

Transplantations de zostères : un outil clé pour l'interprétation écologique des herbiers de l'Étang de Berre (Provence, France)

Réalisé par : **Florian DANDINE**



Stage réalisé au :



Cours Mirabeau
13130 Berre l'Étang

Sous la tutelle de **Guillaume BERNARD**
Chargé de mission scientifique

Septembre 2013

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à Guillaume BERNARD, mon tuteur de stage, sans qui je n'aurais pu faire ce stage. Merci à lui pour ses conseils, son calme et sa sérénité absolue !

Je tiens également à remercier Nicolas mon collègue de bureau, de terrain, de bateau, de barbeuc, un vrai homme à tout faire !

Un merci général à toute l'équipe du GIPREB, et tout d'abord à Raphaël GRISEL pour ses innombrables blagues le midi et ses rochers-coco, à Elizabeth pour son fameux « non mais à l'eau quoi ! », et à Isabelle pour nous conter ses voyages et sa joie de vivre communicative. Une mention particulière à Michelle la gourmande avec qui j'ai beaucoup ri tout au long de mon stage !

Le prochain remerciement va à Laetitia, ma partenaire de stage sans qui ce stage n'aurait pas eu le même goût. Merci pour son aide lors des sorties terrains, elle est devenue une vraie sirène ! Merci à son rire, à son chant (souvent faux...), et à nos délires tous loufoques.

Je tiens également à remercier mes deux responsables de master Philippe CUNY pour ses longues discussions sur l'avenir et David NERINI pour ses conseils en statistiques.

Enfin, je tiens à remercier particulièrement mes parents qui m'ont permis d'être là où j'en suis aujourd'hui, qui m'ont donné toutes les chances de réussir. Merci à eux pour ce qu'ils sont et pour tout ce qu'ils ont fait, font et feront.

Un dernier merci à un autre Florian pour tout...

‘La mer est sans routes, la mer est sans explications.’

Alessandro Baricco

Sommaire

Résumé	2
Abstract	3
1. Introduction	4
1.1 Introduction générale.....	4
1.2 Écologie des herbiers de zostères	6
1.2.1 <i>Zostera noltii</i>	6
1.2.2 <i>Zostera marina</i>	7
2. Matériels et méthodes	8
2.1 Sites d'étude	8
2.2 Dynamique des transplantations.....	9
2.2.1 Disposition des transplantations.....	9
2.1.2 Protocole de suivi	9
2.1.3 Analyse de la survie	10
2.2 Dynamique de l'herbier relique	10
2.2.1 Estimation des surfaces couvertes.....	10
2.2.3 Paramètres de vitalité	11
2.3 Dynamique environnementale	12
3. Résultats.....	13
3.1 Dynamique des transplantations.....	13
3.1.1 Analyse de la survie et croissance.....	13
3.1.2 Analyse de la croissance	15
3.1.3 Cartographie des transplantations	16
3.2 Dynamique de l'herbier relique	17
3.2.1 Estimation des surfaces couvertes.....	17
3.2.2 Paramètres de vitalité	19
3.3 Dynamique environnementale	22
3.3.1 Analyse de la lumière.....	22
3.3.2 Influence du vent sur la lumière.....	24
4. Discussion.....	26
4.1 Les transplantations.....	26
4.2 L'herbier relique	27
4.3 Interaction lumière, vent et herbier.....	28
4.4 Vers une poursuite des transplantations ?	29
5. Conclusion	30
Bibliographie	31
Annexes	36

Résumé

Les herbiers de zostères constituent un écosystème clé dans la réhabilitation de l'Étang de Berre. De mauvaises conditions environnementales ont considérablement fait chuter la surface qu'ils couvraient dans les années 1960. Malgré une amélioration récente des conditions, leur surface n'a pas augmenté et s'est stabilisée. Une expérience de transplantations a été réalisée en 2009 pour déterminer si ce phénomène était dû à une mauvaise vitalité de l'herbier relique ou à des conditions environnementales encore trop perturbées. Cette étude vise alors à aider à la prise de décision quant à la poursuite des transplantations dans l'Étang de Berre.

Pour cela, les herbiers reliques et les transplantations ont été suivis de 2009 à 2013. Les probabilités de survie 4 ans après les transplantations sont faibles (0,24 sur le site de l'embouchure de l'Arc et 0,04 sur celui de la Pointe de Berre, seuls sites sur les 6 originels où les transplants ont survécus). Cependant, les surfaces des herbiers reliques occupent aujourd'hui une surface de 405 m² au niveau de l'embouchure de l'Arc et de 5148 m² à la Pointe de Berre. L'analyse cartographique montre une progression en direction de la côte. Ces résultats montrent une stabilisation voire une légère augmentation pour l'herbier de Berre. Les mesures de vitalité telle que le LAI correspondent à la littérature (5,1 à Berre et 6,6 dans l'étang de Biguglia en Corse). L'analyse environnementale montre que la variable vent influe sur la quantité de lumière parvenant au fond lorsque sa valeur dépasse les 8 m.s⁻¹ (29 km.h⁻¹). Le déclin des transplants couplé au fait que l'herbier relique se maintient sans progression significative témoigneraient de conditions environnementales ne permettant pas la recolonisation des herbiers de zostères, notamment vers le large. Au vu de ces résultats, l'amélioration des conditions environnementales constitue un préalable à toute opération de transplantations de plus grande envergure.

Abstract

Zostera meadows are a key ecosystem in the Berre lagoon's rehabilitation. Bad environmental conditions led to a huge decrease of the zone they used to cover in the 60's. Even if there was a recent improvement of those conditions, their area did not increase but stabilized. A transplantation experiment was conducted in 2009 to understand if that phenomenon was due to a poor vitality in leftover meadows or to still too disturbed environmental conditions. This study means to help taking decision regarding pursuit of new transplants in the Berre lagoon. To do so, leftover meadows and transplants have been followed from 2009 to 2013. Probabilities of a 4 years survival after transplants are low (0.24 for river Arc mouth's site and 0.04 Pointe de Berre's site, the only 2 sites out of original 6, where transplants survived). However leftover meadows cover a 405 m² area at Arc's mouth site and 5,148 m² at Pointe de Berre site. Map analysis show a progress towards shore. Those results show a stabilization even a slight growth for Berre's meadows. Vitality measurements, such as LAI, match scientific literature (5.1 in Berre lagoon and 6.6 in the Biguglia lagoon - Corsica). Environmental analysis show that wind variable influence light quantity reaching the bottom when its value exceed 8 m.s⁻¹ (29 km.h⁻¹).

Transplants decline add to the fact that leftover meadows is stable show that environmental conditions are the ones forbidding zostera meadows recolonization, in particular towards shore. Considering those results, improving environmental conditions is a prerequisite for operation of larger scale transplants.

1. Introduction

1.1 Introduction générale

Entre terre et mer, les lagunes sont connues pour leur richesse floristique et faunistique. Leur taille limitée les rend cependant vulnérables aux apports de leur bassin versant.

Situé dans les Bouches-du-Rhône, l'Étang de Berre est le plus grand étang salé du littoral méditerranéen avec une superficie de 155 km². Il est situé au Nord-Ouest de la ville de Marseille et possède une jonction avec la mer Méditerranée par le canal de Caronte entre Martigues et Port-de-Bouc. Cette lagune de Berre est connue pour être fortement anthropisée notamment à cause de l'implantation de raffineries et d'industries pétrochimiques à partir des années 1930. En 1966, la construction de la centrale hydroélectrique d'EDF (Électricité de France) de St Chamas a engendré d'importantes modifications écologiques en rejetant de grands volumes d'eau douce et des apports importants de nitrates dans l'étang (BERNARD, 2007).

Les préoccupations environnementales commencent à apparaître dans les années 1990 en Europe. La directive cadre sur l'eau (DCE), d'octobre 2000, retranscrite en droit français en 2004, va ainsi fixer comme objectifs, pour les lagunes en mauvais état écologique, de suivre des programmes de restauration adaptés.

Dans cette lignée, le GIPREB (Gestion Intégrée Prospective et Restauration de l'Étang de Berre) a été créé en 2000 et a pour objectif la restauration de l'Étang de Berre. Parmi les différents domaines traités, l'accent est porté sur la restauration des herbiers de phanérogames devant recouvrir 50 % de la surface végétalisée de l'étang afin de prétendre au 'bon état écologique' selon la DCE (IFREMER, 2012).

En effet, ces herbiers, sensibles à de nombreux facteurs environnementaux contrôlant leur croissance et leur répartition (van DER HEIDE *et al.*, 2010-2011), ont vu leur superficie diminuer dans diverses lagunes de France, notamment dans l'Étang de Berre où les herbiers de zostères ont quasiment disparu entre 1965 et 1995. La surface couverte par l'herbier est passée de 6 000 ha à quelques tâches reliques représentant 1 ha au total, surface stable ces dernières années (Fig. 1), ce qui rend l'herbier fonctionnellement éteint malgré la diminution des rejets industriels au fil du temps (BERNARD *et al.*, 2007). Leur rétablissement s'avère être une priorité, d'autant plus qu'ils sont considérés comme des espèces 'ingénieurs d'écosystèmes', c'est-à-dire comme étant '[...] *des organismes qui contrôlent directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour d'autres organismes, en causant des changements de l'état physique des matériaux biotiques ou abiotiques. En faisant cela ils*

maintiennent ou créent des habitats [...] (JONES *et al.*, 1994). Ainsi, les herbiers de zostères présentent un intérêt écologique mais également économique puisque ces habitats servent de zone de reproduction, de nurseries et de nourrissage pour des espèces d'intérêt économique.

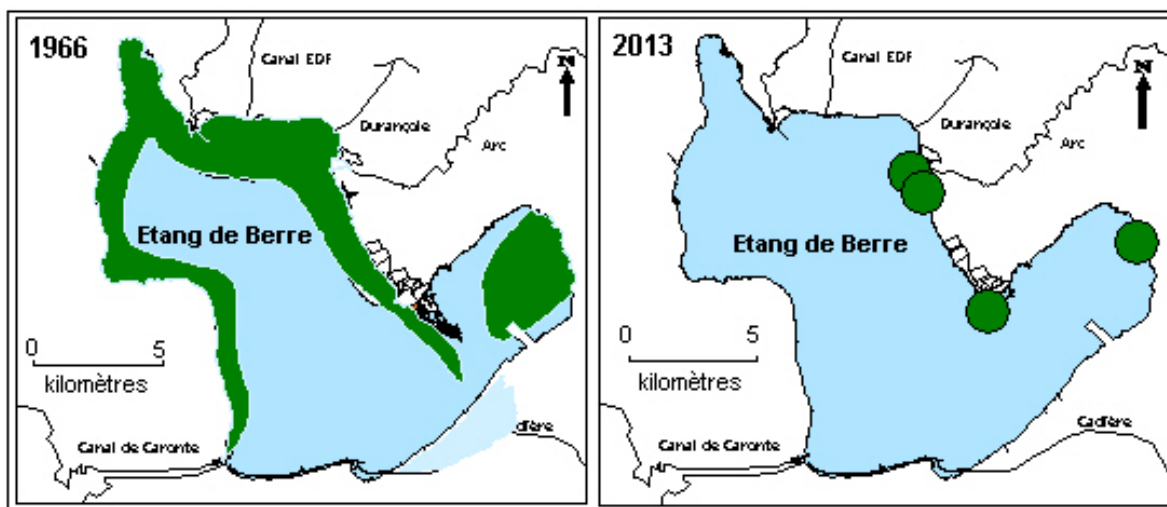


Figure 1 : Evolution de la répartition des herbiers de zostères (représentés par les ronds verts) entre 1944 et 2013 dans l'Étang de Berre (BERNARD *et al.* 2004).

Leur recolonisation naturelle étant très lente, un renforcement des populations a été envisagé en 2009. Selon C.F. Boudouresque (2000), '*on parle de renforcement des populations quand on relâche ou replante des individus d'une espèce menacée dans une région d'où elle n'a pas disparu mais où ses effectifs sont considérés comme trop bas.*'.

Ce renforcement a consisté en la transplantation de deux espèces de zostères en juin 2009 : *Zostera noltii* (la seule des deux espèces encore présente naturellement aujourd'hui) et *Zostera marina* (espèce qui n'était plus signalée de façon pérenne depuis 1972 et ponctuellement observée en 2005 (BERNARD *et al.* 2005)) sur 6 sites de l'étang anciennement couverts d'herbiers. Outre le caractère de recolonisation, ces transplantations ont pour but de mieux appréhender le fonctionnement de l'herbier en place.

La première expérience de réimplantation de zostères date de 1947. Il s'agissait de l'espèce *Zostera marina*, réimplantée sur la côte Est des Etats-Unis (ADDY, 1947a et 1947b). Une série de réimplantations a suivi dans les années 1980 et 1990 aux Etats-Unis principalement. Elles concernaient les espèces *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* et *Zostera marina* (THORHAUG, 1979 ; FONSECA *et al.*, 1982 ; MEINESZ *et al.*, 1990 ; SHERIDAN *et al.*, 1958). Au Japon, ils ont tenté l'expérience de la germination de graines de *Zostera marina* en aquarium avant la plantation *in situ* (KAWASAKI *et al.*, 1988). En Europe également, plusieurs études sur ce sujet ont vu le jour. En France, par exemple, dans les Bouches-du-Rhône et dans le Var, *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii* ont été réimplantées sous forme de mottes (MEINESZ et VERLAQUE, 1979 ; JEUDY DE GRISSAC, 1984).

Enfin en Italie, dans la lagune de Venise, il y a eu des transplantations concernant trois espèces : *Zostera marina*, *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* (CURIEL *et al.*, 1994 ; RISMANDO *et al.*, 1995 ; FACCIOLI, 1996). Plus récemment, en 2008, des réimplantations de *Zostera noltii* et de *Ruppia cirrhosa* ont eu lieu dans 3 lagunes du Languedoc-Roussillon (HEBERT *et al.*, 2012). Un état des lieux des connaissances sur les opérations de transplantations a d'ailleurs été réalisé en 2012 (CUNHA A.H. *et al.*, 2012)

Dans ce contexte, cette étude vise à aider à la prise de décision concernant la poursuite des expérimentations de transplantations de zostères dans l'Étang de Berre. Pour cela, le suivi des transplantations depuis leurs implantations jusqu'à cette année sera réalisé et analysé. En parallèle à cette analyse, la dynamique de l'herbier relique, en jouant le rôle de témoin indigène, sera également étudiée sur la même période de temps afin de comparer leurs évolutions respectives. Enfin, cet exposé tentera de déterminer l'influence des paramètres environnementaux sur l'herbier.

1.2 Écologie des herbiers de zostères

Les deux espèces présentées, en raison de leur importance écologique en tant qu'ingénieurs d'écosystème, bénéficient d'un arrêté de protection en région PACA depuis 1994. Par ailleurs, *Z. marina* est protégée en Europe par la convention de Berne datant de 1998 et par la convention de Barcelone ratifiée par la France en 2002 (BERNARD, 2007). En 2004, les zostères intègrent également la liste OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) des espèces et habitats menacés et/ou en déclin (OSPAR, 2004).

1.2.1 *Zostera noltii*

Zostera noltii Hornemann (= *Nanozostera noltii* (Hornemann.) Tomlinson et Polvzny) est une magnoliophyte à affinité marine largement répandue dans l'Atlantique nord (Fig.2), de la Suède jusqu'à la Mauritanie, où elle peut édifier de vastes herbiers. Elle est plus rare en Méditerranée et en Mer Noire où elle se cantonne aux lagunes littorales et à certaines baies abritées car c'est une espèce euryhaline qui supporte une certaine dessalure. Cependant, elle supporte moins bien des changements rapides et prolongés de conditions hydrologiques et sédimentaires et du taux de sels nutritifs. On peut la rencontrer dans la 'Biocénose Euryhaline et Eurytherme' ou dans la 'Biocénose des Sables Vaseux en Mode Calme'. Cette espèce se présente sous la forme de minces rhizomes rampants, portant des faisceaux de 3 à 5 feuilles rubanées étroites (environ 2 mm de large), mesurant de 10 à 30 cm de longueur (BERNARD *et al.*, 2007 ; IFREMER, 2010).

1.2.2 *Zostera marina*

Zostera marina Linnaeus est une espèce cosmopolite, très largement présente dans l'hémisphère nord, du Pacifique à l'Atlantique. En Méditerranée, l'espèce est rare, généralement observée en herbier mixte avec d'autres espèces de magnoliophytes telles que *Zostera noltii* ou *Cymodocea nodosa*. Elle est plus sensible que *Z. Noltii* aux changements sédimentaires. En effet, une perte de sédiments peut déchausser l'herbier. Tout comme *Z. noltii*, elle supporte mal les changements rapides et prolongés des paramètres environnementaux. Elle est confinée à des biotopes infralittoraux superficiels et très abrités comme les lagunes littorales ou, en mer ouverte, dans les fonds de baies. Elle peut se développer plus en profondeur que *Z. noltii*, mais reste généralement limitée à des profondeurs inférieures à 5 m. Cette plante possède des rhizomes rampants, épais de 2 à 5 mm, avec de nombreuses racines. Les feuilles rubanées, non denticulées, mesurent de 2 à 12 mm de large et jusqu'à 150 cm de long (BERNARD *et al.*, 2007 ; IFREMER, 2010).

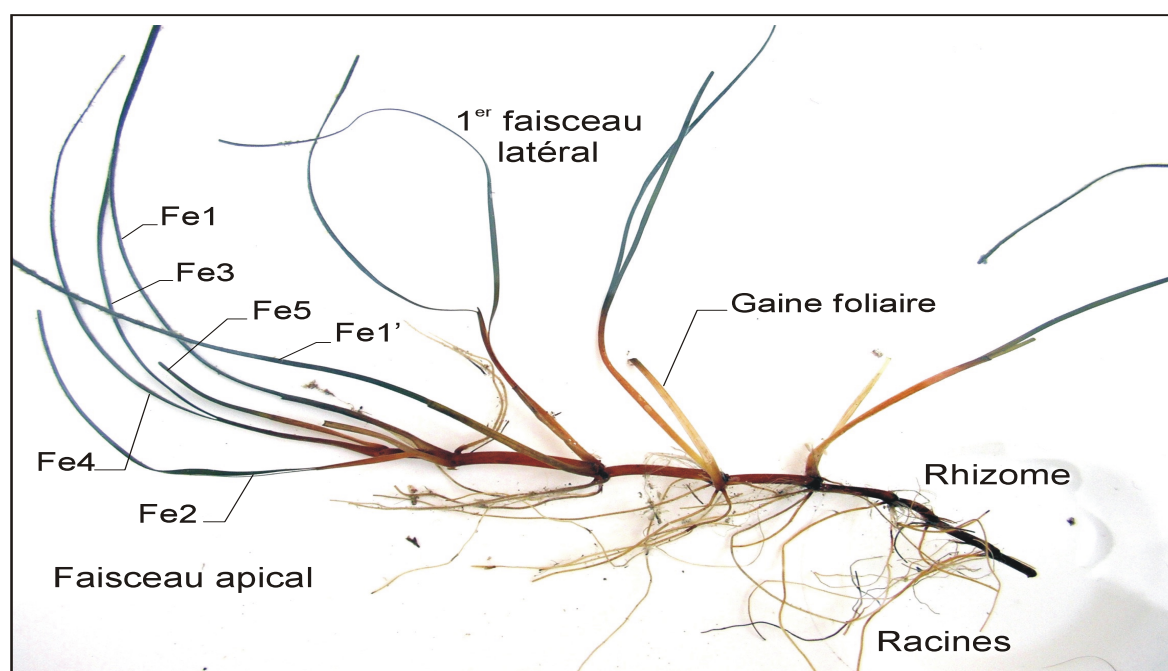


Figure 2 : Illustration de la structure morphologique d'un rhizome de *Zostera noltii*. Fe1 à Fe5 : feuilles du faisceau apical numérotées dans leur ordre d'insertion, de la plus ancienne à la plus jeune. Fe1' = ancienne feuille 1 du faisceau apical, d'après BERNARD (2007).

2. Matériels et méthodes

2.1 Sites d'étude

Les transplantations ont eu lieu sur 6 sites dont 2 à proximité de l'herbier relique (embouchure de l'Arc, Pointe de Berre). Les autres sites se situent là où on pouvait encore en retrouver il y a moins de 20 ans : anse des Merveilles, Saint-Chamas, Figuerolles et dans l'étang de Vaïne (Fig. 3). Ces sites ont été sélectionnés selon les contraintes liées au milieu (profondeur, hydrodynamisme, rejets urbains et industriels, zones portuaires, embouchures de fleuve, moulières, accumulation d'algues en épaves), et celles liées aux usages et activités (zones portuaires et aéroportuaires, zones d'écopage de Canadairs, chenaux de navigation dragués, canalisations et câbles sous marins et zones de chasse à poste) (SAFEGE, 2009). Les opérations de transplantations et le suivi ont été réalisés par le bureau d'étude Morancy Conseil Environnement jusqu'en 2012.

L'herbier relique est suivi annuellement depuis 2005 sur 2 zones géographiques. La première est localisée au niveau de la Pointe de Berre tel que le montre la figure 3. Cette zone s'étend jusqu'à 150 m de la côte et se situe à 1.50 m de profondeur maximum. La deuxième se situe à de l'embouchure de l'Arc et ne dépasse pas les 2 m de fond. Ces deux zones représentent les vestiges de l'herbier de *Z. noltii* dans l'Étang de Berre selon un état de référence réalisé en juin 2009 (BERNARD *et al.*, 2005 ; 2007 ; GIPREB, 2011).

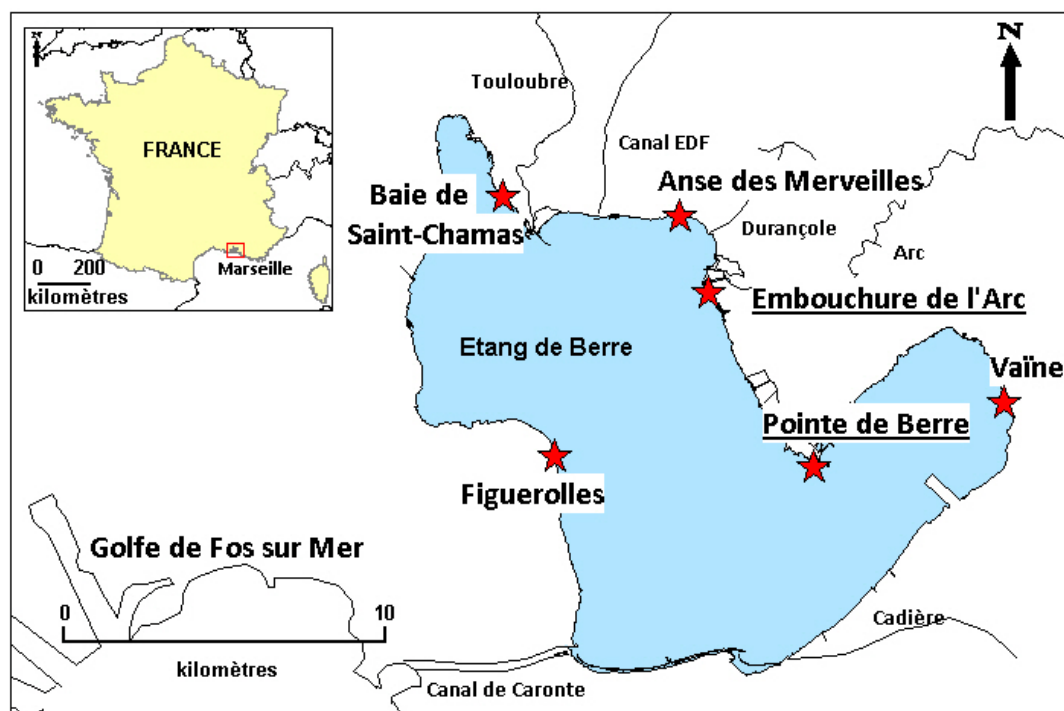


Figure 3 : Localisation des 6 sites d'étude des transplantations et des 2 sites d'étude des herbiers reliques de *Z. noltii* (souligné) de l'Étang de Berre.

2.2 Dynamique des transplantations

2.2.1 Disposition des transplantations

Sur chacun des sites, les transplants ont été disposés le long de 3 transects long de 30 m (Fig. 4), parallèles au trait de côte. Chaque transect est composé de 30 groupes de boutures de *Z. noltii*, 30 groupes de boutures de *Z. marina* espacés de 0.5 m et de 15 mottes de *Z. noltii* espacées de 2 m, soit 75 transplants par site. Chaque transplant mesure 12 cm de diamètre. Leur profondeur est comprise entre 0.8 et 1.2 m.

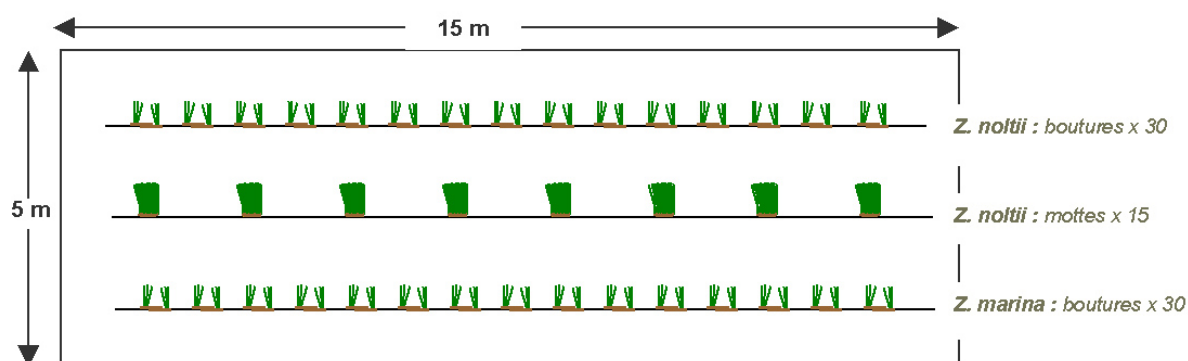


Figure 4 : Schéma de la répartition des transplants sur chaque sites de transplantation de l'Étang de Berre.

2.1.2 Protocole de suivi

Le protocole de suivi consiste d'une part à évaluer *in situ* la survie des transplants et d'autre part à observer leur croissance (SAFEGE, 2009). La croissance est suivie par plusieurs paramètres tels que le diamètre maximal du transplant (mesure de la plus grande longueur avec une précision centimétrique), la longueur des feuilles et la densité de faisceaux par transplants. L'état général du transplant est également évalué (bon, épiphyté, déchaussé, nécrosé, brouté, etc.). Enfin, une photographie de chaque transplant est prise. Les résultats obtenus incrémentent une base de données qui permet de visualiser l'évolution des paramètres depuis 2009 (Annexe 4). Les dates de campagnes de suivi des transplants ont été regroupées dans le tableau 1. Ces campagnes sont réalisées depuis 2013 par le GIPREB dans le cadre de cette étude. À ce protocole de suivi s'ajoute cette année une cartographie de la position des transplants. Cette analyse spatiale servira de point de départ pour voir l'évolution future de leurs déplacements.

Tableau 1 : Dates des relevés *in situ* de la survie et des paramètres de croissance des transplants sur les 6 sites d'étude en 2013.

Sites	Arc	Berre	Saint-Chamas	Vaïne	Figuerolles	Merveilles
Observations <i>in situ</i>	14-mai	16-juil	08-juil	05-juil	15-juil	08-juil

2.1.3 Analyse de la survie

Le traitement statistique des données de survie des transplants depuis 2009 est réalisé avec les logiciels R et Xlstat Life. Une analyse de la variance (Anova) est d'abord effectuée dans le but d'observer les différences entre les sites. L'application de la méthode de Kaplan-Meier (1958) permet ensuite d'estimer la probabilité de survie à l'aide d'une fonction de survie notée $S(t)$, dont la courbe décrit l'évolution de la survie des 75 transplants en fonction du temps (Annexe 1). Sur cette courbe, les pourcentages de survie réellement observés sont positionnés. Enfin, un test de log-rank (MANTEL 1966, PETO et PETO 1972, COX 1972) permettra de comparer les courbes de survie sur les différents sites.

2.2 Dynamique de l'herbier relique

2.2.1 Estimation des surfaces couvertes

Les surfaces couvertes par l'herbier sur les 2 sites de l'embouchure de l'Arc et de la Pointe de Berre ont été estimées grâce à des photographies aériennes (capturées en juin 2013) selon un protocole standardisé (altitude, angle, heure de prise de vue, résolution, contraste) décrit dans la littérature (LEFÈVRE *et al.*, 1984). Des vérités terrains ont été réalisées en aval sur les 2 sites. Chaque tache d'herbier rencontrée a été entourée au moyen d'un GPS (MobileMapper Magellan) avec une précision sub-métrique. Environ 2 jours de terrain par site ont été nécessaires pour délimiter les taches d'herbier (Tab. 2).

Tableau 2 : Dates des vérités terrains sur les 2 sites d'études de l'Arc et de la Pointe de Berre en 2013.

Arc	Berre
22 juillet	07 – 10 juin

L'interprétation des photographies aériennes a été réalisée sous SIG (Système d'Information Géographique) (MapInfo®) par digitalisation manuelle. Les pixels foncés sont considérés comme correspondant à l'herbier. Afin d'appuyer la précision de l'interprétation, une surface couverte minimale et une surface couverte maximale ont été déterminées en plus de la procédure normale de cartographie (FREDERIKSEN *et al.*, 2004 ; BERNARD *et al.*, 2007). Cette marge d'erreur a été déterminée en augmentant ou en diminuant la valeur seuil des pixels pris en compte. La surface est alors exprimée en mètre carré et en pourcentage par rapport à une surface couverte potentielle du site limitée par l'isobathe 2 m. Les relevés GPS de vérités-terrain ont été intégrés au SIG et superposés aux photographies aériennes pour aider à leur interprétation. Les résultats sont retransmis sous forme de cartes montrant l'évolution des herbiers entre 2009 et 2013 sur les 2 sites de l'Arc et de Berre.

2.2.3 Paramètres de vitalité

Le protocole réalisé pour le suivi des paramètres de vitalité des zostères est basé sur des méthodes standardisées réalisées dans le cadre du suivi des herbiers de *Posidonia oceanica* en Méditerranée (MARCOS-DIEGO *et al.*, 2000 ; BOUDOURESQUE *et al.*, 2000, 2006a, b) et dans le cadre du suivis des herbiers de zostères sur la côte Atlantique (selon les ‘recommandations pour un programme de surveillance adapté aux objectifs de la Directive Cadre Eau’, 2005). Ce protocole est appliqué par le GIPREB depuis 2005 (GIPREB, 2011).

Le suivi des paramètres phénologiques (densité de faisceaux, indice de surface foliaire (LAI), nombre total de feuilles, nombre de feuilles par faisceau, biomasse endogée, épigée et épiphytée) a été réalisé de mai à août 2013 (Tab. 3).

Tableau 3 : Dates des relevés réalisés *in situ* pour le comptage des densités et pour les prélèvements de zostères pour les mesures de biomasses et indices foliaires à la Pointe de Berre et à l’embouchure de l’Arc en 2013.

Prélèvements	ARC	02-mai		12-juil	
	BERRE	03-mai		12-juil	
Comptage <i>in situ</i>	ARC	02-mai	03-juin	12-juil	12-août
	BERRE	03-mai	03-juin	16-juil	13-août

Pour la densité, les faisceaux de feuilles sont dénombrés en plongée dans un quadrat de 20 cm sur 20 cm, positionné de façon aléatoire dans l’herbier. Vingt réplicats par site sont effectués. Pour les biomasses et les indices foliaires, 3 réplicats par site ont été effectués à l’aide d’un carottier de 15 cm de diamètre sur une profondeur de 20 cm (profondeur maximale des racines). Les échantillons ont ensuite été nettoyés sur un tamis de maille 1 mm afin d’éliminer le sédiment. La suite du travail s’est déroulée en laboratoire où les feuilles et les rhizomes ont été mesurées. Les épibiontes des feuilles ont été enlevés en grattant la feuille à l’aide d’une lame de rasoir.

L’indice de surface foliaire (LAI : Leaf Area Indice) est utilisé en tant qu’indicateur de la surface utile de la plante. En effet, il est défini selon Weiss en 1998, comme étant ‘la principale variable qui gouverne le transfert radiatif puisqu’il reflète la quantité de surface des feuilles qui interceptent la lumière’. Il est calculé de la façon suivante (BRUN *et al.*, 2003 ; PERGENT-MARTINI *et al.*, 2005 ; PASQUALINI *et al.*, 2006) :

$$\text{LAI} = [(\text{surface foliaire totale} / \text{nombre de faisceaux}) * \text{densité de faisceaux}]$$

Pour les mesures de la biomasse, rhizomes, racines, feuilles et épibiontes sont séchés à 60°C pendant 72 heures. Chacune des masses sèches est pesée afin d’obtenir 3 biomasses (épigée, endogée et épiphytée).

Les résultats acquis en 2013 sont comparés à ceux des années 2009 à 2012. La normalité des échantillons a été testée en premier lieu par le test de Shapiro-Wilk sous le logiciel Xlstat® Addinsoft. Les échantillons qui ne suivent pas la loi Normale sont alors traités par des tests non paramétriques. Une comparaison année par année et site par site est réalisée par le test de Kruskal-Wallis (K échantillons indépendants). Des comparaisons deux à deux entre les 2 sites pour les paramètres phénologiques sont réalisées par le test de Mann-Whitney. Ces tests permettront de tester la similarité entre les échantillons.

2.3 Dynamique environnementale

Les principales variables hydrologiques font l'objet d'un suivi mensuel sur 10 stations dans l'Étang de Berre, réalisé par le GIPREB (GIPREB, 2011).

De façon complémentaire, les contaminations des sédiments en métaux lourds, hydrocarbures et pesticides, ont été relevées sur les sites d'herbiers par le GIPREB en 2008 (GIPREB, 2011). La mesure de la lumière incidente est réalisée depuis 2007 sur les sites de l'Arc et de Berre par des capteurs d'irradiance (HOBO®) installés *in situ* de mai à août à 1 m de profondeur, en limite inférieure des herbiers de *Z. noltii*. Un capteur identique installé en surface permet de calculer le pourcentage de lumière incidente (calculé sur 24 heures) parvenant à 1 m de profondeur sous la surface de l'eau. Les capteurs ont été relevés et remplacés chaque semaine pour éviter les effets de colonisation par les épibiontes (Annexe 2).

L'analyse des conditions lumineuses se base sur des régressions non paramétriques en s'appuyant sur le modèle de Loess pour les années 2009, 2010 et 2013. Le seuil des 10 % d'irradiance, considéré dans la littérature comme la limite en dessous de laquelle la croissance des zostères est menacée (DUARTE, 1991 ; BORUM et GREVE, 2004), est intégré à l'analyse. Les années 2011 et 2012 ne présentaient pas suffisamment de données pour être exploitées de cette manière. Une représentation graphique en boîtes à moustache est donc utilisée.

Les résultats acquis en 2013 sont comparés à ceux des années 2009 à 2012. La normalité des échantillons a en premier lieu été testée par le test de Shapiro-Wilk sous le logiciel Xlstat® Addinsoft. Les échantillons qui ne suivent pas la loi Normale sont alors traités par des tests non paramétriques.

La variable vent est suivie par une station météo (weather vantage pro II) installée sur le toit des locaux du GIPREB depuis le mois de mai 2013. L'analyse graphique des données récoltées est mise en relation avec les données de lumière à l'embouchure de l'Arc et à la Pointe de Berre afin d'étudier les relations entre intensité et direction du vent avec la lumière au fond.

3. Résultats

3.1 Dynamique des transplantations

3.1.1 Analyse de la survie et croissance

L'Anova réalisée sur la survie entre les 6 sites n'a pas montré de distinction entre les sites. Les fonctions de survie issues de l'analyse de Kaplan-Meier sont présentées figure 5 (t0 correspondant au mois de juin 2009). Il y figure également le pourcentage de survie effectivement observé sur les 6 sites, toutes méthodes et *Z. noltii* et *Z. marina* confondues. Les sites de Vaïne, de l'anse des Merveilles et de Saint-Chamas se distinguent des 3 autres en voyant les probabilités de survie de leurs transplants chuter brutalement dès les premiers mois qui correspondent au premier été (respectivement 0.41, 0.18 et 0). Sur les 3 autres sites, après une chute brutale les 3 premiers mois, la courbe de survie décroît plus régulièrement au cours du temps, sans voir d'autres épisodes de chute. En juillet 2013, les probabilités de survie sur les sites de l'Arc, de Berre et de Figuerolles sont respectivement de 0.24, 0.013 et 0.013. On remarque, sur le site de l'Arc en particulier, que les probabilités de survie estimées par Kaplan-Meier et les taux d'individus effectivement observés sont différents. Cela s'explique par la présence de 3 transplants vivant à t36 comptés comme mort à t24. Le test de log-rank montre des différences significatives des fonctions de survie pour les différents sites comparés deux à deux (Annexe 1), à l'exception des sites de Vaïne et de Saint-Chamas présentant une similarité significative (p-value = 0.914 >> 0.05).

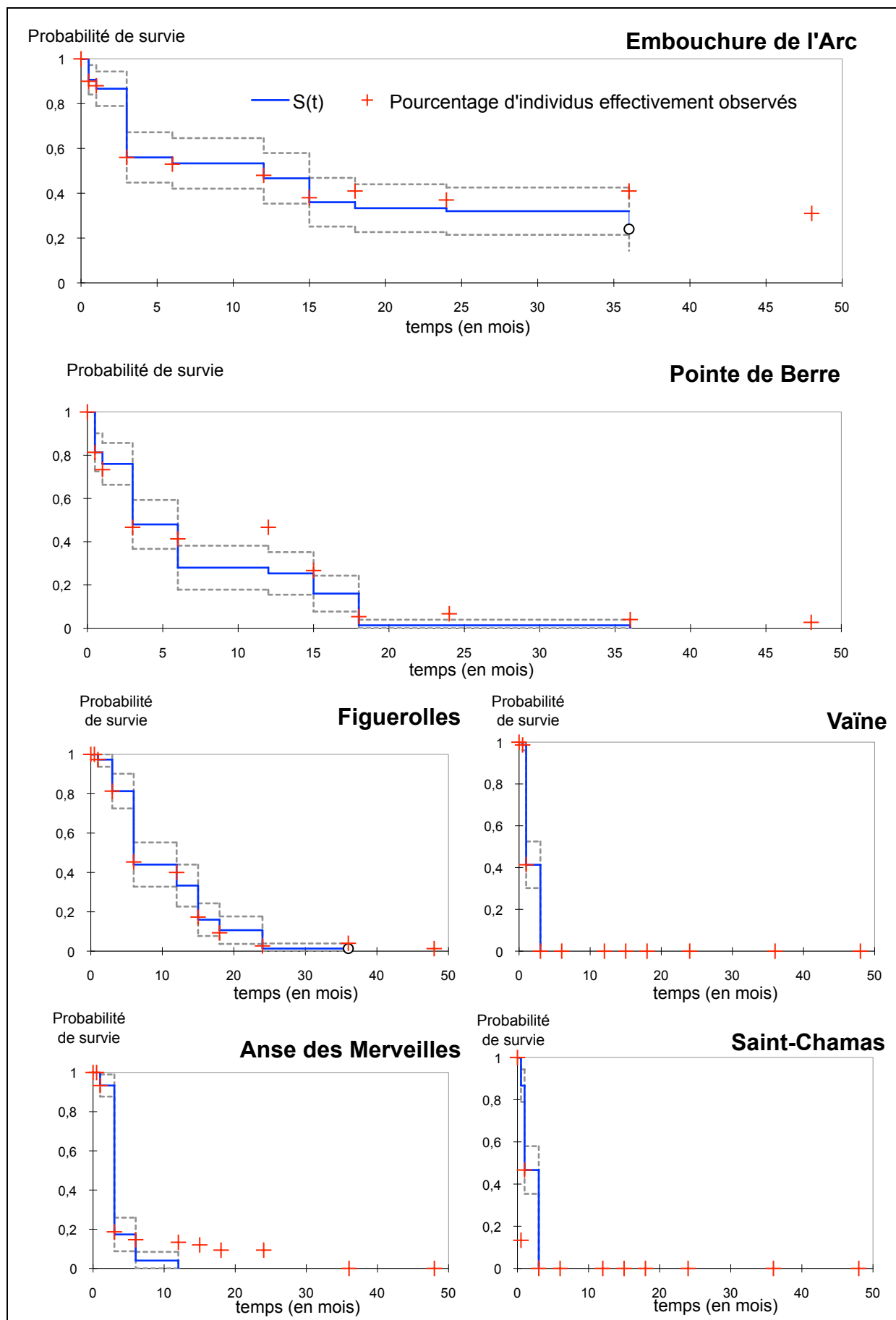


Figure 5 : Fonctions de survie sur les 6 sites de transplantation entre juin 2009 (t_0) et juillet 2013 (t_{48}), Étang de Berre (croix rouge : pourcentage d'individus effectivement observés, ligne bleue : fonction de survie $S(t)$, ligne pointillée : intervalle de confiance à 95% de la fonction de survie).

3.1.2 Analyse de la croissance

L'analyse de la survie s'accompagne du suivi de l'extension des transplants ayant survécu (Fig. 6 et 7). Seuls les résultats des sites de l'Arc, de Berre, de Figuerolles et des Merveilles sont exposés ici, les transplants ayant disparu des sites de Vaïne et de Saint-Chamas. Le diamètre maximal moyen des transplants de *Z. noltii* augmente régulièrement jusqu'à t18 (Fig.6) atteignant environ 50 cm. Ensuite il y a une augmentation plus importante du diamètre maximal moyen sur le site de l'Arc qui atteint 160 cm. En revanche, les diamètres n'augmentent plus voir régressent sur les 3 autres sites (Berre, Figuerolles et Merveilles), les transplants ayant totalement disparu du site des Merveilles au printemps 2012 (t36).

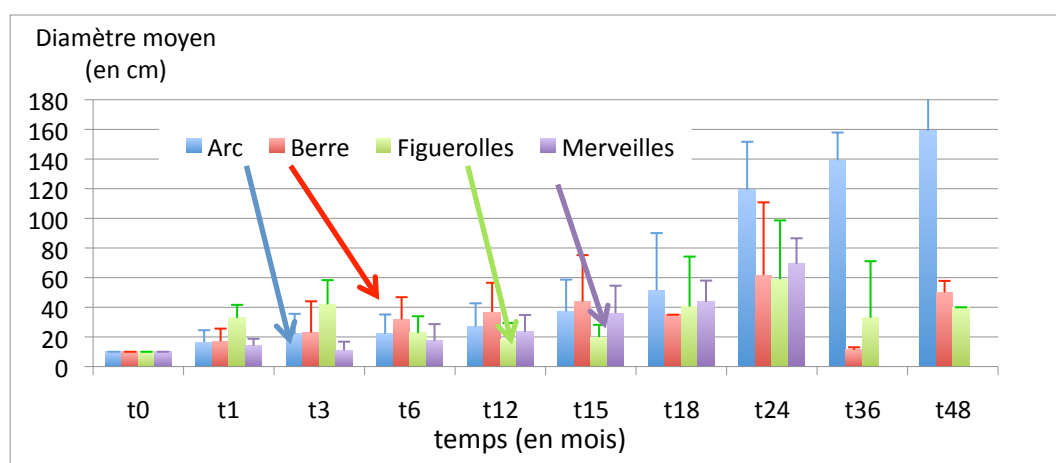


Figure 6 : Evolution de l'extension maximale (diamètre maximal moyen des tâches en cm) des transplants de *Zostera noltii* sur 4 ans (t0 = juin 2009), sur 4 sites transplantés, Étang de Berre. Les barres d'erreurs représentent les écart-types.

Concernant le diamètre maximal moyen des transplants de *Z. marina*, il augmente régulièrement jusqu'à t24 pour les sites de l'Arc, de Berre et des Merveilles (respectivement de 94, 53 et 74 cm). De t36 à t48 le diamètre diminue à l'Arc, les transplants ayant disparu sur les 2 autres sites. L'évolution du diamètre des transplants de Figuerolles est plus irrégulière jusqu'à t18, date à partir de laquelle leur présence n'est plus relevée (Fig. 7).

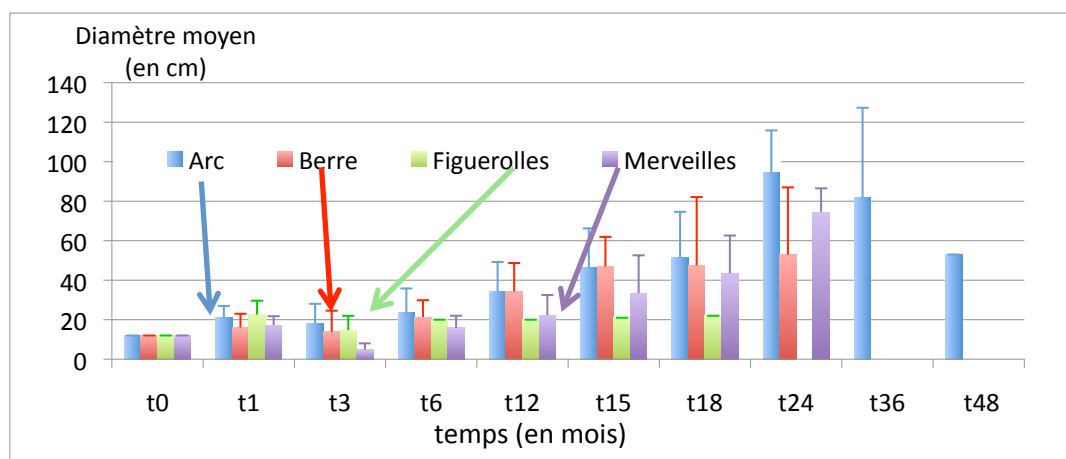


Figure 7 : Evolution de l'extension maximale (diamètre maximal moyen des tâches en cm) des transplants de *Zostera marina* sur 4 ans (t0 = juin 2009), sur 4 sites transplantés, Étang de Berre. Les barres d'erreurs représentent les écart-types.

3.1.3 Cartographie des transplantations

Les figures 8 et 9 présentent la position GPS exacte des transplants ayant survécu à l'échelle du site étudié. On note en particulier la présence de nombreuses taches isolées de *Z. noltii* et 1 tache de *Z. marina* en périphérie du secteur des transplantations sur les 2 cartes. On observe également une tache d'herbier de plus grande surface à l'Arc à côté des transplants.

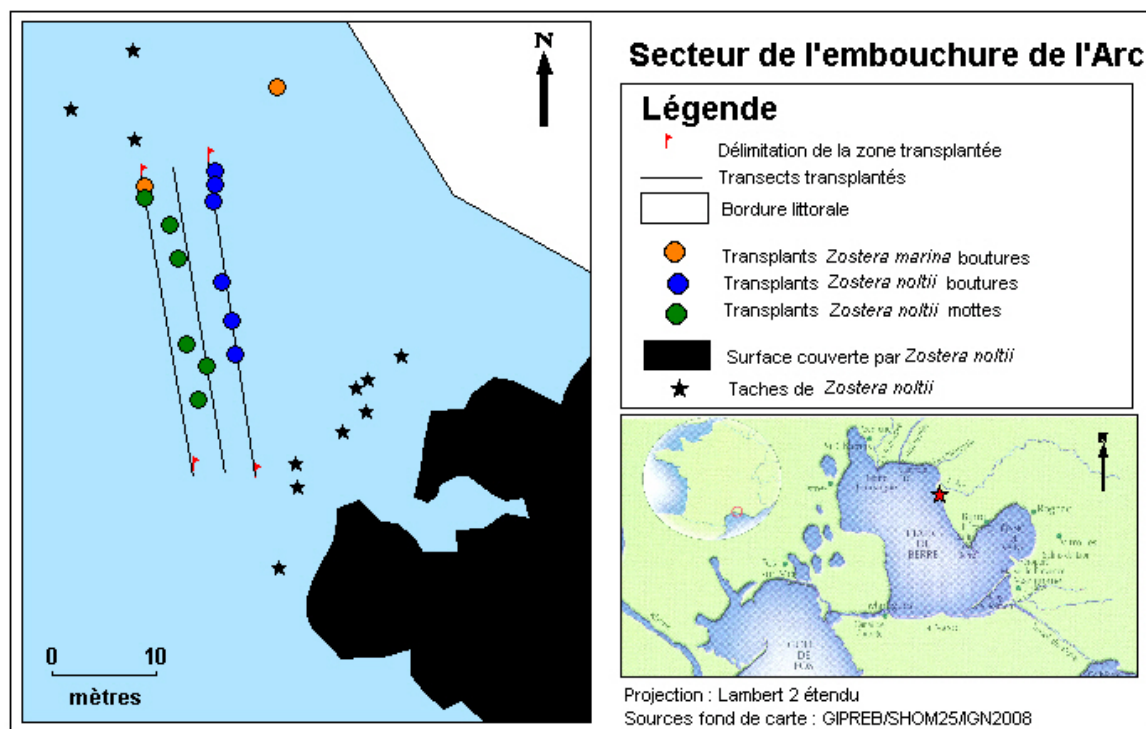


Figure 8 : Cartographie du positionnement des transplants en 2013 au niveau de l'embouchure de l'Arc, Étang de Berre.

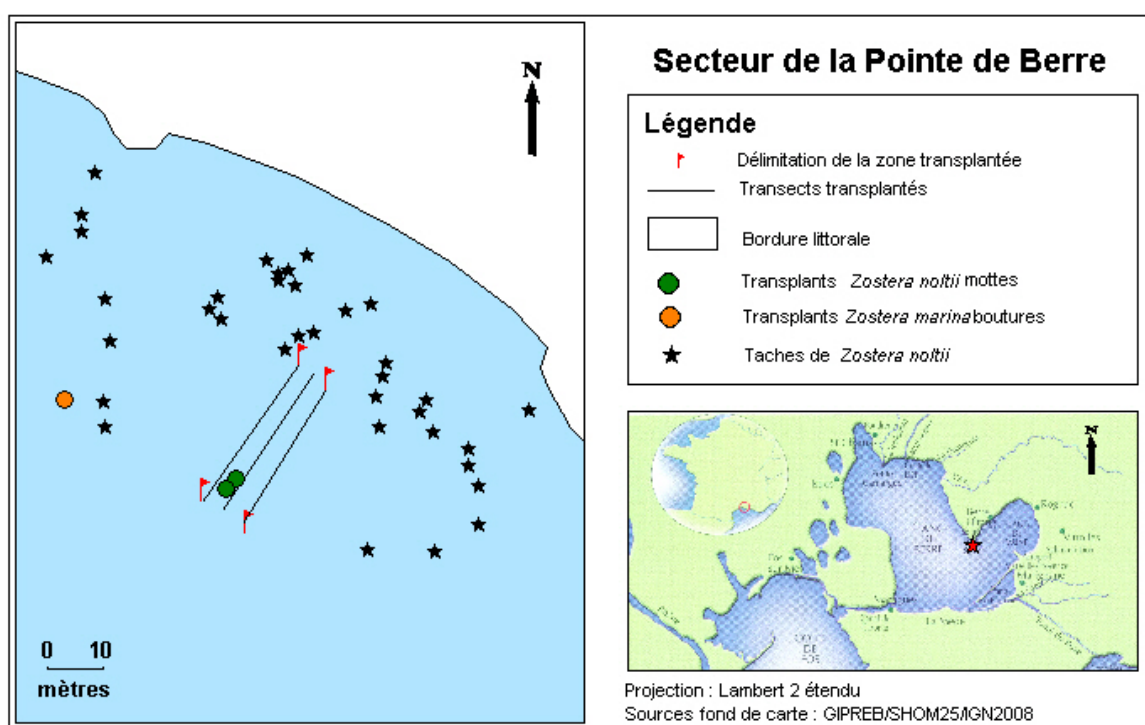


Figure 9 : Cartographie du positionnement des transplants en 2013 au niveau de la Pointe de Berre, Étang de Berre.

3.2 Dynamique de l'herbier relique

3.2.1 Estimation des surfaces couvertes

Les figures 10 et 11 ci-dessous, présentent les cartographies des surfaces couvertes par l'herbier de zostères sur les 2 sites de l'Arc et de Berre. La profondeur des 1 m apparaît clairement comme la limite extérieure des plus grandes taches d'herbier (profondeur évaluée *in situ*, les isobathes de la figure manquant de précision car issus d'une échelle au 50 000^{ème}).

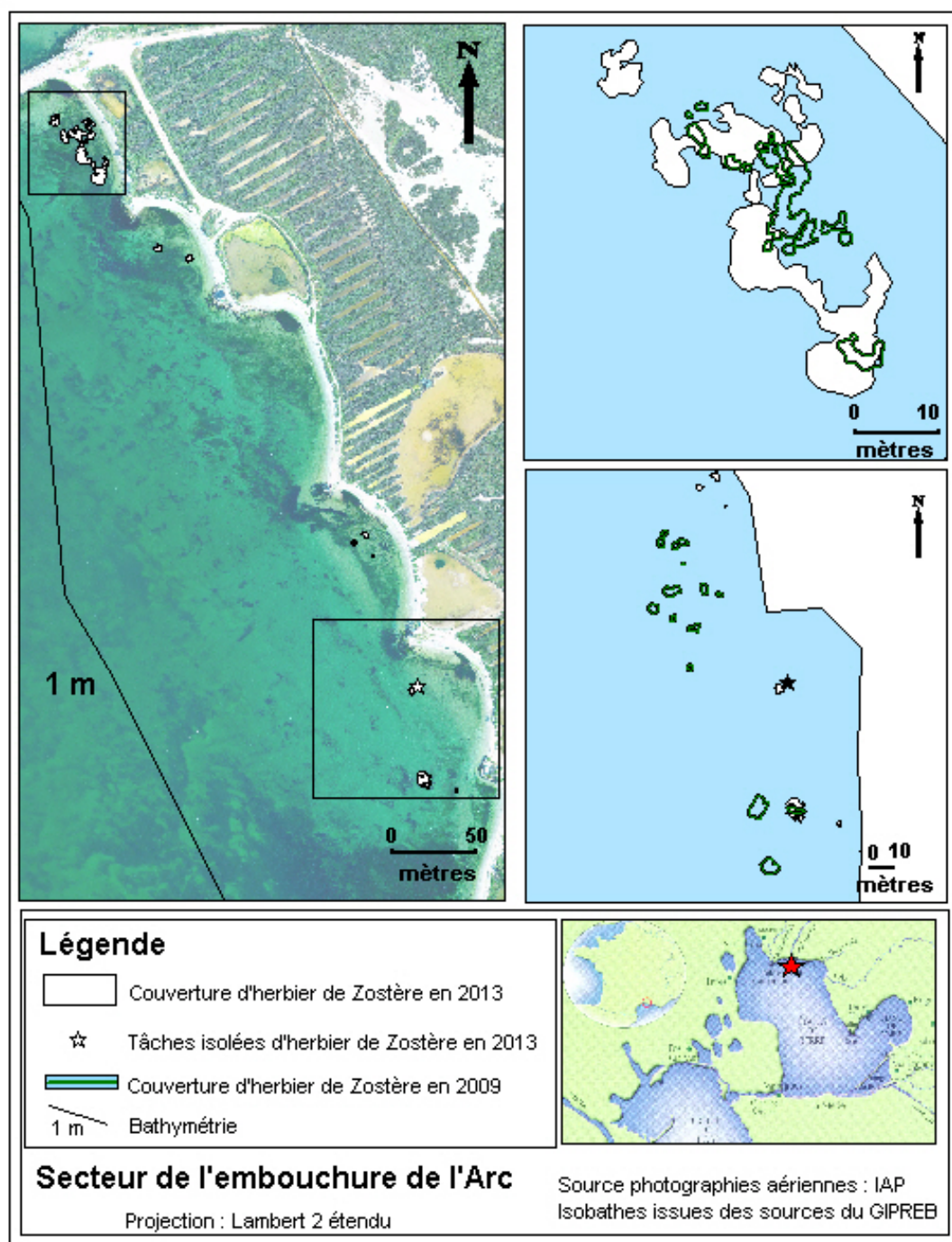


Figure 10 : Représentation cartographique des surfaces recouvertes par l'herbier de zostères en 2009 et 2013, Étang de Berre, Secteur de l'embouchure de l'Arc.

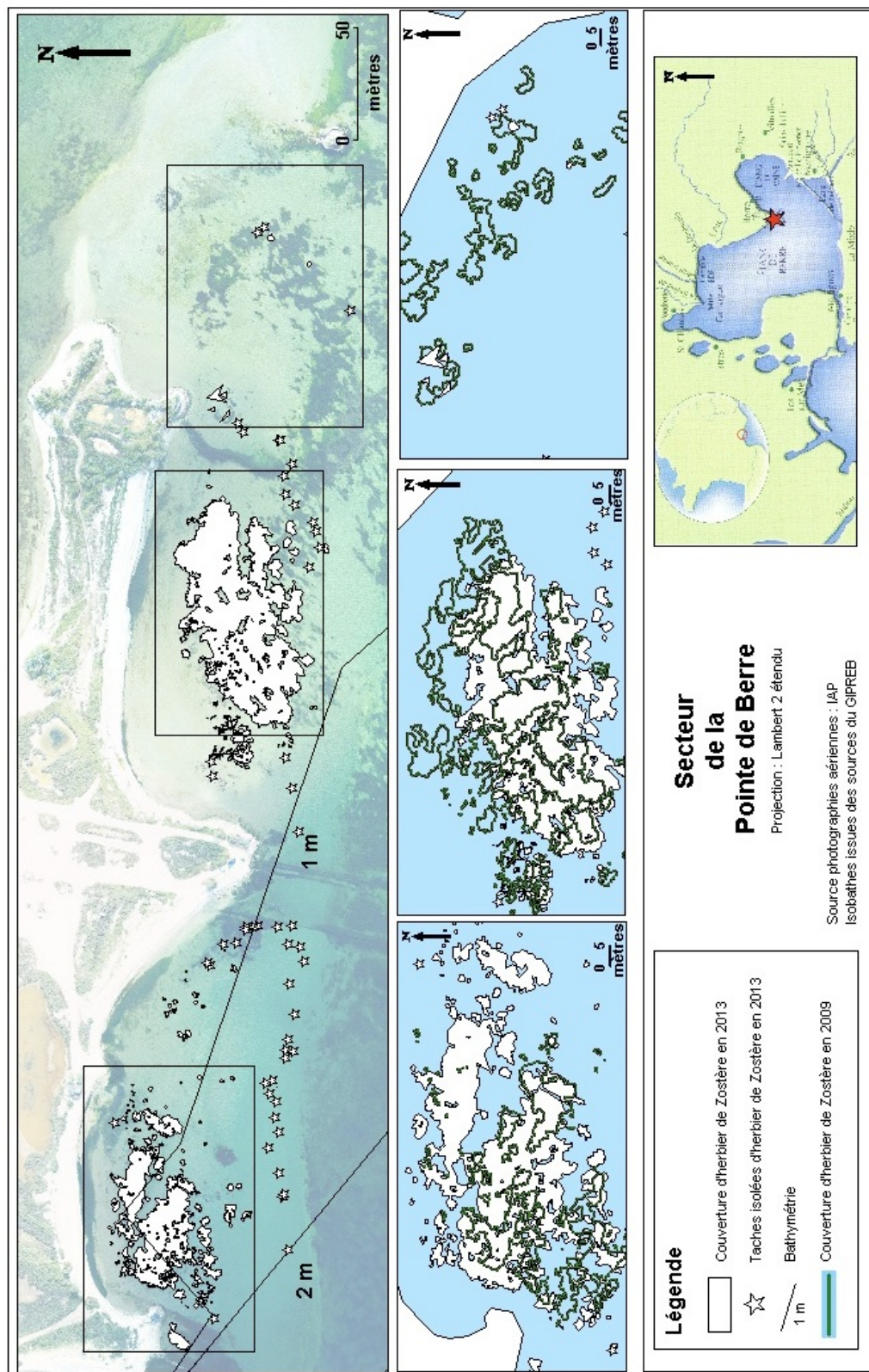


Figure 11 : Représentation cartographique des surfaces recouvertes par l'herbier de Zostères en 2009 et 2013, Étang de Berre, Secteur de la Pointe de Berre.

L'herbier de la Pointe de Berre présente les surfaces couvertes les plus importantes en 2013 avec 5 148 m² (soit 6 % de la surface potentiellement colonisable) contre 405 m² à l'Arc (soit 0,3 % de la surface potentiellement colonisable) (Tab. 4). On note une augmentation de 2009 à 2013 sur la Pointe de Berre (3 154 à 5 148 m²). Toutefois, cette augmentation n'est pas significative au regard des surfaces potentiellement colonisables. Par ailleurs, ces progressions se sont faites par extension de certaines taches vers la côte, la limite extérieure restant d'une très grande stabilité.

Tableau 4 : Surfaces totales des herbiers de zostères (en m² et en % de surface potentiellement colonisable du site) sur les 2 sites témoins entre 2009 et 2013. Entre crochets : surfaces minimales et maximales estimées d'après la marge d'erreur de la digitalisation manuelle.

Année	Embouchure de l'Arc		Pointe de Berre	
	m ²	%	m ²	%
2009	295 [256-399]	0.2	3 154 [2 742-3 644]	3.7
2010	203 [177-234]	0.1	4 985 [4 335-5 733]	5.9
2011	335 [291-385]	0.2	4 502 [3 915-5 178]	5.3
2012	444 [385-510]	0.3	4 244 [3 690-4 880]	5.0
2013	405 [373-423]	0.3	5 148 [5 107-5 162]	6.0

3.2.2 Paramètres de vitalité

La figure 12 présente les densités des herbiers pendant la période estivale (juin, juillet et août) depuis 2009 jusqu'en 2013. Celles-ci montrent de plus fortes valeurs pour le site de Berre que pour celui de l'Arc (2 295 faisceaux.m⁻² en moyenne à Berre contre 1 321 à l'Arc).

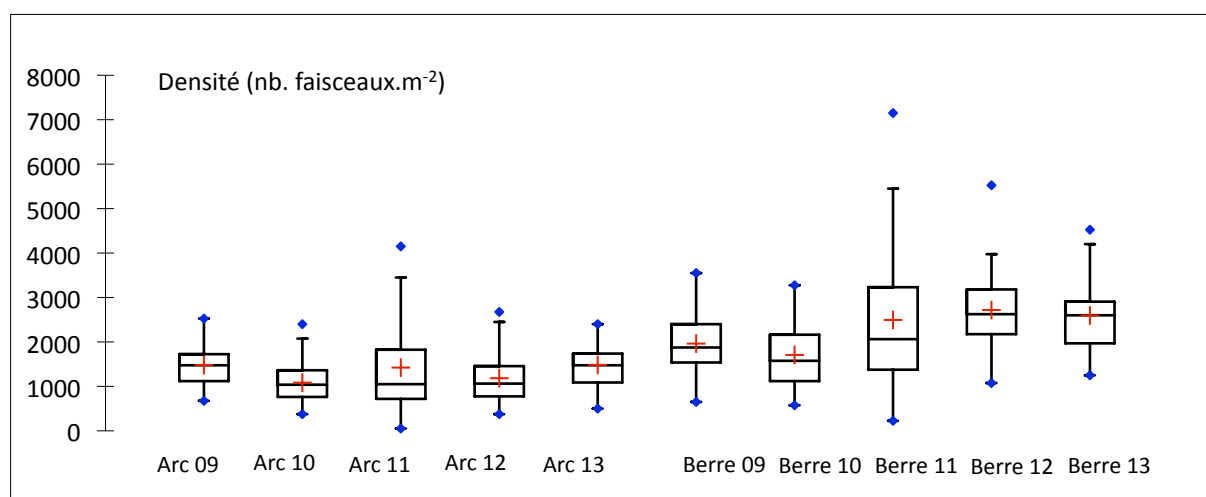


Figure 12 : Densités de faisceaux (faisceaux.m⁻²) relevées par comptage *in situ* dans les herbiers de *Zostera noltii* sur les sites de l'Arc et de la Pointe de Berre de 2009 à 2013 sur 3 mois (juin, juillet et août) (n=60 ; boîte = 1^{er} quantile, médiane, 3^{ème} quantile ; croix rouges = moyennes ; moustaches = 1.5 x intervalle inter-quantiles ; marques losanges = minimum – maximum).

Les densités de l’Arc et de Berre diffèrent significativement selon les années et les sites d’après le test de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} < 0.0001 \ll 0.05$). Le test post hoc de Bonferroni-Dunn permet de comparer deux à deux la similarité des 2 sites selon les années (Tab. 5)

Tableau 5 : Différence entre les densités de l’Arc et de Berre entre 2009 et 2013 selon le test de Bonferroni-Dunn.

	Arc 09	Arc 10	Arc 11	Arc 12	Arc 13	Berre 09	Berre 10	Berre 11	Berre 12	Berre 13
Arc 09	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Oui
Arc 10	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Arc 11	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui
Arc 12	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Arc 13	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Oui
Berre 09	Non	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non	Oui	Non
Berre 10	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui
Berre 11	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non	Non
Berre 12	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non
Berre 13	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Non	Non

Les biomasses épigées, endogées, épiphytées, ainsi que le LAI sont représentés sur la figure 13. La variation saisonnière de ces paramètres apparaît nettement avec des valeurs plus élevées en été et plus faibles à l’automne. En effet, on observe une diminution de 30 g.m^{-2} à l’Arc et de 60 g.m^{-2} à Berre pour les biomasses épigées entre juin et octobre 2009. Par ailleurs, les paramètres phénologiques du site de Berre sont plus élevés que ceux de l’Arc.

Le test de Kruskal-Wallis a permis de montrer que les sites de Berre et de l’Arc ne diffèrent pas significativement pour l’ensemble des biomasses et des indices foliaires (Tab. 6). De la même façon, ces paramètres ne sont pas significativement différents pour les mois de mai 2012 et 2013 et juillet 2012 et 2013 (Tab. 7).

De manière générale, les biomasses endogées ne dépassent pas les 100 g.m^{-2} depuis 2009. Quant aux biomasses épigées, elles sont comprises entre 10 et 200 g.m^{-2} et les biomasses épiphytes entre 0 et 60 g.m^{-2} . Enfin, les mesures de LAI sont comprises entre 0 et 5.

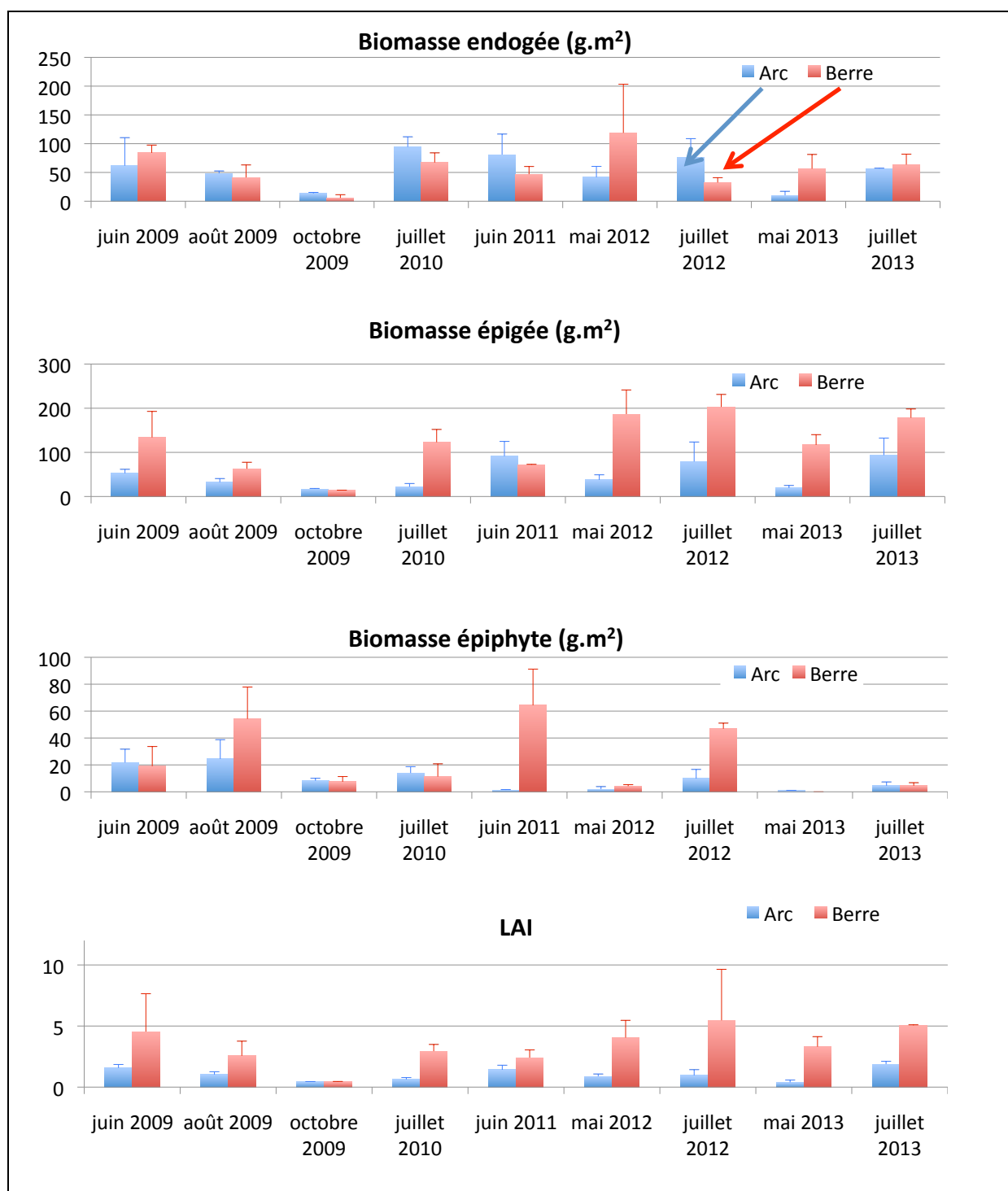


Figure 13 : Représentations graphiques des biomasses des herbiers (en g.m²), du LAI sur les sites de l'embouchure de l'Arc et de la Pointe de Berre entre 2009 et 2013, Étang de Berre. Les barres d'erreurs représentent les écart-types.

Tableau 6 : Résultats du test de Kruskal-Wallis (alpha = 0.05) pour la comparaison inter-sites entre l'embouchure de l'Arc et la Pointe de Berre.

	Juin 09	Août 09	Octobre 09	Juillet 10	Juin 11	Mai 12	Juillet 12	Mai 13	Juillet 13
B. épigée (g.m⁻²)	p=0.1	p=0.1	p=0.1	p=0.1	p=0.8	p=0.1	p=0.3	p=0.1	p=0.1
B. endogée (g.m⁻²)	p=0.7	p=0.7	p=0.1	p=0.4	p=0.4	p=0.2	p=0.3	p=0.1	p=0.7
B. épiphytes (g.m⁻²)	p=1.0	p=0.2	p=1.0	p=1.0	p=0.2	p=0.4	p=0.3	p=0.1	p=1.0
Ratio épiphytes/feuilles	p=0.1	p=0.4	p=0.7	p=0.1	p=0.2	p=1.0	p=0.3	p=0.1	p=0.2
LAI	p=0.1	p=0.1	p=0.8	p=0.1	p=1.0	p=0.1	p=0.1	p=0.1	p=0.1

Tableau 7 : Résultats du test de Kruskal-Wallis (alpha = 0.05) pour la comparaison inter-annuelle entre 2012 et 2013 pour les mois de mai et juillet.

Mai	Arc	Berre	Juillet	Arc	Berre
B. épigée (g.m⁻²)	p=0.1	p=0.2	B. épigée (g.m⁻²)	p=0.8	p=0.8
B. endogée (g.m⁻²)	p=0.1	p=0.2	B. endogée (g.m⁻²)	p=0.8	p=0.2
B. épiphytes (g.m⁻²)	p=0.7	p=0.1	B. épiphytes (g.m⁻²)	p=0.8	p=0.2
Ratio épiphytes/feuilles	p=1.0	p=0.1	Ratio épiphytes/feuilles	p=0.2	p=0.2
LAI	p=0.1	p=0.7	LAI	p=0.1	p=0.7

3.3 Dynamique environnementale

3.3.1 Analyse de la lumière

La figure 14 présente l'évolution de la lumière incidente (sur 24 heures) en fonction du temps en 2009, 2010 et 2013.

En 2013, la lumière parvenant à 1 m de fond augmente de mai à juin de façon plus importante pour l'Arc que pour Berre. En revanche, à partir du mois de juillet, la quantité de lumière diminue de façon plus rapide au niveau de l'Arc et passe sous le seuil des 10 % avant Berre, respectivement fin juillet et début août. Pour rappel, en dessous de 10 % de lumière incidente, la croissance des zostères est limitée. En 2009, la quantité de lumière qui parvient à 1 m de fond augmente de mai à juin puis décroît progressivement jusqu'en septembre. De plus la quantité de lumière à 1 m est plus importante à Berre qu'à l'Arc. Le site de l'Arc passe sous le seuil des 10 % avant celui de Berre (fin juillet contre fin août). En 2010 de nouveau, la quantité de lumière à 1 m à Berre est supérieure à celle de l'Arc qui passe sous le seuil des 10 % dès le mois de juin. Cependant, la lumière à Berre chute progressivement après l'été en passant également sous le seuil des 10 %.

Pour les 3 années étudiées, le seuil des 10 % est dépassé lorsque la température passe au dessus de 25 °C. La température est un indicateur indirect de l'eutrophisation estivale en augmentant la quantité de chlorophylle a et la charge en MES d'origine biogène.

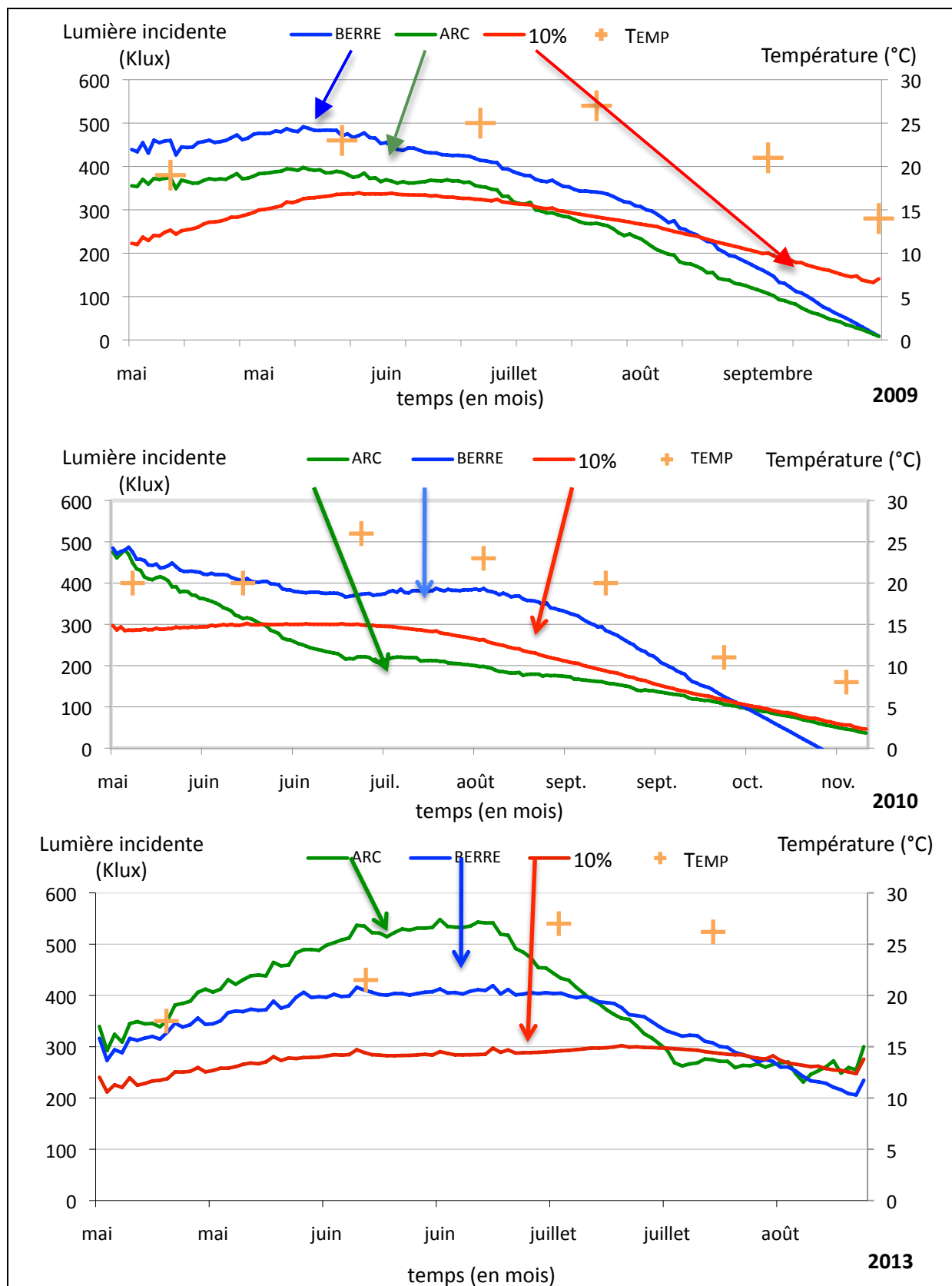


Figure 14 : Représentation graphique des valeurs prédites de lumière (total en lux sur 24 h) parvenant à 1 m de profondeur obtenues par régressions non paramétriques de Loess en fonction du temps pour les sites de l'Arc (en vert) et de Berre (en bleu). En rouge le seuil des 10 % en dessous duquel la croissance des zostères est très limitée. Les croix orange représentent les températures moyennes par mois.

La figure 15 montre que le site de Berre semble être celui qui reçoit le plus de lumière. Par exemple, en 2009 l’Arc recevait en moyenne 11.4 % de lumière contre 14.1 % à Berre. Cette tendance s’est poursuivie en 2010 et 2011 également (12.1 % contre 15.8 % et 15.6 % contre 17.9 %). L’année 2012 marque un changement avec une diminution de l’écart entre les sites (12.3 % à l’Arc contre 12.6 % à Berre). C’est en 2013 que la tendance s’inverse : 14.7 % à l’Arc contre 13.2 % à Berre.

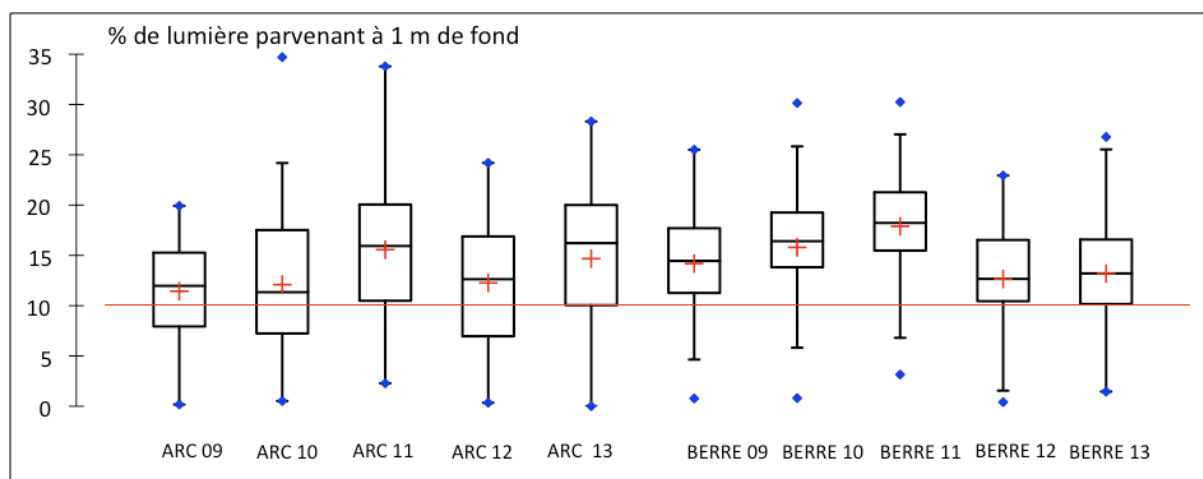


Figure 15 : Quantité de lumière arrivant à 1 m de profondeur (en % de lumière par rapport au référentiel surface) sur 4 mois (de mai à août) sur les sites de l’Arc et de la Pointe de Berre de 2009 à 2013 (n= 120 ; boîte = 1^{er} quantile, médiane, 3^{ème} quantile ; croix rouges = moyennes ; moustaches = 1,5 x intervalle inter-quantiles ; marques losanges = minimum – maximum). Ligne rouge pointillée = seuil des 10 % de lumière.

La quantité de lumière parvenant à 1 m de profondeur diffère significativement selon les années et les sites d’après le test de Kruskal-Wallis (p-value < 0.0001 << 0.05). Le test post hoc de Bonferroni-Dunn permet de comparer deux à deux la similarité des 2 sites selon les années (Annexe 3).

3.3.2 Influence du vent sur la lumière

La figure 16 présente l’évolution de l’intensité du vent en fonction du temps, de sa direction, ainsi que la quantité de lumière sur 24 heures à l’embouchure de l’Arc et à la Pointe de Berre. Deux épisodes venteux qui semblent en relation avec une baisse de la quantité de lumière sont entourés en rouge. On note le caractère quasi instantané du phénomène. La vitesse du vent lors de ces 2 épisodes a dépassé les 8 m.s⁻¹ avec une direction Nord-Ouest (315°).

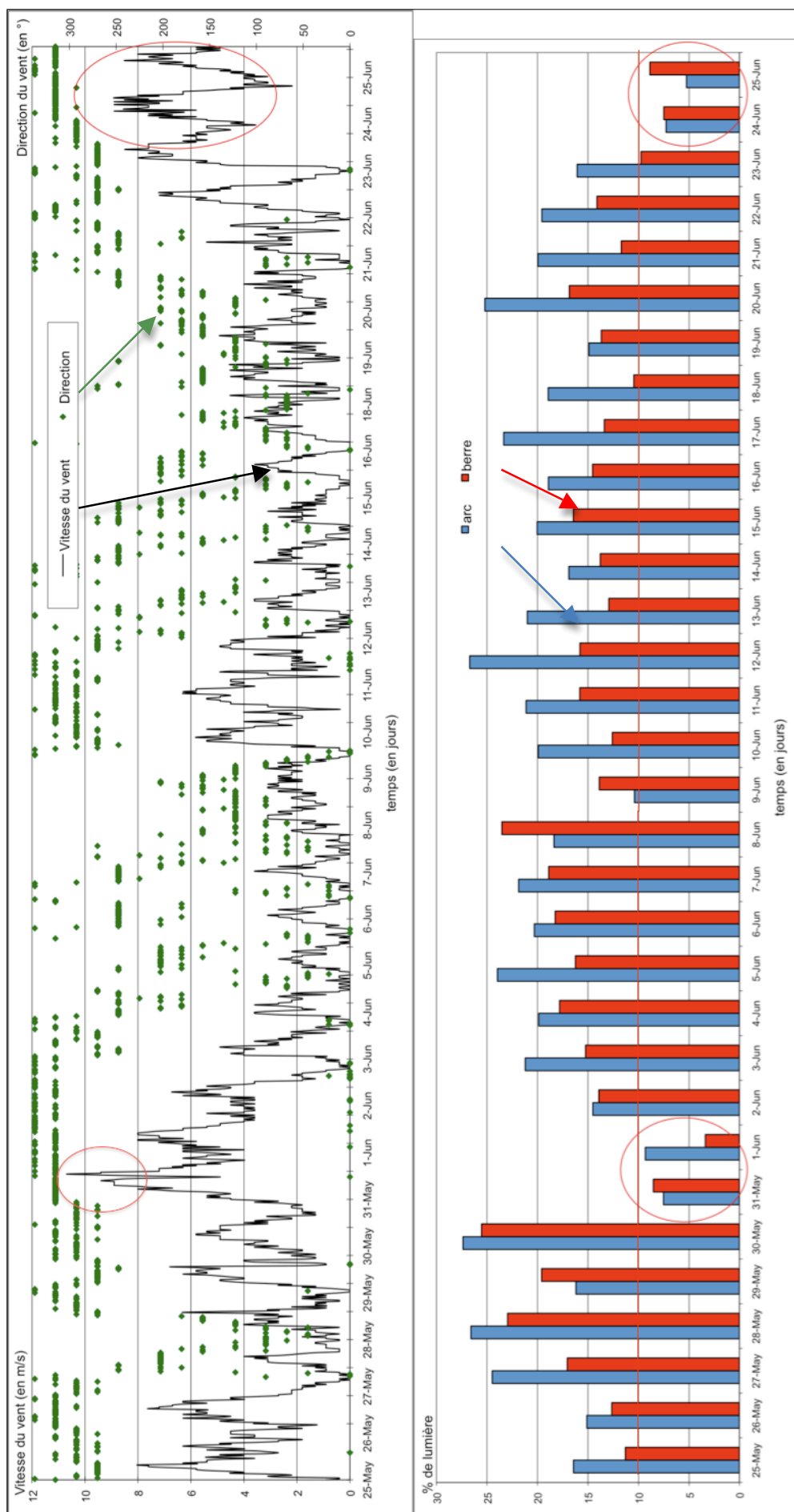


Figure 16 : Représentation graphique de la vitesse du vent (en m.s^{-1} , moyenne sur 15 minutes) et de sa direction (en haut) ; représentation en histogrammes de la quantité de lumière (en % de lumière par rapport à la surface) (en bas). Les zones entourées représentent les baisses de lumière associées aux coups de vent supérieurs à 8 m.s^{-1} . La ligne rouge représente le seuil des 10 % de lumière en dessous duquel la croissance des zostères est limitée.

4. Discussion

La surface des herbiers de zostères a fortement diminué dans l'Étang de Berre en passant de près de 6 000 ha dans les années 1960 à quelques taches reliques au cours des 20 dernières années. Leur recolonisation est un élément essentiel de la réhabilitation de l'étang. Des transplantations de zostères ont été réalisées en 2009 en tant qu'aide à cette recolonisation. Quatre ans après cette première expérimentation, cette étude vise à aider à la prise de décision quant à la poursuite des transplantations dans l'Étang de Berre.

4.1 Les transplantations

La surface couverte par les herbiers reliques entre 2006 et 2009 était stable malgré des conditions environnementales améliorées. L'analyse de l'évolution des transplantations devait aider à comprendre si la stabilité des herbiers reliques était due à leur faible vitalité (dans le cas où les transplants survivent) ou à des conditions environnementales encore trop perturbées (dans le cas contraire).

Après 4 ans de suivi, seuls 3 sites présentent des transplants vivants : Figuerolles, l'Arc et Berre avec des taux de survie respectifs de 0.01, 0.31, et 0.03 %. Sur le site de l'Arc et celui de Berre l'herbier relique est présent. Cette persistance des transplants proche d'un herbier déjà en place est également observable dans la lagune de Thau (HEBERT *et al.*, 2012). La comparaison statistique de la survie des transplants sur ces 2 sites par Anova n'a pas permis de les discriminer entre eux. En revanche, si on prend en compte le temps pendant lequel les transplants ont survécu, l'analyse de Kaplan-Meier avec le test du log-rank montre des différences significatives entre les sites. Sur l'Arc et Berre, les probabilités de survie des transplants ont fortement chuté entre 2012 et 2013 et sont globalement très faibles (respectivement 0,24 et 0,01). La période de 4 ans de suivi des transplants de l'Étang de Berre est assez exceptionnelle par sa durée, c'est pourquoi les comparaisons avec d'autres sites ne peuvent se faire que sur des périodes plus courtes. Ainsi, au bout de 7 mois de suivi dans l'Étang de Berre, les résultats sont assez similaires à ceux rapportés dans d'autres études, autour de 45 % de survie dans la lagune de Venise par exemple (CURIEL, 2005).

L'exploration des sites de transplantations a montré la présence de nombreuses taches d'herbier autour des zones transplantées. Bien que leur provenance ne soit pas connue, ces taches pourraient provenir soit des transplants soit de l'herbier relique par diffusion par propagules (rhizomes). Des prélèvements ont été effectués au mois d'août afin de déterminer leur appartenance génétique.

En ce qui concerne les différentes espèces, *Z. noltii* est celle qui persiste le mieux à l'Arc et à Berre. De plus, les transplants de *Z. noltii* de l'Arc qui ont survécu ont vu leur diamètre

augmenter pendant 4 ans. En revanche, alors que plusieurs transplants de *Z. marina* persistaient en 2012 à l’Arc, seul 1 transplant a survécu en 2013 et les transplants de *Z. marina* sont globalement plus petits en 2013 qu’en 2012. La progression horizontale des transplants est en effet un des facteurs clés pour l’évaluation de leur maintien dans le temps (BERNARD *et al.*, 2011). D’après Bernard (2007), les taux d’élongation observés sur le site de l’Arc sont proches de ceux de l’herbier indigène à proximité (entre 6 et 9 cm.mois⁻¹) au bout de 2 ans de suivi. En considérant les élongations maximales, elles sont également proches de celles observées sur les herbiers de la rade de Villefranche ou dans les étangs de Los Toruños en Espagne (LOQUES *et al.*, 1990 ; BRUN *et al.*, 2003). En effet, lors des périodes de forte végétation (mai à août), des rhizomes apicaux individuels peuvent progresser jusqu’à 0.2 cm.jour⁻¹ pour *Z. noltii*. La progression horizontale des taches d’herbiers est un facteur qui peut accentuer leur chance de maintien. En effet, la notion de taille minimale au dessus de laquelle la mortalité diminue a été bien décrite dans la littérature. Cette taille minimale a été estimée pour *Z. novazelandica* à 0.4 m² (BRUN *et al.*, 2003).

Au vu des résultats, on peut dire que l’expérience de transplantation a montré la nécessité de suivre les transplants le plus longtemps et le plus régulièrement possible. En effet, des mortalités importantes ont été observées 4 ans après les réimplantations dans des secteurs où les transplants paraissaient bien installés et pérennes. Par ailleurs, cette analyse doit être comparée à celle de l’herbier relique afin de pouvoir affiner d’éventuelles conclusions sur la poursuite d’expériences de réimplantations.

4.2 L’herbier relique

L’herbier relique est suivi depuis 2005 sur les sites de l’Arc et de Berre. Ces sites regroupent la grande majorité des herbiers de zostères restant de l’Étang de Berre. Les surfaces qu’ils recouvrent montrent leur stabilité (à l’Arc) voire une légère progression (à Berre) par rapport à l’année 2012 et aux années précédentes. L’herbier de Berre est celui qui possède la plus grande surface couverte. Par ailleurs, cette estimation de surface couverte à Berre est vérifiée dans une étude réalisée à 1 mois d’intervalle sur le même site (JACQUIN, 2013), ce qui valide la méthode utilisée. La stabilité observée au cours de la série temporelle est également confirmée par les paramètres phénologiques. Ceux-ci sont plus élevés sur le site de Berre que sur le site de l’Arc. Ils sont comparables à ceux obtenus pour d’autres lagunes de Méditerranée. Par exemple, les biomasses foliaires obtenues sont du même ordre de grandeur que dans l’étang de Thau (entre 16 et 226 g.m⁻²) (LAUGIER *et al.*, 1999). Concernant le LAI, l’étang de Biguglia en Corse enregistrait en 2005 une valeur de 6.6 (PERGENT-MARTINI *et al.*, 2005) comparable aux LAI de Berre en été (5.1). Quant aux densités de faisceaux par

mètre carré, des lagunes telles que celle d’Arcachon, celle de Thau ou encore celle de Los Toruños en Espagne présentent des valeurs de densité du même ordre de grandeur (AUBY et LABOURG, 1996 ; BACHELET *et al.*, 2000 ; BRUN *et al.*, 2003 ; LAUGIER *et al.*, 1999). Cependant, les résultats pour l’Étang de Berre sont à prendre avec précaution lorsqu’on regarde le nombre d’échantillons qui sont considérés. En effet, pour des raisons évidentes de préservation de l’herbier en place, le nombre de réplicats est limité en ce qui concerne les prélèvements.

Si les paramètres de vitalité semblent dans une gamme moyenne, la progression des herbiers reliques reste limitée. Il semble donc que les conditions du milieu restent contraignantes pour les transplants comme pour les herbiers en place.

4.3 Interaction lumière, vent et herbier

L’Étang de Berre est un milieu eutrophe, c’est à dire avec des apports excessifs en éléments nutritifs (azote et phosphate). Cette eutrophisation engendre des conséquences néfastes pour l’écosystème avec des épisodes d’efflorescence algales (phytoplancton et macroalgue) et des épisodes d’anoxie des eaux. Une autre conséquence de l’eutrophisation est l’augmentation de la turbidité de l’eau engendrant une diminution de la lumière disponible pour les espèces benthiques. Outre ces apports nutritifs, des rejets en métaux lourds ont été très importants dans les années 1950 à 1980 dans l’Étang de Berre. Stockées dans les sédiments, les concentrations actuelles sont qualifiées de faibles dans la fraction biodisponible du sédiment et ne présenteraient donc *a priori* aucun de risque pour l’écosystème benthique (GIPREB, 2011). Après avoir connu des variations temporelles et spatiales importantes, la salinité se maintient depuis 2006 entre 15 et 35. Elle reste notamment dépendante des apports d’eau douce par le canal EDF (GIPREB, 2011).

Dans ce contexte hydrologique, l’analyse de la lumière a été privilégiée dans cette étude car elle est décrite dans la littérature comme étant le principal facteur limitant pour les phanérogames (DENNISON et ALBERTE, 1986). De plus, la lumière est mesurée sur les 2 sites où sont présents l’herbier relique et les transplants : à l’Arc et à Berre en saison estivale depuis 2009. Le caractère limitant de la lumière est clairement mis en évidence sur le site de l’Arc, où le seuil des 10 % de lumière incidente parvenant sur le fond (et donc au niveau de l’herbier) est atteint de 25 à 50 % du temps. Sur le site de Berre, la lumière parvenant au fond est plus importante. Toutefois le seuil des 10 % est également atteint durant de longues périodes (par exemple durant 15 jours consécutifs au mois d’août 2013).

L’eutrophisation peut expliquer ce phénomène en augmentant la quantité de matière en suspension ou en faisant proliférer des macrophytes (type cladophore ou ulve) empêchant la

lumière de pénétrer dans la colonne d'eau. Ce phénomène semble impacter plutôt le site de l'Arc, soumis aux apports directs de la rivière. De plus, le panache d'eau douce apportée par l'Arc pourrait également diminuer la quantité de lumière au fond en influençant sur la diffraction dans la couche d'eau de surface.

Le vent et l'hydrodynamisme peuvent aussi expliquer une diminution de lumière. En effet, de forts coups de vent vont, en remaniant le sédiment, augmenter la turbidité ambiante, et diminuer la lumière incidente. Cette hypothèse a été démontrée dans cette étude sur les sites de l'Arc et de Berre où lors de forts coups de vents (mistral de 8 m.s^{-1} (moyenne sur 15 minutes) soit environ 29 km.h^{-1}), la lumière à 1 m de fond chute instantanément. De plus, les coups de vents dépassant les 29 km.h^{-1} (c'est à dire supérieurs à 4 beaufort selon l'échelle météorologique) ont lieu 42 % du temps au cours d'une année (WINDFINDER, 2013), ce qui n'est pas négligeable en terme d'impact possible sur les herbiers. D'autre part, en plus d'augmenter la turbidité, le vent engendre un hydrodynamisme susceptible d'arracher les feuilles d'herbier, d'éroder le sédiment à ses marges et donc de le fragiliser. Les transplants nouvellement implantés sont particulièrement exposés à l'hydrodynamisme car leur réseau racinaire ne leur permette pas de résister à ces vents. Cependant, la dissémination de propagules (faisceaux arrachés) pourrait s'avérer bénéfique à une recolonisation des herbiers. En effet, une bouture d'herbier arraché peut s'enraciner à nouveau lorsque les conditions de substrat sont favorables et reprendre une croissance végétative. Soulignons d'ailleurs la présence de nombreuses taches isolées le long du littoral, probablement issues des herbiers de l'Arc et de Berre. Cependant, l'hydrodynamisme limite les possibilités pour les propagules de s'enraciner. Notons également que les herbiers reliques ne montrent pas de croissance de leur limite extérieure vers le large, là où l'hydrodynamisme pourrait être le plus important.

Une thèse sur l'interaction des dynamiques sédimentaires avec les herbiers de zostères en eau peu profonde, réalisée par Anne-Eléonore Paquier (CEREGE), est en cours de réalisation et permettra de mieux appréhender ces phénomènes.

4.4 Vers une poursuite des transplantations ?

Au bout de 4 ans de suivi, les taux de survie observés sont très faibles (0.03 à 0.3 %). L'herbier relique se stabilise voire progresse dans certaines conditions. Ces résultats confirment le fait que l'Étang de Berre présente des caractéristiques d'un milieu encore trop perturbé pour garantir le succès de nouvelles transplantations. Ainsi, avant d'imaginer pouvoir utiliser les réimplantations comme outil de restauration de l'herbier à grande échelle au sein de l'étang, les conditions environnementales doivent s'améliorer. Cela pourrait passer par la dérivation du canal EDF rejetant l'eau de la Durance dans l'étang, cause principale du déclin

des herbiers, et un des facteurs majeurs de l'eutrophisation (source de plus de 50 % des apports azotés). Si de nouvelles réimplantations expérimentales doivent être mis en œuvre, celles-ci devront suivre les recommandations suivantes :

- planter les transplants dans les zones où l'herbier relique est présent afin d'optimiser leur survie, en se référant à la taille minimale au dessus de laquelle la mortalité diminue (BRUN *et al.*, 2003) ;
- trouver un protocole de suivi permettant de comparer la vitalité de l'herbier relique et des transplants. Un exemple de paramètre qui peut être mesuré *in situ* sur la zostère est la chlorophylle a (JOAO *et al.*, 2009). Cette méthode permettrait d'éviter les prélèvements d'herbier ;
- limiter les effets possibles de l'hydrodynamisme en sélectionnant les secteurs les plus abrités. L'installation de structures solides à la limite inférieure des herbiers pourrait faire diminuer l'hydrodynamisme qui peut empêcher la colonisation vers le large de l'herbier relique. Ces structures pourraient également protéger les transplants en début d'expérience lorsque leur enracinement est encore fragile ;
- poursuivre la caractérisation génétique des populations autour des zones transplantées afin de savoir si ce sont les transplants qui sont à l'origine d'une dissémination d'herbier à proximité de la zone.

Ces recommandations seront à affiner au regard des objectifs des futures transplantations et des moyens disponibles.

5. Conclusion

Cette étude avait pour but d'aider à la décision quant à la poursuite éventuelle des transplantations de zostères dans l'Étang de Berre. Cette expérience devait montrer si la non croissance des herbiers présents à l'état relique était due à leur mauvaise vitalité ou à de mauvaises conditions environnementales persistantes. Les résultats du suivi de 2009 à 2013 ont montré que les transplants n'ont survécu que sur 2 sites sur les 6 transplantés, la survie *in situ* étant très faible. Le suivi de l'herbier relique ne montre pas de progression significative et a tendance à rester cantonné proche de la côte. Sa vitalité ne semble pas être mise en cause au regard de la littérature. Le facteur vent, en étant la cause d'une diminution de la lumière ambiante, semblerait être le facteur limitant des herbiers en augmentant la turbidité, et en limitant l'installation de boutures ou de propagules.

Pour conclure, les transplantations expérimentales d'herbiers dans l'Étang de Berre semblent montrer que la non recolonisation des herbiers de zostères en place pourrait être due à des

conditions expérimentales qui restent dégradées. L'hydrodynamisme semble également être un facteur limitant pour la progression des herbiers vers le large. Ainsi avant d'imaginer pouvoir utiliser les réimplantations comme outil de restauration de l'herbier à grande échelle au sein de l'étang, les conditions environnementales doivent s'améliorer.

Par ailleurs, des projets tels que la réouverture du tunnel du Rove (jonction entre l'étang et la Méditerranée) et la dérivation du canal EDF permettraient une amélioration générale de l'état écologique de l'Étang de Berre. Ces projets rétabliraient un niveau de salinité plus compatible avec les exigences d'une faune et d'une flore laguno-marine et un plus faible niveau d'eutrophisation, optimisant ainsi les chances de recolonisation.

Bibliographie

- Addy C.E., 1947a. Eelgrass planting guide. Maryland Conservationist, USA, 24: 16-17.
- Addy C.E., 1947b. Germination of eelgrass seed. J. Wildl. Manage., USA, 11: 279.
- Auby I. et Labourg P.J., 1996. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the bay of Arcachon (France). J. Sea Research, 35: 269-277.
- Bachelet G., de Montaudouin X., Auby I., Labourg P.J., 2000. Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. ICES J. Mar. Sc., 57: 1495-1506.
- Bernard G., 2007. Changements à long terme des peuplements de magnoliophyte d'un étang sous forte influence anthropique : l'Étang de Berre (Méditerranée, France). Thèse de doctorat Université de la Méditerranée (Aix-Marseille II), Centre d'Océanologie de Marseille UMR 6540 DIMAR, 147 p.
- Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque CF., 2005. Recovery of the seagrass *Zostera marina* in a disturbed Mediterranean lagoon (Étang de Berre, Southern France). Hydrobiologia 539: 157-161.
- Bernard G., Boudouresque CF., Picon P., 2007. Long term changes of *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Southern France). Est. Coast. Shelf. Sci., 73: 617-629.
- Borum J. et Greve T.M., 2004. The four European seagrass species. In : European seagrasses-an introduction to monitoring and management. Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D. and Greve T. (Eds). Publication by EU Monitoring and Managing of European Seagrasses EVK3-CT-2000-00044. p 1-7.
- Boudouresque CF., 2000. La restauration des écosystèmes à phanérogames marines. In : Restauration des écosystèmes côtiers. Drévès L., Chaussepied M., actes de colloque du 8-

9 novembre. Ifremer, Brest.

- Boudouresque CF., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2006a. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE publ., Monaco, p 1-243.
- Boudouresque CF., Leriche A., Bernard G., Bonhomme P., 2006b. Mapping marine vegetation distribution: an overview. In : PNUE-PAM-RACSPA (Eds). Proceedings of the 2nd Mediterranean symposium on marina vegetation, (Athènes, 12-13 décembre 2003), p 21-33.
- Boudouresque CF., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean sea. Biol. Mar. Medit., 7(2): 328-331.
- Brun F.G., Pérez-Lloréns J.L., Hernández I., Vergara J.J., 2003. Patch distribution and within-patch dynamics of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. in Los Toruños salt-marsch, Cádiz Bay, natural park, Spain. Bot. Mar., 46: 513-524.
- Cox D.R., 1972. Regression models and life table (with discussion). J. R. Stat. Soc., B34, 187-202.
- Cunha A.H., Marbá N.N., van Katwijk M.M., Pickerell C., Henriques M., Bernard G., Ferreira M.A., Garcia S., Garmendia J.M., Manent P., 2012. Changing paradigms in seagrass. Restor. Ecol., Vol. 20, n° 4, p. 427-430
- Curiel D., Scarton F., Rismondo A., Marzocchi M., 2005. Pilot transplanting project of *Cymodocea nodosa* and *Zostera marina* in the lagoon of Venice: results and perspectives. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 56: 25-40.
- Curiel D., Rismondo A., Solazzi A., Marzocchi M., Scattotin M., 1994. Valutazione dello stato di qualità dei popolamenti fanerogame marine in Laguna di Venezia e sperimentazione di reimpianto a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*. Biol. Mar. Medit., 1(1), 407-408
- Dennison W.C. et Alberte R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 98, 265–282.
- Duarte C.M., 1991. Seagrass depth limits. Aquat. Bot., 40: 363-377
- Faccioli F., 1996. The morphological restoration of the Venice lagoon. Quaderni trimestrali, Consorzio Venezia Nuova, Italie, suppl. 3-4, p 1-24.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1982. A low-cost planting technique for eelgrass (*Zostera marina* L.). National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Beaufort Laboratory publ. USA, 15 p.

- Frederiksen M., Krause-Jensen D., Holmer M. et Laursen J. S., 2004. Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquat. Bot.* 78: 147-165.
- Gipreb, 2011. Suivi écologique du milieu. Rapport de synthèse 2011. 42 p.
- Hebert M., Dupré N., Barral M., Messiaen G., Oheix J., Deslous-Paoli J-M., E., Roque d'orbcastel, Laugier T., 2012. Programme de réimplantation d'herbiers de phanérogames (*Zostera noltii*/ *Ruppia cirrhosa*) dans les lagunes de Bages, Ingril et Thau (Languedoc-Roussillon – France). Rapport Cépralmar. 31 p.
- Ifremer, 2010. Fiche de Synthèse Habitat 'Herbiers' - Mars 2010, Fiche n°5.
- Ifremer, 2012. Diagnostic de la qualité du compartiment macrophyte des lagunes profondes dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (bassin Rhône Méditerranée & Corse). Propositions d'évolution de la stratégie d'échantillonnage. Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes Côtiers - Laboratoire Environnement Ressources Languedoc-Roussillon.
- Jacquin M., 2013. Etude d'impact sur la zostère naine (*Zostera noltii*) en prévision d'un projet de réparation de canalisation dans l'Étang de Berre (Provence, France). Mémoire de master d'océanographie professionnelle 2^{ème} année (Aix-Marseille Université/GIS Posidonie). 47 p.
- Jeudy de Grissac A., 1984. Essais d'implantations d'espèces végétales marines: les espèces pionnières, les Posidonies. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edits. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS Posidonie publ., Fr., 1: 431-436.
- João S., Yoni S., Rui S., Sven B., 2009. Measuring seagrass photosynthesis : methods and applications. *Aquat. Biol.* Vol7: 127-141.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- Kaplan E.L. et Meier P. 1958. Non parametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.*, 53, 457-481.
- Kawasaki Y., Iituka T., Goto H., Terawaki T., Watanabe Y., Kikuti K., 1988. Study on the technique for *Zostera* bed creation. Central Research Institute electric Power Industry, Japon, Rep. n° U-14: 1-231.
- Laugier T., Rigollet V., De Casabianca M.L., 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquat. Bot.*, 63: 51-69.

- Lefèvre J.R., Valerio C., Meinesz A., 1984. Optimisation de la technique de la photographie aérienne pour la cartographie des herbiers de posidonie. In : Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. (Eds.), International workshop on *Posidonia oceanica* beds (1). GIS Posidonie publ., Marseille FR., p 49-55.
- Liste OSPAR initiale 2004 des espèces et habitats menacés et/ou en déclin. Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est – Réunion de la Commission OSPAR, Reykjavik, 28 juin-1^{er} juillet 2004.
- Loquès F., 1990. Biologie de la phanérogame marine *Zostera noltii* Hornem. sur le littoral méditerranéen français. Thèse de Doctorat. Université de Nice-Sophia Antipolis, p 157.
- Mantel N., 1966. Evaluation of survival data and two new rank order statistics arising in its consideration, Canc. Chemoth. Rep. 50(3), p 163-170.
- Marcos-Diego C., Bernard G., Garcia-Charton J.A., Perez-Ruzafa A., 2000. Methods for studying impact on *Posidonia oceanica* meadows. in Introductory guide of methods for selected ecological studies in marine reserves, Goñi R., Harmelin-Vivien M., Badalamenti F., Le Direach L., Bernard G. edit., GIS Posidonie publ., Marseille, Fr. p 1-112.
- Meinesz A., Caye G., Loquez F., Macaux S., 1990. Analyse bibliographique sur la culture des phanérogames marines. Posidonia Newsletter, F., 3(1), p 1-67.
- Meinesz A., Verlaque M., 1979. Note préliminaire concernant quelques expériences de repiquage de *Caulerpa prolifera* et de *Zostera noltii* dans la zone de rejet de l'effluent thermique de la centrale électrique de Martigues-Ponteau (golfe de Fos, France). Rapport P.V. Réunion Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée 25-26: 209-212.
- Merzouki M., et Sif J., 2012. Étude statistique de la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la lagune de Oualida et du littoral de Jorf-Lasfar (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, n°34 (2), p.171-180.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Fernandez C., Ferrat L., Tomaszewski JE., Pergent G., 2006. Wetland monitoring: aquatic plant changes in two Corsican coastal lagoons (Western Mediterranean Sea). Aquat. Conserv. : Mar. Freshw. Ecosyst., 16: 43-60.
- Pergent-Martini C., Pasqualini V., Ferrat L., Pergent G., Fernandez C., 2005. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in two Mediterranean lagoons. Hydrobiologia, 543: 233-243.
- Peto R. et Peto J., 1972. Asymptotically efficient rank invariant procedures. J. R. Stat. So. A135: 185-207.
- Rismondo A., Curiel D., Solazzi A., Marzocchi M., Chiozzoto E., Scattolin M., 1995.

- Sperimentazione di trapianto di fanerogame marine in Laguna di Venezia : 1992-1994. SITE Atti, Italia, 16: 699-701.
- Safege, 2009. Etude de faisabilité de la transplantation expérimentale de zostères dans l'Étang de Berre. GIPREB publ., Aix-en-Provence, p 1-54.
- Sheridan P., McMahan G., Hammerstrom K., Pulich W., 1958. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. Restor Ecol, 6.
- Thorhaug A., 1979. The flowering and fruiting of restaured *Thalassia* beds : a preliminary note. Aquat. Bot., 6: 189-192.
- Vandal N., 2005. La régression non paramétrique multidimensionnelle. Théorie et application à une étude portant sur la densité mammaire. Mémoire présenté à la faculté des études supérieures de l'Université Laval dans le cadre du programme de maîtrise en statistique pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.). 108 p.
- van der Heide, T., Bouma, T.J., van Nes, E.H., van de Koppel, J., Scheffer, M., Roelofs, J.G.M., Van Katwijk, M.M. and Smolders, A.J.P., 2010. Spatial self-organized patterning in seagrass along a depth gradient of an intertidal system. Ecology, 91: 362- 369.
- van der Heide, T., van Nes, E.H., van Katwijk, M.M., Olff, H. and Smolders, A.J.P., 2011. Positive feedback in seagrass ecosystems - Evidence from large scale empirical data. PLOS ONE, 6(1): e16504.
- Windfinder, 2013. <http://fr.windfinder.com>. Consulté le 20 août 2013.

Annexes

A1 : Les analyses statistiques

- L'analyse de Kaplan-Meier :

D'après Merzouki *et al.* (2012), l'analyse de Kaplan-Meier 'permet l'estimation de la probabilité de survie au cours d'un suivi, définie par la fonction de survie $S(t)$. Le principe de l'estimation de Kaplan-Meier repose sur l'idée « d'être encore en vie après un instant t et ne pas mourir à cet instant ». Le fait d'être en vie juste avant l'instant t permet de calculer la probabilité de survie à cet instant. Le cumul de la probabilité de la survie de chaque individu donne la probabilité de la survie du groupe. Cette probabilité se traduit par une courbe dite la courbe de survie ou courbe de Kaplan-Meier qui illustre l'évolution de la survie en fonction du temps, avec en ordonnées la probabilité cumulée de survie (entre 1 et 0) et en abscisses la durée du suivi en unités de temps.' Ainsi il définit la fonction de survie $S(t)$ 'comme la probabilité de survie au dernier temps t :

$$S(t) = \prod_{t_i < t} \frac{n_i - d_i}{n_i}$$

où $S(t)$ est la fonction de survie, $\prod$ est le produit, n_i le nombre de sujets au temps t_i et d_i le nombre de morts au temps t_i .

L'estimation de la probabilité de survivre juste après la date t s'obtient en réalisant le produit des probabilités conditionnelles de survie.

$$\hat{S}_{t_{i+1}} = \prod_{j=1}^i S_{t_{j+1}} \Big|_{t_j}$$

La probabilité de survie au temps t_i est exprimée par :

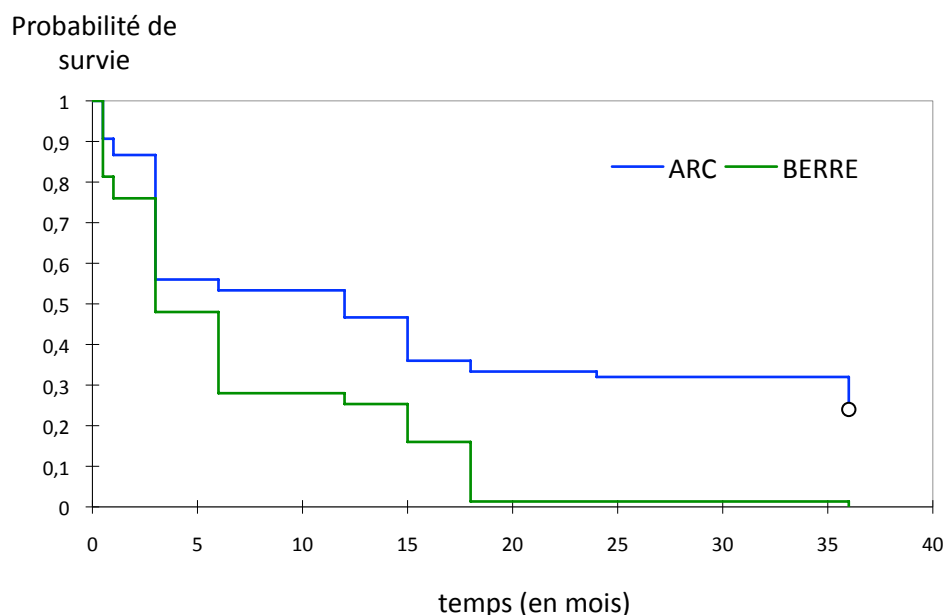
$$q_i = \frac{n_i - d_i}{n_i}$$

où q_i est la probabilité de survie au temps t_i ; n_i est le nombre de sujets au temps t_i et d_i le nombre de morts au temps t_i .

- Le test du log-rank : Ce test permet la comparaison entre 2 courbes de survie. S'il est significatif, l'hypothèse de similarité peut être rejetée. Pour cela, il calcule la distance entre les 2 courbes lorsqu'il y a un décès, si cette distance est plus grande que celle attendue du fait du hasard, le test est significatif. Cependant, si les courbes se croisent le test n'est pas fiable, il faut ainsi vérifier visuellement l'allure des courbes avant de conclure sur les hypothèses.

Exemple du test du log-rank réalisé sur les courbes de survie de l’Arc et de Berre :

Statistique	Valeur observée	Valeur critique	p-value	alpha
Log-rank	19.033	3.841	< 0.0001	0.050



- Le test de Kruskal-Wallis :

Principe du test selon Xlstat : ‘Si on désigne par M_i le paramètre de position de l'échantillon i , les hypothèses nulle H_0 et alternative H_a du test de Kruskal-Wallis sont les suivantes :

- $H_0 : M_1 = M_2 = \dots = M_k$
- H_a : il existe au moins un couple (i, j) tel que $M_i \neq M_j$

Le calcul de la statistique K du test de Kruskal-Wallis fait intervenir comme pour le test de Mann-Whitney le rang des observations, une fois les k échantillons (ou groupes) mélangés. K est défini par :

$$K = 12/(N(N+1)) \sum_{i=1..k} [R_i^2 - 3(N+1)n_i]$$

où n_i est la taille de l'échantillon i , N la somme des n_i , et R_i la somme des rangs pour l'échantillon i parmi l'ensemble des échantillons. Lorsque $k=2$, le test de Kruskal-Wallis est équivalent au test de Mann-Whitney, et la statistique K est équivalente à la statistique W_s . Lorsqu'il y a des ex aequo, on utilise les rangs moyens pour les observations correspondantes, comme dans le cas du test de Mann-Whitney.

Calcul de la p-value du test de Kruskal-Wallis : pour le calcul de la p-value associée à une valeur donnée de K , XLSTAT propose la méthode asymptotique. La p-value est obtenue grâce à une approximation de la loi de K par une loi du χ^2 à $(k-1)$ degrés de liberté. Cette

approximation est fiable, sauf lorsque N est petit.

Pour le test de Kruskal-Wallis, 1 méthode de comparaison multiple est proposée, celle de Dunn (1963) : elle propose une méthode basée sur la comparaison des moyennes des rangs, ces derniers étant ceux utilisés pour le calcul du K, en utilisant une distribution normale asymptotique pour la différence standardisée de la moyenne des rangs.’

- Méthode de Loess selon VANDAL (2005) : ‘Soit un échantillon aléatoire composé des couples (x_i, y_i) , $i=1, \dots, n$, où les x_i représentent les valeurs observées de la variable explicative X et les y_i représentent celles de la variable dépendante Y. Alors, le modèle de régression non paramétrique univariée est donné par : $y_i = \mu(x_i) + \varepsilon_i$, $i = 1, \dots, n$, où les ε_i représentent les erreurs aléatoires, non corrélées entre elles, de moyenne 0 et de variance σ^2 et où $\mu(x)$ est la fonction de régression que l’on cherche à estimer. La méthode de Loess utilise pour cela les moindres carrés pondérés. Il n’est pas seulement représenté par une équation mais plutôt par un ensemble de points. Soit un échantillon (x_i, y_i) , $i=1, \dots, n$, où il est d’abord supposé que les valeurs de x_i de la variable explicative (ici la lumière) sont toutes distinctes, alors la procédure pour obtenir l’estimateur Loess (décrite par Hastie et Tibshirani en 1990) est la suivante :

1. Pour tous les points x_0 du domaine de X, on choisit les k plus proches voisins, que l’on appelle voisinage, et on évalue la distance entre ces derniers et le point x_0 . On dénote l’ensemble de points constituant le voisinage de x_0 par $N(x_0)$.
2. On donne ensuite à chaque point du voisinage de x_0 un poids inversement proportionnel à sa distance par rapport à x_0 à l’aide de la fonction tricube

$$w(u) = \begin{cases} (1 - u^3)^3 & \text{pour } 0 \leq u < 1 \\ 0 & \text{sinon.} \end{cases}$$

Pour que le poids soit bien inversement proportionnel à la distance, on prend

$$u = \frac{|x_0 - x_i|}{\max_{N(x_0)} |x_0 - x_i|} \text{ pour chaque point } x_i \text{ du voisinage de } N(x_0)$$

3. On calcule l’estimateur de $\mu(x)$ au point x_0 en utilisant le polynôme, de degré déterminé par l’utilisateur, estimé en appliquant la méthode des moindres carrés pondérés à l’ensemble des points du voisinage $N(x_0)$.’

A2 : Photos des capteurs de lumière épiphytés (à gauche : Berre ; à droite : l'Arc).



A3: Tableau des différences entre la quantité de lumière reçue à l’Arc et à Berre entre 2009 et 2013 selon le test de Bonferroni-Dunn.

	Arc 09	Arc 10	Arc 11	Arc 12	Arc 13	Berre 09	Berre 10	Berre 11	Berre 12	Berre 13
Arc 09	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non
Arc 10	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Non	Non
Arc 11	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non
Arc 12	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
Arc 13	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non
Berre 09	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
Berre 10	Oui	Oui	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui
Berre 11	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Non	Oui	Oui
Berre 12	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Non	Non
Berre 13	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Non	Non

A4 : Tableaux des résultats du suivi des transplantations à la Pointe de Berre puis à l'embouchure de l'Arc pour les 3 types de transplants (*Z. noltii* boutures, *Z. noltii* mottes et *Z. marina* boutures).

				Suivi à 4 ans - Juin 2013							
N°	Distance en m.	Survie	Etat général	Photo	Diamètre max (cm)	Nb de faisceaux	Longueur des feuilles en cm				
Noltii Boutures											
1	0	N	non retrouvé	/							
2	1	N	non retrouvé	/							
3	2	N	non retrouvé	/							
4	3	N	non retrouvé	/							
5	4	N	non retrouvé	/							
6	5	N	non retrouvé	/							
7	6	N	non retrouvé	/							
8	7	N	non retrouvé	/							
9	8	N	non retrouvé	/							
10	9	N	non retrouvé	/							
11	10	N	non retrouvé	/							
12	11	N	non retrouvé	/							
13	12	N	non retrouvé	/							
14	13	N	non retrouvé	/							
15	14	N	non retrouvé	/							
16	15	N	non retrouvé	/							
17	16	N	non retrouvé	/							
18	17	N	non retrouvé	/							
19	18	N	non retrouvé	/							
20	19	N	non retrouvé	/							
21	20	N	non retrouvé	/							
22	21	N	non retrouvé	/							
23	22	N	non retrouvé	/							
24	23	N	non retrouvé	/							
25	24	N	non retrouvé	/							
26	25	N	non retrouvé	/							
27	26	O	OK	OK	56	126	40	34	26	24	25
28	27	N	non retrouvé	/							
29	28	O	faible	OK	45	18	19	15	11	12	14
30	29	N	non retrouvé	/							
					50,5	22,0					
Noltii mottes											
1	0	N	non retrouvé	/							
2	2	N	non retrouvé	/							
3	4	N	non retrouvé	/							
4	6	N	non retrouvé	/							
5	8	N	non retrouvé	/							
6	10	N	non retrouvé	/							
7	12	N	non retrouvé	/							
8	14	N	non retrouvé	/							
9	16	N	non retrouvé	/							
10	18	N	non retrouvé	/							
11	20	N	non retrouvé	/							
12	22	N	non retrouvé	/							
13	24	N	non retrouvé	/							
14	26	N	non retrouvé	/							
15	28	N	non retrouvé	/							
					#DIV/0!	#DIV/0!					
Marina boutures											
1	0	N	non retrouvé	/							
2	1	N	non retrouvé	/							
3	2	N	non retrouvé	/							
4	3	N	non retrouvé	/							
5	4	N	non retrouvé	/							
6	5	N	non retrouvé	/							
7	6	N	non retrouvé	/							
8	7	N	non retrouvé	/							
9	8	N	non retrouvé	/							
10	9	N	non retrouvé	/							
11	10	N	non retrouvé	/							
12	11	N	non retrouvé	/							
13	12	N	non retrouvé	/							
14	13	N	non retrouvé	/							
15	14	N	non retrouvé	/							
16	15	N	non retrouvé	/							
17	16	N	non retrouvé	/							
18	17	N	non retrouvé	/							
19	18	N	non retrouvé	/							
20	19	N	non retrouvé	/							
21	20	N	non retrouvé	/							
22	21	N	non retrouvé	/							
23	22	N	non retrouvé	/							
24	23	N	non retrouvé	/							
25	24	N	non retrouvé	/							
26	25	N	non retrouvé	/							
27	26	N	non retrouvé	/							
28	27	N	non retrouvé	/							
29	28	N	non retrouvé	/							
30	29	N	non retrouvé	/							
					#DIV/0!	#DIV/0!					
		O	Survie du transplant								
		O	Survie et croissance du transplant								
		N	Mort et disparition du transplant								

		Suivi à 4 ans - Mai 2013									
N°	Distance en m.	Survie	Etat général	Photo	Diamètre max (cm)	Nb de faisceaux/ quadrat	Densité	Longueur des feuilles en cm			
Noltii Boutures											
Vent nul, eau claire											
1	0	O	OK	OK	170	147,5					
2	1	O	OK	OK	150	147,5					
3	2	O	OK	OK	150	113					
4	3	O	OK	OK	170	113					
5	4	N	non retrouvé	/							
6	5	N	non retrouvé	/							
7	6	N	non retrouvé								
8	7	N	non retrouvé								
9	8	N	non retrouvé								
10	9	N	non retrouvé								
11	10	N	non retrouvé								
12	11	O	OK	OK	230	93,5					
13	12	O	OK	OK	230	93,5					
14	13	N	non retrouvé								
15	14	N	non retrouvé								
16	15	N	non retrouvé								
17	16	O	OK	OK	150	72,5					
18	17	O	OK	OK	150	72,5					
19	18	N	non retrouvé								
20	19	O	OK	OK	120	142					
21	20	O	OK	OK	225	142					
22	21	N	non retrouvé								
23	22	N	non retrouvé								
24	23	N	non retrouvé								
25	24	N	non retrouvé								
26	25	N	non retrouvé								
27	26	N	non retrouvé								
28	27	N	non retrouvé								
29	28	N	non retrouvé								
30	29	N	non retrouvé								
					174,5					#DIV/0!	
Noltii mottes											
1	0	N	non retrouvé								
2	2	O	OK	OK	210	118					
3	4	O	OK	OK	150	91					
4	6	?									
5	8	O	OK	OK	180	85					
6	10	O	OK	OK	170	124,5					
7	12	N	non retrouvé								
8	14	N	non retrouvé								
9	16	O	OK	OK	90	104,5					
10	18	O	OK	OK	140	58 (intégrale)					
11	20	O	OK	OK	70	72,5					
12	22	N	non retrouvé								
13	24	N	non retrouvé								
14	26	N	non retrouvé								
15	28	N	non retrouvé								
					144,3					#DIV/0!	
Marina boutures											
1	0	O	OK	OK	53	73 (intégrale)					
2	1	N									
3	2	N									
4	3	N									
5	4	N									
6	5	N									
7	6	N									
8	7	N									
9	8	N									
10	9	N									
11	10	N									
12	11	N									
13	12	N									
14	13	N									
15	14	N									
16	15	N									
17	16	N									
18	17	N									
19	18	N									
20	19	N									
21	20	N									
22	21	N									
23	22	N									
24	23	N									
25	24	N									
26	25	N									
27	26	N									
28	27	N									
29	28	N									
30	29	N									
					53,0					#DIV/0!	
		O	Survie du transplant								
		O	Survie et croissance du transplant								
		N	Mort et disparition du transplant								