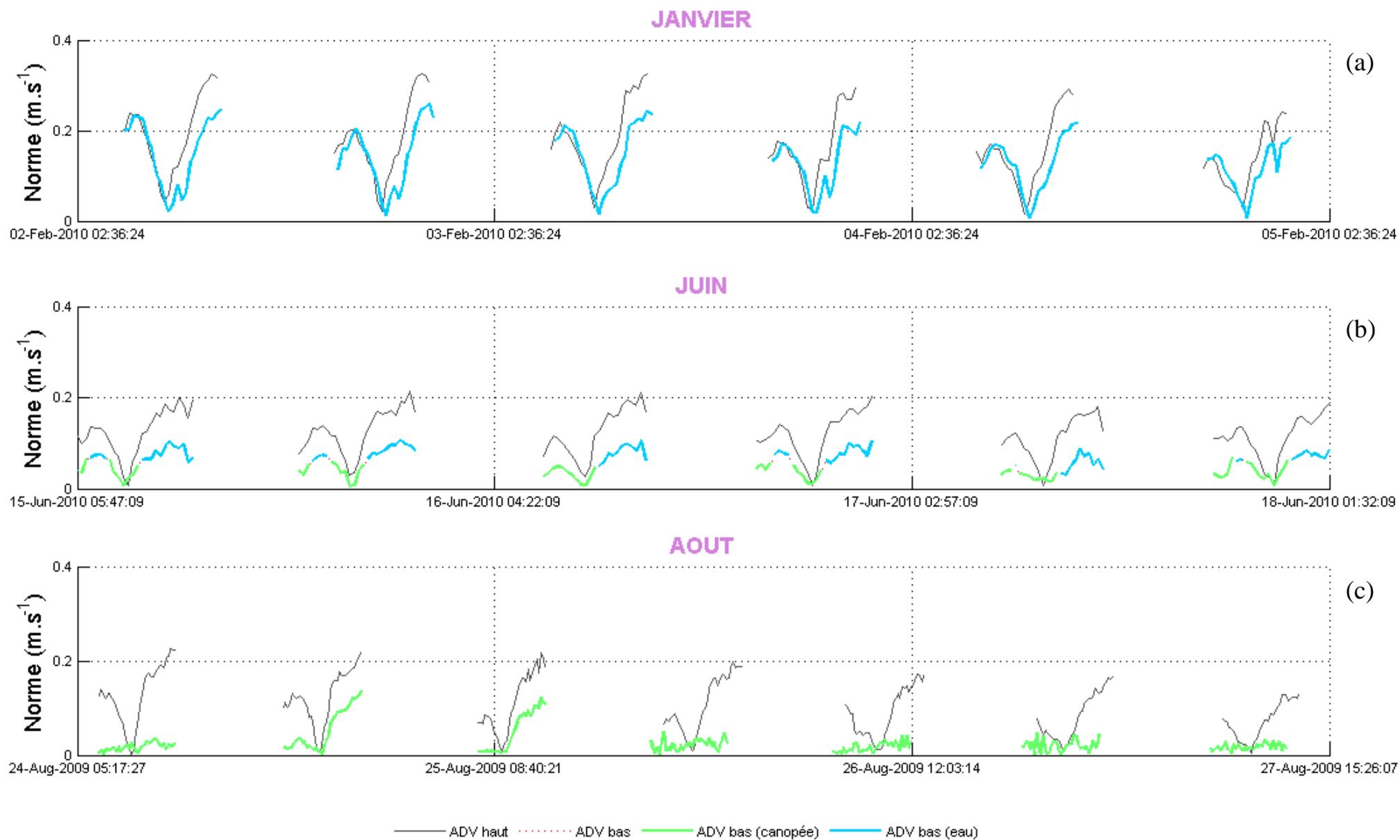


Figure 4 : Vitesse du courant mesurée à 20 cm (ADV haut) et à 5 cm (ADV bas) du substrat en janvier (a), juin (b) et août (c).

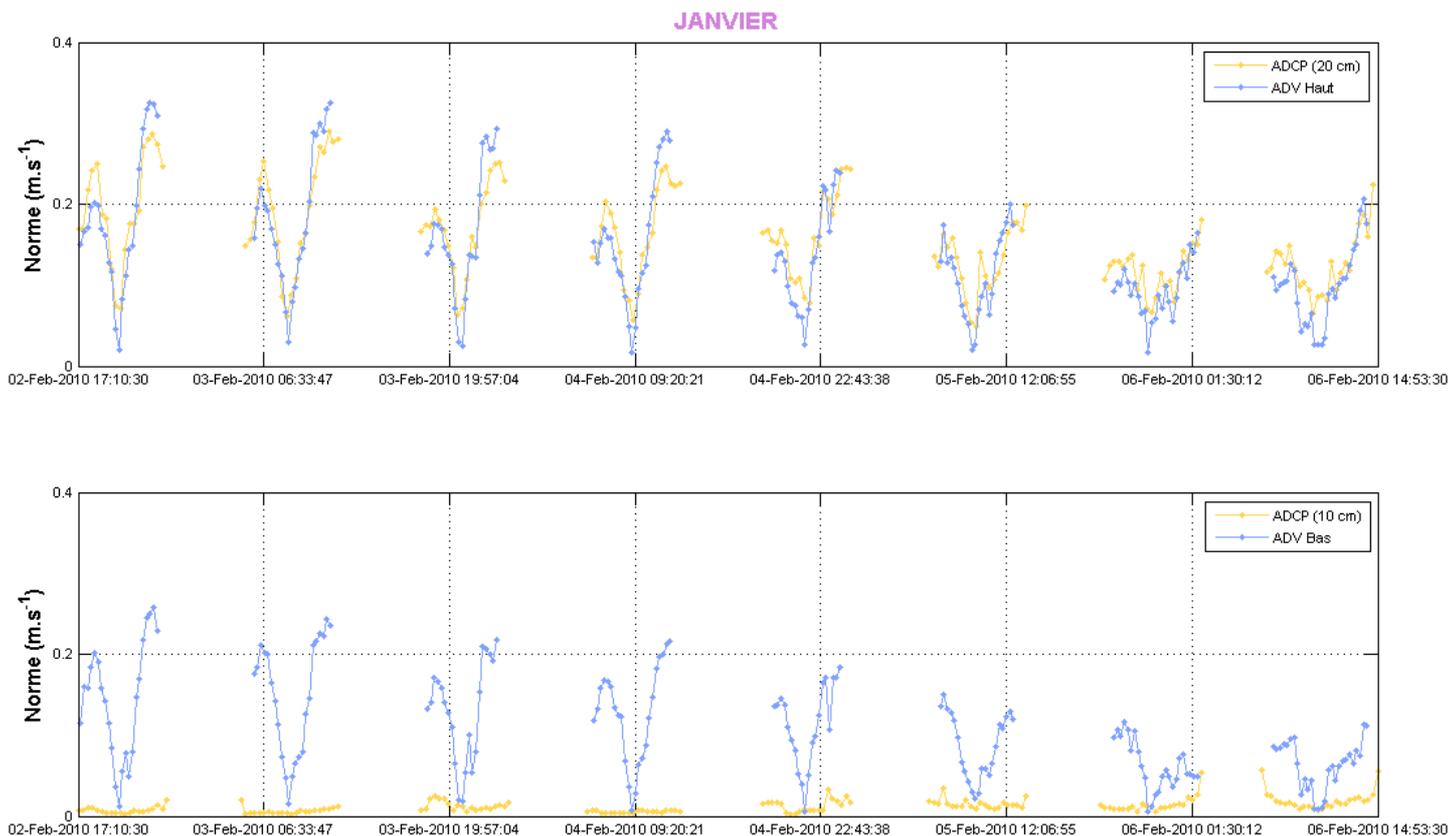


Figure 5 : Vitesses du courant mesurées par l'ADCP et les ADV (haut et bas) à 20 cm (a) et 5 cm (b).

L'analyse de la figure 5, nous a permis de valider les mesures de l'ADCP, du moins à hauteur de l'ADV du haut. La figure 6 présente les résultats obtenus par l'ADCP sur l'ensemble de la colonne d'eau pour les deux sites sur une marée (26 juin). Afin de mieux visualiser ces résultats, les vitesses ont été moyennées sur une période de 10 minutes. Au sein du cycle de marée, les vitesses (figures en haut) sur Germ 01 sont faibles au flot et varient autour des 0, 1 m.s^{-1} , puis, elles augmentent au jusant (0,2 à 0,3 m.s^{-1}). Pour le site Germ 04, les vitesses sont fortes au début du flot (entre 0,2 et 0,3 m.s^{-1}) dans les ordres de grandeur de celles observées au jusant sur Germ 01. À mi-flot, les vitesses redeviennent plus faibles et varient entre 0,1 et 0,2 m.s^{-1} . Ensuite à l'étale, les vitesses sont très faibles (0,05 m.s^{-1}), puis, on observe à nouveau des vitesses plus élevées au jusant (0,3 m.s^{-1}) confirmant l'asymétrie tidale évoquée précédemment.

Pour les deux figures, une ligne sans valeurs vient interrompre les profils ADCP vers 31 cm. Cette ligne correspond à une zone « blanche » dans laquelle l'appareil est incapable de fournir des mesures cohérentes. La ligne suivante (au-dessus) présente des valeurs de vitesses anormalement élevées par rapport à ce que l'on devrait observer. Cette anomalie s'observait également sur les profils de vitesse (figures du bas), caractérisés par un pic de vitesse à 0,3 m.s^{-1} (à 32 cm) que l'on a supprimé pour ne pas fausser nos interprétations. Les profils de vitesses correspondent à 6 instants de la marée (indiqués par les flèches rouges), pour lesquels, on détaille la structure verticale du courant.

Le site Germ 4 présente des profils de vitesse beaucoup plus développés que ceux de Germ 1 au même instant. Ils sont caractérisés par des hauteurs d'eau plus grandes (environ 2 m contre 1,5 m pour Germ 1 à la pleine mer) et sont recouverts plus rapidement (décalage de 1 h entre les deux sites). Malgré la distance qui sépare les deux sites, leurs profils au-dessus de la canopée sont très similaires. Pour le profil 2, les vitesses sur les deux sites sont plus élevées dans la partie supérieure de la colonne d'eau et reste assez linéaire jusqu'à 45 cm au-dessus du fond. Pour les profils suivants, les vitesses commencent à diminuer dès la partie supérieure de la colonne d'eau jusqu'à 30 cm où elles chutent brusquement avec une allure logarithmique. La zone inférieure de la colonne d'eau est la plus intéressante pour nous, puisqu'elle correspond à la zone proche du sommet de la canopée, et permet ainsi, d'observer les changements de vitesse dans cette zone. Entre 8 et 30 cm, les vitesses sont plus élevées sur Germ 01 pour chacun des profils. Ceci est peu évident au mi-jusant, mais devient très significatif au flot (3 premiers profils) et en fin de jusant, où l'on observe des vitesses plus importantes ($0,1 \text{ m.s}^{-1}$) sur Germ 01.

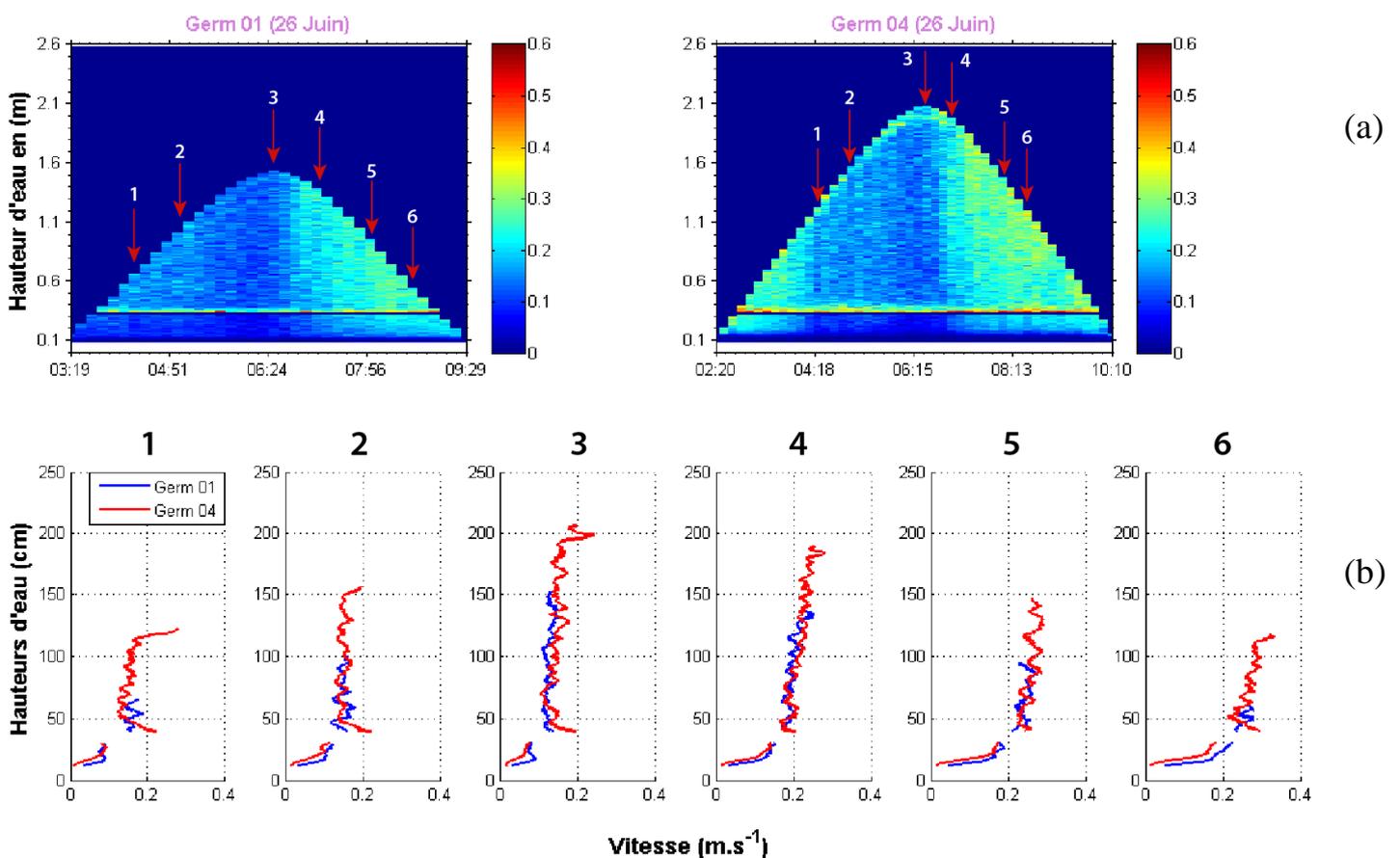


Figure 6 : Comparaison des vitesses mesurées entre Germ 01 et Germ 04 par l'ADCP sur la hauteur d'eau (a) et les profils de vitesses aux temps correspondants aux flèches rouges (b).

La turbulence

Les données présentées en figure 7 proviennent des mesures de l'ADV du haut uniquement pour le site Germ 01. Nous avons voulu quantifier l'impact des vagues, selon la saison, pour 3 contraintes de cisaillement : τ_{Reynolds} , τ_{TKE} et τ_{TKE} filtré des vagues. Les valeurs des contraintes ont été sélectionnées sur une marée avec et sans vagues. Le choix des marées a été la principale difficulté, en raison d'un bruit important pour de nombreuses marées. Le signal devait être propre (pas le cas pour l'ADV du bas) et les marées devaient présenter des hauteurs d'eau similaires et des hauteurs de vagues significatives. Les hauteurs d'eau (fig.7-a) correspondent à des marées de coefficient 90, sauf pour le 10 juin (coef. 68), et à des hauteurs de vagues avoisinant les 30 cm.

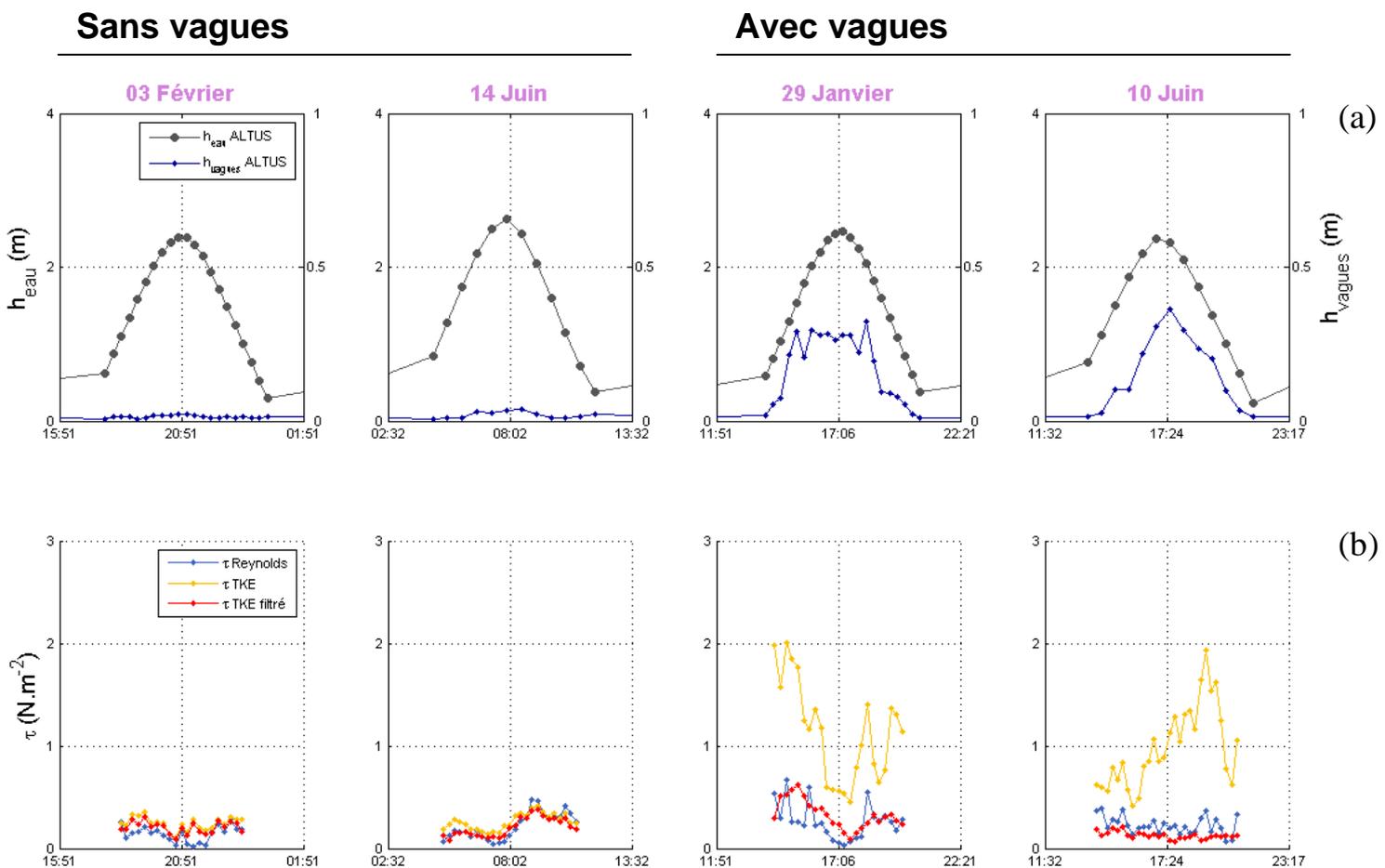


Figure 7 : Hauteurs d'eau et hauteurs des vagues pour différentes marées (a) et les TKE, contraintes de TKE filtrés des vagues et contraintes de Reynolds respectives.

Pour les marées sans vagues en février, les contraintes sont assez faibles et varient, pour τ_{Reynolds} par exemple, entre $0,029 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ (étale) à $0,25 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ (mi-jusant). Cependant, les valeurs de contrainte, calculées à partir du TKE, sont légèrement plus fortes en particulier à l'étale ($0,20 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$). En juin, les contraintes de cisaillement sont du même ordre de grandeur, hormis pour le jusant durant lequel elles varient autour de valeurs plus élevées (environ $0,4 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$) qu'en février. Une augmentation des

contraintes à mi-flot, puis, une baisse à l'étale sont également observables. Les principales différences saisonnières sont dues au tau Reynolds qui a des valeurs plus faibles sur l'ensemble de la marée comme observé par Thompson et coll. (2004).

Pour les marées avec vagues en janvier, on distingue clairement que la contrainte de cisaillement du TKE est plus forte que la contrainte calculée à partir du Reynolds. En effet, la contrainte du TKE présente des valeurs très élevées en début de flot (2 N.m^{-2}) et au mi-jusant ($1,4 \text{ N.m}^{-2}$), soit pour des hauteurs de vagues élevées et des hauteurs d'eau assez faibles ($< 1 \text{ m}$). Effectivement, les hauteurs des vagues restent relativement constante sur la durée de la marée, ainsi lorsque la hauteur d'eau augmente, leur impact sur la contrainte diminue et inversement.

On observe les mêmes variations pour la contrainte de Reynolds, mais avec des valeurs 3 fois plus faibles : $0,67 \text{ N.m}^{-2}$ au début du flot et $0,55 \text{ N.m}^{-2}$ au mi-jusant. Pour la contrainte de cisaillement filtrée des vagues, on obtient des variations similaires, mais dans les ordres de grandeur de la contrainte de Reynolds. En juin, la contrainte de cisaillement (calculée à partir du TKE) est de nouveau élevée lorsque les vagues sont fortes et que la hauteur d'eau diminue. En revanche, la contrainte de Reynolds est généralement constante et avoisine les $0,25 \text{ N.m}^{-2}$. La contrainte (TKE) filtrée des vagues est encore plus constante et présente des valeurs plus faibles comprises entre $0,06$ et $0,17 \text{ N.m}^{-2}$. On peut également ajouter que, pour des conditions hydrodynamiques calmes, les variations saisonnières sont assez faibles sur Germ 01. Seules des contraintes plus élevées au jusant en juin ($0,41 \text{ N.m}^{-2}$ et $0,25 \text{ N.m}^{-2}$ en février) ont été observées.

3.3. La turbidité

Les données de turbidité, sont issues des turbidimètres optiques de meilleure précision que les instruments acoustiques. Pour différencier les concentrations de matières en suspension dues aux vagues de celles dues aux courants, nous avons sélectionné pour chaque saison deux périodes avec et sans vagues. Les périodes dites « sans vagues » ont été fixées à partir d'un seuil de 10 cm au-dessus duquel la hauteur de vague a été considérée comme significative. Ces périodes sont représentées en figure 8. Pour les quatre périodes, les hauteurs d'eau varient entre $1,4$ et 3 m (sans vagues). Les hauteurs de vagues les plus grandes sont observées en Février tandis qu'en juin elles sont deux fois plus faibles (36 cm en février et 17 cm en juin).

L'impact des vagues sur la remise en suspension des sédiments est clair, en particulier pour Germ 04 (fig. 8-a et 9-a). En effet, lorsque les conditions hydrodynamiques sont calmes la turbidité varie entre 10 et 75 Mg/l en février et entre 10 et 40 Mg/l en juin. Pour Germ 01, on ne distingue pas de différences saisonnières marquées et la turbidité avoisine les 20 Mg/l . Dans l'ensemble, les turbidités sont assez faibles ($< 200 \text{ Mg/l}$) pour les deux sites avec, cependant, des concentrations plus élevées sur Germ 04 surtout en hiver.

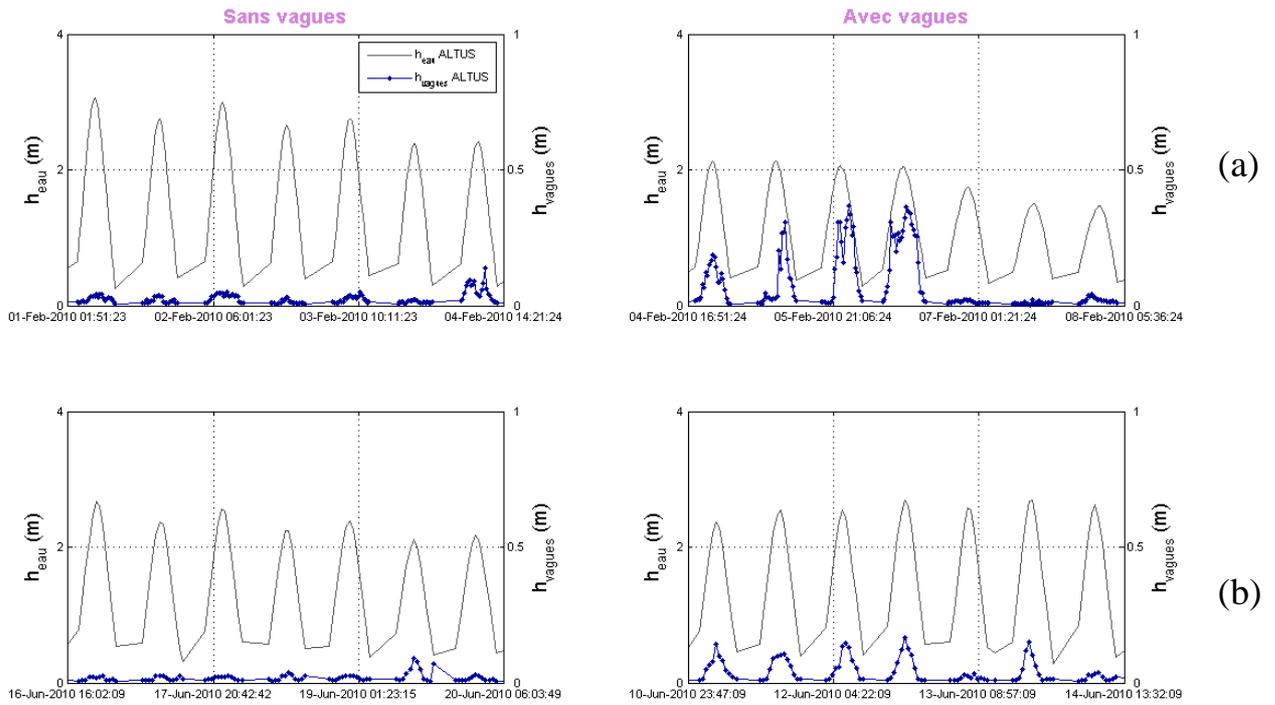


Figure 8 : Comparaison des hauteurs d'eau (m) et de vagues (cm) entre des périodes avec et sans vagues en février (a) et en juin (b).

En présence de vagues, la concentration de matières en suspension devient plus forte sur le site nu, peu importe la saison. En effet, des vagues de 40 cm peuvent engendrer de fortes remises en suspension avec des concentrations supérieures à 150 Mg/l (6 Févr. 2010). Le constat est identique en juin, mais avec, cette fois-ci, des vagues moins hautes et des turbidités plus faibles atteignant tout de même les 100 Mg/l. Pour les sites végétalisés, l'augmentation de la turbidité est faible (février), voire inexistante (juin). Effectivement, le 6 février on perçoit une augmentation des MES avec des concentrations dépassant les 50 Mg/l au flot. En revanche, au mois de juin, les concentrations avoisinent constamment les 25 Mg/l même en présence de vagues.

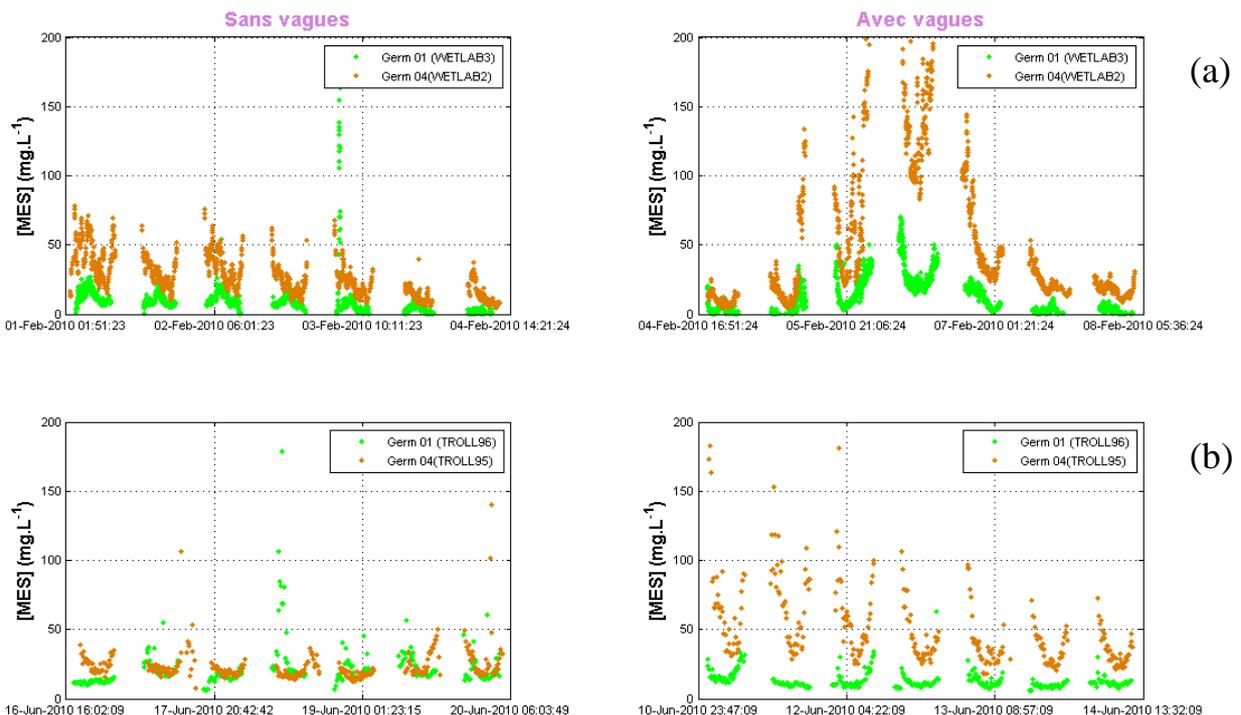


Figure 9 : Comparaison des concentrations de MES entre Germ 01 et Germ 04 en février (a) et en juin (b).

Discussion

Les observations in situ, présentées au chapitre précédent, ont permis de décrire l'évolution des principaux paramètres physiques nécessaires à la compréhension des processus interagissant dans les herbiers de zostères. À présent, nous allons focaliser la discussion sur l'interprétation et l'explication des résultats obtenus. Dans un premier temps, nous reviendrons sur la quantification de la turbidité, paramètre clé dans l'observation de la dynamique sédimentaire. La discussion portera, en particulier, sur la comparaison des mesures obtenues par les différents capteurs optiques et acoustiques. Cette étape nous permettra d'évaluer la capacité des instruments à quantifier ce paramètre et d'expliquer pourquoi les valeurs obtenues peuvent s'avérer différentes. Dans un second temps, nous quantifierons et décrirons en détails l'impact des herbiers sur les processus hydrosédimentaires. Ces résultats seront ensuite comparés aux données de la littérature et aux expérimentations acquises en canal (Soissons, 2010). Cette mise en regard est utile pour comprendre les différences existantes entre les processus observés à l'échelle du canal et ceux observés à l'échelle de l'estran.

4.1. Quantification de la concentration de matières en suspension

La turbidité est un paramètre clé dans nos interprétations de l'effet des herbiers sur la dynamique sédimentaire et doit donc être quantifiée avec précision. Pour cette étude, la turbidité a pu être (1) obtenue par mesure indirecte, grâce aux turbidimètres optiques (TROLL, YSI et WETLABS), et (2) être calculée par calibrage empirique des méthodes acoustiques (ADV et ADCP). Les deux types de sondes utilisées (TROLL et WETLABS) utilisent une technologie équivalente, et ont été calibrées en laboratoire à partir de sédiments prélevés sur site, tout comme les ADV. Seules les mesures ADCP ont été calibrées à partir de mesures optiques sauf l'ADCP et la WETLABS 3 en février sur Germ 01. Ces derniers ont été calibrés à partir du signal de l'ADV, car les mesures de la WETLABS 3 étaient anormalement élevées.

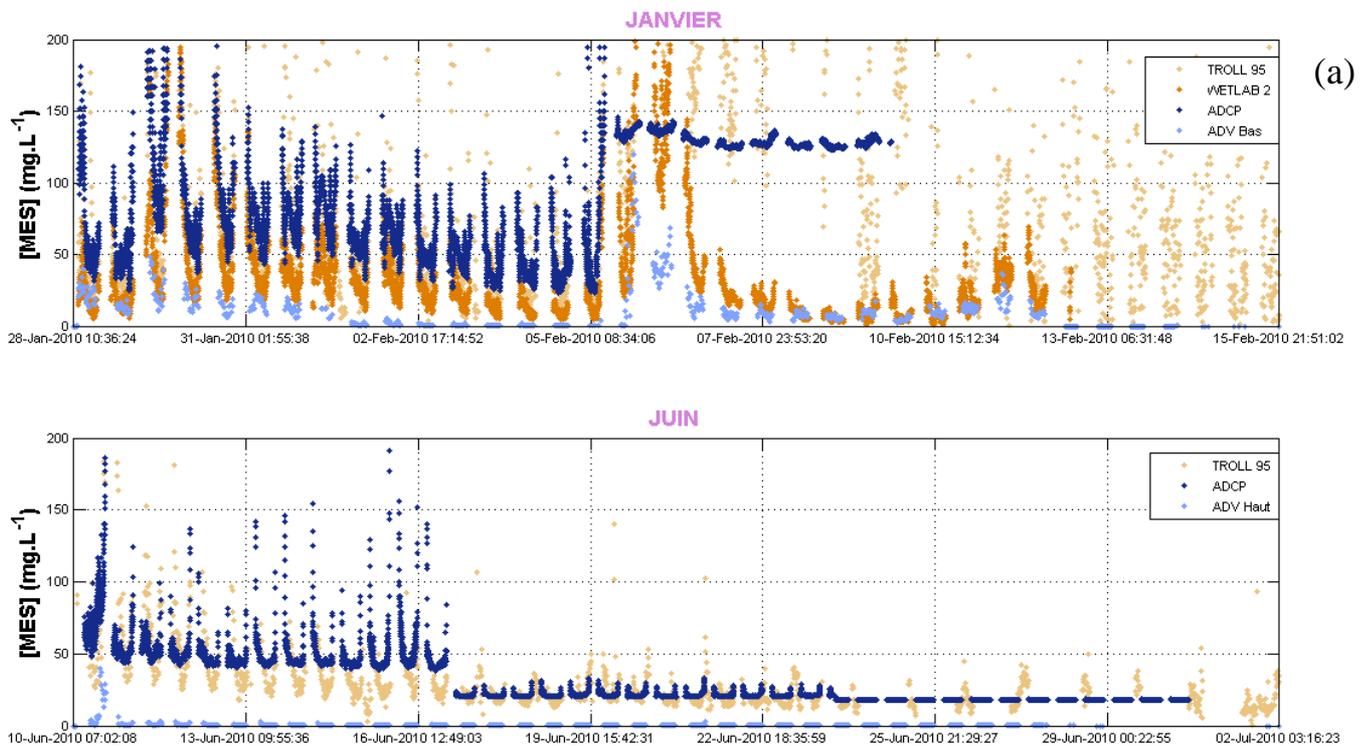
La concentration de matières en suspension (MES) mesurée par chaque instrument (fig. 10) en février et en juin (mauvaise qualité des données en août, du fait de la présence des entéromorphes) permet d'évaluer leur capacité respective à déterminer la turbidité de l'eau.

L'ensemble des instruments étaient réunis sur une surface d'environ 30 m² avec les TROLL et les ADV sur un même point. Pour l'estran nu, en février, le turbidimètre (WETLABS 2) présente le signal le plus cohérent. Son allure est assez similaire à celle obtenue par l'ADV du bas, mais ses valeurs de concentrations sont plus élevées. Le second turbidimètre (TROLL 95) est également bien corrélé avec les mesures de la WETLAB 2, mais seulement jusqu'au 05 février. Au-delà, les concentrations deviennent anormalement élevées et l'allure du signal devient peu discernable. Calibré avec le turbidimètre TROLL 95, l'ADCP a généralement tendance à surestimer les concentrations jusqu'au 5

février. Pour le mois de juin, l'ADCP surestime toujours les valeurs de concentration de matières en suspension en comparaison au turbidimètre (TROLL 95).

Pour le site végétalisé, en février, les mesures provenant de l'ADV du haut sont bien corrélées à celle du turbidimètre (WETLAB 3), puisque ces mesures ont été calibrées à partir du signal ADV. L'ADCP, également calibré par l'ADV du bas, montre un signal assez linéaire, hormis durant les périodes de vagues. Ceci s'explique par le fait que la calibration se base uniquement sur les marées en présence de vagues, durant lesquelles le signal de l'ADCP était bien corrélé avec celui de l'ADV. En juin, les observations sont assez similaires pour l'ADCP. Seul le turbidimètre (TROLL 95) offre des mesures exploitables sur tout le cycle tidal. À noter que pour la deuxième quinzaine de juin, des entéromorphes sont venues perturber les mesures en se plaçant entre le transducteur et le fond.

Cependant, ces remarques doivent être prises avec prudence, car les mesures ont pu être effectuées à des altitudes suffisamment différentes pour observer des divergences dans les valeurs de concentrations de matières en suspension. De plus, les différences de quantification de MES pourraient également s'expliquer par les sensibilités des méthodes optiques et acoustiques au type de sédiment et à la taille du grain (Tessier, 2007). En effet, les méthodes optiques (turbidimètres) mesurent avec moins de précision en présence de sable, tandis que le signal des méthodes acoustiques (ADV et ADCP) est très sensible à la présence de vase dont la taille des agrégats peut changer rapidement. Le calibrage des ADCP devient donc complexe, lorsque sur toute la période de mesure, on observe des variations granulométriques.



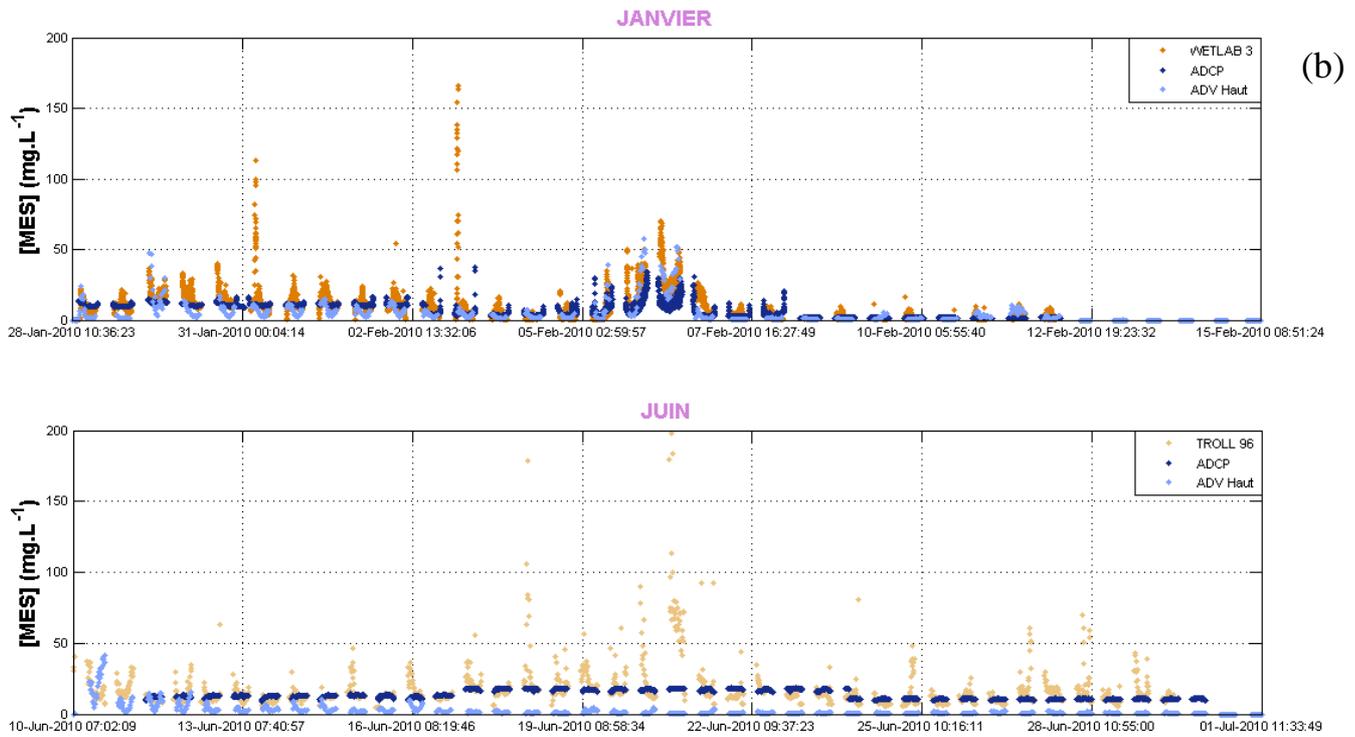


Fig.10 : Comparaison des concentrations de MES mesurées par les méthodes optiques (turbidimètres) et acoustiques (ADCP et ADV) sur Germ 04 (a) et Germ 01 (b).

Pour illustrer l'importance des marées sélectionnées pour le calibrage des ADCP, des régressions linéaires ont été réalisées, sur le mois de janvier, pour des périodes de mesures différentes (fig.11). La régression à gauche s'est basée sur les données mesurées durant le cycle mortes-eaux/vives-eaux complet. Elle indique une mauvaise corrélation ($R^2=0,08$), entre l'intensité du signal ADCP rétrodiffusé (IV) et le log de la concentration de matières en suspension, induite par le nuage de points au-dessus de 20 (10.log Mg/l) et correspondant aux valeurs constante observée après le 05 février (fig.10-a en janvier). A l'inverse, lorsque l'on se base uniquement sur les mesures effectuées entre le 28 janvier et le 05 février, la corrélation est nettement améliorée ($R^2=0,64$) et suffisante pour le calibrage des ADCP.

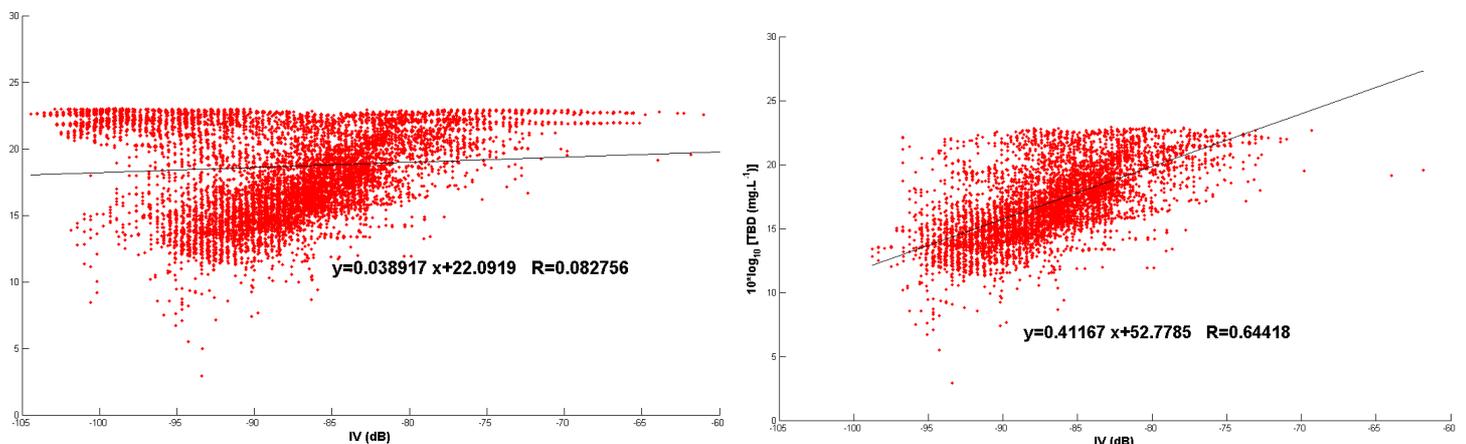


Fig. 11 : Régression linéaire entre l'intensité du signal ADCP rétrodiffusé (IV) et les concentrations de matières en suspension mesurées par le turbidimètre (TROLL95) sur la période complète de la campagne de mesure (gauche) et entre le 28 janvier et le 05 février 2010 (droite).

4.2. Impact des herbiers sur les processus hydrodynamiques et hydrosédimentaires

Dans le chapitre précédent, nous nous sommes attachés à décrire l'influence des herbiers sur trois paramètres physiques qui sont : la vitesse, la turbulence et la turbidité.

La figure 12, synthétise les mesures obtenues pour chacun des trois paramètres durant les trois campagnes de 15 jours, afin de déterminer les plages de variations i) de hauteurs significatives des vagues, ii) de vitesse et iii) de turbidité. Cette analyse permet d'aboutir aux observations suivantes :

— Les différences entre les hauteurs de vagues ne sont pas significatives selon les saisons, indiquant que la distance entre les sites n'est pas suffisante pour atténuer sensiblement les vagues. De plus, les vagues plus hautes, remarquées en février sont dues à des tempêtes plus intenses.

— L'herbier agit sur les vitesses mesurées près du fond, avec, pour Germ 01 (site herbier), une forte proportion (> 75 %) de vitesses près du fond comprises entre 0 et 0,04 m.s⁻¹, alors que sur Germ 04 (estran nu) elles ne représentent que 25 %.

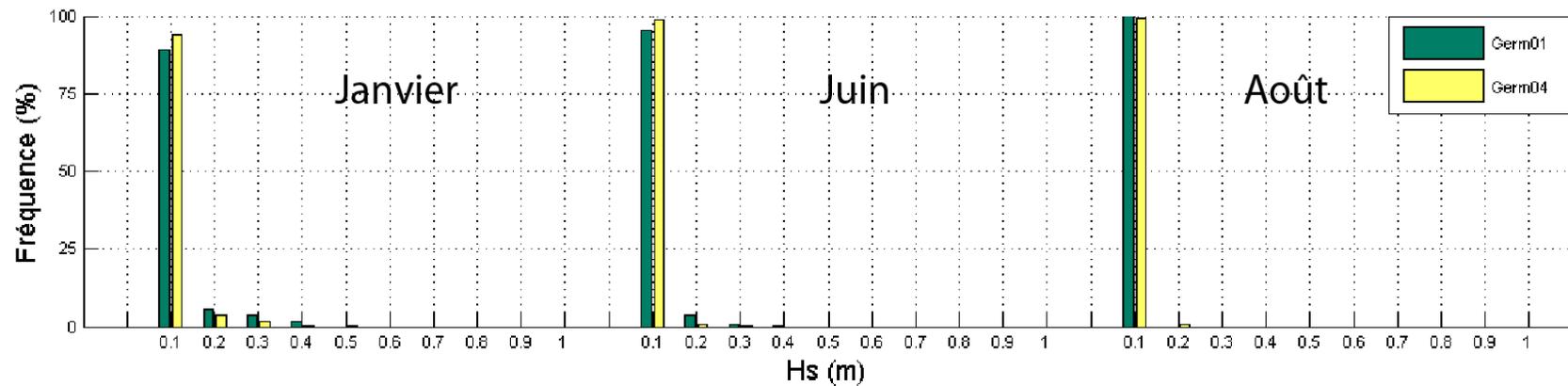
— Sur le site végétalisé, les concentrations de particules en suspension augmentent légèrement avec la croissance de l'herbier, mais restent relativement faibles par rapport à l'estran nu.

Souhaitant comprendre le fonctionnement global et l'influence des herbiers de zostères à haute fréquence, nous avons axé cette seconde partie d'abord sur l'influence des herbiers sur l'hydrodynamique (vitesse et turbulence), puis sur le rôle possible des herbiers sur les processus d'érosion et de dépôt des sédiments.

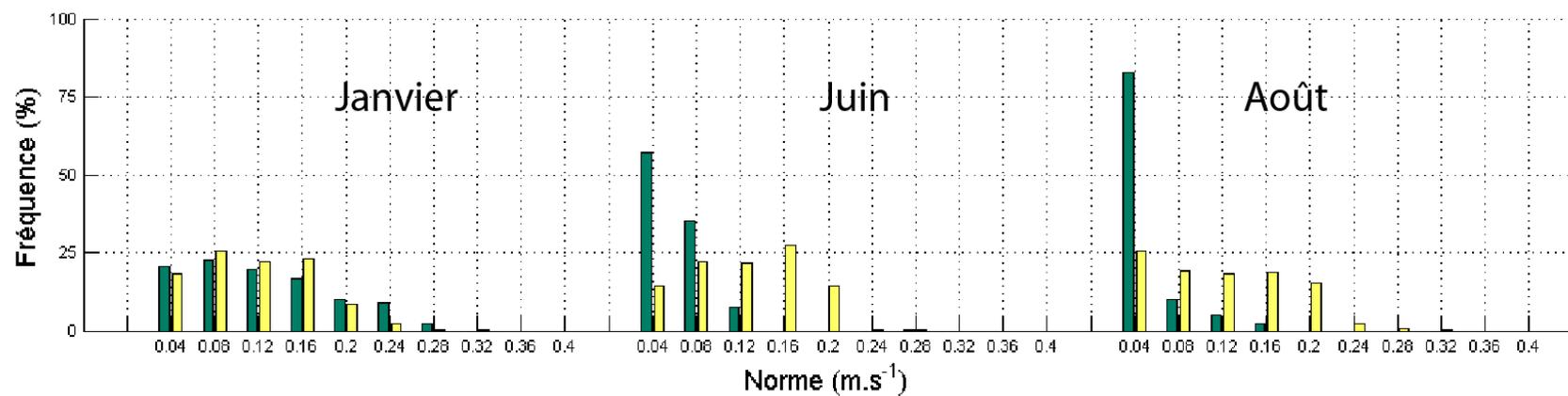
▪ Hydrodynamique : Atténuation du courant

L'analyse de la figure 4 a permis de mettre en avant une diminution de la vitesse entre les ADV du haut et du bas durant les mois de juin et août. Cette diminution, corrélée à la croissance des zostères, traduit bien l'effet d'atténuation des courants dans l'herbier, évoqué par de nombreux auteurs (Abdelrhman, 2003 ; Lacy et coll., 2011 ; Neumeier et coll., 2006, Widdows et coll., 2008). Toujours en vue de quantifier les interactions entre herbiers et processus hydrosédimentaires, nous avons calculé le taux de réduction des vitesses entre les deux ADV pour chaque saison :

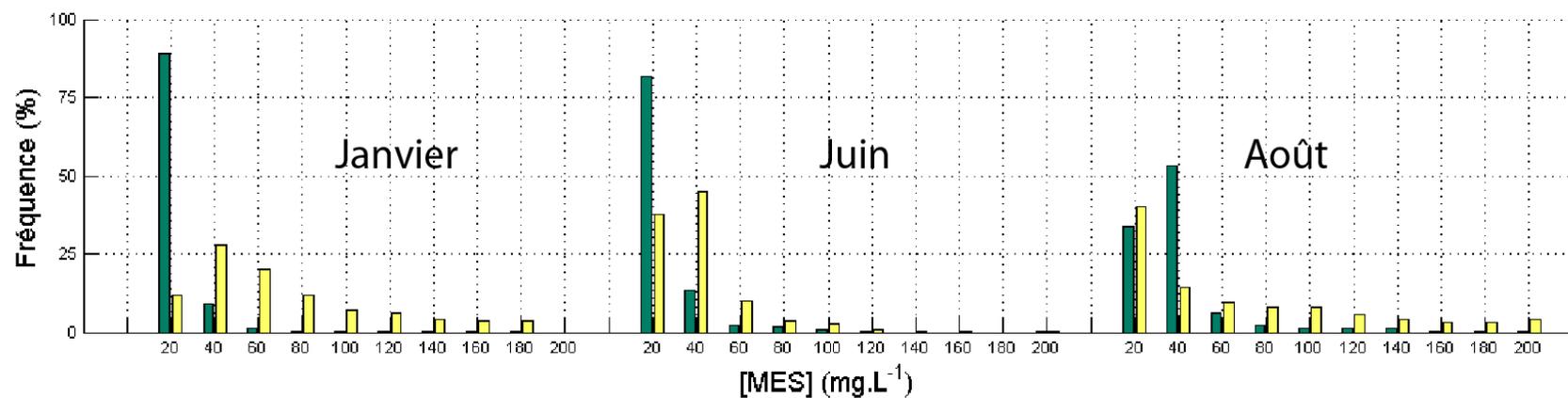
$$((U_{\text{ADV haut}} - U_{\text{ADV bas}}) \times 100) / U_{\text{ADV haut}}$$



(a)



(b)



(c)

Fig. 12 : Comparaison des fréquences de hauteurs de vagues H_s (a), de vitesse de courant (b), et de concentration de MES (c) entre Germ 01 et Germ 04 pour chaque campagne de mesure.

L'évolution temporelle des taux de réduction (Figure 13) montre que pour le mois de février (faible développement de l'herbier), les taux de réduction sont faibles et avoisinent les 25 %. La réduction de la vitesse est très faible et oscille entre 0 et 30 % durant le flot alors qu'au jusant, l'atténuation de la vitesse reste constamment autour des 25 %. Au mois de juin, l'impact de l'herbier, alors en pleine croissance, sur l'atténuation des courants devient significatif (60 %). Les vitesses sont atténuées principalement à mi-flot et mi-jusant, lorsque les vitesses sont maximales et que les feuilles de l'herbier se courbent selon la direction des courants. Cette réponse des feuilles aux courants forts permet la protection du sédiment au sein de l'herbier (Bos et coll., 2007 ; Koch, 1999 ; Thompson et coll., 2004) et une diminution importante des courants au sein de la canopée. L'étude en canal réalisée par L. Soissons (2010) indiquait une courbure des herbiers dès les $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ et une courbure maximale à partir de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$, vitesse jamais atteinte pour l'ADV du bas.

En août, la tendance à l'atténuation se confirme clairement avec des valeurs quasi maximales (95 % d'atténuation) pour chaque marée et qui, sur toute la période, avoisinent les 75 %. L'allure de la courbe des taux de réduction ne présente pas de tendance nette et récurrente, mais plutôt des valeurs oscillantes avec un minimum à l'étales. Cette observation est due aux vitesses mesurées par l'ADV du bas qui sont constantes et très faibles traduisant l'impossibilité pour le courant de pénétrer au sein de l'herbier.

L'accroissement de l'atténuation des courants avec une augmentation de la densité de plants observée dans notre étude, a été également rapportée par Lacy & Echeverria (2011), avec des taux allant de 40 à 75 % selon la densité de zostères (*Z. marina*), mais avec un protocole différent.

- Augmentation de la turbulence au-dessus de la canopée

Grâce aux profils ADCP (figure 6), nous avons pu mettre en évidence l'existence d'un « *skimming flow* » (accélération du courant au-dessus de la canopée) en juin, en particulier sur les profils 1 et 3. Conditionné par la courbure des feuilles avec le courant, il se traduit par une zone d'accélération de la vitesse au-dessus de la canopée. Ce mécanisme permet de maintenir des conditions hydrodynamiques calmes dans la canopée (Neumeier & Amos, 2006 ; Lacy et coll., 2011 ; Widdow et coll., 2008) et de limiter l'érosion du sédiment sur lequel se développe l'herbier (Koch, 1999 ; Thompson et coll., 2004).

De là, nous avons souhaité évaluer l'effet de la mise en place d'un tel courant sur le profil de Reynolds et plus particulièrement la contrainte de Reynolds. Ainsi, cinq marées avec et sans vagues ont été choisies en février et en juin, pour lesquelles étaient comparés la contrainte de Reynolds (τ_{Rey}) et le carré de la norme (U) (fig.14). Ces données correspondent aux vitesses mesurées par l'ADV du haut, à 20 cm, donc au-dessus de la canopée pour toutes les campagnes.

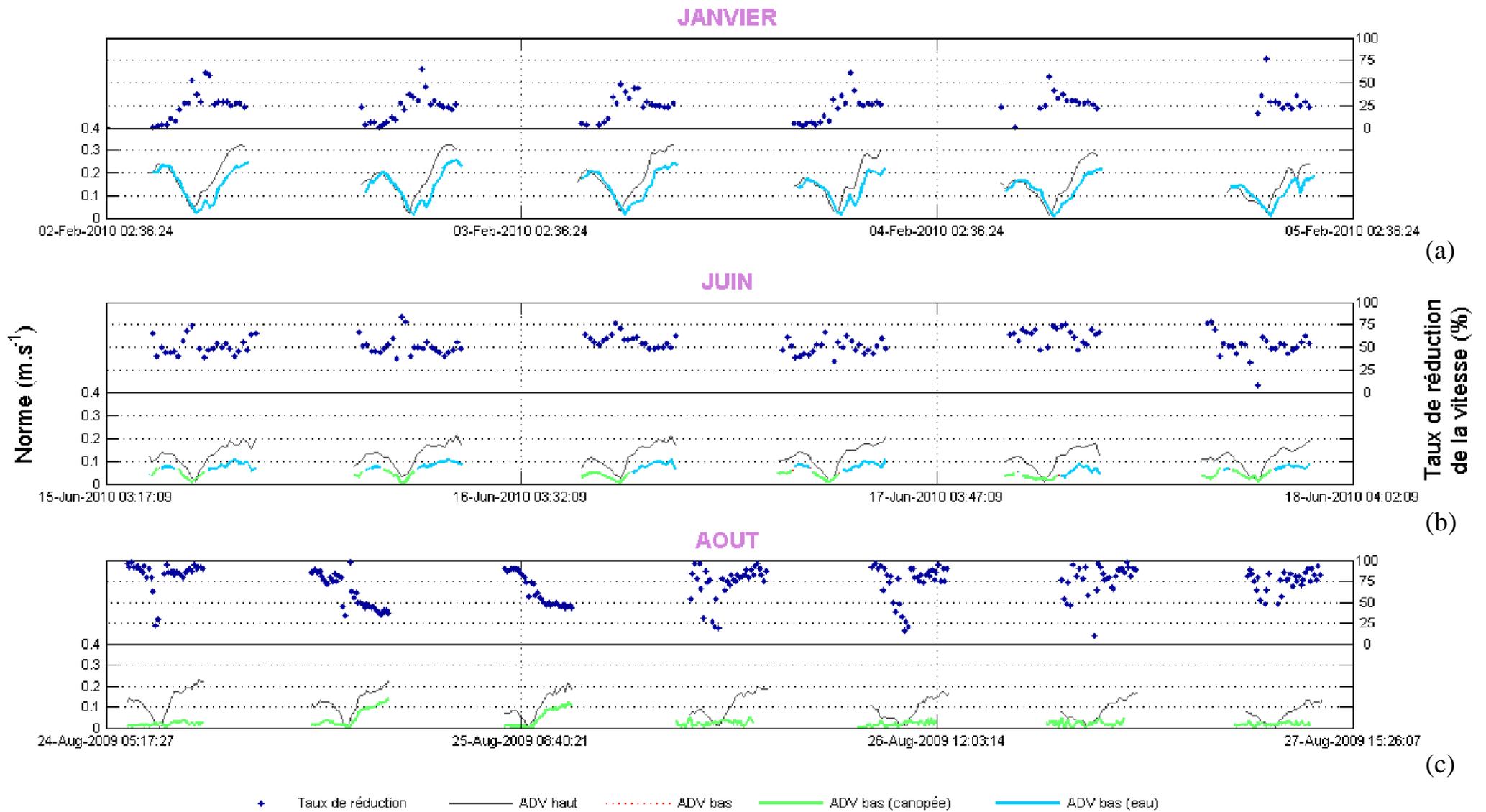


Fig. 13 : Taux de réduction de la vitesse (%) des courants entre l'ADV du haut et du bas pour janvier (a), juin (b) et août (c).

Pour tous les cas testés, une fonction linéaire classique du type $\tau_{\text{Rey}} = a.U^2$ (où « a » peut-être physiquement relié à la rugosité du fond) a été obtenu entre ces deux paramètres, permettant de montrer i) un éparpillement des points sur le site végétalisé, et ii) des différences d'intensité pour la contrainte selon les vitesses.

En effet, sur Germ 01, à vitesses égales les contraintes de cisaillement sont plus élevées en juin. Pour des conditions hydrodynamiques calmes, on constate pour une vitesse de $0,14 \text{ m.s}^{-1}$ une augmentation de la contrainte de Reynolds de 381 % entre janvier et juin. Cette intensification traduit la mise en place d'un « skimming flow » en juin, lorsque l'herbier est en pleine croissance. Cette zone est reliée à un fort gradient de vitesse qui augmente avec la distance depuis le bord de l'herbier (Neumeier & Amos, 2006) et dépend des caractéristiques morphologiques de la plante (Neumeier, 2007). En effet, Gambi et coll. (1990) ont enregistré, pour l'espèce *Z. marina*, une augmentation par 10 de la turbulence entre l'interface eau/canopée et l'intérieur de la canopée. Sur Germ 04, n'ayant pas eu d'ADV à 20 cm en février, seules les données de juin (20 cm) sont présentées dans la figure. Pour Germ 04, en juin, les contraintes de Reynolds avoisinent les $0,12 \text{ N.m}^{-2}$ (avec vagues) et $0,13 \text{ N.m}^{-2}$ (sans vagues) à $0,14 \text{ m.s}^{-1}$, soit des contraintes supérieures à celles mesurées en janvier sur Germ 01, mais inférieures à celles mesurées en juin sur Germ 01.

Malgré un effet peu significatif des vagues sur la contrainte de Reynolds (fig.7), on remarque des écarts entre les droites de régression correspondantes aux périodes sans vagues et avec vagues. Sur Germ 01, les périodes de vagues en janvier induisent plus de contraintes comme remarquées en figure 7. En revanche, pour le mois de juin, les contraintes sont plus fortes en l'absence de vagues. Ceci s'expliquerait par le mouvement des feuilles de zostères, qui en présence de vagues, ne se courbent pas, mais sont plutôt en battement, perturbant la mise en place d'un « skimming flow » et générant ainsi moins de contraintes (Koch & Gust, 1999).

Sur l'estran nu, les contraintes, pour des périodes sans vagues en juin, sont deux fois plus faibles que celles calculées sur l'estran à zostères. En présence de vagues sur Germ 04, les contraintes sont plus faibles que celles observées pour les périodes sans vagues traduisant un impact plus atténué des vagues en juin. De plus, les coefficients de corrélation sont meilleurs que ceux calculés sur Germ 01 pour lesquels les herbiers induisent une forte perturbation des vitesses et donc de la turbulence (Neumeier, 2007).

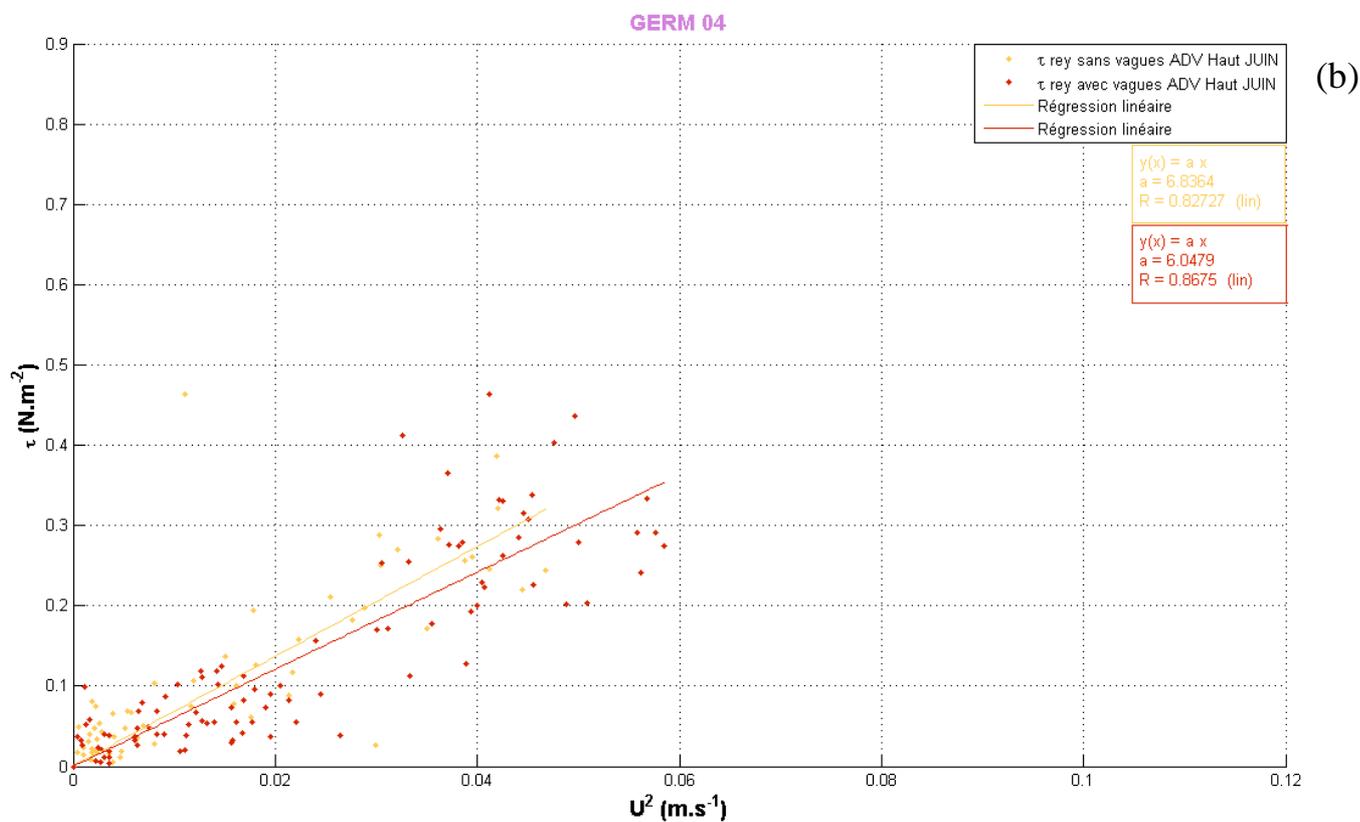
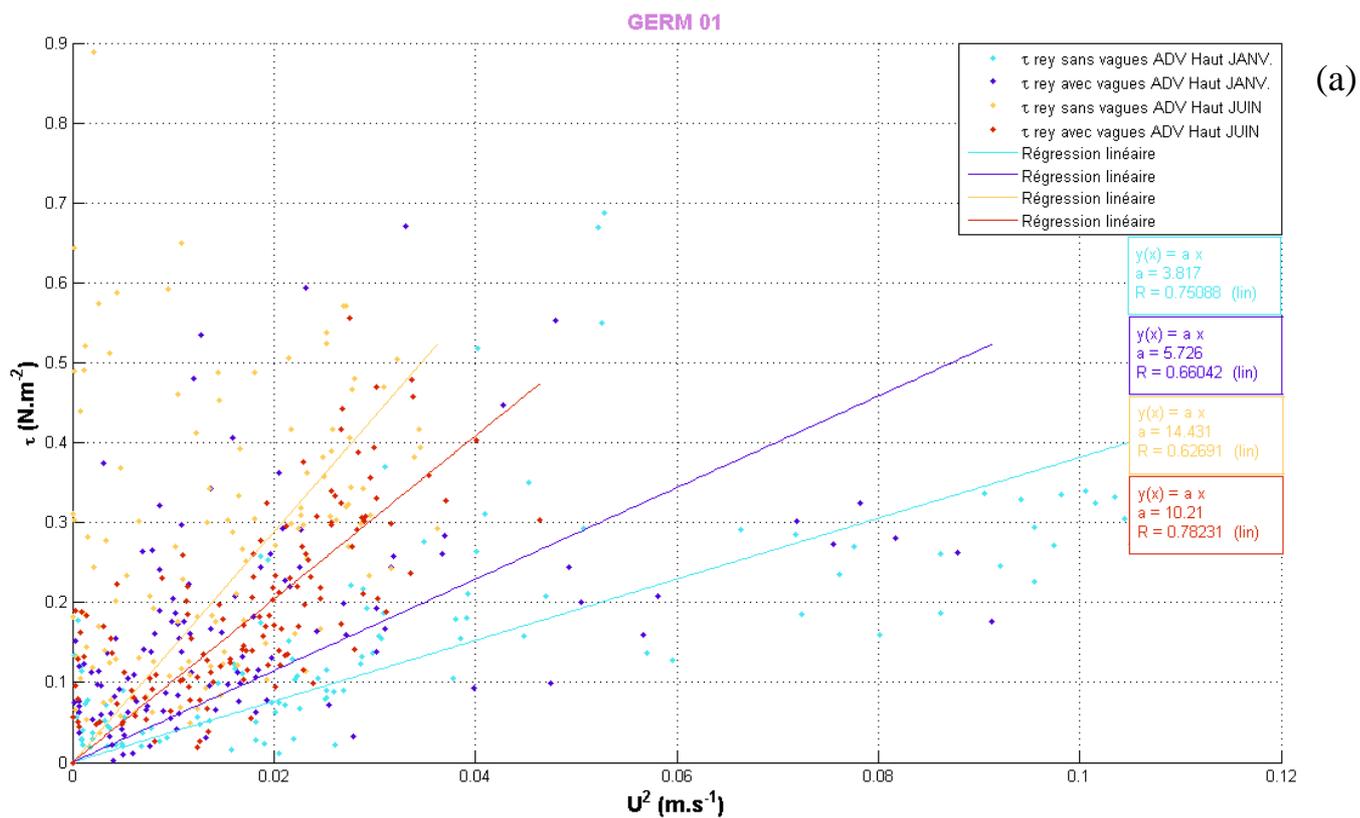


Fig. 14 : Régression linéaire entre la norme au carré (U^2) et la contrainte de Reynolds (τ) selon les périodes de croissance de l'herbier et entre Germ 01 (a) et Germ 04 (b).

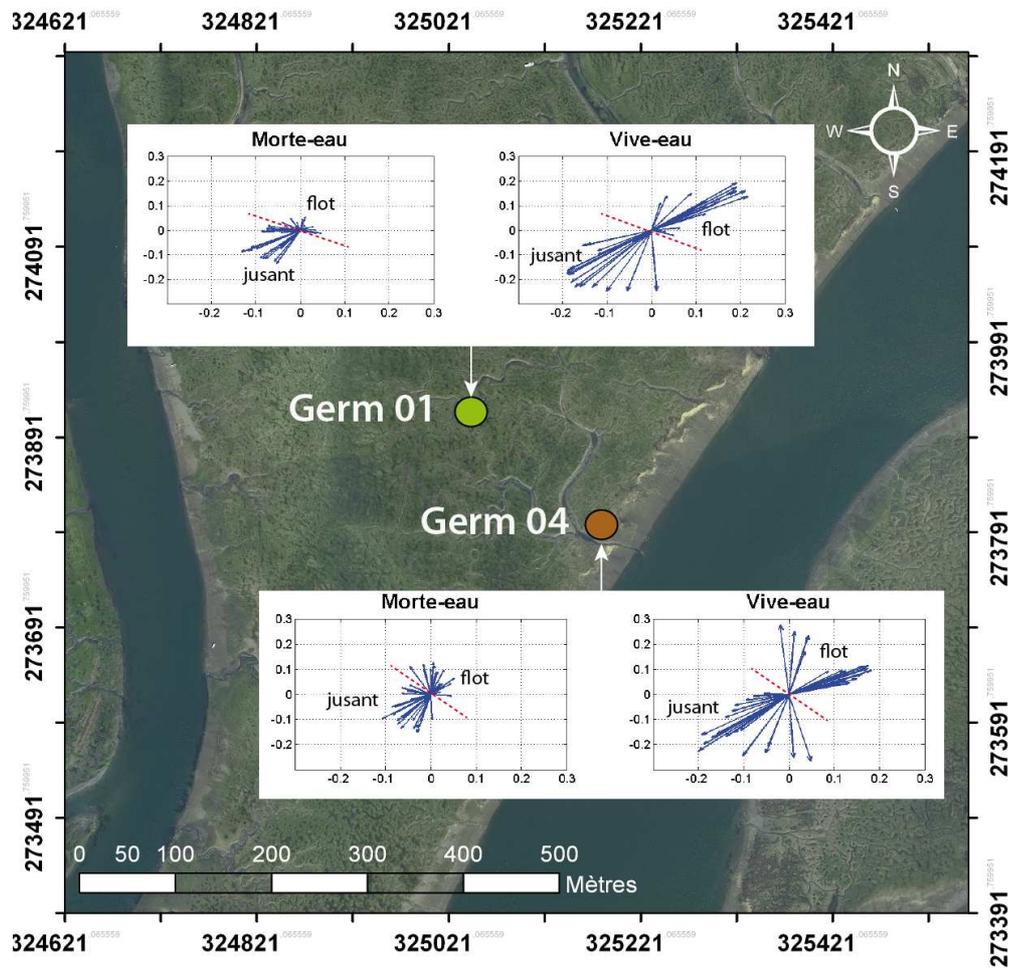
- Origine des particules en suspension

L'analyse de la figure 8 et 9 montrent sur Germ 01 des pics de turbidité dus à la présence de vagues. Ces constatations laissent supposer que les particules proviennent soit, de l'érosion du site Germ 04 ou d'ailleurs, soit, d'une remise en suspension locale. Afin d'éclaircir cette zone d'ombre, nous avons réalisé des ellipses de marées, pour chacun des sites, sur toutes les périodes de mesure. Ces figures ont été obtenues à partir des composantes de la vitesse (u, v et w) mesurées par l'ADCP à 25 cm du fond. Les ellipses, présentées dans ce rapport, correspondent aux marées de vives-eaux et de mortes-eaux les plus fortes pour chacune des saisons, afin d'évaluer les directions des courants à l'échelle d'une marée. Les résultats obtenus sont présentés en figure 15 et l'analyse ci-dessous, sera construite site par site.

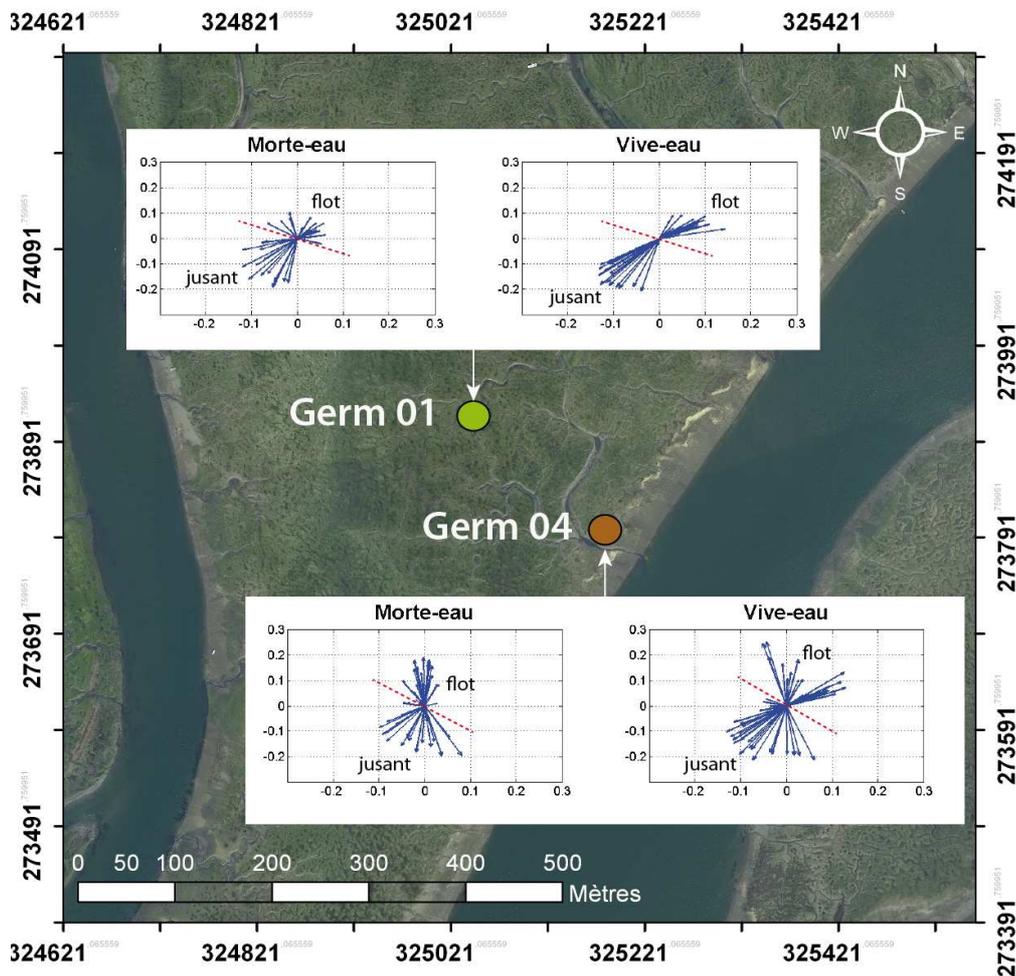
Germ 01 : En janvier, les courants sont clairement orientés Nord-est au flot et Sud-ouest au jusant pour une vive-eau, alors qu'en morte-eau, les directions semblent un peu plus aléatoires, principalement au flot. Les directions basculent du Nord vers l'Est durant le flot, puis de l'Ouest vers le Sud durant le jusant. En juin, les orientations des courants restent les mêmes, mais avec des vitesses plus faibles dues au marnage différent entre les saisons (forts coefficients en février).

Germ 04 : En janvier, tout comme en juin, la direction des courants sur Germ 04 diffère de celle sur Germ 01, principalement au début du flot et à la fin du jusant. Effectivement, dans les premières minutes du flot, toutes les ellipses de marée indiquent une direction Nord, surtout pour la morte-eau de juin, alors qu'en fin de jusant, les courants s'orientent vers le Sud. L'exemple le plus probant est la vive-eau de janvier, pour laquelle les 4 changements de direction sont clairement démarqués.

Les observations précédentes permettent d'affirmer que l'apport de sédiments en suspension sur le site Germ 01 pourrait être en partie due à l'érosion du site Germ 04, au début du flot. En effet, la configuration du site et les directions données par les ellipses montrent une dominance du chenal Est au début du flot et en fin de jusant. Ceci s'observe particulièrement bien pour Germ 04, puisque cet estran est le plus proche du chenal. En revanche, pendant le flot, les eaux du chenal Ouest, orientées vers le Nord-est prennent le dessus. Ensuite, à l'étale le basculement se fait du Nord-est au Sud-ouest en passant par le Sud indiquant une évacuation des eaux, d'abord par le chenal Est, puis, par le chenal Ouest au jusant. Les particules pourraient également provenir de zones situées au Sud et au Sud-ouest des sites de notre étude tandis, qu'au jusant elles pourraient provenir des zones Nord/Nord-ouest. Cependant, l'analyse des profils de matières en suspension par l'ADCP, nous permettrait d'en savoir plus sur le comportement et le transport des sédiments à l'échelle d'une marée afin de savoir s'il existe une zone d'échange verticale à l'étale (Nepf & Vivoni, 2000) ou si les particules remises en suspension à fortes vitesses (jusant par exemple) sont retenues dans l'herbier (Soissons et coll., 2010).



(a)



(b)

Fig. 15 : Carte de direction des courants en morte-eau et en vive-eau à Germ 01 et Germ 04, pour les périodes de janvier (a) et juin (b).

▪ Bilan sédimentaire

L'étude récente de Ganthy (en révision), destinée à comprendre la manière dont la dynamique saisonnière des herbiers impacte la dynamique sédimentaire des estrans, est basée sur des mesures ALTUS. Plusieurs conclusions ressortent de cette étude :

— L'ALTUS est capable d'observer les fluctuations dans les dépôts de sédiments en dépit de la présence des feuilles de zostères.

— L'ALTUS permet de déterminer la hauteur de la canopée en temps réel.

— Durant la période de croissance, le substrat est en accrétion et le dépôt est majoritairement composé de sédiments fins.

— L'impact des tempêtes sur la dynamique sédimentaire des estrans nus et végétalisés est faible grâce à la présence de racines et à la modification du sédiment de surface qui limite la remise en suspension.

Dans le cadre de notre étude, il est intéressant d'évaluer les capacités de l'ALTUS à l'échelle d'une marée ou d'un cycle vives-eaux/mortes-eaux, pour savoir si un cycle dépôt/érosion est observable. Ainsi, la figure 16 décrit les hauteurs de sédiments mesurées par l'ALTUS en janvier et en juin.



Fig. 16 : Comparaison des hauteurs de sédiments mesurées par l'ALTUS sur Germ 01 entre janvier (a) et juin (b).

Que l'on se soit en janvier ou en juin, on constate que les variations de hauteur de sédiment sont irrégulières et ne sont donc pas exploitables à l'échelle d'une marée. Ces irrégularités dans le signal traduisent une perturbation par le mouvement des feuilles sous l'ALTUS. Les observations faites par Ganthy et coll. (2011) évoquaient également la difficulté d'évaluer les variations du niveau des sédiments à court terme et pour un herbier bien développé ($LAI > 6 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$). En revanche, pour des herbiers peu développés ($LAI < 6 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) les dynamiques courts termes du niveau de sédiments ont été observées très ponctuellement. Sur la figure, aucune dynamique claire n'est identifiable malgré un LAI moyen atteignant $4,82 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$ au mois de juin, classant l'herbier comme « peu dense » pour les deux saisons. Cependant, à l'échelle du cycle vives-eaux/mortes-eaux du mois de juin, on devine une tendance générale au dépôt le long de la période.

Conclusion

Les mesures réalisées sur les estrans nus et végétalisés du bassin d'Arcachon ont permis de vérifier l'impact des herbiers sur les processus hydro-sédimentaires à travers trois paramètres physiques que sont : la norme, la turbulence et la turbidité.

A travers l'étude de ces paramètres clés, une forte atténuation des vitesses du courant au sein de la canopée, avec des taux de réduction similaires à ceux observés en canal, a été observée. Grâce aux profils ADCP, la formation d'un « *skimming flow* » a été mise en évidence pour des vitesses de courant avoisinant les $0,1 \text{ m.s}^{-1}$. Les résultats indiquent également une forte augmentation de la turbulence à sa limite inférieure, en l'absence de vagues. Lorsque la hauteur de vagues devient plus significative, le mouvement en battement des feuilles induit une baisse de cette turbulence.

Près du fond, la concentration de matières en suspension augmente avec la croissance des zostères, s'expliquant par la présence d'une couche de dépôt frais plus facilement érodable. En revanche, les concentrations de MES observées sur l'estran végétalisé sont plus faibles, en hiver comme en été, que celles de l'estran nu, confirmant l'effet protecteur des herbiers et le rôle des racines sur la stabilité sédimentaire des estrans. De plus, l'orientation des courants semblent indiquer que les particules en suspensions proviennent en partie de Germ 04 (début flot) et principalement des estrans localisés au Sud-ouest et au Nord-est. Néanmoins, une analyse des profils ADCP devrait permettre de déterminer la présence d'une zone d'échange verticale à l'étale, d'évaluer le transport sédimentaire et de compléter les hypothèses précédentes.

Par cette étude, la capacité des appareils à mesurer la concentration de matières en suspension a été démontrée. Cependant, la quantification des concentrations de MES dépend fortement du calibrage de l'appareil. Ainsi, l'optimisation du calibrage passe par une sélection des mesures les plus cohérentes. Pour les mesures ALTUS, il semble difficile d'observer, à l'échelle d'un cycle vives-eaux/mortes-eaux, des variations dans le dépôt et l'érosion. Une coupe plus prononcée sous le transducteur devra être envisagée à l'avenir pour éviter une perturbation du signal par les feuilles et ainsi, évaluer l'effet des herbiers sur le dépôt des sédiments à l'échelle d'une marée.

Références

- Abdelrhman M. A. (2003). "Effect of eelgrass *Zostera marina* canopies on flow and transport." *Marine Ecology Progress Series* 248: 67-83.
- Amouric A. (2007). Etude du clapot et de la dynamique sédimentaire associée: application à la partie interne du bassin d'Arcachon. Rapport de stage MASTER 2 ENVOLH, Université de Bordeaux: 1-49.
- Auby, I., G. Bocquene, et al. (2007). Etat de la contamination du bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. Rapport IFREMER: 108.
- Auby, I. and P.-J. Labourg (1996). "Seasonal dynamics of *Zostera noltii* hornem. in the bay of Arcachon (France)." *Journal of Sea Research* 35(4): 269-277.
- Auby I. (1991). Contribution à l'étude des herbiers de *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon: Dynamique, production, dégradation et macrofaune associée. Thèse de l'université de Bordeaux. Bordeaux: 162.
- Backhaus, J. O. and J. J. Verduin (2008). "Simulating the interaction of seagrasses with their ambient flow." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 563-572.
- Bassoulet, P., R. Verney, et al. (2010). Utilisation d'un altimètre (ALTUS) destiné à la quantification des dépôt/érosion en domaine littoral pour l'étude des corrélations avec les caractéristiques de vagues et les interfaces de dépôt. *Sédiments dans les estuaires*. 5: 6.
- Bos, A. R., T. J. Bouma, et al. (2007). "Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 344-348.
- Bosseboeuf, J. (2010). Calibration et mesures avec des turbidimètres optiques et des vélocimètres acoustiques de terrain. R. DUT: 40.
- Braskerud, B. C. (2001). "The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands." *J. Environ. Qual.* 30: 1447-1457.
- Cabaço, S. and R. Santos (2007). "Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340: 204-212.
- Cardoso, P. G., D. Rafaelli, et al. (2008). "The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population." *Marine Population Bulletin* 56: 483-492.
- Cayocca, F. (1996). Modélisation Morphodynamique d'une embouchure tidale: Application aux passes d'entrée du bassin d'Arcachon: 426.
- Duarte C. M., M. J., Caraco N., (2005). "Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle." *Biogeosciences* 2: 1-8.
- Duarte, C. M. and C. L. Chiscano (1999). "Seagrass biomass and production: a reassessment." *Aquatic Botany* 65: 159-174.
- Féniès, H. and J.-C. Faugères (1998). "Facies and geometry of tidal channel fill deposits (Arcachon Lagoon, SW France)." *Marine Geology* 150: 131-148.

- Fonseca M. S., F. J. S. (1986). "A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration." *Marine Ecology Progress Series* 29: 15-22.
- Fonseca M. S., K. M. A. R. (2006). "Flow in seagrass canopies: The influence of patch width." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 1-9.
- Fonseca, M. S. and S. S. Bell (1998). "Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA." *Marine Ecology Progress Series* 171: 109-121.
- Fugate, D. C. and C. T. Friedrichs (2002). "Determining concentration and fall velocity of estuarine particle populations using ADV, OBS and LISST." *Continental Shelf Research* 22: 1867-1886.
- Gacia, E. and C. M. Duarte (2001). "Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: The Balance between deposition and resuspension." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 502-514.
- Gacia, E., T. C. Granata, et al. (1999). "An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows." *Aquatic Botany* 65: 255-268.
- Ganthy, F., A. Sottolichio, et al. (2011). "Seasonal modification of tidal flat sediment dynamics by seagrass meadows of *Zostera noltii* (Arcachon lagoon, France)." *Journal of Marine Systems*.
- Ganthy F., A. Sottolichio, et al. (2011). "The stability of vegetated tidal flats in a coastal lagoon through quasi in-situ measurements of sediment erodibility." *Journal of Coastal Research*(Special Issue 64): 5.
- Glé C., Y. Del Amo, et al. (2008). "Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France)." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 642-656.
- Graham, G. W. and A. J. Manning (2007). "Floc size and settling velocity within a *Spartina anglica* canopy." *Continental Shelf Research* 27: 1060-1079.
- Koch E. W. (1996). Hydrodynamics of a shallow *Thalassia testudinum* bed in Florida. Proceedings of the International Seagrass Biology Workshop. Rottneest Island (Australia): 105-110.
- Koch E. W., G. G. (1999). "Water flow in tide- and wave-dominated beds of the seagrass *Thalassia Testudinum*." *Marine Ecology Progress Series* 184: 63-72.
- Koch, E. W. (1993). Hydrodynamics of flow through seagrass canopies: biological, physical, and geochemical interactions. University of South Florida. Tampa.
- Lacy, J. R. and S. Wyllie-Echeverria (2011). "The influence of current speed on vegetation density on flow structure in two macrotidal eelgrass canopies." *Limnology and Oceanography: Fluids & Environments* 1: 38-55.
- L'Yavanc, J. (1995). Evolutions bathymétriques et morphologique du bassin d'Arcachon, Rapport IFREMER LER/AR/DEL/95-12: 95.
- Madsen J. D., C. P. A., James W. F., Koch E. W., Westlake D. F., (2001). "The interaction between water movement, sediment dynamic and submersed macrophytes." *Hydrobiologia* 44: 71-84.
- Möller I. (2006). "Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation: results from a UK East coast saltmarsh." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 337-351.

- Nepf H. M., V. E. R. (2000). "Flow structure in depth limited, vegetated flow." *Journal of Geophysical Research* 105: 547-557.
- Neumeier U. (2007). "Velocity and turbulence variations at the edge of saltmarshes." *Continental Shelf Research* 27: 1046-1059.
- Neumeier U., A. C. L. (2006). "The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes." *Sedimentology* 53: 259-277.
- Orth R. J. (2006). "A global crisis for seagrass ecosystems." *BioScience* 56(12): 10.
- Peralta G., P.-L. J. L., Hernandez I., Brun F., Vergara J. J., Bartual A., Galvez J.A., Garcia C. M., (2000). "Morphological and physiological differences between two morphotypes of *Zostera noltii* Hornem. from the south-western Iberian Peninsula." *Helgol Mar Res* 54: 80-86.
- Plus M., D. F., Stanisière J.-Y., Maurer D. (2009). "Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors." *Continental Shelf Research* 29: 1008-1013.
- Plus M., D. S., Trut G., Auby I., De Montaudouin X., Emery E., Noël C., Viala C., (2010). "Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay)." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 357-366.
- Pope N. D., W. J., Brinsley M. D., (2006). "Estimation of bed shear stress using the turbulent kinetic energy approach - A comparison of annular flume and field data." *Continental shelf research* 26: 959-970.
- Rambert A. (2008). Dynamique sédimentaire sous l'action des courants de marée et du clapot: la lagune d'Arcachon. Rapport de stage MASTER 2 ENVOLH, Université de Bordeaux 1: 40.
- Ribaudo C. Etude de la croissance et des caractéristiques structurales de *Zostera noltii* dans le bassin d'Arcachon. R. IFREMER: 31.
- Sanchez A.J., R.-G. A., Barba E. (1996). Habitat value of seagrass for decapods in tropical coastal lagoons of the southwestern Gulf of Mexico: an overview. *Seagrass Biology: Proceedings of an International Workshop, Rottneest Island, Western Australia, 25–29 January 1996, Sciences UWA*: 233-240.
- Short F. T., N. H. (1999). "The effects of global climate change on seagrasses." *Aquatic Botany* 63: 169-196.
- Short F.T., W. J., Jones G.E. (1989). Sustaining Eelgrass to Manage A Healthy Estuary. *Proceedings of the 6th Symposium On Coastal And Ocean Management, American Society of Civil Engineers*: 3689–3706.
- Tessier C., L. H. P., Lurton X., Castaing P. (2007). "Estimation de la matière en suspension à partir de l'intensité rétrodiffusée des courantomètres acoustiques à effet Doppler (ADCP)." *C. R. Geoscience* 340: 57-67.
- Thompson C. E. L., A. C. L., Umgiesser G., (2004). "A comparison between fluid shear stress reduction by halophytic plants in Venice Lagoon, Italy and Rustico Bay, Canada - analyses of in situ measurements." *Journal of Marine Systems* 51: 293-308.

Van Katwijk M. M., B. A. R., Hermus D. C. R., Suykerduyk W., (2010). "Sediment modification by seagrass bed: Mudification and sandification induced by plant cover and environmental conditions." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89: 175-181.

Van Keulen M. (1997). *Water flow in seagrass ecosystems*. Weestern australia, Murdoch University.

Van Keulen M., B. M. A. (2002). "Comparison of water velocity profiles through morphologically dissimilar seagrasses measured with a simple and inexpensive current meter." *Bulletin of Marine Science* 71(3): 1257-1267.

Van Lent F., N. P. H., Verschuure J. M., (1991). "Production and biomass of the seagrasses *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. at the Banc d'Arguin (Mauritania, NW Africa): a preliminary approach." *Aquatic Botany* 41: 353-367.

Ward L. G., K. W. M., Boyton W. R., (1984). "The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment." *Marine Geology* 59: 85-103.

Waycott, M. (2009). "Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems." *Proc Natl Acad Sci U S A* 106(30): 12377-12381.

Widdows, J., N. D. Pope, et al. (2008). "Effects of seagrass bed (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near bed hydrodynamics and sediment resuspension." *Marine Ecology Progress Series* 358: 125-136.

Annexes

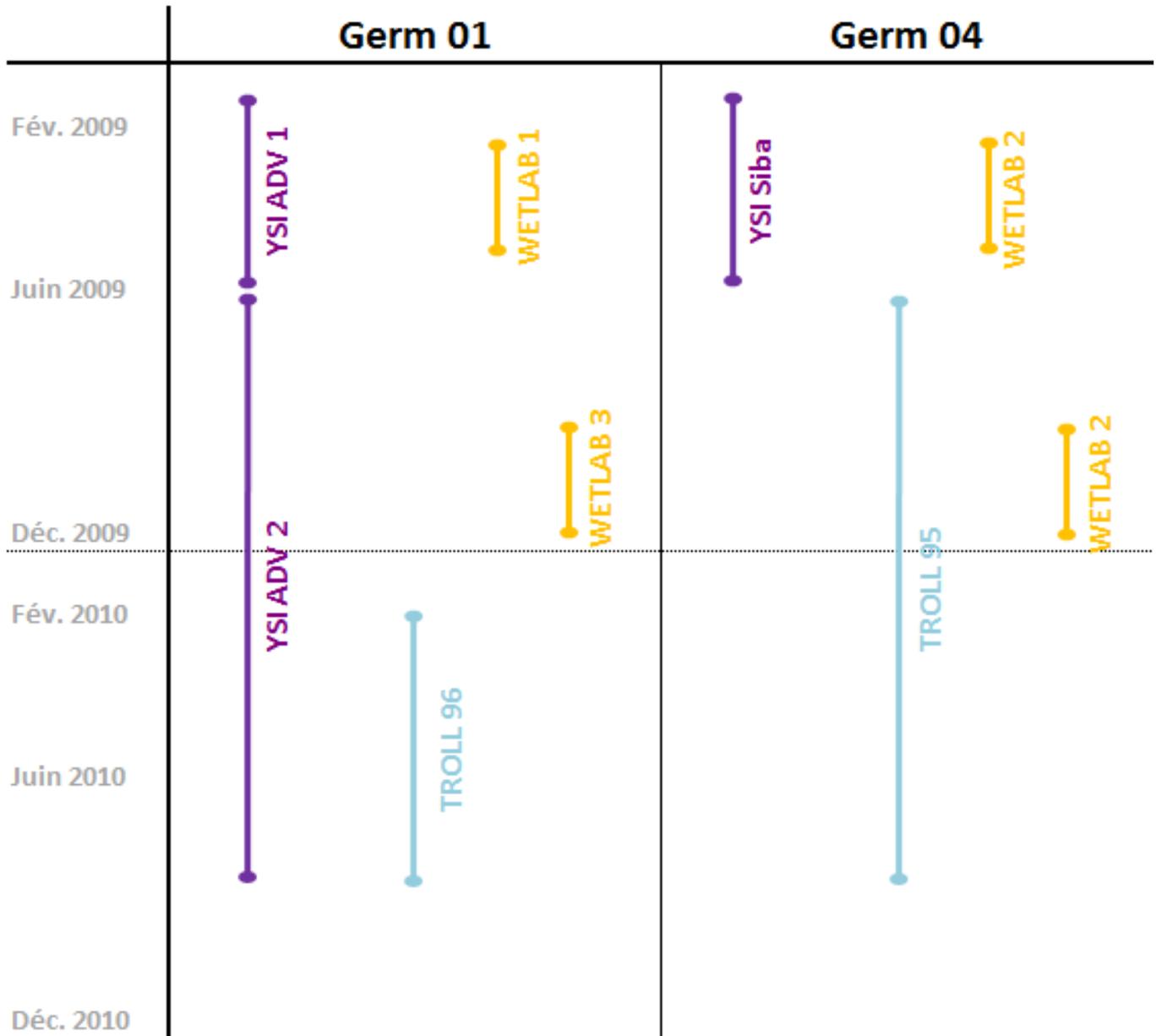
Annexe n°1 : Schéma synthétique de l'emplacement des turbidimètres durant les campagnes de mesure.

Annexe n°2 : Droites de calibrage des ADCP au mois de janvier.

Annexe n°3 : Ellipses de marée avec la durée écoulées depuis le début de la marée.

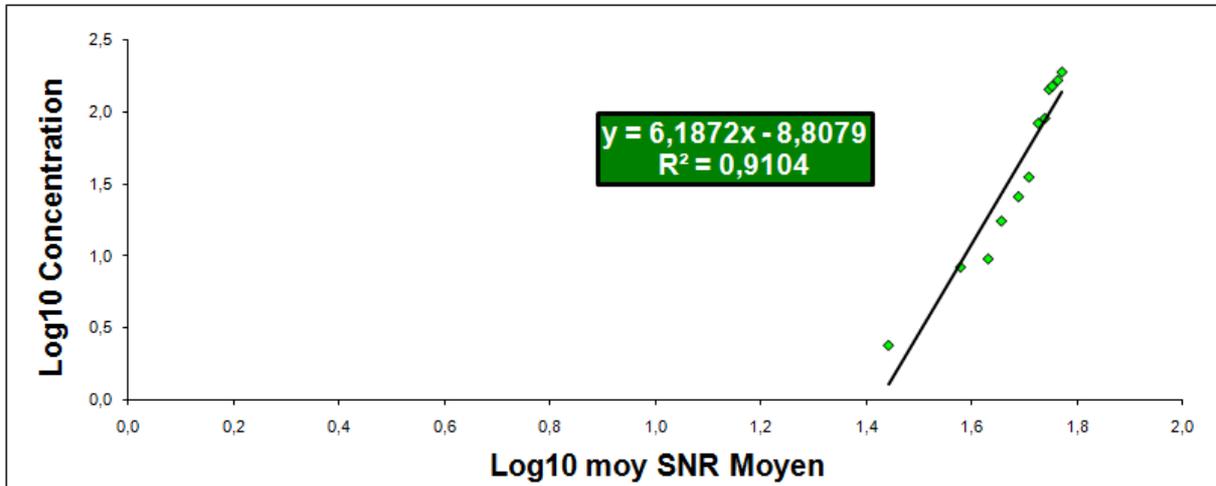
Annexe n°1

Schéma synthétique de l'emplacement des turbidimètres durant les campagnes de mesure :

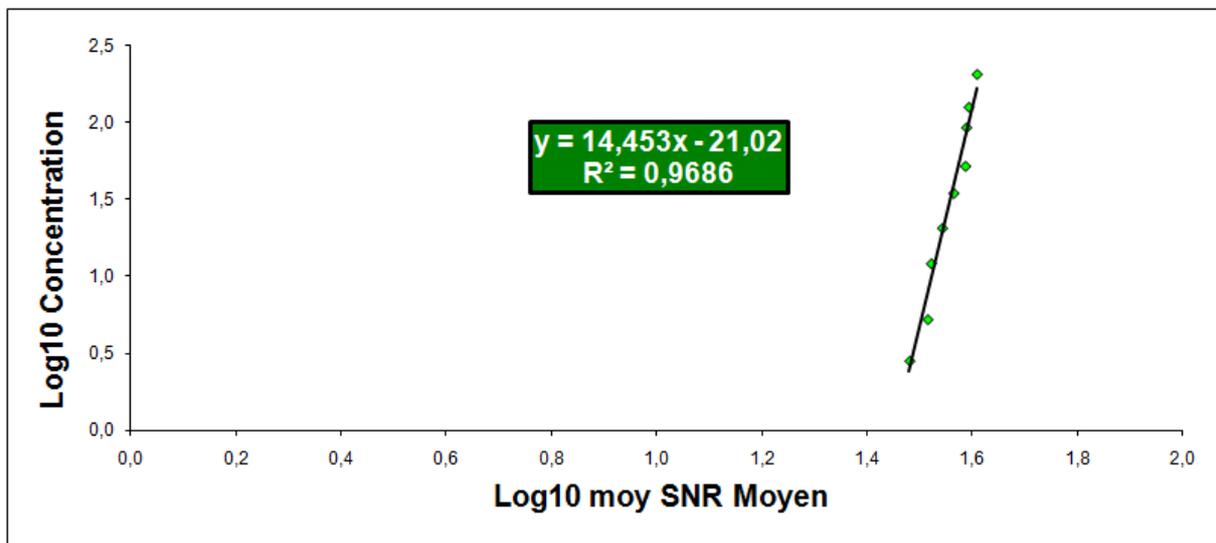


Annexe n°2

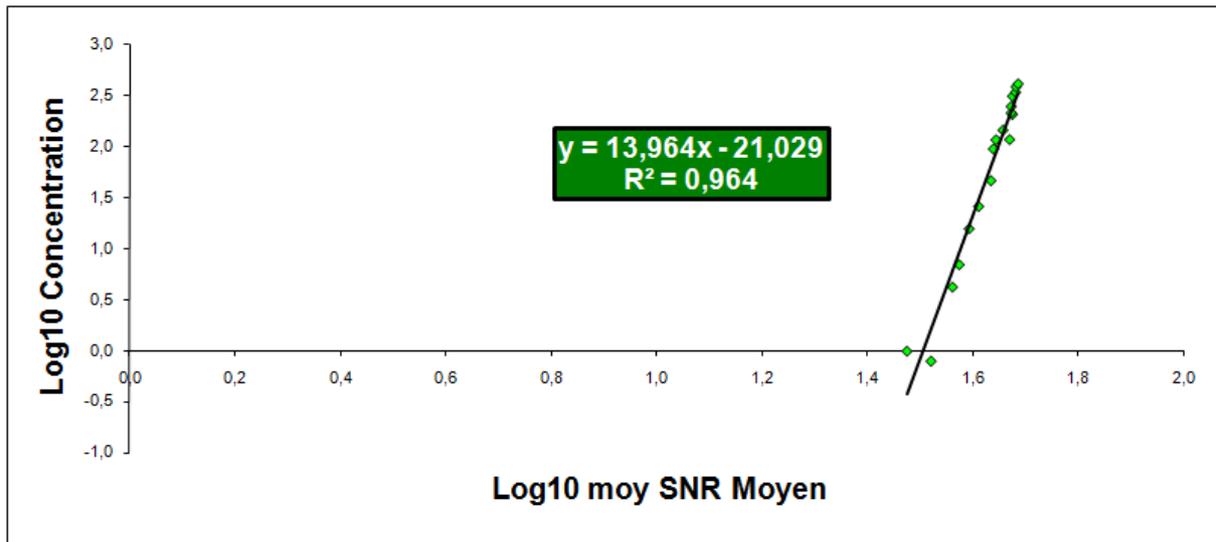
Droite de calibrage de l'ADV de Brest sur sédiment frais :



Droite de calibrage de l'ADV de La Rochelle sur sédiment frais :



Droite de calibrage de l'ADV de Bordeaux sur sédiment frais :



Droite de calibrage de l'ADV de Bordeaux sur sédiment frais :

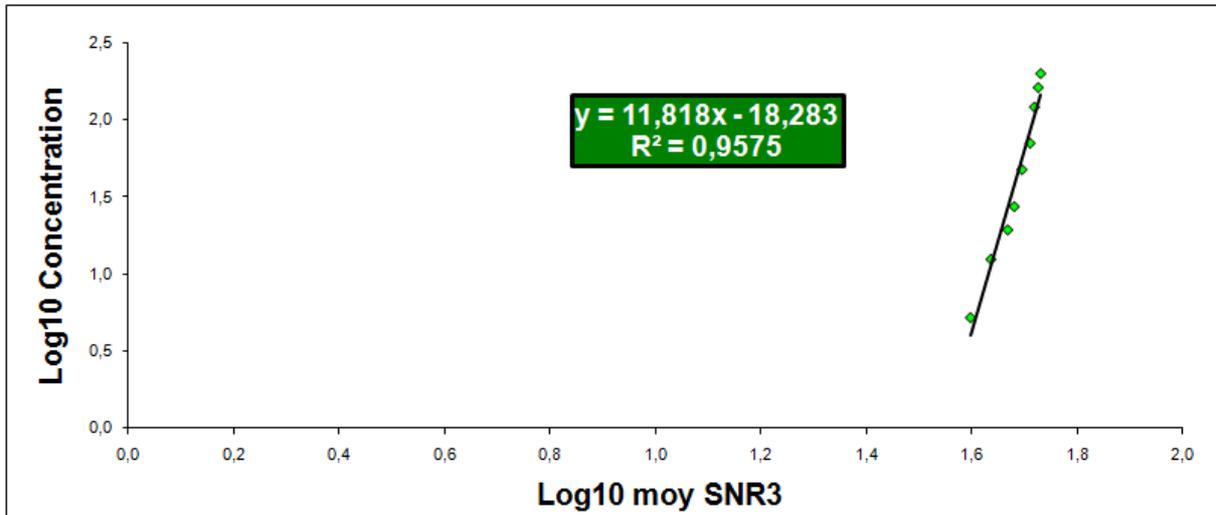
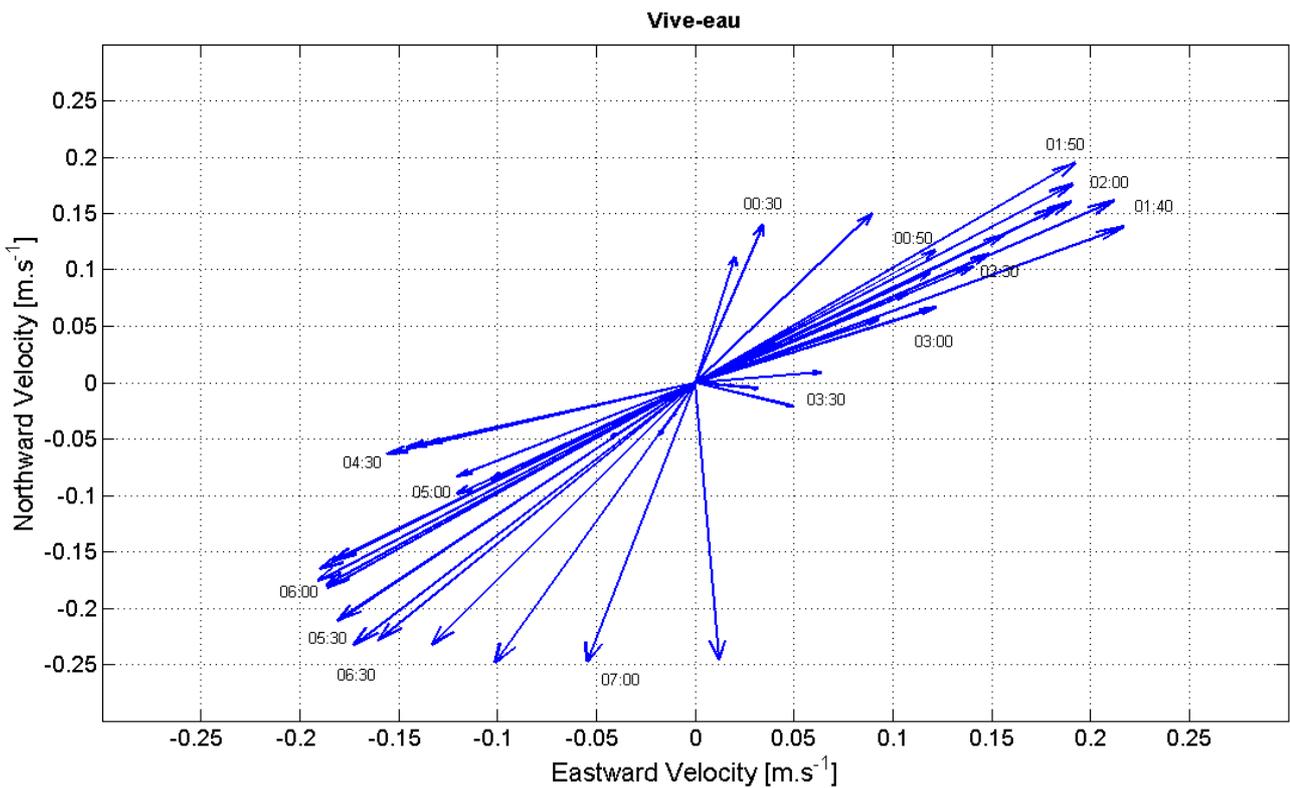
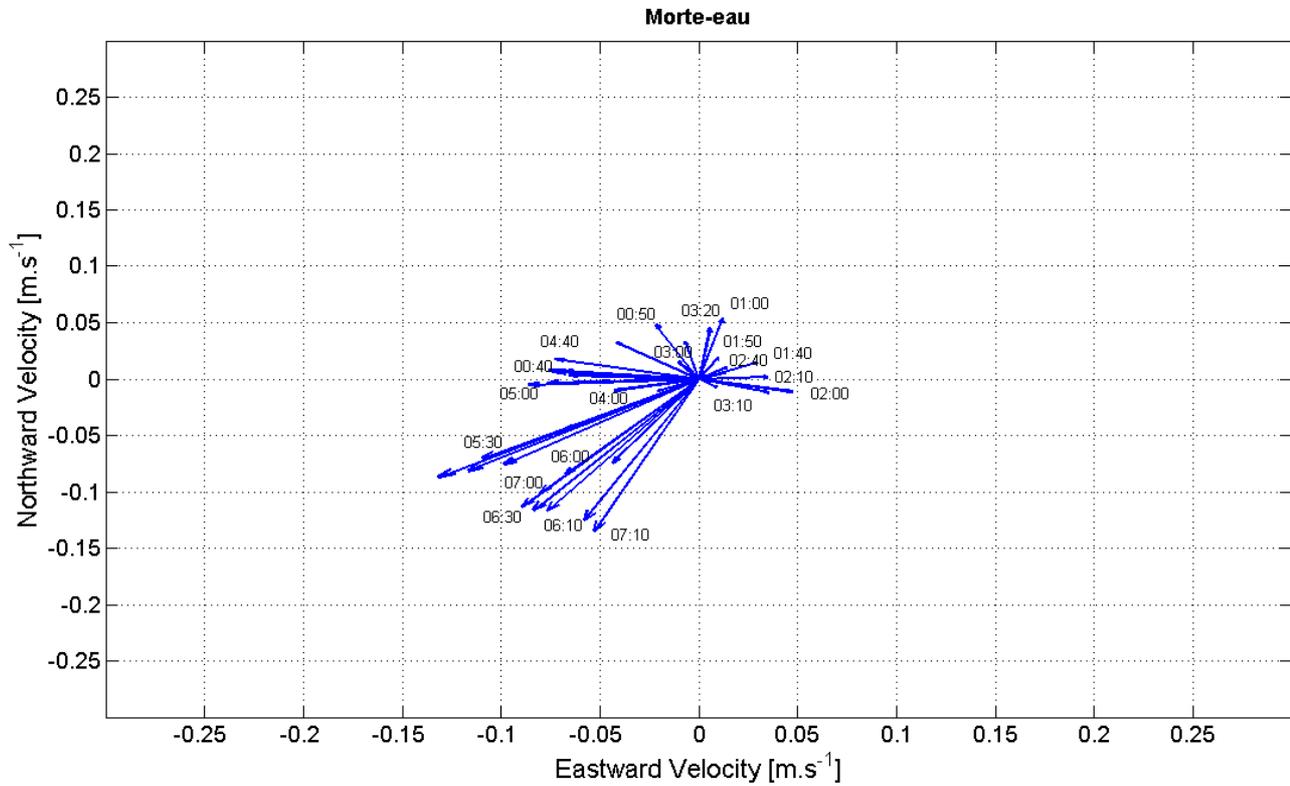


Tableau récapitulatif pour le calibrage des turbidimètres :

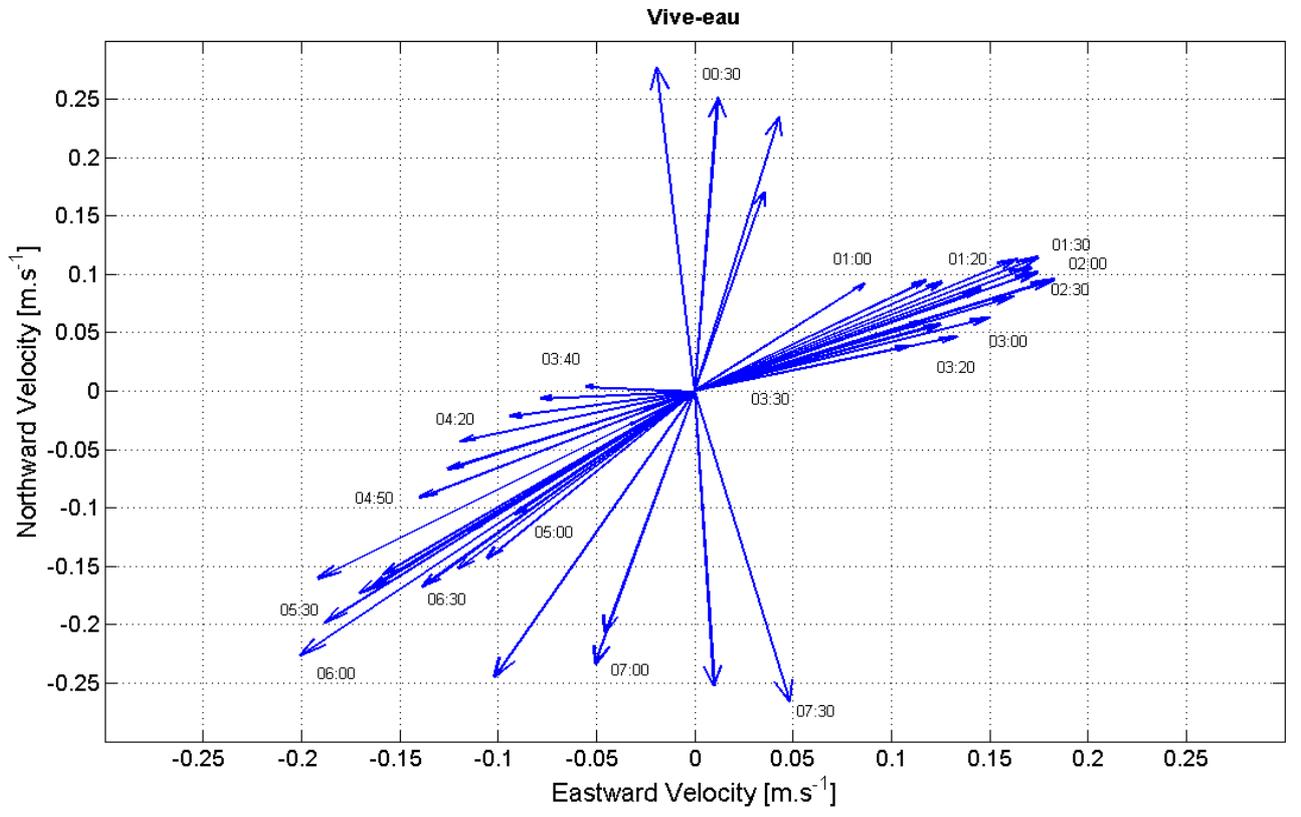
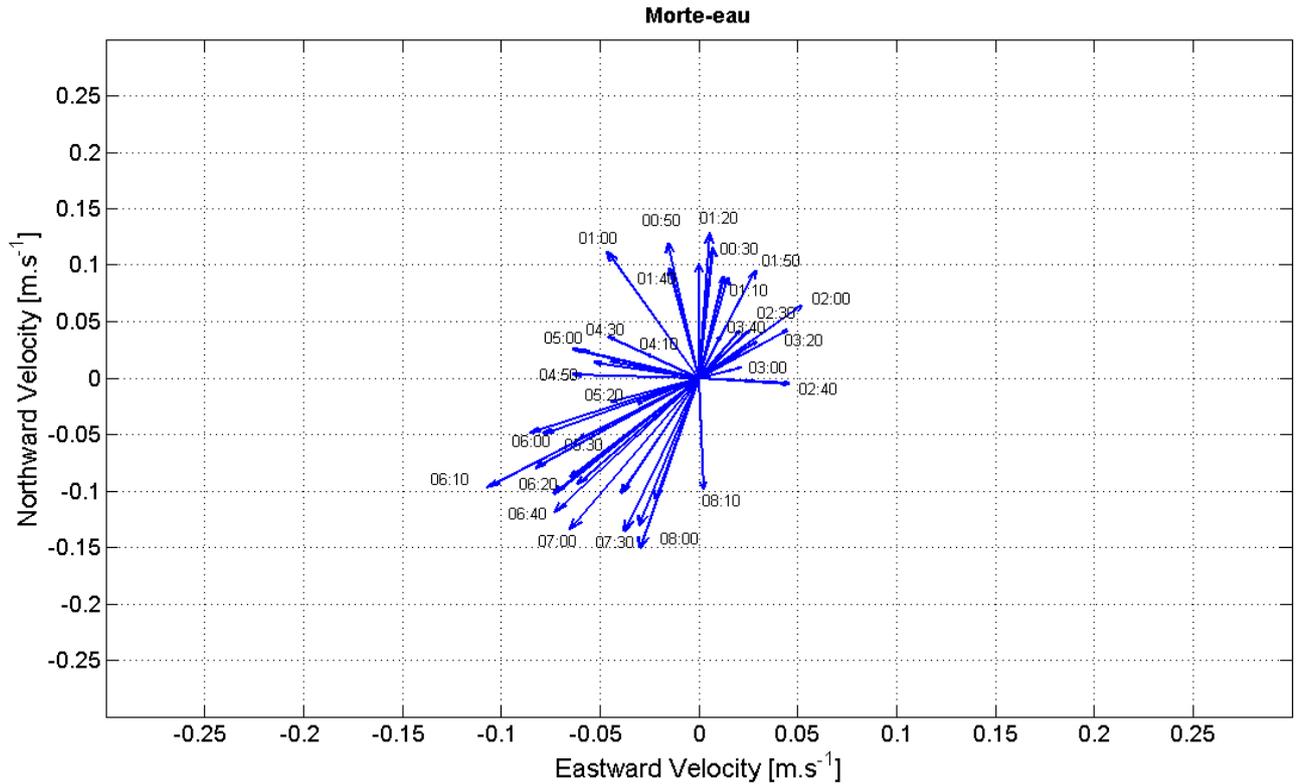
JUILLET 2009									
				Sédim. Frais			Sédim. Sec moy		
Station	Turbidimètre	Unité	Temps	a	b	R²	a	b	R²
GERM01	YSI-ADV1 et 2 (calib. Turbi.)	mg.L ⁻¹	12.Mars.09 / 29.Nov.10	0,0333	-0,0178	0,9994	0,01847	-0,0099	0,9994
GERM01	YSI-ADV2 (calib. Doppler)	mg.L ⁻¹	10.Juil.10 / 29.Nov.10	0,0338	-0,0459	0,9984	0,01877	-0,02547	0,9984
GERM01	TROLL [48296]	g.L ⁻¹	02.Mai.09 / 04.Juil.10	0,0076	-0,0118	0,9983	0,00427	-0,00657	0,9983
GERM03	TROLL [48296]	g.L ⁻¹		0,0076	-0,0118	0,9983	0,00427	-0,00657	0,9983
GERM04	TROLL [48295]	g.L ⁻¹	05.Nov.09 / 13.Juil.10	0,013	-0,0108	0,9984	0,0072	-0,006	0,9984
GERM04	YSI-SIBA	g.L ⁻¹	24.Juin.09 / 12.Aout.09	0,0064	-0,012	0,9972	0,00357	-0,0067	0,9972
GERM05	TROLL [48295]	g.L ⁻¹		0,013	-0,0108	0,9984	0,0072	-0,006	0,9984
NOVEMBRE 2009									
				Coeff. Filtrés			Coeff. Semi-raw		
Station	Turbidimètre	Unité	Temps	a	b	R²	a	b	R²
GERM01	WETLAB-1	g.L ⁻¹		2,3114E-04	-29,3159	0,8317	0,0019	-0,1127	0,998
GERM04	WETLAB-2	mg.L ⁻¹		0,2455	-3,1146E+04	0,8425	1,4854	-84,7865	0,9924

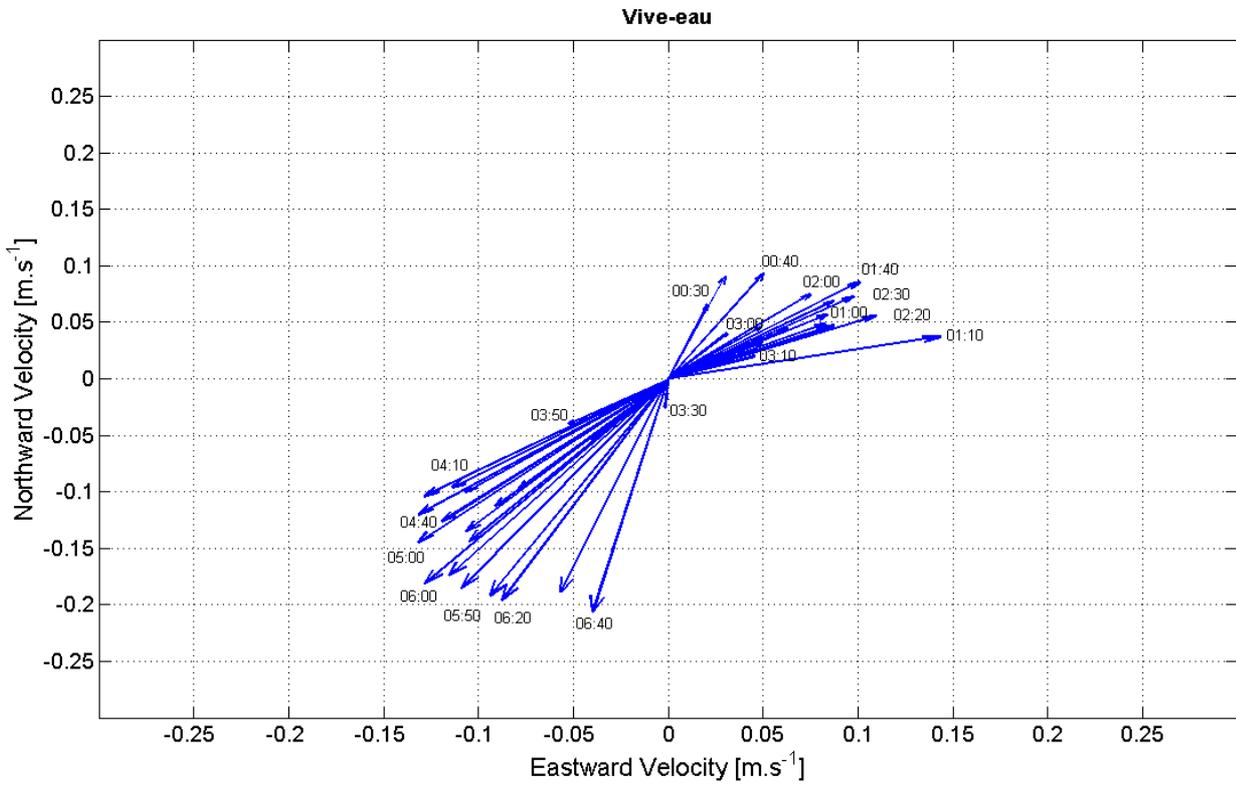
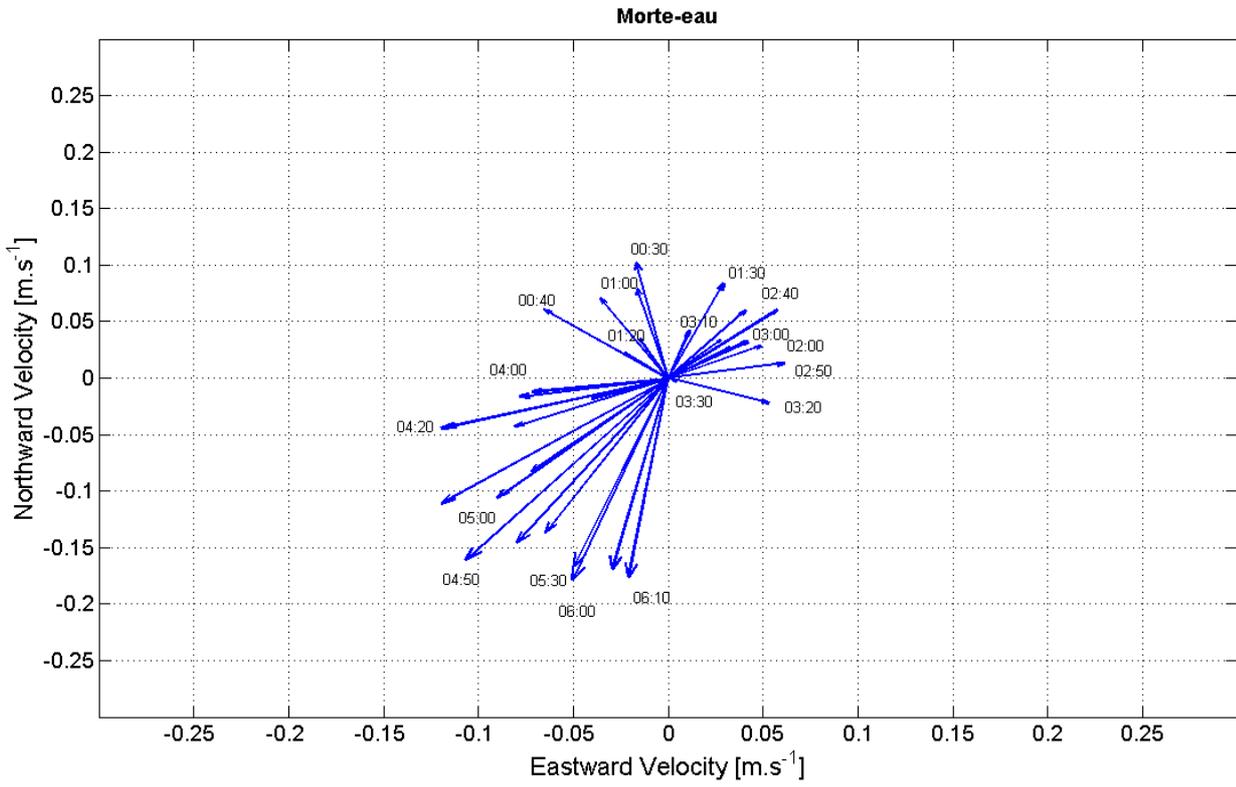
Annexe n°3

Ellipses de marée avec la durée écoulées depuis le début de la marée :



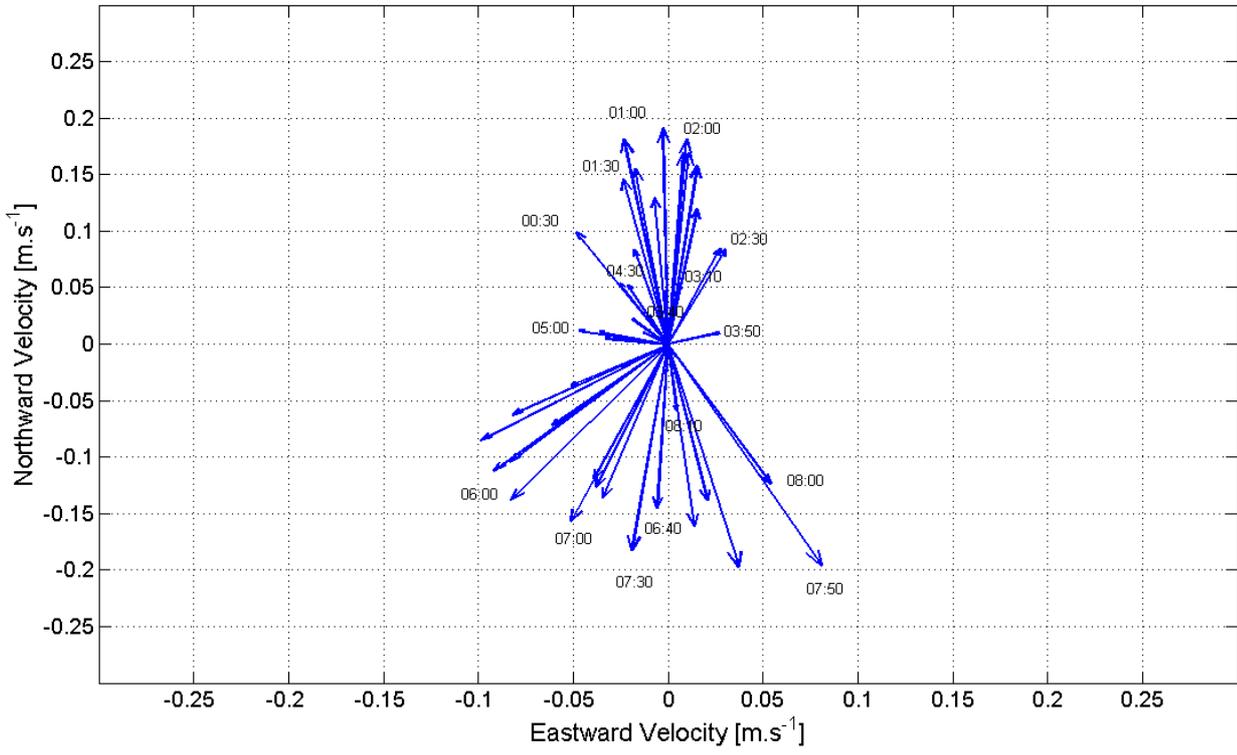
JANVIER – Germ 01



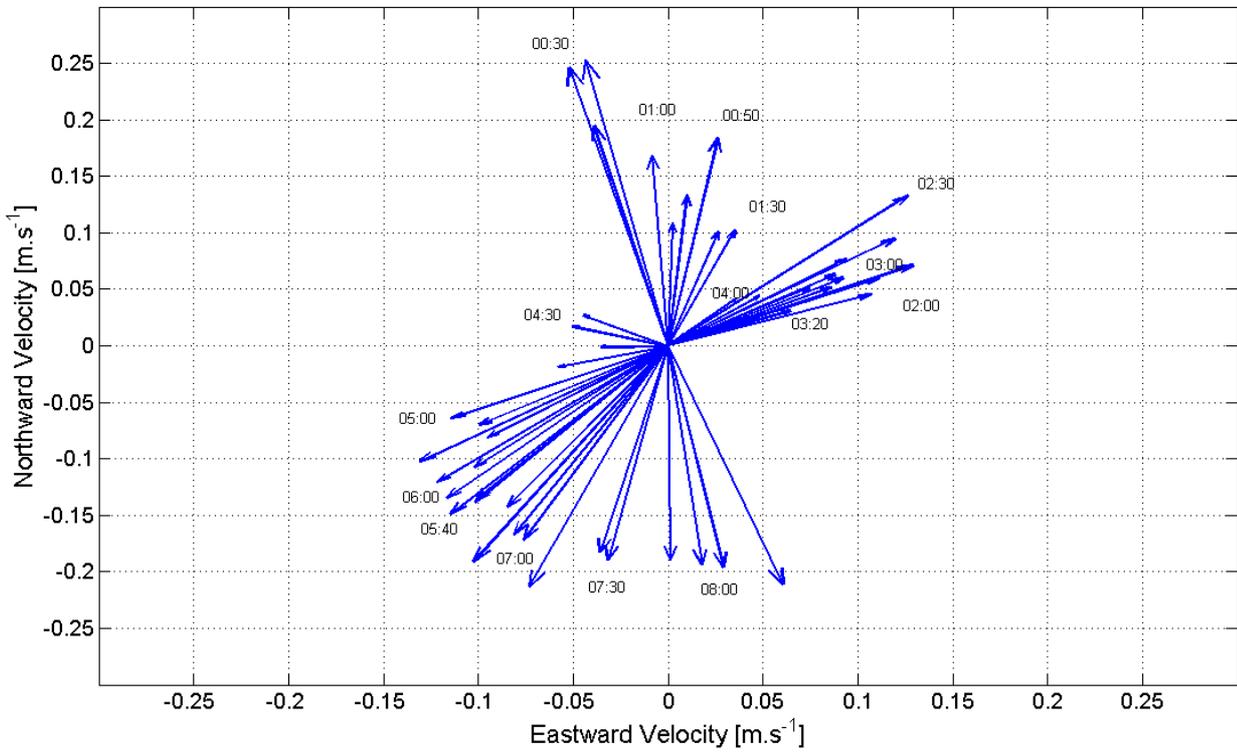


JUIN – Germ 01

Morte-eau



Vive-eau



Résumé

Connus pour atténuer les courants et la turbulence près du fond, les herbiers jouent également un rôle prépondérant dans la dynamique sédimentaire des milieux côtiers mais variable en fonction de l'espèce. Le Bassin d'Arcachon abrite le plus grand herbier d'Europe, majoritairement constitué de zostères naines et en régression depuis 1980. Dans ce contexte, il était indispensable d'étudier les interactions entre les herbiers et les processus hydrosédimentaires afin de mieux comprendre et anticiper les conséquences de ces régressions (Projet EC2CO EMPHASE). Dans le cadre de ce projet, une stratégie d'observation multi-instruments in situ a été mise en place sur deux sites proches dont un au centre d'un herbier. Les mesures ont été réalisées durant un cycle vives-eaux/mortes-eaux à trois stades de croissance des herbiers. Les résultats obtenus ont ainsi permis de montrer i) un effet d'atténuation du courant au fond (jusqu'à 95%) corrélé avec la croissance des herbiers, ii) la mise en place d'un « skimming flow » caractérisé par une augmentation de turbulence à sa limite inférieure et iii) une diminution de la remise en suspension en présence d'herbier. L'étude de l'orientation des courants a permis de discuter de l'origine des particules en suspension, sans toutefois permettre d'identifier les mouvements sédimentaires sur l'estran.

Mots-clés : *Zostera noltii*, dynamique sédimentaire, turbulence, atténuation des courants, skimming flow.

Abstract

Seagrasses are known to reduce currents and turbulence near the bottom, but they also play a key role in the sediment dynamic in coastal environments. The Arcachon lagoon shelters the largest European seagrass meadow, mainly *Zostera noltii*, but declining since the late 80s. The EMPHASE EC2CO project was conducted to investigate the interaction between seagrasses and hydrodynamics and sediment processes, and examine possible consequences this decline may have on the sediment balance within the lagoon. As part of this study, three in situ field campaigns were conducted on two close sites (vegetated and bare mud) for different growth stages during a fortnightly cycle in order to examine interactions between the vegetation, hydrodynamics and sediment processes. Results showed i) a significant attenuation (up to 95%) of the bottom currents correlated with the seagrass growth, ii), the development of a “skimming flow” characterized by increased turbulence in its limit lower, and iii) a reduction of sediment resuspension compared to the unvegetated sediment. The current orientation was used to assess the origin of the particles in suspension, but failed to clearly identify sediment movements above the tidal flats.

Keywords: *Zostera noltii*, dynamic sedimentary, turbulence, currents attenuation, skimming flow.