

CANOPÉ

CARTographie, fonctionnalités de Nurserie et de protection contre l'érosion côtière des récifs de Posidonie, vulnérabilité face aux changements globaux



Titre de l'étude

CANOPé : CARTographie, fonctionnalités de Nurserie et de protection contre l'érosion côtière des récifs de Posidonie, vulnérabilité face aux changements globaux.

Etude financée par

Agence de l'Eau RMC

Immeuble CMCI
2 rue Henri Barbusse
CS 90 464
13207 Marseille cedex 01

Commission Européenne

Life+ MARHA
AFB - 16 quai de la douane
CS 42932
29229 Brest cedex 02

Région SUD

Hôtel de Région
27, place Jules-Guesde
13481 Marseille cedex 20

Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica / Office de l'Environnement de la Corse

Avenue Jean Nicoli
20250 Corte

Institut océanographique Paul Ricard

Ile des Embiez
83140 Six Fours les Plages

Fondation Nature & Découverte

1 avenue de l'Europe
78117 Toussus-le Noble

Etude réalisée par

GIS Posidonie

Antennes de Marseille et Corte
OCEANOMED - MIO – case 901
Campus Universitaire de Luminy
163, avenue de Luminy
13288 Marseille Cedex 09

CEREGE

Europôle Méditerranéen de l'Arbois
Avenue Louis PHILIBERT
BP 80
13545 Aix-en-Provence Cedex 04

MIO

Campus Universitaire de Luminy
163, avenue de Luminy
13288 Marseille Cedex 09

LEGI

Domaine Universitaire
CS 40700
38058 Grenoble Cedex 9

Responsables scientifiques

Charles-François Boudouresque, Aix-Marseille Université et GIS Posidonie, 13000 Marseille
Samuel Meulé, Aix-Marseille Université, 13000 Marseille
Gérard Pergent, Université de Corse, 20250 Corté

Responsable de l'étude

Elodie Rouanet, GIS Posidonie, 13009 Marseille

Crédits photos

GIS Posidonie

Dossier 1705

Ce rapport doit être cité sous la forme

ROUANET E., PAQUIER A-E., BARRALON E., BOURSAULT M., BOUSSARD A., BRODU N., SCHOHN T., BELLONI B., LE DIREACH, GOUJARD A., BOUDOURESQUE C-F., LARROUDE P., MEULE S., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., 2020. Programme CANOPé : Cartographie, fonctionnalités de Nurserie et de protection contre l'érosion côtière des récifs de Posidonie, vulnérabilité face aux changements globaux. Convention Agence de l'Eau RMC, Commission européenne – Life MARHA, Région SUD, Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica/Office de l'Environnement de la Corse, Institut océanographique Paul Ricard, Fondation Nature & Découverte et GIS Posidonie, Aix-Marseille Université CEREGE et MIO, Université Grenoble-Alpes LEGI. GIS Posidonie Publ., Marseille : 1-251.

Avant-Propos

Le programme **CANOPé**, dédié à la Cartographie, à l'étude des fonctionnalités de Nurserie et de protection contre l'érosion côtière des récifs de Posidonie, et à leur vulnérabilité face aux changements globaux, est un programme de recherche pluridisciplinaire dédié à l'étude des récifs de posidonie en Méditerranée française. Il rassemble les compétences de laboratoires de recherche des universités, du CNRS et de l'IRD dans les champs d'application de la cartographie, de la biologie, de l'écologie et des géosciences. Organisé en 5 ateliers de travail, le projet vise à : (atelier 1) inventorier et cartographier les récifs de posidonie présents le long du littoral méditerranéen français (continent et Corse) et établir un diagnostic de leur état de conservation ; (atelier 2) mieux comprendre le rôle de nurserie pour les poissons (fonction abri) ; (atelier 3) comprendre les processus et le rôle qu'ils jouent face aux problématiques d'érosion des littoraux sableux dans un contexte de changement global ; (atelier 4) identifier et modéliser l'évolution future des formations récifales dans un contexte de développement des activités humaines et de changements climatiques globaux. Un ouvrage sur les récifs de posidonie sous forme d'atlas (atelier 5) synthétise l'ensemble des apports et conclusions du programme.

L'ensemble des cartographies qui constituent un volume annexe au présent rapport (Schohn *et al.*, 2020) ont été réalisées par les équipes du GIS Posidonie à partir d'images aériennes acquises en drone et de BD Ortho de l'IGN. La méthodologie employée est présentée dans le rapport final du programme. Seule la cartographie du récif des Vieux Salins est issue des travaux d'une équipe extérieure au programme CANOPé. La cartographie réalisée par Noël et Bauer (2017) est ici reprise pour compléter l'atlas cartographique des formations récifales de *Posidonia oceanica* présentes le long du littoral méditerranéen français.

La typologie des habitats benthiques utilisée est celle de Michez *et al.* (2014). Par ailleurs, chaque carte est accompagnée d'un pourcentage de fiabilité déterminé à partir de la méthode développée par Valette (2018, modifié).

Le nom des sites est mentionné en langue française pour ceux localisés sur le continent et en langue corse pour ceux situés sur le littoral de la Corse.

Acronymes

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

MESH : Mapping European Seabed Habitats

SHOM : Service Hydrographique et Océanographique de la Marine

SIG : Système d'Information Géographique

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	10
1.1. <i>Posidonia oceanica</i> et les formations récifales	12
1.2. Objectifs du programme	15
1.3. Bibliographie	16
2. ATELIER 1 : CARTOGRAPHIE ET ÉTAT DE CONSERVATION	20
2.1. Typologie des formations récifales.....	22
2.2. Inventaire des formations récifales.....	26
2.2.1. Méthodologie	26
2.2.2. Résultats	27
2.3. Cartographie des formations récifales	31
2.3.1. Méthodologie	31
2.3.2. Résultats	39
2.4. Fragmentation du paysage "récif de posidonie"	49
2.4.1. Méthodologie	50
2.4.2. Résultats	56
2.5. Evolution temporelle des formations récifales	71
2.5.1. Méthodologie	71
2.5.2. Résultats	73
2.6. Etat des formations récifales	79
2.6.1. Méthodologie	79
2.6.2. Résultats	83
2.7. Discussion et conclusion	89
2.8. Bibliographie	91
3. ATELIER 2 : ÉTUDE DE LA FONCTION DE NURSERIE POUR LES POISSONS TÉLÉOSTÉENS	98
3.1. Introduction	100
3.2. Matériel et méthodes	103
3.2.1. Sites d'étude	103
3.2.2. Calendrier d'échantillonnage.....	105
3.2.3. Comptages visuels de juvéniles	106
3.2.4. Description des microhabitats	107

3.2.5.	Comptages visuels de juvéniles au sein d'habitats génériques en dehors des récifs de posidonie	107
3.2.6.	Analyse des données	108
3.3.	Résultats.....	110
3.3.1.	Caractérisation des habitats	110
3.3.2.	Description des peuplements de juvéniles de poissons	111
3.4.	Discussion	139
3.4.1.	Estimer la performance des récifs de posidonie dans leurs différentes composantes vis-à-vis des habitats alentours situés à même profondeur	140
3.4.2.	Mieux comprendre le rôle de nurserie pour les poissons (fonction abri).....	144
3.5.	Conclusion.....	150
3.6.	Bibliographie	152
4.	ATELIER 3 : ÉTUDE DU RÔLE DE PROTECTION CONTRE L'HYDRODYNAMISME	158
4.1.	Préambule.....	160
4.2.	Problématiques.....	162
4.2.1.	Les connaissances actuelles sur les interactions hydrodynamisme-herbier.....	162
4.2.2.	Les questions scientifiques	163
4.3.	Méthodologie	165
4.3.1.	Choix des sites	165
4.3.2.	Levés topo-bathymétriques.....	166
4.3.3.	Déploiements océanographiques.....	169
4.4.	Résultats.....	175
4.4.1.	Topo-bathymétriques	175
4.4.2.	Hydrodynamisme.....	177
4.5.	Discussion & Conclusion	187
4.6.	Bibliographie	190
5.	ATELIER 4 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RÉCIFS DE POSIDONIE	194
5.1.	Définitions.....	196
5.2.	Impacts du changement climatique sur les récifs de Posidonie	197
5.3.	Conclusion.....	202
5.4.	Bibliographie	203
6.	VALORISATION SCIENTIFIQUE.....	210

Oudart, T., P. Larroudé, A.-É. Paquier, S. Meulé, C. Leboutellier, and E. Rouanet (2018). Numerical approach for Flow/Vegetation interaction with 3D SPH Model. In Sixth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC-2018), Caen, France.....	212
Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Oudard T., Larroudé P., Rouanet E., Goujard A., Le Direach L., 2018. Comprendre le rôle des récifs barrière à <i>Posidonia oceanica</i> dans l'atténuation de l'hydrodynamique : Programme CANOPé. <i>XVèmes Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil</i> . La Rochelle, 119–126.....	222
Boussard A., Barralon E., Boudouresque C-F., Boursault M., Goujard A., Pergent G., Pergent-Martini C., Rouanet É., Schohn T., 2019. Almost a century of monitoring of the Posidonia barrier reef at Port-Cros (Provence) and the platform reef at Saint-Florent (Corsica). In : Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 41-46.	230
Rouanet É., Goujard A., Barralon E., Boudouresque C-F., Boursault M., Boussard A., Larroudé P., Meulé S., Paquier A- É., Pergent-Martini C., Pergent G., Schohn T., 2019. Inventory and mapping of <i>Posidonia oceanica</i> reefs of the French Mediterranean coast. In : Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 129-130.	236
Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Ducresson I., Oudart T., Larroudé P., Rouanet É., Goujard A., Le Direach L., 2019. Understand the role of <i>Posidonia oceanica</i> barrier reefs on the hydrodynamic attenuation : CANOPé research project. In : Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 127-128.	238
Paquier A.-É., Oudart T., Bouteiller C. L., Meulé S., Larroude P., Dalrymple R. R., 2020. 3D Numerical simulation of seagrass movement under wave and current with GPUSPH Research. <i>International Journal of Sediment Research</i> , accepted.....	240

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. *Posidonia oceanica* et les formations récifales

"Les **monuments naturels** sont constitués par des formations physique et biologique ou par des groupes de telles formations qui ont une valeur universelle exceptionnelle du point de vue esthétique ou scientifique" (UNESCO, 1972). Ces monuments, *zones généralement restreintes et souvent de grande importance*, font partie de la 3^e catégorie de protection définie par la Commission mondiale des aires protégées de l'UICN (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013), après les réserves naturelles intégrales et les parcs nationaux (Dudley, 2008). D'autre part, plusieurs auteurs introduisent la notion de paysages menacés (Boudouresque *et al.*, 1990) qui correspond à un aspect particulier de peuplements rares et soumis à des pressions significatives.

La posidonie, *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, est une magnoliophyte marine endémique de la mer Méditerranée naturellement présente entre 0 et 40 mètres de profondeur selon la transparence des eaux (Pérès & Picard, 1964 ; Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Ruíz *et al.*, 2009). Implantée sur la majeure partie du littoral, cette magnoliophyte forme de véritables prairies sous-marines qui constituent un écosystème complexe et abritent une richesse biologique remarquable (Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Personnic *et al.*, 2014).

La posidonie est constituée de faisceaux de 4 à 8 feuilles. Ces feuilles sont supportées par des tiges rampantes (plagiotropes) ou dressées (orthotropes) : on parle de rhizomes. L'ensemble constitué par les rhizomes et les racines colmatés par le sédiment est appelé « matte ». Les zones où la matte est présente, avec des rhizomes peu putrescibles, mais où les faisceaux vivants situés à sa partie supérieure ne sont plus présents sont appelées « matte morte » (Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Boudouresque *et al.*, 2006).

Dans les baies calmes et abritées, la montée de la matte permet à l'herbier de se développer près de la surface et de former des récifs (Molinier et Picard, 1952). Un récif de posidonie est défini comme une formation bio-construite par l'herbier, lorsque l'extrémité des feuilles émerge à la surface, au moins à marée basse et lorsque la longueur des feuilles est maximale (Boudouresque *et al.*, 2014).

Au cours du temps, l'élévation continue de la matte permet le développement du front d'émersion formé par les feuilles en direction du large. Entre la côte et ce front, la circulation de l'eau est entravée. L'eau y étant mal renouvelée, la température de celle-ci peut atteindre des valeurs inférieures (en hiver) et supérieures (en été) aux seuils de tolérance de *P. oceanica*. Il en est de même pour la salinité, qui peut être inférieure en cas de pluie et supérieure en cas d'évaporation l'été. Finalement, les feuilles entre la côte et le front de posidonie meurent et cela conduit à la formation d'un lagon (Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Figure 1-1).

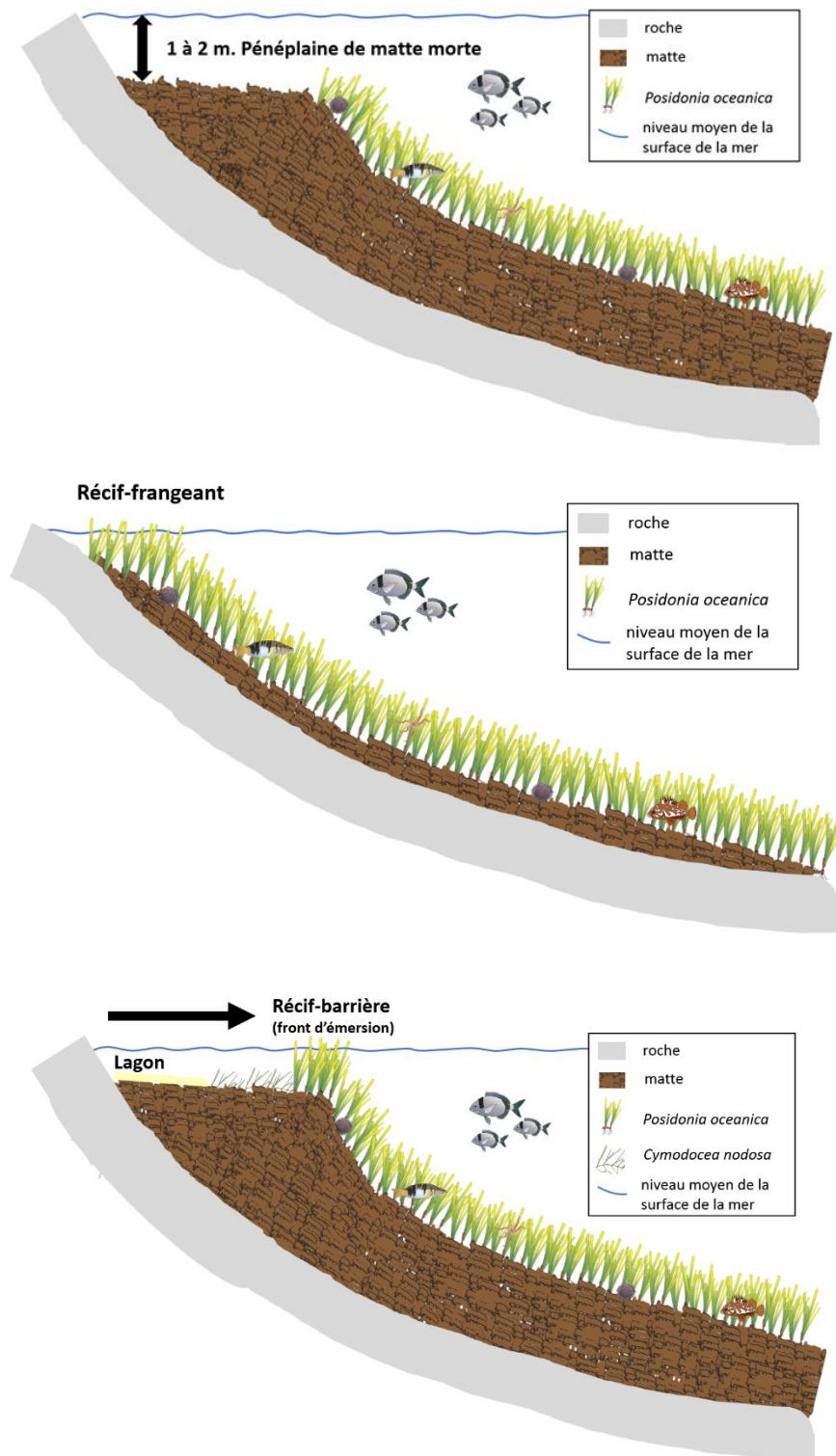


Figure 1-1. Etapes de formation d'un récif de posidonie (redessiné d'après Boudouresque *et al.*, 1975).

Une description des différents types de formations a été proposée par Boudouresque *et al.* (2014) et Bonhomme *et al.* (2015). Cette typologie permet de distinguer : les récifs frangeants (RF), les récifs barrières avec lagon de matte (RBLM), les récifs barrières avec lagon de matte érodée (RBLME), les récifs barrières avec lagon géomorphologique (RBLG ; dont le lagon est dépourvue de matte morte), les récifs barrières fossiles (RBF ; où les faisceaux de *Posidonia oceanica*

initialement présents sur le front d'émergence ont disparu), les faux récifs barrières (FRB ; reconnaissable par leur front d'émergence qui s'appuie sur une barre rocheuse et forme de ce fait, un récif frangeant), les plateformes récifales (PR), les récifs perpendiculaires à la côte (PER ; qui correspondent peut-être à des stades initiaux de PR), et les micro-atolls (MA). En s'appuyant sur cette description, il est possible que ces formations soient moins rares qu'on ne le pensait et beaucoup d'entre elles restent à décrire (Bonhomme *et al.*, 2015). Ainsi, au regard de leur valeur patrimoniale, de la rareté de certains récifs et des services écosystémiques rendus, il est primordial de prendre en compte la diversité de ces formations récifales dans la gestion du milieu côtier (Bonhomme *et al.*, 2015).

Sous cette forme encore plus que toute autre, l'herbier de posidonie s'avère être un écosystème ingénier qui joue un rôle majeur dans le fonctionnement des écosystèmes côtiers : production primaire, production d'oxygène, zones d'abris, de nurseries, de frayères et d'habitats pour de nombreuses espèces (Boudouresque *et al.*, 2006) et transparence des eaux par la stabilisation des sédiments (Jeudy de Grissac & Boudouresque, 1985 ; Gacia & Duarte, 2001). En outre, *P. oceanica* est à la base de nombreuses chaînes alimentaires (Ourgaud, 2015) et leur présence permet de protéger le littoral contre les phénomènes d'érosion (Jeudy de Grissac & Boudouresque, 1985 ; Vacchi *et al.*, 2014). Toutefois, ces fonctions méritent d'être précisément énumérées et décrites en ce qui concerne les formations de type récif barrière, qui avec leurs spécificités géomorphologiques (frondes proches de la surface, lagon, etc.) pourraient présenter des rôles fonctionnels optimisés par rapport aux herbiers classiques.

En France, la loi de 1976 relative à la protection de la nature et son décret datant de 1977 relative à la protection de la flore et de la faune sauvage intègrent la protection de *Posidonia oceanica* (Boudouresque *et al.*, 2006). La loi « littoral » de 1986 peut permettre la préservation des herbiers présentant un intérêt écologique, ou étant indispensable au maintien de l'équilibre biologique (Platini, 2000). De plus, les structures particulières telles que les formations récifales (*e.g.* récif-barrière, plateforme récifale) bénéficient d'une protection accrue (*e.g.* arrêté de biotope, surveillance adaptée ; Boudouresque *et al.*, 2006). Enfin, le Code de l'Environnement (Art. L341-1 à L341-22) permet une protection spécifique des « monuments naturels et des sites de caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque » depuis 1930 (Institut Français d'Information Juridique, 2018).

En raison de leur localisation en fond de baies abritées, où l'on retrouve également des installations portuaires anciennes et récentes, un certain nombre de récifs de *Posidonia oceanica* ont été dégradés, voire totalement détruits, les classant parmi les formations rares (Boudouresque *et al.*, 1985 ; Boudouresque *et al.*, 2014). La synergie des pressions exercées sur le littoral occasionne une destruction, une perte de diversité et une diminution du rôle écologique et fonctionnel conduisant ainsi à une régression de ces récifs. En effet, les herbiers superficiels sont particulièrement soumis (i) aux aménagements littoraux et à une urbanisation croissante (*e.g.* digues, ports, plages artificielles, canalisations, etc.), (ii) aux rejets directs d'effluents (émissaires, ruissellement, apports des fleuves) et de rejets solides (dragages, déchets miniers), (iii) aux impacts mécaniques liés aux ancrages, et plus récemment (iv) aux conséquences du réchauffement

climatique (remontée du niveau marin, augmentation des températures de surface et des événements climatiques extrêmes ; Boudouresque *et al.*, 2006 ; Pergent *et al.*, 2014 ; voir aussi le chapitre ATELIER 4 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RÉCIFS DE POSIDONIE à la page 194). De plus, en raison de la vitesse de croissance très lente des rhizomes de *Posidonia oceanica* (de quelques millimètres à 8 cm par an ; Boudouresque *et al.*, 1984), la destruction de ces formations est irréversible à l'échelle humaine (Boudouresque *et al.*, 2006).

Alors que l'importance des petits fonds est mise en avant et que l'on cherche le moyen de les restaurer, y compris par l'immersion de structures artificielles, l'état structurel et fonctionnel actuel de nombreuses formations récifales naturelles déjà répertoriées doit être connu. Pour beaucoup, les évaluations datent de plusieurs années, voire plusieurs décennies et sont souvent incomplètes.

1.2. Objectifs du programme

Le projet CANOPé est dédié à l'étude des récifs de posidonie et vise à :

- inventorier et cartographier tous les récifs de posidonie présents le long du littoral méditerranéen français (continent et Corse) ;
 - établir un diagnostic de l'état de conservation de ces récifs ;
 - analyser l'évolution temporelle de certains récifs à partir de données historiques disponibles ;
 - mieux comprendre le rôle de nurserie pour les poissons au sein d'une formation récifale. Cela afin d'estimer la performance de cet habitat vis-à-vis des habitats alentours à même profondeur ;
 - comprendre l'impact de l'hydrodynamisme au niveau des récifs de posidonie et inversement comment les récifs modifient l'hydrodynamisme en zone littorale face aux problématiques d'érosion des littoraux sableux ;
- identifier l'évolution future des formations récifales dans un contexte de changements climatiques globaux ;
 - éditer un ouvrage de synthèse inventoriant et présentant les cartes de tous les récifs de posidonie, la typologie de ces structures, leur état de conservation ; de présenter une synthèse des principaux résultats relatifs aux fonctionnalités des récifs de posidonie : nurserie, protection du littoral et à la vulnérabilité face aux changements globaux. Un chapitre dédié à la gestion de ces espaces (analyses des actions mises en œuvre et propositions de mesures de gestion) sera également rédigé. De même la prise en compte et la place qu'ont ces structures dans les politiques publiques environnementales (DCSMM, Natura 2000, lignes directrices du Ministère de l'Environnement) feront l'objet d'un chapitre ;
 - réaliser des supports d'information et de sensibilisation à l'usage des gestionnaires, des décideurs et du grand public.

1.3. Bibliographie

Bonhomme D., Boudouresque C.F., Astruch P., Bonhomme J., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2015. Typology of the reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, and the discovery of extensive reefs in the Gulf of Hyères (Provence, Mediterranean). *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 29 : 41-73.

Borrini- Feyerabend G., Dudley N., Jaeger T., Lassen B., Pathak Broome N., Phillips A., Sand with T., 2013. Gouvernance des aires protégées : de la compréhension à l'action. Collection des lignes directrices sur les meilleurs pratiques pour les aires protégées N°20 ; Gland, Suisse : IUCN. Xvi + 124pp. ISBN : 978-2-8317-1653-4.

Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982. *Découverte de l'herbier de Posidonie*. Parc National de Port-Cros publ., Hyères : i-iii + 1-79.

Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Meinesz A., 1984. *Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de Posidonia oceanica dans la baie d'Elbu (Corse)*. International workshop on *Posidonia oceanica* beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds.), GIS Posidonie publ., Marseilles : 185-191.

Boudouresque C.F., Meinesz A., Lefevre J., 1985. Cartographie des peuplements benthiques marins de Corse : I. La formation récifale à *Posidonia oceanica* de Saint-Florent. *Annales de l'Institut océanographique*, 61(1), 27-38.

Boudouresque C.F., Ballesteros E., Ben Maiz N., Boisset F., Bouladier E., Cinelli F., Cirik S., Cormaci M., Jeudy de Grissac A., Laborel J., Lanfranco E., Lundberg B., Mayhoub H., Meinesz A., Panayotidis P., Semroud R., Sinnassamy J.M., Span A., Vuignier G., 1990. Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. Programme des Nations Unies pour l'Environnement publ. : 1-250.

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2006. *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. Ramoge publ., Monaco, 1-200.

Boudouresque C.F., Bonhomme D., Astruch P., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2014. *Insight into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Portorož, Slovénie, 27-28 octobre 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (eds.), RAC/SPA publ., Tunis : 58-63.

Dudley N., 2008. Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. Gland, Suisse : UICN. x +96 pp.

Gacia E., Duarte C. M., 2001. Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(4): 505-514.

Jeudy de Grissac A., Boudouresque C. F., 1985. Rôle des herbiers de phanérogames marines dans les mouvements des sédiments côtiers : les herbiers à *Posidonia oceanica*. *Colloque Franco-Japonais d'Océanographie Marseille*, 1 : 143-151.

Molinier R., Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut océanographique*, 27(3) : 157-234.

Ourgaud M., 2015. *Influence des apports anthropiques sur les flux de carbone et de contaminants dans les réseaux trophiques de « poissons » de l'écosystème à Posidonia oceanica*. Thèse de doctorat, spécialité océanographie, Aix-Marseille Université, Marseille, France, 352 pp.

Pérès J.M., Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 31 (47) : 3-137.

Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Calvo S., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent - Martini C., Semroud R., Serrano O., Thibaut T., Tomasello T., Verlaque M., 2014. Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15 (2) : 462-473.

Personnic S., Boudouresque C. F., Astruch P., Ballesteros E., Blouet S., Bellan-Santini D., Bonhomme P., Thibault-Botha D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien M., Pergent G., Pergent-Martini C., Pastor J., Poggiale J.C., Renaud F., Thibaut T., Ruitton S., 2014. An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *Plos One*, 9 (6) : e98994.

Ruiz J. M., Boudouresque C. F., Enríquez S., 2009. Mediterranean seagrasses. *Botanica Marina*, 52 (5) : 369-381.

Vacchi M., Montefalcone M., Schiaffino C. F., Parravicini V., Bianchi C. N., Morri C., Ferrari M., 2014. Towards a predictive model to assess the natural position of the *Posidonia oceanica* seagrass meadows upper limit. *Marine Pollution Bulletin*, 83 (2) : 458-466.



Figure 1-2. Vues aériennes du récif de l'île Sainte-Marguerite (archipel des îles de Lérins ; haut) et de Valdolèse (golfe de San Fiorenzo/Saint-Florent ; bas).

2. ATELIER 1 : CARTOGRAPHIE ET ÉTAT DE CONSERVATION

Par SCHOHN T., BARRALON É., BOURSAULT M., BOUSSARD A., BELLONI B., BRODU N., BOUDOURESQUE C-F., ROUANET É., GOUJARD A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C.

2.1. Typologie des formations récifales de posidonie

Boudouresque *et al.* (2014) et Bonhomme *et al.* (2015) ont proposé une typologie des formations récifales de *Posidonia oceanica*. Elle est ici reprise pour être présentée.

Le récif frangeant (RF) (Figure 2-1) :

Avec la croissance de l'herbier de posidonie, la matte s'élève vers la surface. Dans la plupart des zones littorales, l'hydrodynamisme empêche cette élévation de continuer en brisant les rhizomes et les faisceaux de feuilles de posidonie. Il en résulte la formation d'une pénélaine de matte morte. Mais dans des conditions abritées, en particulier en fond de baie, l'élévation de la matte peut se poursuivre jusqu'à la surface. A marée basse, les feuilles de posidonie s'étalent à la surface. L'émersion des apex des feuilles se fait de très près et parallèle à la côte. Cette formation est désignée comme un récif frangeant.

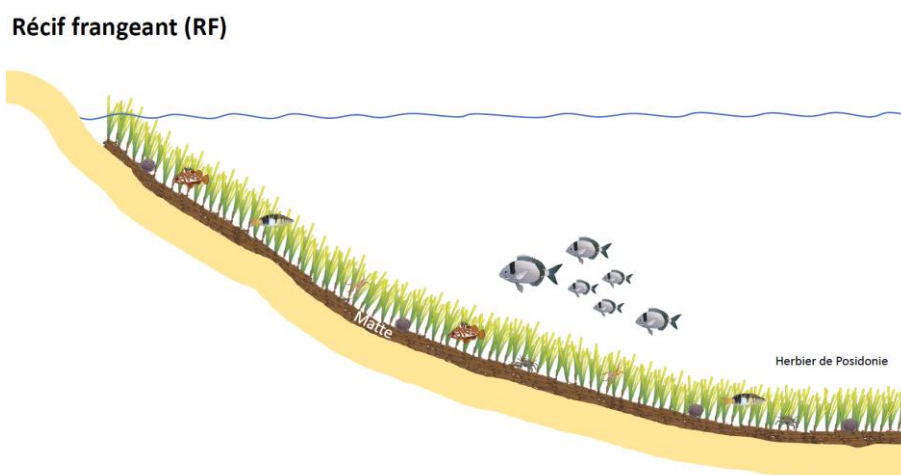


Figure 2-1. Schéma d'un récif frangeant.

Le récif barrière avec un lagon de matte (RBLM) (Figure 2-2) :

L'élévation de la matte du récif frangeant continue et le développement du front d'émersion se fait en direction du large. Entre la côte et ce front, un lagon peu profond (rarement plus de 1 m de profondeur) se forme. Des sédiments fins sont présents et couvrent la matte morte (c'est-à-dire les rhizomes dépourvus de pousses de feuilles, ainsi que les racines et les sédiments remplissant les interstices). Dans ce lagon, des herbiers de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltei* et un certain nombre de Phaeophyceae (par exemple *Cystoseira*, *Padina*) et Rhodobionta peuvent être présents.

Récif barrière avec un lagon de mat (RBLM)

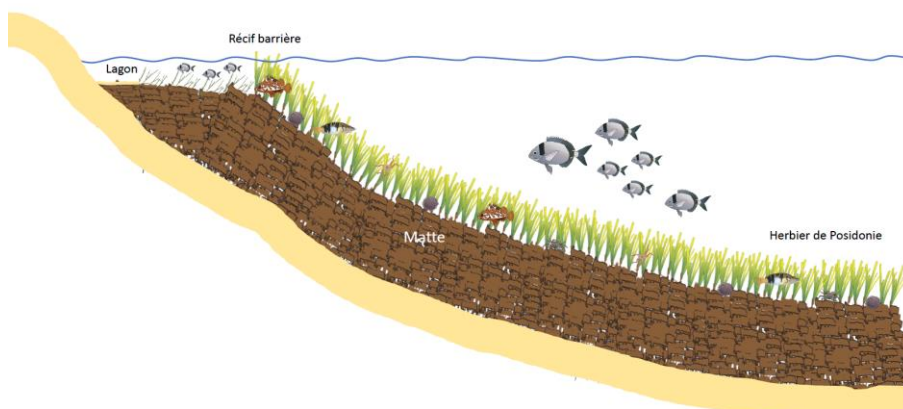


Figure 2-2. Schéma d'un récif barrière avec un lagon de mat.

Le récif barrière avec un lagon de mat érodé (RBLME) (Figure 2-3) :

Un récif-barrière avec un lagon mat érodé est similaire au récif barrière avec un lagon de mat, à la différence que la matte morte du lagon a été érodée et que la profondeur du lagon peut être plus grande (plusieurs mètres). Cette érosion peut être naturelle (hydrodynamisme) ou causée par des dragages afin de permettre l'accès aux petits bateaux.

Récif barrière avec un lagon de mat érodé (RBLME)

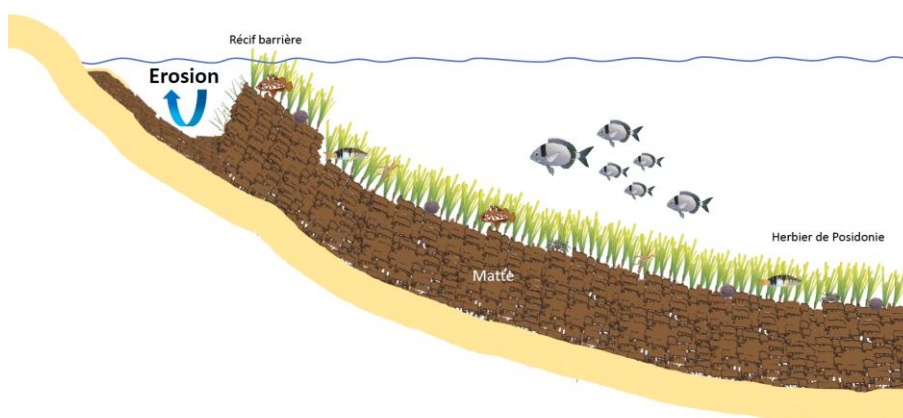


Figure 2-3. Schéma d'un récif barrière avec un lagon de mat érodé.

Le récif barrière avec un lagon géomorphologique (RBLG) (Figure 2-4) :

Il s'agit d'un récif barrière dont le lagon est relativement profond et dépourvu de matte morte. Ceci résulte de l'élévation du niveau relatif de la mer (RSL), soit en raison de l'élévation réelle du niveau de la mer, soit à l'affaissement du plancher. Le récif frangeant initial, au lieu de progresser horizontalement, s'agrandit en restant sur place. Dans ce cas, *P. oceanica* n'a donc jamais été présente. Si l'érosion de la matte morte dans le lagon d'un RBLME est totale, il peut être défini à tort comme un RBLG. La présence de RBLG est peu probable dans les zones où l'affaissement récent du plateau est absent ou peu visible, comme c'est le cas en Provence.

Récif barrière avec un lagon géomorphologique (RBLG)

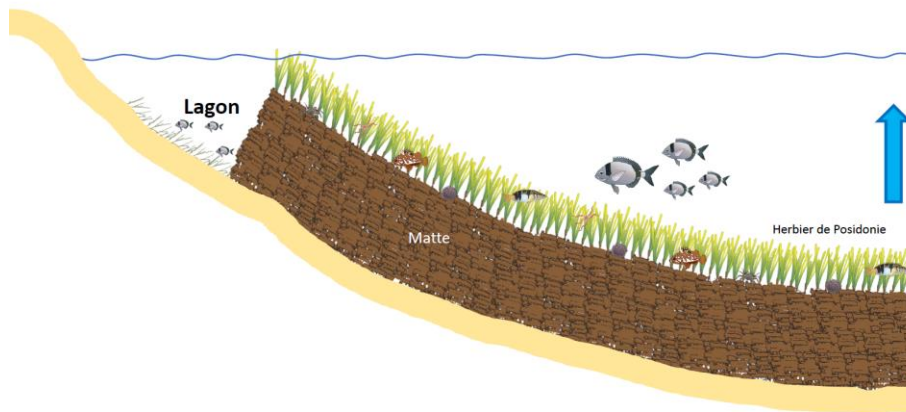


Figure 2-4. Schéma d'un récif barrière avec un lagon géomorphologique.

Le récif barrière fossile (RBF) (Figure 2-5) :

Un récif barrière fossile est un ancien récif barrière avec un lagon de matre dont les faisceaux de feuilles sur le front d'émersion sont morts. Cependant, le profil, avec un front d'émersion et un lagon peu profond, a été préservée. La progression du récif vers la large a donc été stoppée. Au fil du temps, le front d'émersion, qui n'est plus protégé par les feuilles ne retenant plus les particules, sera érodé par l'hydrodynamisme, de sorte que la formation ressemblera à une pénéplaine de matre morte.

Récif barrière fossile (RBF)

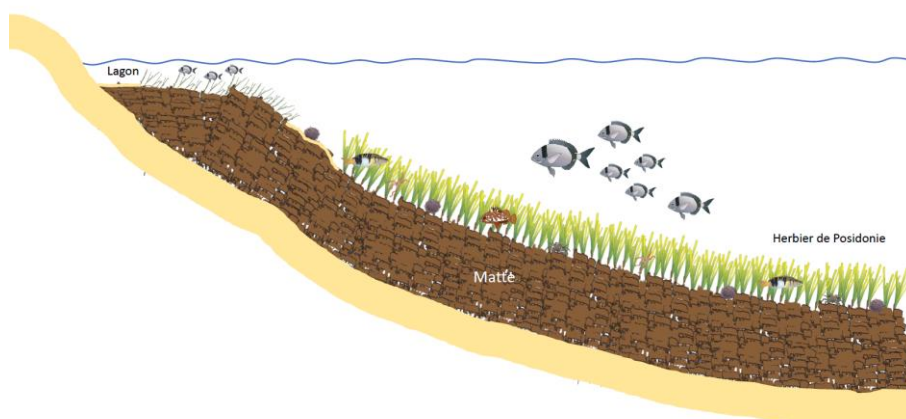


Figure 2-5. Schéma d'un récif barrière fossile.

Le Faux récif barrière (FRB) (Figure 2-6) :

Il correspond à un lagon d'origine géomorphologique, séparée du large par une crête rocheuse à faible profondeur sur laquelle *P. oceanica* est présente, imitant un récif barrière de *P. oceanica* (BR). Bien que ces deux types de structures soient d'origine bien distincte, elles peuvent jouer un rôle similaire en ce qui concerne les services écosystémiques (protection des plages, nurserie).

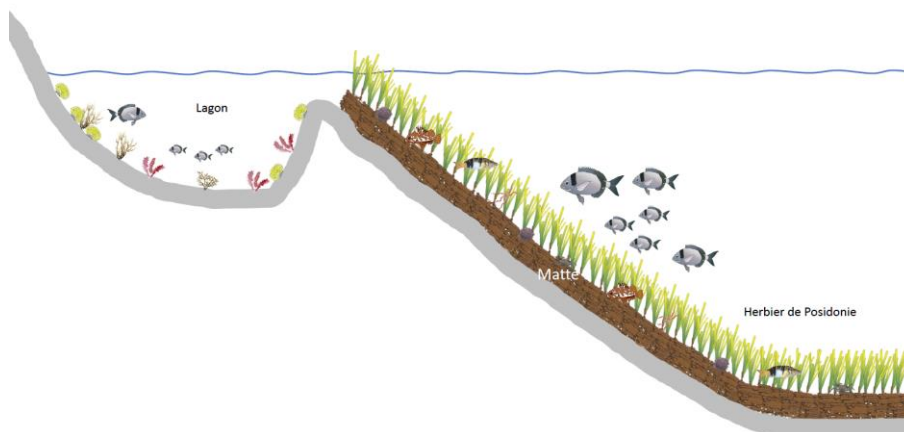
Faux récif barrière (FRB)

Figure 2-6. Schéma d'un faux récif barrière.

La plateforme récifale (PR) (Figure 2-7) :

Elle correspond à un triangle de matte morte peu profond, plus ou moins colonisé par des macrophytes ou des herbiers à *C. nodosa*, ceinturé de *P. oceanica* vivante. Sa genèse est probablement le résultat d'alternances et /ou de courants opposés qui circulent vers les deux côtés extérieurs du triangle ; deux récifs barrières, dos à dos, ont progressé vers le large en formant une sorte de lagon en forme de triangle.

Plateforme récifale (PR)

Figure 2-7. Schéma d'une plateforme récifale.

Le récif perpendiculaire (PER) (Figure 2-8) :

Le récif est perpendiculaire à la côte, et il est probablement dû à des courants opposés. Les PER peuvent éventuellement correspondre à une forme réduite ou initiale de PR.

Récif perpendiculaire (PER)

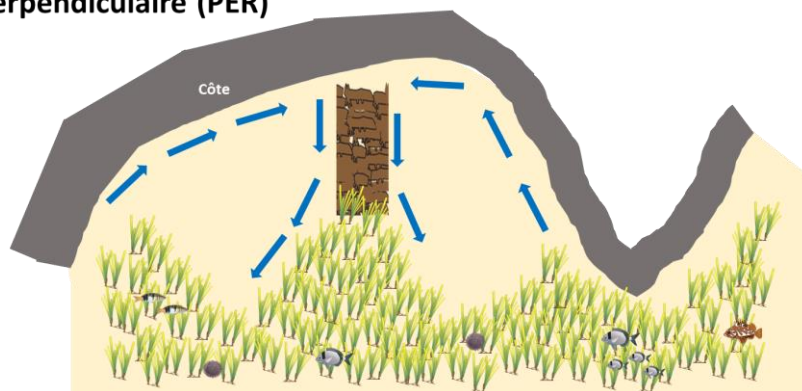


Figure 2-8. Schéma d'un récif perpendiculaire.

Le micro-atoll (MA) (Figure 2-9) :

Il s'agit d'une structure en forme d'anneau où les feuilles de *P. oceanica* émergent à marée basse. Cet anneau peut mesurer plusieurs mètres de diamètre. Les rhizomes plagiotropes (c'est-à-dire horizontaux) se développent au bord du micro-atoll, de manière centrifuge, alors que les pousses meurent dans la partie centrale, qui est alors composée de matte morte.

Micro atoll (MA)

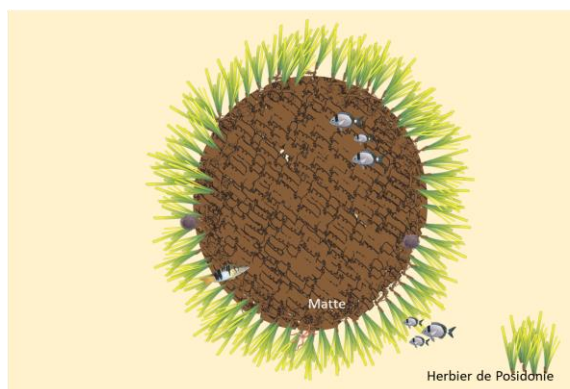


Figure 2-9. Schéma d'un micro-atoll.

2.2. Inventaire des formations récifales

2.2.1. Méthodologie

Des recherches bibliographiques ont permis de lister les différentes formations récifales déjà recensées le long du littoral méditerranéen français. Une actualisation de ces données a été réalisée au cours du programme par de nouvelles analyses. Deux méthodes ont été employées et adaptées à la disponibilité de données pour le littoral provençal, azuréen et corse.

Sur le continent, les données bathymétriques Litto3D® du SHOM, très précises, ont été utilisées et ont permis de déterminer les zones où la morphologie bathymétrique laissait présager la présence d'éventuelles nouvelles formations. Puis, une analyse visuelle d'images photographiques aériennes (google Earth) a confirmé la présence ou non de celles-ci mais aussi de celles déjà répertoriées.

En Corse, faute de données Litto3D® (données en cours de traitement par le SHOM), une inspection visuelle d'images aériennes très précises d'une résolution de 50 centimètres (BD ORTHO® 2016) téléchargées sur le site de l'IGN a été réalisée permettant de déceler la présence d'éventuelles formations non encore recensées.

2.2.2. Résultats

A partir des données bibliographiques et des analyses croisées du Litto3D®, des BD ORTHO® datant de 2016, et des orthomosaïques acquises par drone, un total de 73 formations récifales a pu être identifié par le passé et le présent. Il s'agit de 58 récifs, 13 atolls et 2 plateformes récifales. Sur ces 73 formations, 12 ont été détruites (essentiellement par des aménagements côtiers) ou ont disparu. Le travail de prospection mené dans le cadre de cette étude a permis de recenser 16 nouvelles formations (12 récifs, 3 micro-atolls et 1 plateforme récifale) qui n'avaient pas été répertoriées jusqu'alors. Aujourd'hui, il existerait donc 61 formations récifales sur le littoral méditerranéen français, 22 sur le continent et 39 en Corse (Tableau 2-1).

Lorsque l'on ne considère que les récifs actuellement présents sur les littoraux français, les récifs barrières avec un lagon de matie (RBLM ; n = 31) sont les plus nombreux suivis des micro-atolls (MA ; n = 13) qui sont souvent associés aux premiers. Les micro-atolls sont essentiellement rencontrés en Corse et 1 seul a été recensé sur le continent à Sainte-Maxime. Les autres types de formations sont nettement moins rencontrés le long des littoraux. Certains types sont observables uniquement sur le continent comme les récifs barrières avec un lagon de matie érodé (RBLME ; n = 1) ou les récifs frangeants (RF ; n = 4), d'autres uniquement en Corse, comme les récifs perpendiculaires (PER ; n = 3) dont deux rencontrés dans le golfe de Sant'Amanza en Corse-du-Sud, et les faux récifs barrières (n = 6) dont 4 en Corse.

Tableau 2-1. Liste des formations récifales recensées par le passé et dans le cadre de cette étude. 66 = Pyrénées-Orientales, 13 = Bouches-du-Rhône, 83 = Var, 06 = Alpes-Maritimes, 2A = Corse-du-Sud, 2B = Haute-Corse. RF = récif frangeant, RB = récif barrière, RBLM = récif barrière avec lagon de matte, RBLME = récif barrière avec lagon de matte érodé, RBLG = récif barrière avec lagon géomorphologique, RBF = récif barrière fossile, FRB = faux récif barrière, PR = plateforme récifale, PER = récif perpendiculaire, MA = micro-atoll.

Sites	Type et nombre	Etat des connaissances	Références
Peyrefite (66)	1 RF	Disparu	Molinier et Picard, 1952
Centre Héliomarin (66)	1 FRB ?	Disparu	Pergent <i>et al.</i> , 1985
Paulilles (66)	1 récif ?	Disparu	Molinier et Picard, 1952
Sormiou (13)	1 PER	Disparu	Molinier et Picard, 1952
Bandol (83)	1 RB	Détruit par l'aménagement d'un parking dans les années 1970s	Molinier et Picard, 1952, 1954 ; Ledoyer, 1962 ; Pérès et Picard, 1963 ; Blanc, 1975 ; Blanc et Jeudy de Grissac, 1978
Gouringout, Sanary-sur-mer (83)	1 PER	Déjà répertorié	Molinier et Picard, 1952 ; Blanc, 1958
Le Brusac (83)	1 RBLM	Déjà répertorié	Molinier et Picard, 1952 ; Blanc, 1958 ; Pérès et Picard, 1963 ; Blanc et Jeudy de Grissac, 1978 ; Jeudy de Grissac et Tiné, 1980 ; Francour et Sartoretto, 1991 ; Bernard <i>et al.</i> , 2002 ; Rouanet <i>et al.</i> , 2008 ; Simide <i>et al.</i> , 2020
La Seyne-sur-mer (83)	1 RBLM ?	Probablement présent dans le passé	Bourcier <i>et al.</i> , 1979
Le Lazaret (83)	1 RBLM ?	Probablement présent dans le passé	Bourcier <i>et al.</i> , 1979
Mourillon, Toulon (83)	1 RBLM	Détruit par l'aménagement de plages artificielles	Astier, 1975 ; Nodot <i>et al.</i> , 1978
Madrague de Giens (83)	1 RBLME	Déjà répertorié	Boudouresque, 1971 ; Blanc, 1975 ; Blanc and Jeudy de Grissac, 1978 ; Charbonnel <i>et al.</i> , 2002
La Redonne, Giens (83)	1 RF	Déjà répertorié	Azzolina <i>et al.</i> , 1985
Tour Fondue, Giens (83)	1 RBLM	Disparu	Boudouresque, 1971
La Badine (83)	1 RBLM	Déjà répertorié	Molinier et Picard, 1952 ; Bonhomme <i>et al.</i> , 2014
Vieux Salins (83)	1 RBLM	Déjà répertorié	Bonhomme <i>et al.</i> , 2014 ; Noël et Bauer, 2017
Port-Cros (83)	1 RBLM	Déjà répertorié	Molinier et Picard, 1952, 1954 ; Augier et Boudouresque, 1970 ; Nédélec <i>et al.</i> , 1981 ; Augier et Nieri, 1988 ; Bonhomme <i>et al.</i> , 2001 ; Goujard <i>et al.</i> , 2010

Léoube (83)	1 PR	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Le Lavandou (83)	1 RF ?	Disparu	Molinier et Picard, 1952
Cavalière (83)	1 RBLM	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Cavalaire (83)	1 PR	Disparu	Molinier et Picard, 1952
Jovat (83)	1 FRB	Déjà répertorié	Azzolina <i>et al.</i> , 1985
La Moutte (83)	1 FRB	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Canebiers (83)	1 RBLM	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Le Pilon (83)	1 RBLM	Déjà répertorié	Charbonnel <i>et al.</i> , 1997 ; Bernard <i>et al.</i> , 2004 ; Ruitton <i>et al.</i> , 2006
La Moune (83)	1 RBLM	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Sainte-Maxime (83)	1 RBLM 1 MA	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Agay (83)	1 PR	Déjà répertorié	Astruch <i>et al.</i> , 2010, 2015
Sainte-Marguerite (06)	1 RBLME	Déjà répertorié	Molinier et Picard, 1954 ; Meinesz, 1973 ; Andromède Océanologie, 2011
Crouton (06)	1 RF	Déjà répertorié	Francour <i>et al.</i> , 2003
Espalmador (6)	1 RF	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Fosses (06)	1 FRB	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Mafalcu (2B)	1 FRB	Déjà répertorié	Casta, 1981
Valdolèse (2B)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Fornali (2B)	1 RBLM	Déjà répertorié	Molinier, 1960 ; Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Punta di i Frati (2B)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
La Roya (2B)	1 PR 5 MA 1 RBLM	Déjà répertorié	Boudouresque <i>et al.</i> , 1985 ; Bonacorsi <i>et al.</i> , 1993 ; Pasqualini <i>et al.</i> , 1995 Molinier et Picard, 1952 ; Molinier, 1960 ; Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Centuri (2B)	1 RBLM	Disparu	Molinier, 1960
Isule di e Finuchjarole (2B)	1 FRB	Déjà répertorié	Vela <i>et al.</i> , 2010

Taglio Isolaccio Galea (2B)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Taglio Isolaccio Rico (2B)	1 RBLM 1 MA	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Pinareddu port (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela <i>et al.</i> , 2010
Pinareddu-Padulatu (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela <i>et al.</i> , 2010
San Ciprianu (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Belsher <i>et al.</i> , 1988 ; Chery <i>et al.</i> , 2009
Ilot de San Ciprianu (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Belsher <i>et al.</i> , 1988
Lecci Benedettu (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Cancemi et Bartoli, 2007
Portivechju Arena à Ziglione (2A)	1 RBLM 4 MA	Déjà répertorié	Cancemi et Bartoli, 2007
Sant'Amanza Maora (2A)	2 RBLM 2 PER	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Sant'Amanza Gurgazu (2A)	1 RBLM		
Piantarella (2A)	1 FRB	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Paragan (2A)	1 MA	Déjà répertorié	Agreil, 2003
Ventilègne (2A)	4 RBLM 1 MA	Déjà répertorié Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Vela et Garrido-Maestracci, 2008 Présente étude
A Testa (2A)	1 FRB 1 MA	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Fortino (2A)	1 RBLM	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
San Ghjuvanni (2A)	1 RBLM	Jamais répertorié ni cartographié jusqu'ici	Présente étude
Cala di u Furneddu (2A)	2 RBLM	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008
Tizzà (2A)	1 RBLM	Déjà répertorié	Vela et Garrido-Maestracci, 2008

2.3. Cartographie des formations récifales

2.3.1. Méthodologie

La réalisation des cartographies des formations récifales est basée sur plusieurs types de données, à savoir des cartes postales datant du début du 20^{ème} siècle, des retranscriptions de mémoire de personnes âgées, des orthophotographies de l'IGN et des orthomosaïques acquises par drone. Pour les sources de données les plus anciennes (essentiellement cartes postales), les validations de vérités terrain n'étaient pas disponibles, mais depuis les années 1970, des données d'observations de terrain sont recueillies par des scientifiques.

Remarque : l'ensemble des cartographies présentées dans ce travail ont été réalisées à partir de la méthode détaillée ci-après, à l'exception du récif des Vieux Salins (dans le Var) qui avait fait l'objet d'une cartographie précise par Noël et Bauer en 2017 ; leur carte est ici reprise.

2.3.1.1. Images aériennes

Deux sources de données ont été utilisées pour la réalisation des cartographies à partir d'images aériennes :

- les orthophotographies de l'IGN en 50 centimètres (BD ORTHO® 2016) pour les sites en Corse ;
- les orthomosaïques en drone (DJI Phantom 4 Pro) pour les sites sur le continent (Figure 2-10).

Les survols ont été effectués à 100 m d'altitude sauf pour les sites du Brusç (commune de Six-Fours-les-Plages, Var) et des Canebiers (Commune de Saint-Tropez, Var), très vastes où les survols ont été effectués à 120 m d'altitude (Figure 2-10). Les résolutions des photographies étaient de 2.7 cm/pixel pour les survols à 100 m et de 3.3 cm/pixel pour les survols à 120 m d'altitude. Les photographies aériennes de chaque formation récifale ont ensuite été assemblées (logiciel Agisoft PhotoScan®) pour pouvoir disposer d'une orthomosaïque (Figure 2-11).

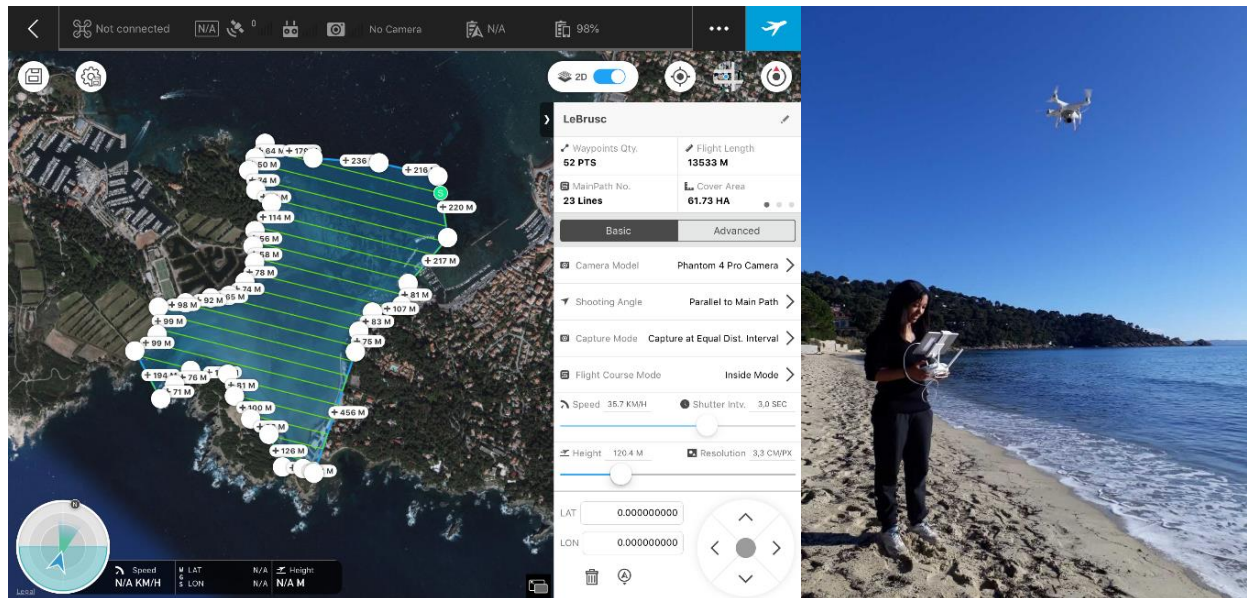


Figure 2-10. Plan et survol en drone au-dessus d'une formation récifale.



Figure 2-11. Orthomosaïque réalisée à partir d'images aériennes acquises en drone, pour la réalisation de la cartographie d'une formation récifale. À droite, détail du secteur encadré en jaune.

2.3.1.2. Réalisation des cartographies sous SIG

Les cartographies ont été réalisées dans un SIG (logiciel Esri ArcGIS 10.6®) et géoréférencées dans le système de projection en Lambert 93.

La typologie employée est celle des biocénoses benthiques de Méditerranée version 2 (Michez *et al.*, 2014) qui a été adaptée pour ce travail, car elle prend en compte les récifs barrières de posidonie, les herbiers tigrés, les atolls, mais aussi les associations de la matte morte de *Posidonia oceanica*, et les associations de la matte morte de *Posidonia oceanica* à *Caulerpa prolifera*, *Cymodocea nodosa*, *Penicillus capitatus*. La typologie de Boudouresque *et al.* (2014) est ici employée pour qualifier les différentes formes des structures récifales.

L'ensemble des rasters ont été intégrés dans un SIG (BD ORTHO IGN sous ENVIE 4.7® et ortho-mosaïques issues des photos drone sous ARCGIS 10.6), afin de délimiter les zones d'habitat marin à analyser, et pour lesquels des améliorations de couleur, luminosité et contraste ont pu être apportées. Les ortho-mosaïques drones ont également subi un traitement de segmentation afin de supprimer les pixels isolés en les agrégeant aux pixels voisins lorsqu'ils ont une couleur très différente de celui-ci. Chaque pixel est ensuite assigné à une classe d'habitat définie par Michez *et al.* (2014) de manière automatique en utilisant la méthode de classification supervisée par maximum de vraisemblance. Cette classification passe par une étape d'apprentissage qui va permettre de déterminer dans quel groupe doit être "rangé" le pixel en fonction de sa couleur, et consiste à sélectionner des zones de chaque photo qui vont définir les différents habitats étudiés (herbier de Posidonie, matte morte, sable, etc.). Dans cette étape, entre 15 et 40 parcelles d'apprentissage ont été sélectionnées par l'utilisateur. A ce stade, le raster classifié est vectorisé afin d'obtenir un ensemble de polygone délimitant les différents habitats.

Afin de supprimer les nombreux artefacts liés à l'étape de vectorisation, l'ensemble des polygones est lissé pour réduire les formes pixelisés, et les « micros-entités » (polygones dont la surface est inférieure à 0.01 m² pour les ortho-mosaïques drones et 0.75 m² pour les BD ORTHO IGN) sont supprimées.

Pour toutes les cartographies, les erreurs et les aberrations ont été corrigées manuellement à partir des observations *in situ* par levés GPS. L'échelle de travail est de 1/40^{ème} sur les ortho-mosaïques drone et de 1/250^{ème} sur les BD ORTHO IGN. Les différents polygones sont vérifiés et précisés et la nature des habitats sont renseignés dans la table attributaire (NOM_SITE, HABITAT, PRECISION, SURFACE). L'ensemble des métadonnées de chaque couche de polygone est renseigné en respectant la Directive Européenne INSPIRE.

2.3.1.3. Vérité terrain

Afin de valider les interprétations automatiques des traitements d'images appliqué sous SIG et les interprétations visuelles des différents types d'habitats benthiques sur les orthomosaïques lors des corrections manuelles, des vérités terrain ont été réalisées sur chaque formation récifale.

Equipé d'un kayak et muni d'une lunette de calfat, d'un sondeur à main (Plastimo® Echotest II) et d'un GPS, la nature des fonds a été relevée puis consignée sous SIG (Figure 2-12).



Figure 2-12. Vérité terrain réalisée à partir d'un kayak de mer et muni d'une lunette de calfat et d'un GPS.

2.3.1.4. Echelle de fiabilité des cartographies

L'échelle de fiabilité établie par Valette (2018) a été réajustée, afin de donner plus de poids aux cartographies réalisées avec un grand nombre de vérités terrains réparties sur l'ensemble de la zone d'étude, puis appliquées pour le site. Cette échelle permet d'attribuer des scores de zéro à trois (trois symbolisant une très bonne qualité) à un ensemble de critères, appliqués à chacune des phases de réalisation de la cartographie, et d'en faire la synthèse (Tableau 2-3).

La fiabilité finale est ensuite obtenue par l'addition de l'ensemble des valeurs, puis exprimée en pourcentage selon cinq classes (Tableau 2-2).

Tableau 2-2. Bornes de classification de l'indicateur de fiabilité des cartes.

Limites	$x > 80 \%$	$80 \geq x > 70$	$70 \geq x > 60$	$60 \geq x > 50$	$x \leq 50 \%$
Qualification	Très bonne	Bonne	Passable	Insuffisante	Très insuffisante

Tableau 2-3. Echelle d'évaluation de la fiabilité de Valette (2018) mise à jour pour la présente étude.

Critères d'évaluation	3 POINTS	2 POINTS	1 POINT	0 POINT
Couverture des données brutes	≥ 100 %	75 à 99 %	50 à 74 %	< = 50 %
Positionnement/géoréférencement	GPS différentiel	GPS (non différentiel) ou autre système électronique non satellitaire de navigation	Carte marine ou alignement remarquable	Estime ou pas de relevé géographique
Nature des peuplements	Très différente	Différente	Proche	Très proche
Topographie : pente	Faible et constante	Faible et irrégulière	Forte et constante	Forte et irrégulière
Exploitation de la donnée brute (effet de surface ; présence d'artefacts)	100 % de la donnée brute	100 % > de la donnée brute ≥ 75 %	75 % < de la donnée brute ≤ 50 %	< 50 % de la donnée brute
Taille du Pixel, Echelle	Pixel ≤ 0.5 m Échelle ≤ 1/2 000	0.5 m < Pixel ≤ 2 m 1/2 000 < Échelle ≤ 1/10 000	2 m < Pixel ≤ 5 m 1/10 000 < Échelle ≤ 1/25 000	Pixel > 5 m Échelle > 1/25 000
Répartition des données terrain / Surface d'étude	≤ 10 % de la portée Répartition ≥75 %	10 % < de la portée ≤ 20 % 75 % > R > 50 %	20 % < de la portée ≤ 50 % 50 % > R ≥ 25 %	> 50 % de la portée R < 25 %
Densité	VT / km ² ≥ 100	100 > VT / km ² > 50	50 > VT / km ² ≥ 25	VT / km ² < 25
Niveau de détail	Classes définies sur la base d'une analyse biologique détaillée	Classes définies sur la base des principales espèces ou formes de vie caractéristiques	Classes définies sur la base de données physiques ou de zones biologiques générales	Classes définies à partir de données historiques
Limite des habitats	Qualification certaine et limites certaines	Qualification certaine mais limites incertaines	Qualification douteuse	Information non fournie
Méthodes utilisées	Logiciel de SIG et logiciel de traitement d'image	Logiciel de SIG et logiciel de retouche d'image OU logiciel de traitement d'image	Logiciel de retouche d'image	Levé manuel
Pourcentage d'exactitude				
Avec données externes	≥ 80 %	80 % > % Exact ≥ 60 %	60 % > % Exact ≥ 50 %	% Exact < 50 %
Sans données externes		≥ 80 %	80 % > % Exact ≥ 60 %	% Exact < 60 %

Les critères relatifs à la phase d'acquisition de données brutes

- Couverture des données brutes : la couverture correspond au pourcentage de recouvrement de la zone d'étude par les données brutes. Ces données sont d'autant plus fiables que le degré de couverture est élevé (Figure 2-13). Un chevauchement des données, qui peuvent être ou non acquises avec des outils différents (*e.g.* données optiques et acoustiques), fournit des « réplicats » et permet d'en vérifier la nature et la distribution. C'est un critère qui peut donc être amélioré par le producteur de la donnée en consacrant plus de moyens à la phase d'acquisition. La valeur maximale est attribuée à un recouvrement des données brutes supérieur à 100 %, c'est-à-dire plusieurs sources d'acquisition sur une même zone, et la valeur minimale à un recouvrement inférieur ou égal à 75 %.

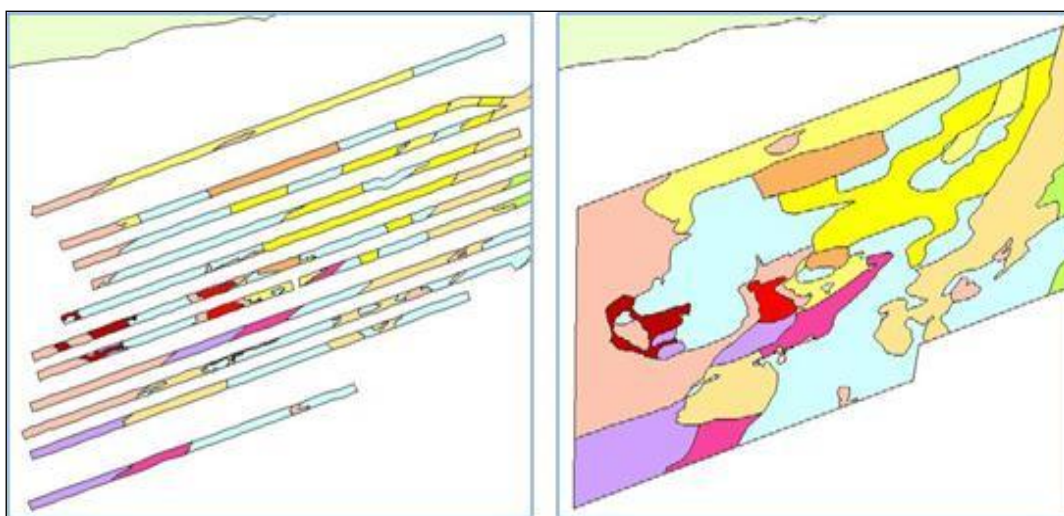


Figure 2-13. Couverture des données lors de la phase d'acquisition. À gauche, l'acquisition concerne plus de 75% de la surface à cartographier. À droite, l'acquisition est continue (d'après MESH, 2008).

- Positionnement des données brutes : le système de positionnement renseigne sur le degré de précision spatiale avec lequel les données sont acquises. Le barème de notation s'établit des systèmes les plus performants (GPS différentiel) aux systèmes les plus simples (alignements remarquables). La valeur maximale est attribuée à une donnée acquise avec un GPS différentiel et la valeur minimale à une localisation géographique estimée.

- Nature des peuplements et types de fonds : le critère « nature des peuplements et types de fonds » correspond à la signature des habitats identifiables au niveau des données brutes. Ce critère vise à apprécier la différence entre les habitats que l'on souhaite cartographier, en termes de réponses spectrales ou acoustiques. Il impacte la précision du résultat dans la mesure où, des objets présentant une signature proche ne pourront pas être différenciés avec certitude les uns des autres. Ainsi au niveau optique, alors que des fonds meubles seront généralement facilement distingués d'un herbier, ils seront plus difficiles à discriminer des substrats durs (Figure 2-14). La valeur maximale est attribuée à des habitats

ayant des signatures très différentes et la valeur minimale à des peuplements ayant des signatures très proches.

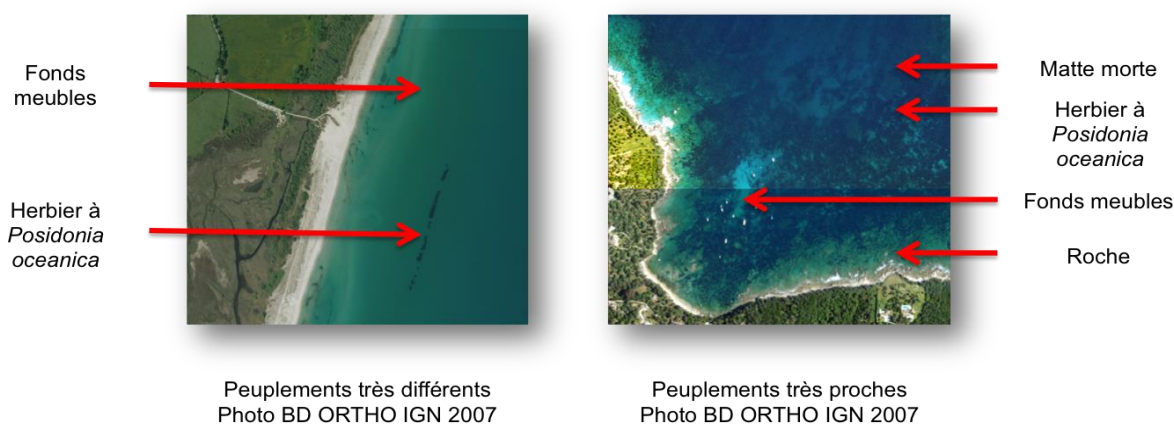


Figure 2-14. Signature optique des peuplements et types de fonds. Les herbiers de posidonie présentent une signature optique très différente des fonds meubles (à gauche) mais assez proche de la matte morte (à droite).

- Topographie - pente : la pente, dans la mesure où elle se traduit par un changement de la hauteur d'eau est de nature à impacter la qualité des données optiques. Ainsi, pour un habitat donné, l'identification sera d'autant plus fiable que la pente est faible et le relief peu marqué (valeur maximale). La valeur minimale est attribuée à une pente forte et un relief irrégulier.

- Exploitation de la donnée brute : le critère d'exploitation tient compte des effets de surface (réflexion spéculaire, plan de vague) sur les données optiques et/ou de la présence d'artefacts (parasites, ombres) sur les données acoustiques. La valeur maximale est attribuée quand 100 % de la donnée brute est exploitable et la valeur minimale quand l'utilisation de la donnée brute est inférieure à 50 %.

- Taille du pixel, échelle : le critère « taille du pixel, échelle » prend en compte la taille du pixel ou de l'échelle des données optiques et/ou la portée du sonar des données acoustiques. La valeur maximale est attribuée pour un pixel inférieur ou égal à 0.5 m - une échelle au 1/2 000 - une portée inférieure ou égale à 10 % et la valeur minimale pour un pixel supérieur à 5 m - une échelle supérieure au 1/25 000 - une portée supérieure à 50 %.

Les critères relatifs à la phase d'acquisition de données terrain :

- Répartition des données terrain sur la cartographie : ce rapport (exprimé en pourcentage), représente la répartition des données terrain sur la surface cartographiée. Plus les données terrain sont nombreuses et dispersées sur la totalité de la cartographie, plus la carte pourra être fiable. La note maximale correspond à une répartition des données terrain sur au moins 75 % de la surface d'étude et la note minimale à une répartition des données terrains sur moins de 25 % de la surface d'étude.

- Densité des données terrain : la densité correspond au nombre de données-terrain acquises par kilomètre carré. La valeur maximale est attribuée pour au moins 100 données terrain par kilomètre carré et la valeur minimale, pour au plus 25 données terrain par kilomètre carré

Les critères relatifs à la phase d'interprétions de données :

- Niveau de détail d'interprétation : le niveau de détail d'interprétation dépend de l'existence et de la qualité de la donnée terrain. La valeur maximale est attribuée à un niveau de détail qui s'appuie sur des données-terrain issues d'analyses biologiques détaillées, la valeur minimale lorsque le niveau de détail est établi sans donnée terrain ou sur la base de données historiques.

- Limite des habitats : la limite d'un habitat informe sur son classement (affectation à une classe précise) et sur la précision géographique de ses limites. La valeur maximale est octroyée à un habitat dont la qualification et les limites sont certaines, la valeur minimale, lorsque la qualification et les limites ne sont pas connues (Figure 2-15).

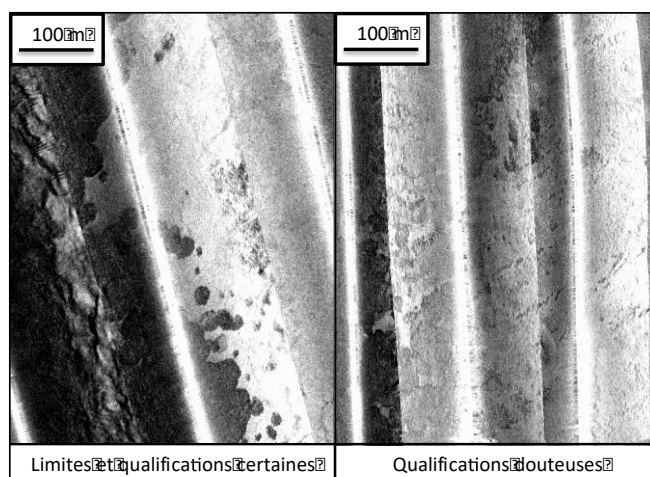


Figure 2-15. Evaluation du critère « limite des habitats » pour la biocénose à *Posidonia oceanica*. A gauche, limites et qualifications certaines. A droite, qualifications douteuses.

- Méthode utilisée pour l'interprétation : la méthode utilisée pour l'interprétation renseigne sur la manière dont celle-ci est effectuée. La valeur maximale est attribuée lorsque l'interprétation est réalisée à l'aide d'un logiciel de traitement d'image et de SIG, la valeur minimale à une interprétation réalisée à main levée.

- Pourcentage d'exactitude : le pourcentage d'exactitude correspond au résultat d'exactitude tel que défini par MESH (2008). L'exactitude correspond au pourcentage de vraisemblance entre la carte produite et la réalité. Elle se mesure de manière mathématique (matrice de confusion) à partir des prédictions correctes et erronées de la carte (Tableau 2-4).

$$\text{Exactitude [\%]} = \frac{\text{nb de vérification terrain bien cartographié}}{\text{nb de vérification totale}} \times 100$$

Cette mesure nécessite de disposer de données terrain (externes - données n'ayant pas servi à l'interprétation et/ou internes - données utilisées pour réaliser et valider la carte) qui sont confrontées au résultat cartographique. La valeur maximale est attribuée pour un résultat supérieur ou égal à 80 % et la valeur minimale pour un résultat inférieur ou égal à 50 %. Toutefois, si la technique d'exactitude ne fait pas appel à des données externes, la valeur est minorée d'un point (Tableau 2-4).

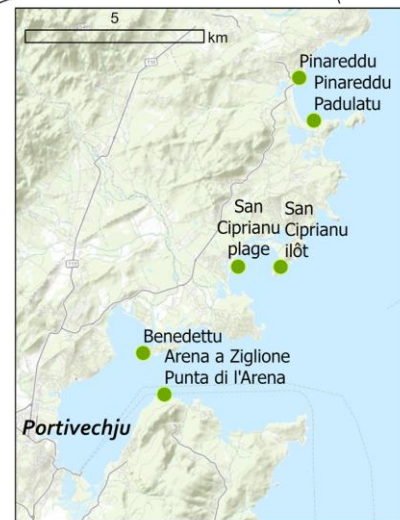
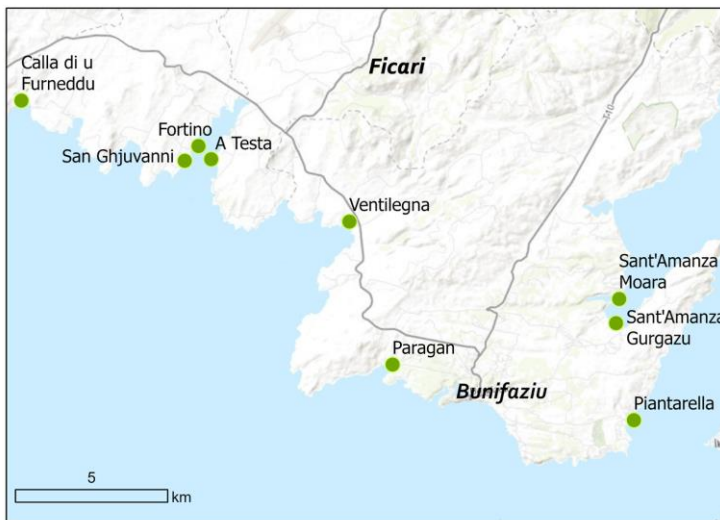
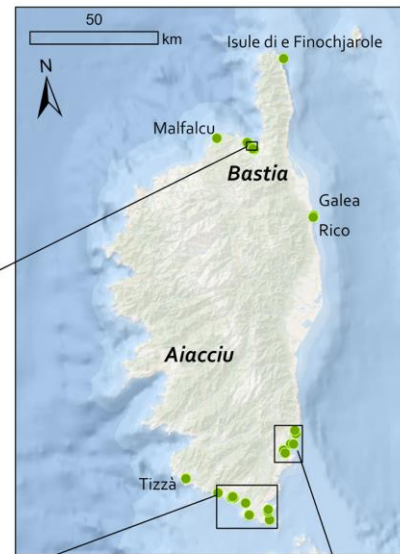
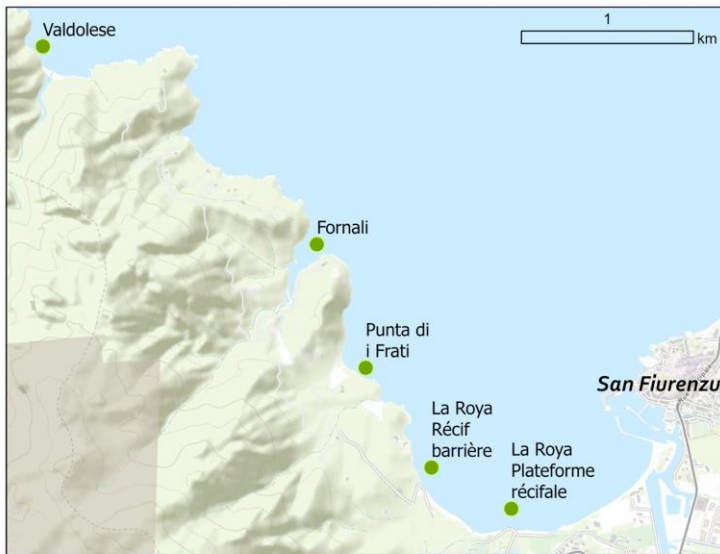
Tableau 2-4. Exemple de matrice pour l'attribution du pourcentage d'exactitude. Cette matrice provient du croisement entre les données cartographiques et les données de terrain acquises à posteriori. Les cellules en vert correspondent aux données terrains dont la cartographie est correcte ; les cellules en rouge correspondent à des données de terrain dont la cartographie est fautive (i.e. 10 points de mesure à posteriori définis comme de l'herbier à *P. oceanica* ont en fait été cartographiés comme un substrat meuble).

		Données cartographiques					
Données terrain		Substrat meuble	<i>P. oceanica</i>	Roche	Matte morte	<i>C. nodosa</i>	Total
	Substrat meuble	206	5	0	0	0	211
	<i>P. oceanica</i>	10	387	0	2	0	399
	Roche	0	12	158	0	0	170
	Matte morte	0	66	0	92	13	171
	<i>C. nodosa</i>	54	22	0	21	208	305
	Total données terrain exactes	206	387	158	92	208	1051
	Total données terrain inexactes	10 + 0 + 0 + 54 = 64	105	0	23	13	205
	Total	270	492	158	115	221	1256
Pourcentage d'exactitude			83.7				

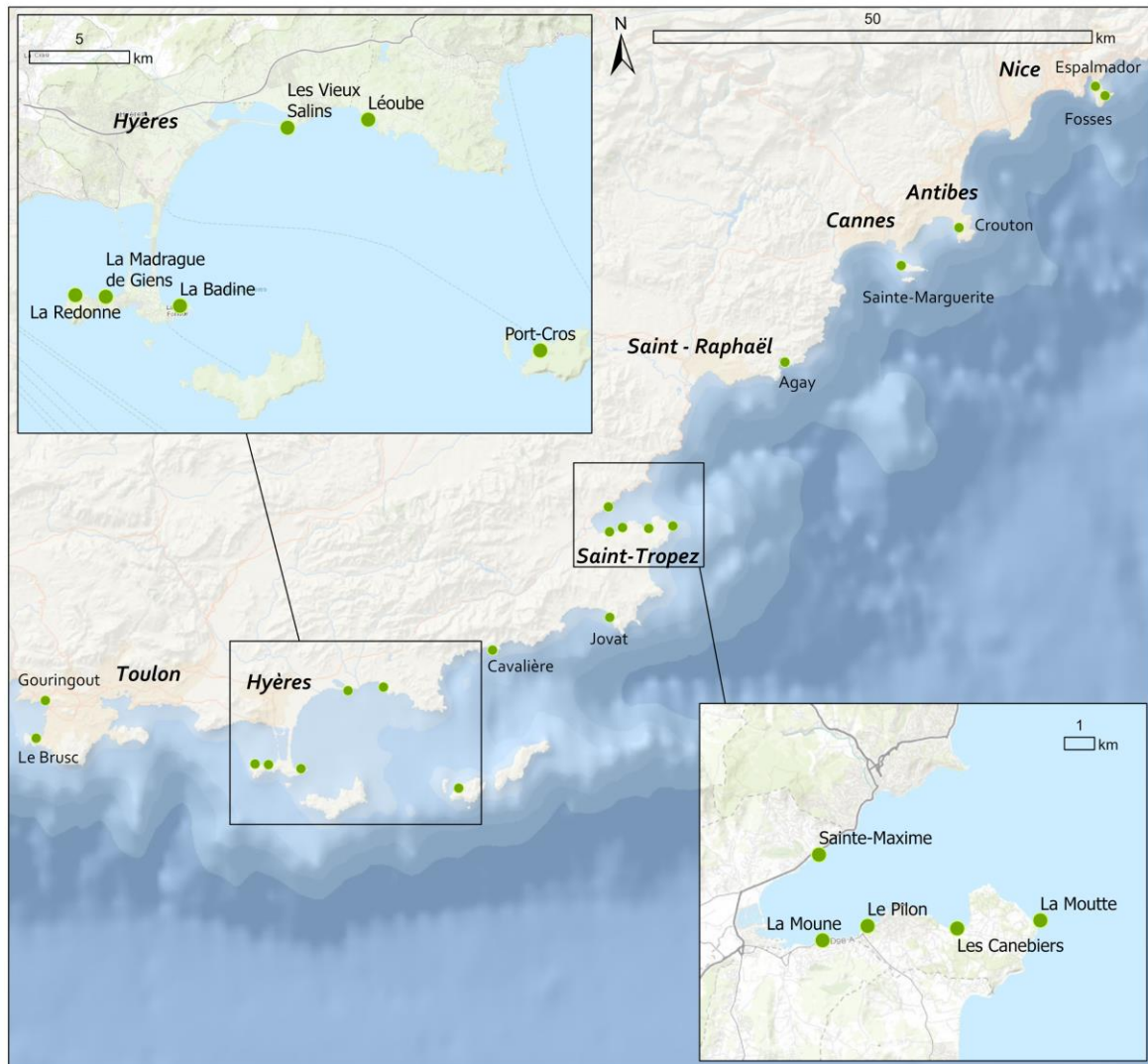
2.3.2. Résultats

2.3.2.1. Représentation cartographique

Les cartographies des différentes formations récifales identifiées le long du littoral méditerranéen français sont présentées dans le volume annexe du présent rapport (Schohn et al., 2020). Une vue générale mentionnant la localisation des récifs de posidonie est présentée dans la Figure 2-16.



IGN, Esri, HERE, Garmin, INCREMENT P, USGS, METI/NASA; IGN, Esri, HERE, Garmin, USGS, NGA; Esri, GEBCO, DeLorme, NaturalVue; IGN, Esri, HERE, Garmin, INCREMENT P, USGS, METI/NASA, NGA



IGN, Esri, HERE, Garmin, USGS, NGA;
Esri, DeLorme, NaturalVue

Figure 2-16. Localisation des formations récifales de posidonie le long du littoral méditerranéen français. Les cartographies des différents sites sont consultables dans le volume annexé au présent rapport.

2.3.2.2. Fiabilité des cartographies

La fiabilité des cartographies des formations récifales présentes le long du littoral méditerranéen français et réalisées pour l'étude a été évaluée (Tableau 2-5). Les pourcentages de fiabilité varient de 75 % à 94 %, ce qui correspond à des valeurs bonnes à très bonnes. L'ensemble des cartes des sites du Var et des Alpes-Maritimes réalisées ayant été produites avec l'emploi des mêmes techniques et des mêmes méthodes, les scores des 12 critères d'évaluation sont quasi-identiques. Les seules différences concernent les topographies des zones cartographiées qui ont été qualifiées de forte et constante pour Léoube et de faible et irrégulière pour Le Brus, La Madrague de Giens, La Redonne, La Badine et Jovat.

En Corse, la majeure partie des données présentées ont été produite à partir d'image de BD Ortho de l'IGN de moins bonne précision que celles acquises en drone. Par ailleurs, la quantité et la densité de point GPS servant aux vérités terrains sont plus faibles que sur les sites du continent. Les scores de fiabilité sont légèrement plus faibles mais sont tout de même classés en bon ou très bon.

Critères d'évaluation	Mafalcu	Valdolèse	Fornali	Punta di i Frati	La Roya (récif barrière)	La Roya (plateforme)	Isule di e Finuchjarole	Galea	Rico	Pinareddu	Pinareddu-Padulatu	San Ciprianu plage	San Ciprianu îlots	Benedettu	Arena à Ziglione et Punta di l' Arena	Sant'Amanza Maora et Gurgazu	Plantarella	Paragan	Ventilègne	A Testa	Fortino	San Ghjuvanni	Cala di u Furneddu	Tizzà	
	2B									2A															
Couverture des données brutes	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Positionnement / géoréférencement	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Nature des peuplements	2	2	2	2	2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	
Topographie : pente	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Exploitation de la donnée brute	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Taille du pixel, Echelle	2	2	2	2	3	3	3	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	
Répartition des données terrain/Surface d'étude	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	
Densité	3	3	3	3	3	3	1	1	1	3	3	1	1	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	
Niveau de détail	2	2	2	2	3	3	3	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	
Limite des habitats	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Méthodes utilisées	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Pourcentage d'exactitude	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	
Score	31	31	31	31	33	35	32	32	32	31	31	29	29	33	31	30	31	31	31	34	31	31	31	31	
Pourcentage de fiabilité de la carte	86	86	86	86	92	97	89	89	89	86	86	81	81	92	86	83	86	86	86	94	86	86	86	86	

2.3.2.3. Cartographie des 'cicatrices' visibles sur les formations récifales

L'analyse des images aériennes pour réaliser les cartographies des formations récifales a également permis de géolocaliser les cicatrices visibles dans l'herbier de posidonie et la matte morte (cf. volume annexe Atlas cartographique : Schohn *et al.*, 2020 ; Figure 2-17). Ces cicatrices peuvent être causées par les embases des bateaux, les safrans et les dérives des voiliers et des engins de navigation légère (*e.g.* dériveurs) ou encore les ancres des bateaux. Les corps-morts présents et les bouées d'ancrage de mouillage organisé ont également été cartographiés.

Le Tableau 2-6 liste les métriques concernant le recensement des traces d'ancrage, des corps-morts et bouées d'amarrage au sein des récifs de posidonie.

En valeurs absolues, les plus grands nombres de traces d'ancrage sont observés au sein des grandes formations récifales, à savoir La Madrague de Giens ($n = 962$), Les Canebiers (815), Le Brusca ($n = 324$) et Sainte Marguerite ($n = 249$), toutes sur le continent. En Corse, les valeurs sont nettement plus faibles avec un maximum compté sur la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzu ($n = 164$). Lorsque l'on ramène ces valeurs à une unité de surface standard, les sites des Canebiers (28,6 traces/ha), de Léoube (25.9 traces/ha), de Sainte-Marguerite (24.9 traces/ha), du Pilon à Saint-Tropez (24.1 traces/ha), de la Madrague de Giens (23.1 traces/ha) et de La Redonne (22.4 traces/ha) se distinguent par leurs valeurs élevées. Les longueurs moyennes de ces traces varient de 19.0 m à 4.6 m pour les plus courtes. A noter qu'aucune trace visible n'a été recensée sur 12 sites.

Concernant la présence de corps-morts ou de bouées d'ancrage, 15 sites sont concernés sur 45 étudiés. Certains récifs sont utilisés comme zones portuaires offrant un abri aux navires. Il s'agit notamment de La Madrague de Giens ($n = 137$), Beneddetu ($n = 37$), Pinareddu ($n = 34$), Sant'Amanza Gurgazu ($n = 23$), Cala di u Furneddu ($n = 13$), Tizzà ($n = 12$) et Le Pilon ($n = 11$).

Tableau 2-6. Nombre, densité (nb/ha), longueurs cumulée et moyenne (m) des traces d'ancrage et nombre de corps-mort recensés au sein des formations récifales.

Dép.	Commune	Site	Superficie (ha)	Trace d'ancrage				Corps-mort
				Nb	Densité (nb/ha)	Longueur cumulée (m)	Longueur moyenne (m)	Nb
83	Six-Fours-les-Plages	Gouringout	4,4	0	-	-	-	0
		Le Brusuc	59,3	324	5,5	3 790,3	11,7	0
		La Redonne	3,7	83	22,4	692,5	8,3	0
	Hyères	La Madrague de Giens	41,6	962	23,1	6 996,3	7,3	137
		La Badine	6,9	40	5,8	326,3	8,2	5
		Vieux Salins	-	-	-	-	-	-
	Bormes-les-Mimosas	Léoube	5,1	132	25,9	1 233,9	9,3	0
	Hyères	Port-Cros	3,4	14	4,1	183,5	13,1	9
	Le Lavandou	Cavalière	3,2	21	6,6	150,7	7,2	1
	La Croix Valmer	Jovat	0,6	0	-	-	-	0
		La Moutte	3,8	0	-	-	-	0
	Saint-Tropez	Canebiers	28,5	815	28,6	5 076,2	6,2	8
		Le Pilon	5,1	123	24,1	846,3	6,9	11
	Gassin	La Moune	7,7	48	6,2	470,8	9,8	1
Sainte-Maxime	Sainte-Maxime	9,9	23	2,3	239,5	10,4	3	
Saint-Raphaël	Agay	5,3	54	10,2	363,2	6,7	6	
06	Cannes	Saint-Marguerite	10	249	24,9	2 053,4	8,2	4
	Juan-les-Pins	Le Crouton	7,2	35	4,9	448,6	12,8	3
	Saint-Jean Cap	Espalmador	3,3	0	-	-	0	
	Ferrat	Fosses	3,2	0	-	-	0	
2B	San Pietro di Tenda	Malfalcu	2,1	0	-	-	-	0
		Valdolèse	6,4	9	1,4	63,6	7,1	0
		Fornali	2,4	29	12,1	183,1	6,3	7
	San Fiorenzu	Punta di i Frati	3,7	29	7,8	172,2	5,9	0
		La Roya récif barrière	7,8	22	2,8	346,3	15,7	0
		La Roya plateforme	11,9	164	13,8	1 374,5	8,4	0
	Roglianu	Isule di e Finuchjarole	3,3	0	-	-	0	0
	Taglio Isolaccio	Galea	6,9	0	-	-	0	0
Rico		2,9	15	5,2	241,7	16,1	0	
2A	Zonza	Pinareddu	5,1	12	2,4	144,1	12	34
		Pinareddu - Padulatu	4,0	32	8	339,7	10,6	0
		San Ciprianu îlot	10,4	0	-	-	-	0
		San Ciprianu plage	17,1	0	-	-	-	0
	Lecci	Benedettu	5,2	43	8,3	105,6	2,5	37
	Portivechju	Arena a Ziglione et Punta di l'Arena	12,3	26	2,1	231,1	8,9	0
		Sant'Amanza Maora	11,2	36	3,2	505,7	14	13
	Bunifaziu	Sant'Amanza Gurgazu	5,4	23	4,3	220,1	9,6	23
		Piantarella	1,04	3	3	27,9	9,3	0
		Paragan	0,03	0	-	-	-	0
		Ventilègne	8,0	2	0,25	16,5	8,3	0

Ficari	A Testa	13,8	8	0,6	36,6	4,6	0
Pianottuli è	Fortino	1,3	9	7,5	116,3	12,9	0
Caldareddu	San Ghjuvanni	2,7	5	1,9	95,1	19	0
A Monacia d'Auddè	Cala di u Furneddu	1,7	2	1,2	22,6	11,3	13
Sartè	Tizzà	9,2	19	2,0	240,0	12,6	12



Figure 2-17. Traces d'ancrage dans l'herbier de posidonie (flèches jaunes ; haut : Les Canebiers) et bouées sur corps-morts (bas : Pinareddu).

2.4. Fragmentation du paysage "récif de posidonie"

Au cours des années 1980 et 1990, les préoccupations croissantes concernant la perte de la biodiversité ont incité les gestionnaires des espaces terrestres à chercher des méthodes adéquates pour gérer des paysages à diverses échelles spatiales et temporelles. Le développement de l'écologie du paysage a fourni une base conceptuelle et théorique solide pour comprendre la structure, le fonctionnement et le changement du paysage terrestre (Turner, 1989). La fragmentation du paysage, liée à l'urbanisation notamment, est donc apparue comme un paramètre clé lorsque l'on s'intéresse à la perte de biodiversité régionale et mondiale (Saunders *et al.*, 1991). Le développement des technologies SIG durant ces années-là a également permis de mettre à disposition une variété d'outils analytiques au service de la gestion de l'environnement.

Mais qu'est-ce que le paysage ? Selon Forman & Godron (1986), le paysage est une zone hétérogène composée d'un groupe d'écosystème en interaction qui se répète sous une forme similaire. Du point de vue de la faune, le paysage peut être défini comme un espace contenant une mosaïque d'habitats différents (Dunning, 1992). Étant donné que les parcelles d'habitat ne peuvent être définies que par rapport à la perception de l'environnement par un organisme en particulier (c'est-à-dire que chaque organisme définit les parcelles d'habitat différemment et à sa propre échelle), la "taille" du paysage va dès lors différer d'un organisme à l'autre^a (Wiens, 1976).

La notion de paysage sous-marin est encore plus difficile à appréhender. En effet, pour une grande partie des organismes marins, il va être important de prendre en compte la dimension de la colonne d'eau en plus de ce qu'il y a à proximité du sol, là où le paysage terrestre va prendre en compte "uniquement" une couche superficielle au-dessus de la terre, soumise à la force gravitationnelle (Manderson, 2016).

Du point de vue de la cartographie des herbiers de posidonie, organisme non mobile, le travail en deux dimensions reste satisfaisant dans bon nombres de cas. Les cartographies de ces herbiers peuvent montrer des zones d'expansion, des zones de régression, des taches isolées, etc.

La fragmentation est un concept assez intuitif qui consiste à diviser quelque chose de continu et d'entier, en une multitude de morceaux. L'évaluation de la fragmentation est donc la caractérisation de ces morceaux, par leur nombre, leur forme, leur taille, etc. (Rutledge, 2003). Ces morceaux, communément appelés "patches" en écologie, caractérisent des surfaces indépendantes d'un point de vue de leurs limites, et sont issus de la fragmentation d'un écosystème (Rutledge, 2003).

^a Par exemple, l'appréhension du paysage, du point de vue d'une salamandre ou d'un faucon, va être complètement différente.

Nous parlerons ici de fragmentation du paysage de récif barrière de posidonie, en le définissant comme une mosaïque d'habitat, à l'échelle et du point de vue de l'Humain, en s'intéressant ici à l'étendue générale de l'herbier de posidonie sur les substrats marins. La fragmentation du récif de posidonie est donc caractérisée par des patchs de posidonie de différentes formes, tailles et de nombres variés. Sans tenir compte de l'aspect anthropique et de l'intervention de l'Homme dans ce processus dynamique, la non-fragmentation des herbiers est un élément clé dans sa dynamique de propagation et son état de santé (Boudouresque *et al.*, 2006).

Le présent travail a donc pour but d'étudier la structure paysagère des récifs de posidonie, et d'essayer de les appréhender à l'aide de différentes métriques. Nous proposons de comparer ces paramètres individuellement dans un premier temps, puis d'effectuer une analyse multivariée pour les prendre en compte mutuellement et ainsi tenter de regrouper les différents récifs du point de vue de leur composition paysagère.

L'évaluation de la cartographie des patchs dépendant très fortement de la finesse de la digitalisation, ce travail d'analyse n'a été réalisé que pour les cartographies les plus précises, réalisées avec les images drones de 3 cm/pixel. Les ortho-photos IGN de 50 cm de précision, n'apportant pas les mêmes détails de travail, n'ont pas été exploitées ici.

2.4.1. Méthodologie

2.4.1.1. Estimations des paramètres

Dix paramètres ont été sélectionnés au travers de la littérature traitant d'écologie terrestre ou de gestion de paysage agricole. Certains de ces paramètres ont été adaptés aux besoins du cas d'étude, en tenant compte de la dynamique de progression des structures récifales le long du littoral méditerranéen.

La méthode de caractérisation des limites de chaque récif a été pensée le plus objectivement possible, en tenant compte d'une bathymétrie comprise entre 0 et 2 m de profondeur. Certaines zones récifales, pour lesquelles de nombreux mètres de matte morte ont été creusés par l'homme sous formes de chenaux, ont tout de même été inclus dans la zone récifale. Ce dernier point relève un peu plus de l'interprétation de l'observateur, mais les mêmes règles de définition ont été appliquées à l'ensemble des sites afin que les données soient comparables.

2.4.1.1.1. Surface totale des récifs (*Total Area : Mc Garigal & Marks, 1995*)

Ce paramètre correspond à la surface totale de chaque récif (*TA*), et est exprimé en mètre carré (m²). Il tient compte de l'ensemble des habitats présents dans les limites de chaque récif, en prenant en compte le lagon, le front récifal et une partie de la pente externe (jusqu'à 2 m de profondeur).

2.4.1.1.2. Proportion de la plus grande surface continue d'herbier par récif (Largest Patch Index : Mc Garigal & Marks, 1995)

Ce paramètre permet de connaître la surface représentée par le plus grand patch continu d'herbier de posidonie du récif, comparé à la taille totale du récif. Il est noté *LPI* et est exprimé en pourcentage (%). Une valeur proche de 100 % définit un récif composé d'un seul patch de posidonie recouvrant la totalité du récif. Au vu de la dynamique naturelle d'un récif de posidonie, cette valeur est difficilement atteignable puisqu'on retrouve souvent assez peu de posidonie dans la partie lagonaire du récif (Boudouresque, 2006). Une valeur faible pourrait traduire une fragmentation importante de l'herbier, ou bien un récif de très grande taille, dont la part du lagon sans herbier de posidonie pourrait être importante.

$$LPI = \frac{\max_{i=1}^n (a_i)}{A} \times 100$$

a_i est la surface (en m²) du patch d'herbier i
 n est le nombre total de patches d'herbier
 A est la surface totale du récif (en m²)

2.4.1.1.3. Densité des patches (Patch Density : Mc Garigal & Marks, 1995)

Ce paramètre correspond au nombre de patches d'herbier recensés dans les limites du récif, comparé à la surface totale du récif. Il est noté *PD* et est exprimé en mètre carré (m²). Ce paramètre est à mettre au regard de la taille moyenne des patches de posidonie. En effet, une densité élevée traduit un grand nombre d'entités distinctes, probablement de petite taille, qui d'un point de vue structurel est beaucoup moins intéressant qu'une seule entité continue et de grande taille.

$$PD = \frac{n}{A}$$

n est le nombre total de patches d'herbier
 A est la surface totale du récif (en m²)

2.4.1.1.4. Taille médiane des patches (adapté de Mean Patch Size : Mc Garigal & Marks, 1995)

Ce paramètre correspond à la taille médiane des patches d'herbier de posidonie, calculée pour chaque récif. La moyenne n'a pas été utilisée ici pour décrire les échantillons car la distribution des patches est très étendue, rendant l'estimation de celle-ci fortement liée aux valeurs maximales mesurées dans chaque récif.

Une taille médiane élevée traduit plutôt une situation de stabilité, d'un herbier en meilleur état d'un point de vue structurel par rapport à un herbier composé d'un grand nombre de petits patches. Ce paramètre est à analyser en parallèle de la densité des patches.

$MedPS = Mediane (a_i)$ a_i est la surface (en m²) du patch d'herbier i

2.4.1.1.5. Moyenne des indices de forme (Mean Shape Index : Mc Garigal & Marks, 1995)

Le paramètre SI est calculé pour chaque patch et traduit sa régularité. Il combine le périmètre et la surface de chaque entité. D'un point de vue théorique, une forme totalement circulaire et lisse a un $SI = 1$. Au contraire une forme très irrégulière prendra une valeur élevée. SI est exprimé sans unité. MSI correspond à la moyenne des SI d'un récif de posidonie. Les moyennes sont exprimées avec leur coefficient de variation.

$$Shape\ Index\ (SI)_i = \frac{p_i}{2\sqrt{\pi a_i}}$$

$$MSI = \frac{\sum_{i=1}^n SI_i}{n}$$

a_i est la surface (en m²) du patch d'herbier i
 p_i est le périmètre (en m) du patch d'herbier i
 n est le nombre total de patches d'herbier

2.4.1.1.6. Moyenne des dimensions fractales (Mean Fractal Dimension : Krummel, 1987 ; Gonzales, 2004)

Comme l'indice de forme, la dimension fractale FD traduit l'augmentation de la complexité d'un patch, et est compris entre 1 et 2 (dans notre cas d'étude, pour des objets à 2 dimensions). Une dimension fractale proche de 1 traduit une forme avec un périmètre simple (comme un carré ou un cercle), alors qu'une FD proche de 2 traduira un patch dont le périmètre est complexe, où dont la largeur est très largement supérieure à sa longueur (comme une aile d'avion par exemple). Ce paramètre est cependant sensible à la taille des patches (et donc à l'unité utilisée). Dans un souci d'échelle de calcul, les données utilisées pour le calcul de ces métriques sont exprimées en mm et en mm². Les moyennes sont exprimées avec leur coefficient de variation.

$$Fractal\ Dimension\ (FD)_i = \frac{2\ln(p_i)}{\ln(a_i)}$$

$$MFD = \frac{\sum_{i=1}^n FD_i}{n}$$

a_i est la surface (en mm²) du patch d'herbier i
 p_i est le périmètre (en mm) du patch d'herbier i
 n est le nombre total de patches d'herbier

2.4.1.1.7. Moyenne des facteurs de formes surfacique (Areal Form Factor : Gonzales, 2004)

Un dernier paramètre prenant en compte la forme des patches est utilisé dans cette analyse, le facteur de forme surfacique AFF (sans unité). Tout comme la dimension fractale et l'indice de forme, cet indice de compacité est calculé à partir de l'aire et du périmètre des patches de posidonie. Sa valeur n'est pas dépendante de la taille des patches, et une valeur faible traduit un

patch plus complexe, allongé, (ou dans quelques cas, un patch en couronne). Les moyennes sont exprimées avec leur coefficient de variation.

$$AFF_i = \frac{a_i}{p_i^2}$$

$$MAFF = \frac{AFF_i}{n}$$

a_i est la surface (en m²) du patch d'herbier i
 p_i est le périmètre (en m) du patch d'herbier i
 n est le nombre total de patches d'herbier

2.4.1.1.8. Dispersion des patches autour de la barrière du récif (adapté de "Dispersion of Patch" : Demetriou et al., 2013)

La dispersion est habituellement une métrique calculée par rapport à la distance séparant chaque entité du centroïde de la zone étudiée (ici le centre du récif de posidonie). Du fait de sa dynamique, contrainte par le littoral, un récif de posidonie va, sauf exception des plateformes récifales, s'étendre parallèlement au rivage le long de la côte. Afin de tenir compte de cette dynamique particulière, nous avons donc choisi de calculer la dispersion des patches de posidonie par rapport à la barrière du récif, en mesurant la distance la plus courte entre chaque entité et une ligne traversant la barrière (tracé sur SIG ; Figure 2-18). La Dispersion *DoP* est calculée ici comme étant la valeur du 3^{ème} quartile de l'ensemble des distances séparant un patch à la ligne symbolisant la barrière du récif de posidonie. Ce paramètre peut être lu comme la distance maximale séparant la barrière de 75 % de l'ensemble des patches de posidonie d'un récif.

$$Distance_i = (\overline{\text{patch}_i; \text{ligne recif barrière}}) = \sqrt{(x_i - x_{recif})^2 + (y_i - y_{recif})^2}$$

$$DoP = \text{mediane} (\overline{\text{patch}_i; \text{ligne recif barrière}})$$

x_i = position x du patch de posidonie i

y_i = position y du patch de posidonie i

x_{recif} = position x du récif

y_{recif} = position y du récif

$(\overline{\text{patch}_i; \text{ligne recif barrière}})$ est la distance la plus courte entre le patch de posidonie i et la ligne traversant le récif (en m)

Une DoP proche de 0 indiquera que 75 % des patches se trouvent à proximité de la barrière.

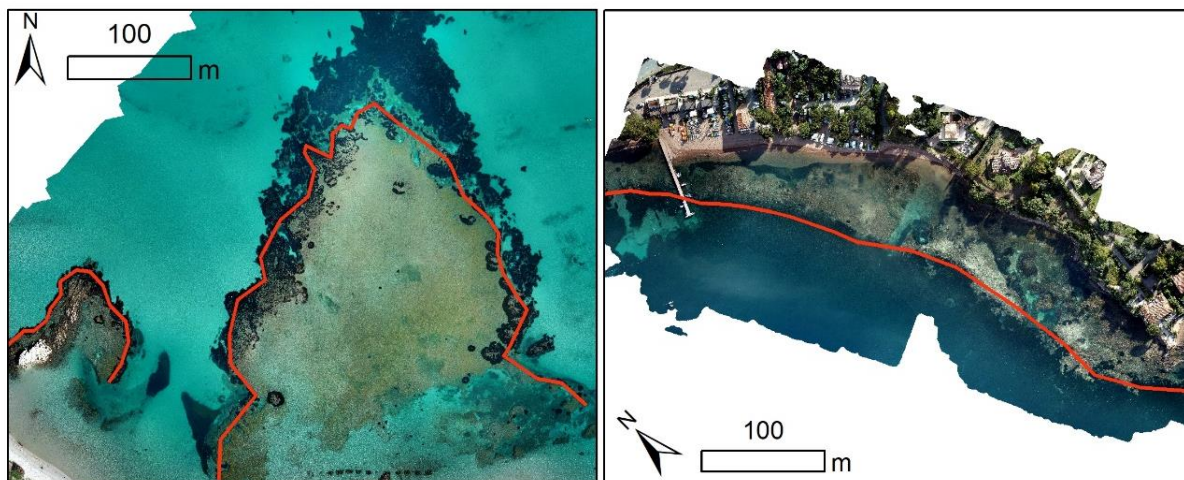


Figure 2-18. La ligne rouge représente le récif barrière. A gauche la plateforme récifale de la Roya (San Fiorenzu, Haute-Corse) ; à droite le récif d'Agay (Saint-Raphaël, Var).

2.4.1.1.9. Indice de fragmentation de Simmons (Simmons, 1964)

Ce paramètre a été conçu pour comparer la productivité des parcelles agricoles et la fragmentation des fermes en Grande-Bretagne (Simmons, 1964). Il tient compte uniquement des surfaces des patches de posidonie et de la surface totale du récif. Le terme fragmentation est ici utilisé pour traduire la couverture de la totalité de l'espace par les patches de posidonie. Une valeur proche de 0 traduit une forte fragmentation de l'espace (faible couverture de la posidonie répartie en patches de taille moyenne à petite à l'échelle du récif).

$$FI = \frac{\sum_{i=1}^n a_i^2}{A^2}$$

a_i est la surface (en m²) du patch d'herbier i
 A est la surface totale du récif (en m²)

2.4.1.1.10. Distance médiane entre un patch de posidonie et son plus proche voisin (Mean Nearest-Neighbor Distance : Mc Garigal & Marks, 1995)

Ce paramètre décrit simplement la distance moyenne qui sépare chaque patch de posidonie et son plus proche voisin.

$$MNND = \text{Mediane}(h_i)$$

h_i est la distance (en m²) entre le patch d'herbier i et son plus proche voisin
 n est le nombre total de patches d'herbier

2.4.1.2. Analyses des données

Dans un premier temps, les données sont décrites de manière univariée par l'intermédiaire de graphiques descriptifs. Une mise en relation de l'ensemble des métriques est ensuite réalisée en s'intéressant aux corrélations entre les paramètres. Le coefficient de corrélation de Pearson est utilisé ici et la significativité du coefficient (si différent de 0) est exprimé à un seuil de 0.05.

Dans un second temps, l'organisation de l'ensemble des données par l'intermédiaire d'une Analyse en Composante Principale centrée réduite (ACP) est analysée. Pour finir, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est effectuée (méthode de la distance euclidienne et critère de Ward) à partir de la matrice de données de l'ACP regroupant 90% de la variabilité des données, afin de réaliser une première forme de typologie du paysage "récif barrière de posidonie". La méthode du dernier plus grand saut d'inertie est utilisée pour déterminer de manière objective le nombre de classes à retenir pour cette analyse.

2.4.1.3. Logiciels utilisés

Le calcul des périmètres et surfaces a été réalisé à l'aide d'un SIG (ArcGIS). Les distances entre patches et la ligne médiane représentant la barrière du récif ont été calculées à l'aide de jointures spatiales. La distance minimum entre deux patches a été calculée sur Qgis avec le plugin 'NNJoin'. Les données ont ensuite été compilées sur Access sous forme de géodatabases pour calculer les différentes métriques.

L'analyse de données a été réalisée à l'aide du logiciel R 3.5.1 (R Core Team, 2019).

2.4.2. Résultats

2.4.2.1. Description des paramètres

De manière générale, l'ensemble des illustrations suivantes sont représentées par une palette de couleur allant du violet (lorsque la métrique en question a tendance à traduire une faible fragmentation) au jaune (lorsque la métrique en question a tendance à traduire une fragmentation élevée).

2.4.2.1.1. Surface totale des récifs (TA)

La taille des récifs étudiés paraît assez homogène puisque 70% des surfaces calculées se situent entre 24 000 m² (La Redonne) et 78 000 m² (La Roya récif barrière) (Figure 2-19). L'ensemble de ces récifs pourrait être qualifié de "moyen". Les Canebiers est (127 000 m²), A Testa (177 000 m²), La Madrague de Giens (346 000 m²) et le récif du Brusc (501 000 m²) peuvent être considérés comme de "grands" récifs. Le plus petit récif enregistré ici est celui de Jovat avec 3 000 m².

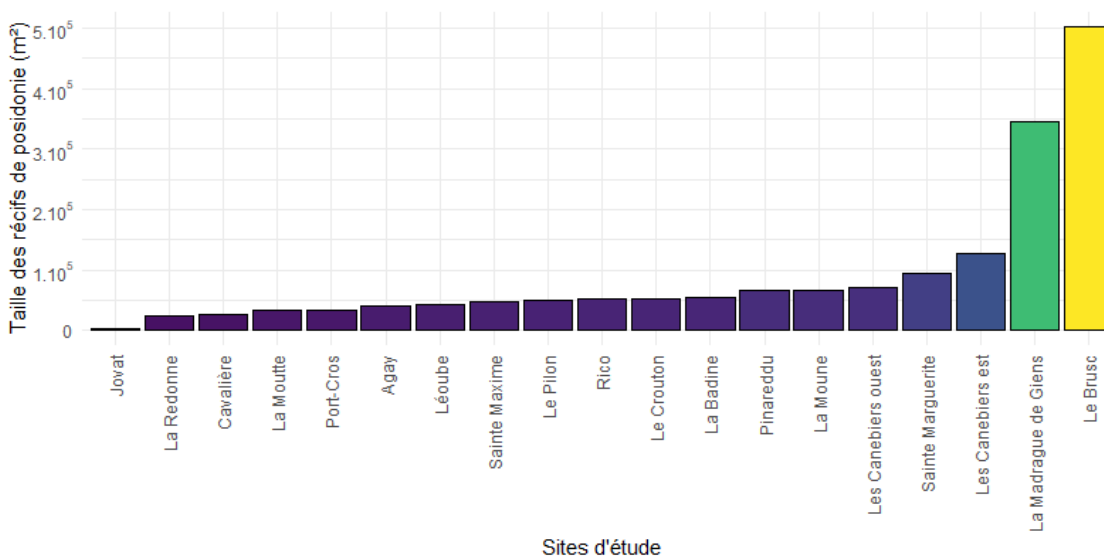


Figure 2-19. Taille des récifs de posidonie (en hectare) en fonction du site d'étude. L'échelle des couleurs s'étend du violet (taille faible) au jaune (taille élevée).

2.4.2.1.2. Proportion de la plus grande surface continue d'herbier par récif (LPI)

Cette métrique donne une indication sur la taille du plus grand patch de posidonie à l'échelle de chaque récif, et traduit donc un certain degré de fragmentation des récifs. Étant donné la dynamique d'un récif barrière de posidonie, la formation d'un lagon rend impossible un recouvrement de 100 % d'herbier de posidonie, puisque celui-ci va naturellement laisser place à la matte morte en progressant vers le large. Nous observons ici un maximum de 41 % sur le récif barrière de La Roya et le minimum est relevé à La Moune (2.9 %) (Figure 2-20). La

distribution des valeurs calculées nous laisse observer 4 groupes de stations si l'on fixe des seuils à 10 %, 20 % et 30 %, pouvant traduire que la plus grande surface continue d'herbier est petite, moyenne, grande ou très grande à l'échelle de chaque récif étudié.

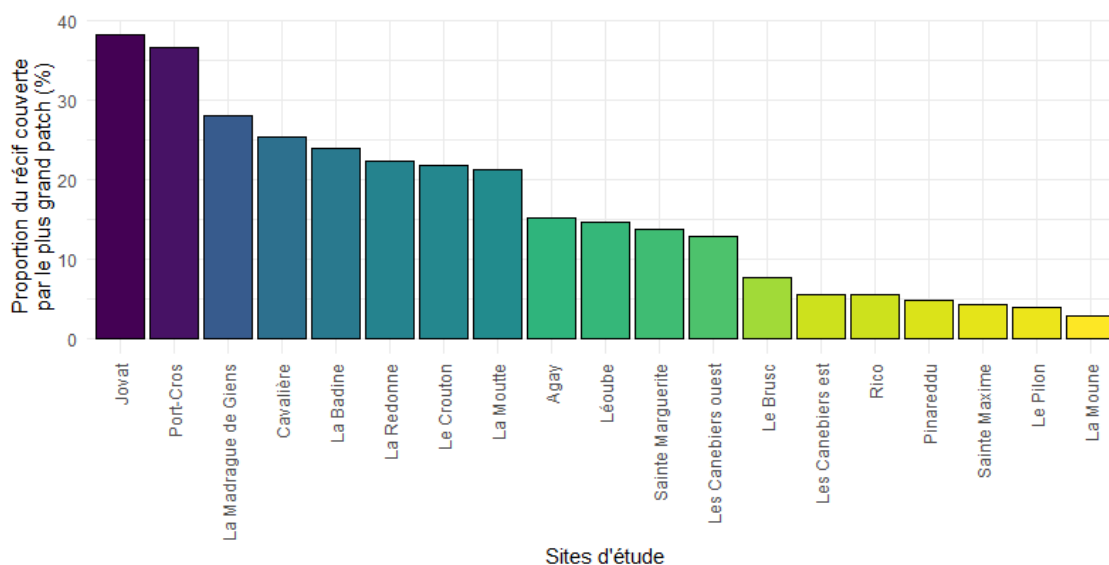


Figure 2-20. Proportion de la plus grande surface continue d'herbier (en pourcentage de la surface totale du récif). L'échelle des couleurs s'étend du violet (petit patch à l'échelle du récif) au jaune (grand patch).

2.4.2.1.3. Densité des patches (PD)

Une forte densité des patches de posidonie explique un haut niveau de fragmentation dans le sens où il traduira une forte discontinuité de l'herbier. Un herbier continu sera composé de peu de patches.

Soixante pourcents des récifs étudiés possèdent une valeur de densité de patches inférieure à 0.010 patches/m² (équivalent à 1 patch par 100 m²) (Figure 2-21). La valeur de densité la plus élevée est observée à La Moune avec 0.047 patches/m². Cela représente environ 1 patch par 20 m² (sans tenir compte de la taille du patch, pour cela voir paramètre 4. MedPS). La plus faible densité est observée à Pinareddu, avec une valeur de 0.029 patches/m² (équivalent à 1 patch par 345 m²).

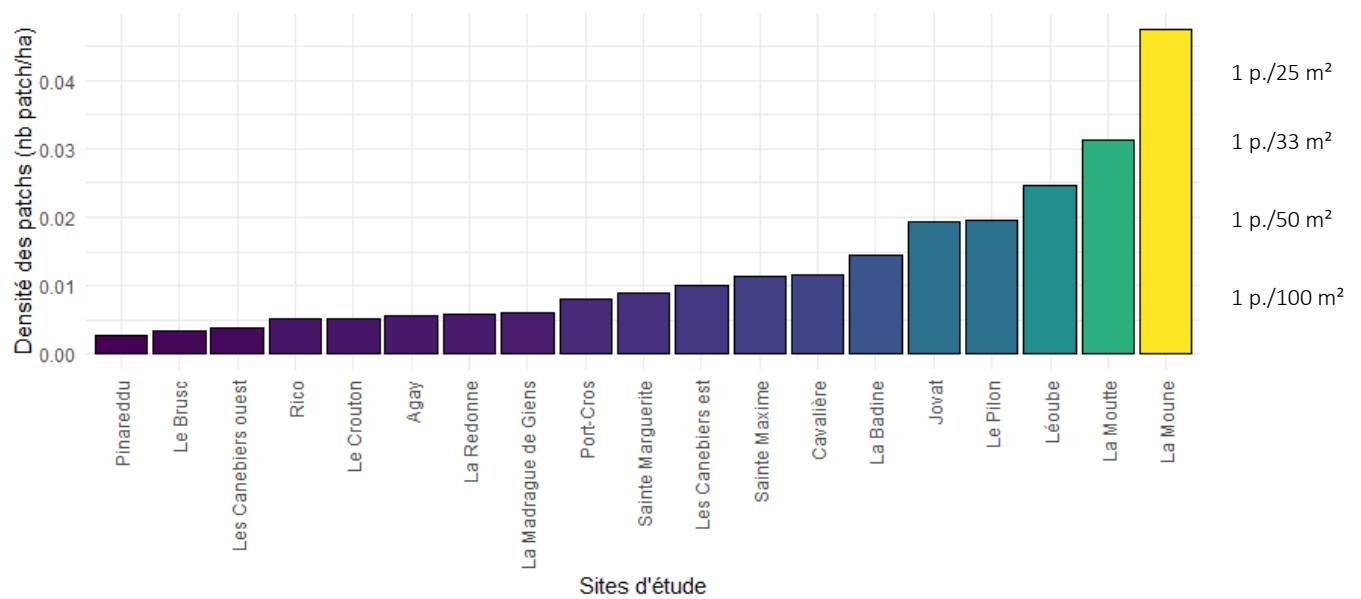


Figure 2-21. Densité des patchs de posidonie (échelle de gauche : en nombre de patch par hectare ; échelle de droite : 1 patch pour X m²). L'échelle des couleurs s'étend du violet (faible densité) au jaune (densité élevée).

2.4.2.1.4. Taille médiane des patchs (MedPS)

La distribution des tailles de patchs est assez regroupée autour de la médiane, mais les valeurs maximales observées sont souvent 1 000 à 10 000 fois supérieures à cette médiane. Cette observation va avoir pour effet d'augmenter l'estimation de la moyenne ; on observe, dans nos estimations, un écart important entre la moyenne et la médiane (Figure 2-22). Cela renforce le choix de s'intéresser à la médiane plutôt qu'à la moyenne pour estimer la taille la plus représentative à l'échelle d'un récif barrière de posidonie.

Les tailles médianes varient entre 0.1 m² à la Moutte et 3.0 m² à Pinareddu.

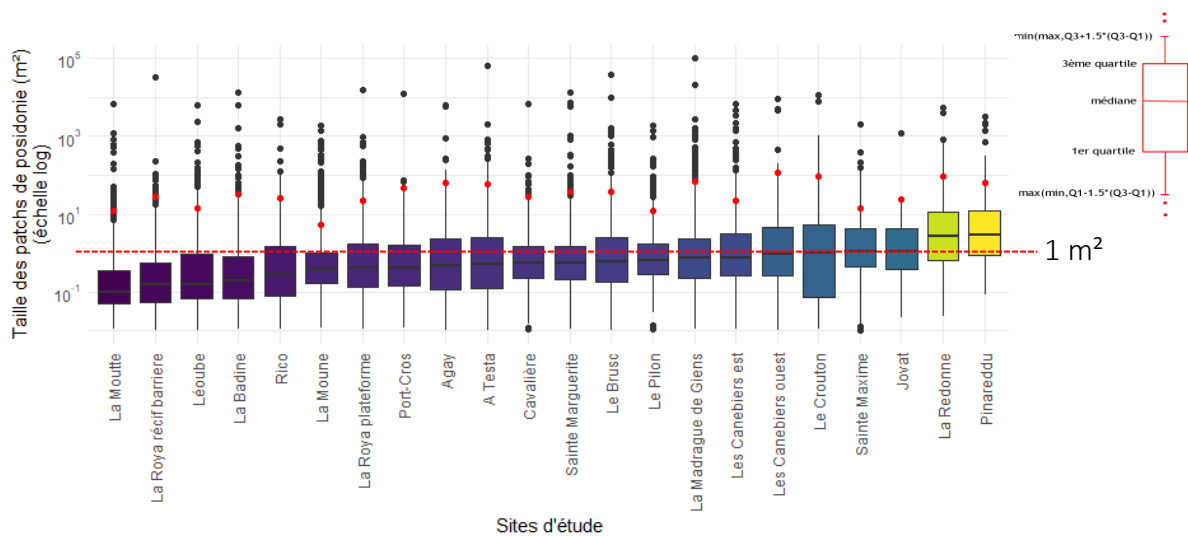


Figure 2-22. Distribution de la taille des patchs de posidonie observées par récif (en m² ; échelle logarithmique). Les médianes sont représentées par les lignes noires horizontales au milieu des boxplots. Le point rouge représente la moyenne des tailles par site. La ligne pointillée rouge représente une taille de 1 m². L'échelle des couleurs s'étend du violet (faible taille médiane) au jaune (taille médiane élevée).

2.4.2.1.5. Moyenne des indices de forme (MSI)

Les indices de forme varient entre 1 et l'infini, avec les valeurs élevées traduisant une forme plus complexe qu'une valeur proche de 1. On peut considérer qu'une forme simple (carré ou cercle parfait), pour une aire donnée, traduira une meilleure répartition dans l'espace et une certaine stabilité par rapport à une forme très complexe, fine et allongée.

La valeur moyenne la plus faible (complexité faible) est calculée sur le récif barrière de La Roya ($1.35 \pm 56\%$) alors que la valeur maximale est observée à A Testa ($1.85 \pm 60\%$) (Figure 2-23). Le récif ayant des formes les plus homogènes (coefficient de variation le plus faible) est le récif barrière de Port-Cros ($1.58 \pm 42\%$).

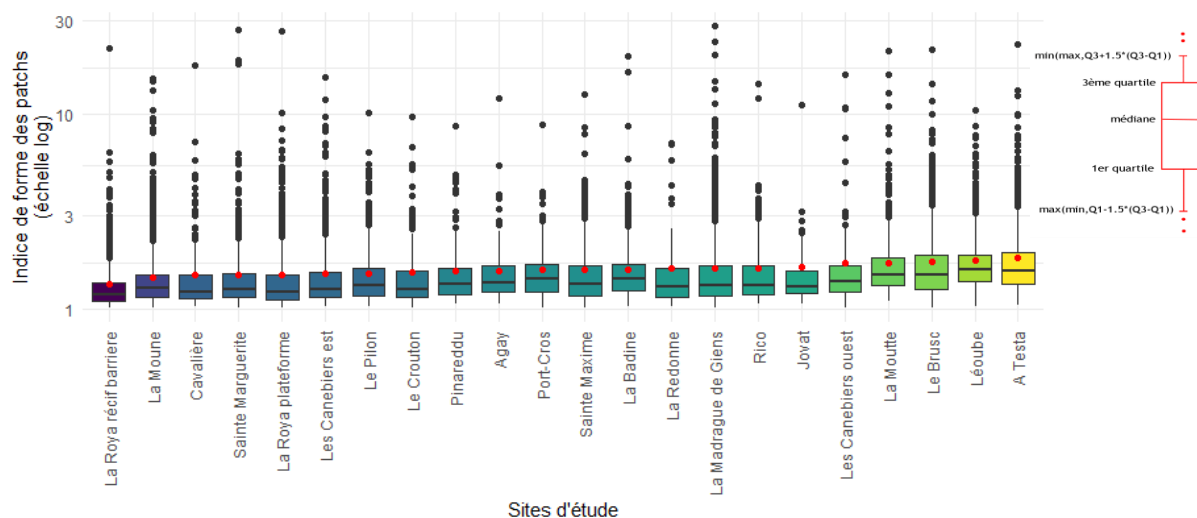


Figure 2-23. Distribution des valeurs d'indice de forme des patchs de posidonie par récif barrière (échelle logarithmique). Les médianes sont représentées par les lignes noires horizontales au milieu des boxplots. Le point rouge représente la moyenne des indices de forme de chaque site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (faible indice de forme = complexité faible) au jaune (indice de forme plus élevé = complexité plus élevée).

2.4.2.1.6. Moyenne des dimensions fractales (MFD)

La dimension fractale est comprise entre 1 et 2 pour des objets à 2 dimensions. Une valeur proche de 1 exprime une complexité de la forme assez faible (forme carrée ou ronde) alors qu'une valeur proche de 2 traduit plutôt une forme complexe, allongée.

L'ensemble des dimensions fractales sont assez homogènes autour de la médiane et de la moyenne, le coefficient de variation ne dépasse jamais plus de 4.2 % par site (Figure 2-24). Les moyennes de ce descripteur sont homogènes sur l'ensemble des sites (comme pour le MSI) et varient entre $1.22 \pm 2.2\%$ à Pinareddu et $1.29 \pm 2.4\%$ à la Moutte.

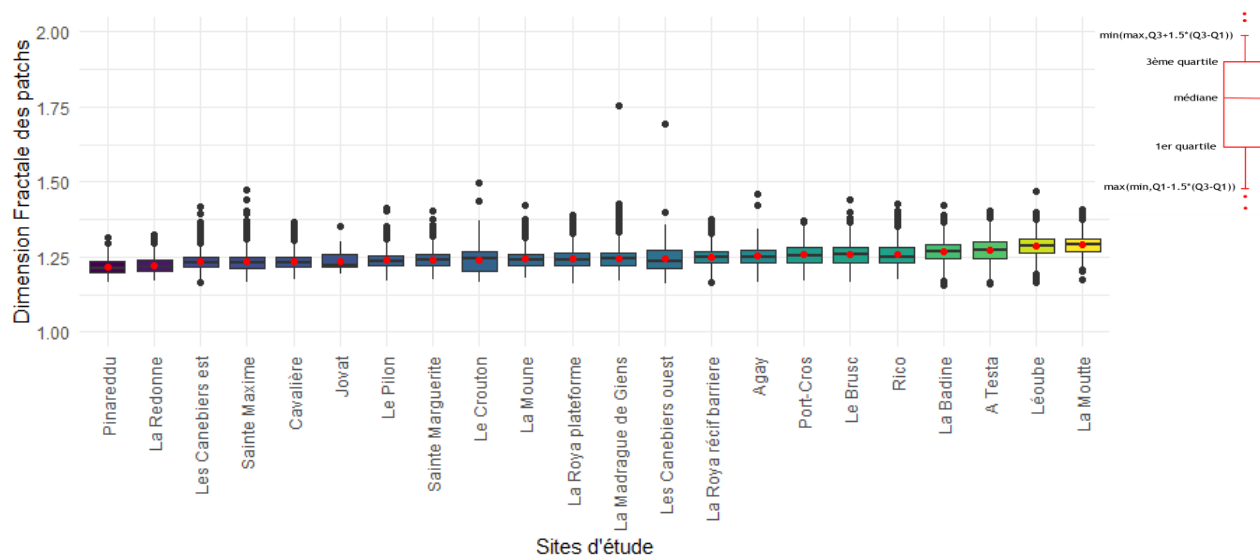


Figure 2-24. Distribution de la dimension fractale des patchs de posidonie par récif barrière. Les médianes sont représentées par les lignes noires horizontales au milieu des boxplots. Le point rouge représente la moyenne des dimensions fractales de chaque site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (dimension fractale faible = complexité faible) au jaune (dimension fractale plus élevée = complexité plus élevée).

2.4.2.1.7. Moyenne des facteurs de formes surfaciques (MAFF)

A l'inverse des deux métriques précédentes, un facteur de forme plus faible traduira une complexité plus importante d'une forme. Les valeurs moyennes rencontrées ici varient entre 0.052 ($\pm 31.4\%$) sur le récif barrière de La Roya et 0.032 ($\pm 44.7\%$) à Léoube, traduisant une complexité moyenne plus importante sur ce site par rapport au premier cité (Figure 2-25).

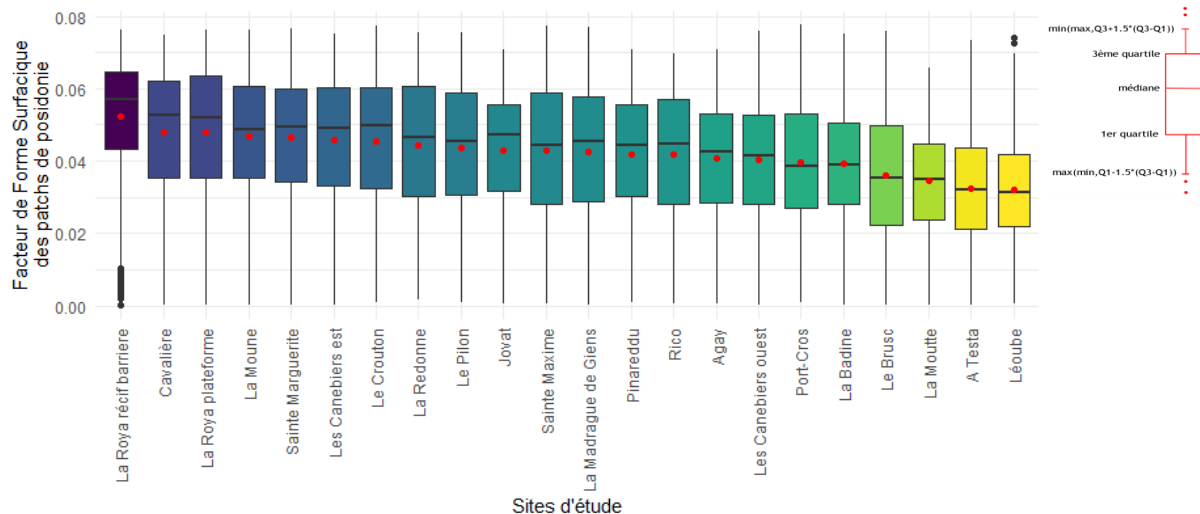


Figure 2-25. Distribution du facteur de forme surfaccique des patchs de posidonie par récif barrière. Les médianes sont représentées par les lignes noires horizontales au milieu des boxplots. Le point rouge représente la moyenne des facteurs de forme surfaccique de chaque site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (facteur de forme surfaccique élevé = complexité faible) au jaune (facteur de forme surfaccique plus faible = complexité plus élevée).

2.4.2.1.8. Dispersion des patches autour de la barrière du récif (DoP)

La dispersion médiane des patches de posidonie autour de la barrière s'étend de 7.4 m (Sainte-Maxime) à 41.9 m (Le Brusç) (Figure 2-26). Le 3^{ème} quartile indique que 75 % des patches se trouvent à moins de cette distance. Cet indice est le plus faible sur le récif de Jovat où 75 % des patches de posidonie sont à moins de 13.5 m de la barrière. La valeur la plus haute est toujours relevée au Brusç, mais très proche de celle enregistrée sur le récif de A Testa (respectivement 61.3 m et 59.9 m).

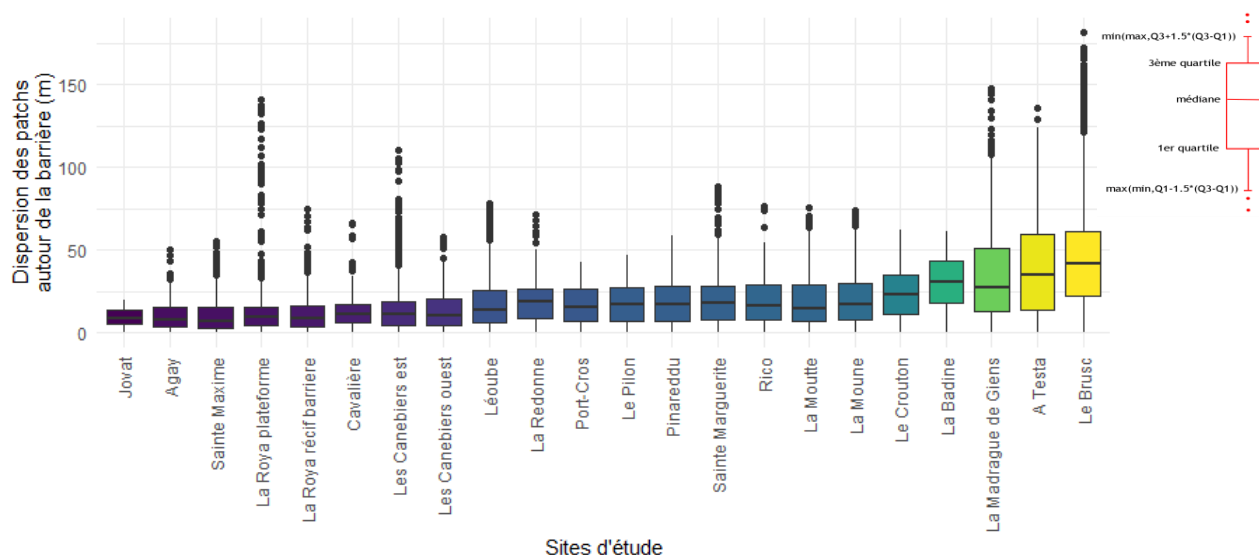


Figure 2-26. Distribution des distances entre les patches de posidonie et le récif barrière. Le 3^e quartile (75 % de l'échantillon) est indiqué par le haut du boxplot. Le point rouge représente la dispersion moyenne par site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (faible dispersion de 75 % des patches autour de la barrière) au jaune (forte dispersion de 75 % des patches).

2.4.2.1.9. Indice de fragmentation de Simmons (FI)

L'indice de Simmons est compris entre 0 et 1, avec des valeurs proches de 1 indiquant une faible fragmentation. La répartition des indices nous montre la possibilité de regrouper les sites en 3 groupes (Figure 2-27). Les sites pour lesquelles l'indice est le plus élevée représentent des récifs où la fragmentation est plus faible dans le sens où l'herbier de posidonie couvre plus de surface à l'échelle du site. Ils sont représentés en violet/bleu et correspondent aux sites possédant un FI > 0.10 comme Port-Cros (0.13) ou au récif barrière de La Roya (0.17). Un deuxième groupe, correspondant à des sites dont la fragmentation est considérée comme moyenne, peut être établi ; le SI se situe entre 0.10 et 0.02 (sites représentés en vert Figure 2-27). Un dernier groupe concerne les récifs possédant un SI faible (< 0.02), représenté en jaune (Figure 2-27).

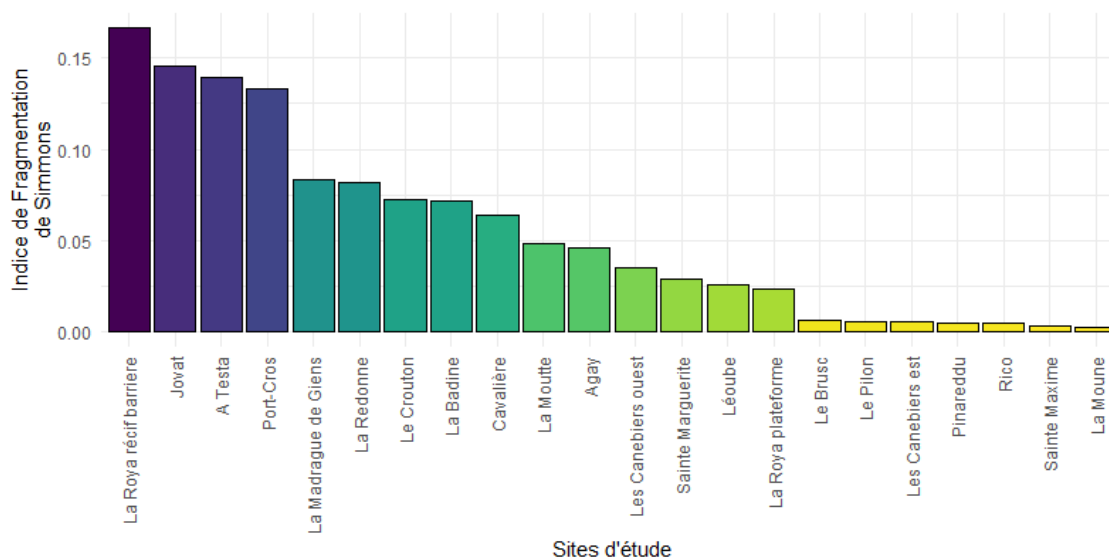


Figure 2-27. Indice de fragmentation de Simmons par site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (faible fragmentation) au jaune (plus forte fragmentation).

2.4.2.1.10. Distance médiane entre un patch de posidonie et son plus proche voisin (MNND)

Cette métrique peut mettre en évidence l'isolement des patches de posidonie entre eux. Cependant, ce paramètre ne va tenir compte que du plus proche voisin. Cette métrique ne ferait pas ressortir les cas où deux petits patches seraient isolés ensemble mais très proches l'un de l'autre. La taille médiane minimale a été observée à La Moutte et indique que 50 % des patches de ce récif ont au moins un patch voisin à moins de 12 cm. Au contraire, le récif de Pinareddu est composé de patches dont la distance médiane est de 81 cm.

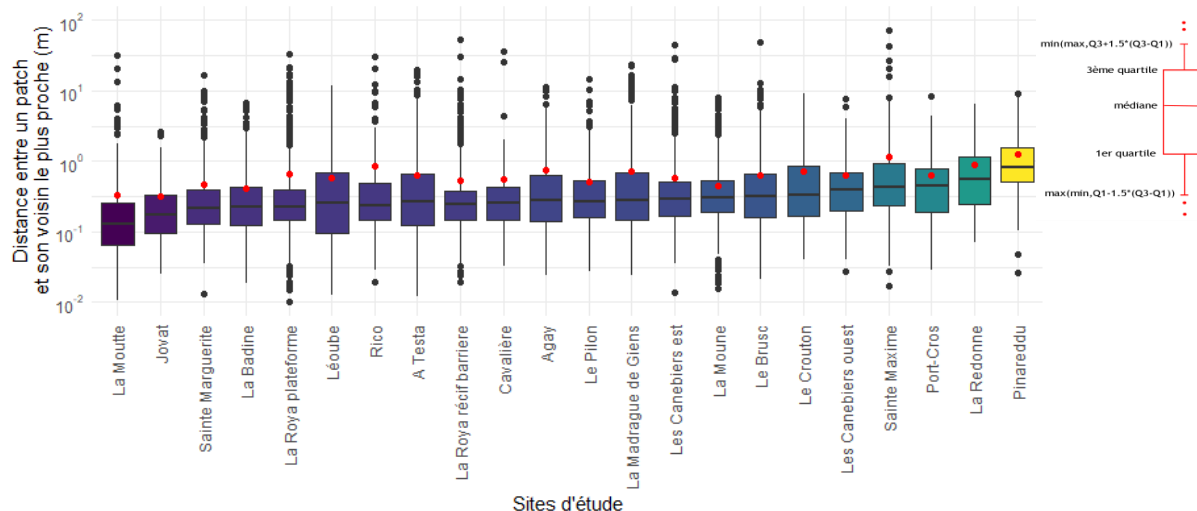


Figure 2-28. Distribution des distances entre un patch et son plus proche voisin par récif barrière (échelle logarithmique). Les médianes sont représentées par les lignes noires horizontales au milieu des boxplots. Le point rouge représente la moyenne des facteurs de forme surfacique de chaque site. L'échelle des couleurs s'étend du violet (forte proximité des patches les uns par rapport aux autres) au jaune (faible proximité des patches les uns par rapport aux autres).

2.4.2.2. Formulation d'une typologie basée sur la fragmentation du paysage

2.4.2.2.1. Organisation des paramètres

Avant de décrire et d'analyser l'organisation de l'ensemble des métriques à l'aide d'une ACP, la corrélation entre paramètres est présentée Figure 2-29. Cette étape descriptive nous permet de vérifier la cohérence du jeu de données.

De manière générale, les 3 métriques traduisant la complexité des formes de patchs sont liées (paramètre 5, 6 et 7), ce qui paraît cohérent avec leur construction basée sur l'estimation du périmètre et de la surface de chaque patch de posidonie. La Dimension Fractale (6) et l'Indice de Forme (5) sont corrélés positivement entre eux, et tous deux corrélés négativement avec le Facteur de Forme Surfaique (7).

Du point de vue du calcul de l'indice de Simmons (9), il est également cohérent de trouver une corrélation positive avec la taille du plus grand patch (2). La construction de cet indicateur exprimera une fragmentation plus faible en présence d'un seul très grand patch et d'une multitude de petits, comparé à un récif composé de moins de patch mais de taille homogène et moyenne.

La distance entre patch et barrière du récif (8) est corrélée positivement avec la taille globale du récif (1).

Sans forcément de lien de cause à effet, nous observons également que plus la taille médiane des patchs est élevée (4), plus la distance médiane entre un patch et son voisin le plus proche est élevée (10).

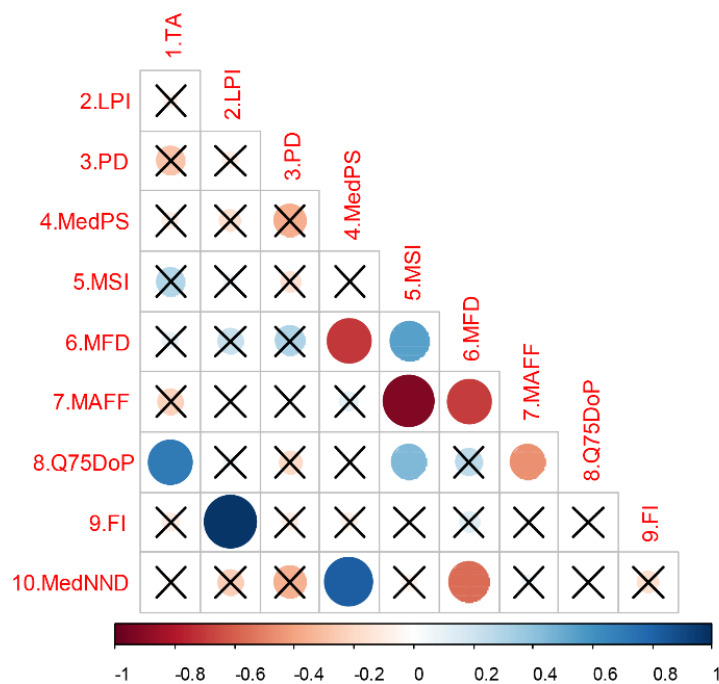


Figure 2-29. Matrice de corrélation entre les métriques qualifiant la fragmentation. L'échelle représente les coefficients de corrélation (R de Pearson). Les croix représentent les coefficients de corrélation non significativement différent de 0 (à un seuil de 0.05). Le rouge indique des corrélations négatives et le bleu des corrélations positives.

Une ACP centrée réduite a été réalisée sur les 10 métriques présentées précédemment. Les 2 premières composantes principales expliquent 57 % de la variabilité globale du jeu de données, les 4 premières 90 % (Figure 2-30).

La lecture des variables dans le cercle de corrélation doit se faire uniquement en tenant compte des variables projetées proche du cercle (dont la contribution à la création des axes est importante).

Selon la projection des 2 premières composantes principales (57 % de la variabilité globale), 4 groupes de variables peuvent être observés (Figure 2-31) :

- (1) - La médiane des indices de forme (5.MSI), et la distance entre patch et barrière (8.Q75DoP) puis en moindre mesure avec la taille totale des récifs (1.TA) sont corrélés. Ces paramètres sont bien représentés sur les valeurs positive de l'axe 1 et les valeurs négatives de l'axe 2.
- (2) - La médiane des facteurs de formes surfaciques est opposée au groupe (1). Cette métrique est représentée sur les valeurs négatives de l'axe 1 et les valeurs positives de l'axe 2.
- (3) - La médiane des dimensions fractales est représentée de manière orthogonale par rapport aux groupes (1) et (2), traduisant une certaine indépendance de cette variable vis-à-vis des 2 premiers groupes. Elles sont représentées sur les valeurs positives de l'axe 1 et de l'axe 2.
- (4) - La distance médiane entre patchs et plus proche voisin et la médiane des tailles de patchs sont corrélées, opposées à la dimension fractale, et indépendantes des groupes de variables (1) et (2). Elles sont représentées sur les valeurs négatives de l'axe 1 et de l'axe 2.

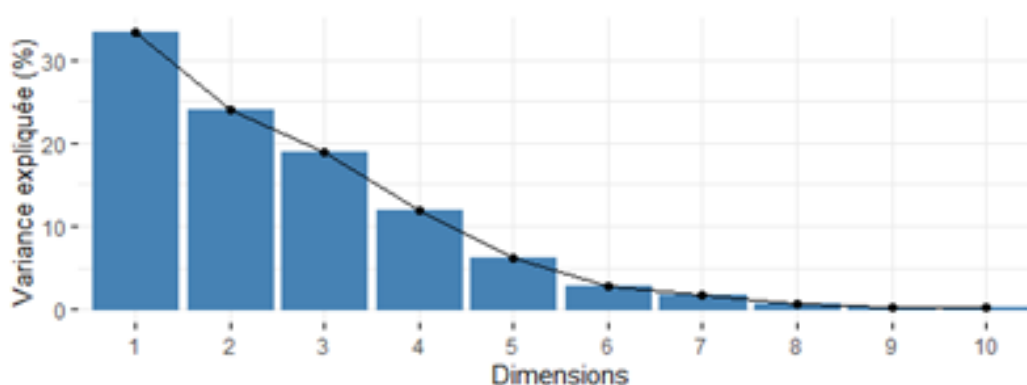


Figure 2-30. Histogramme des éboulis de valeurs propres indiquant la proportion de la variabilité des données expliquées par chaque composante principale.

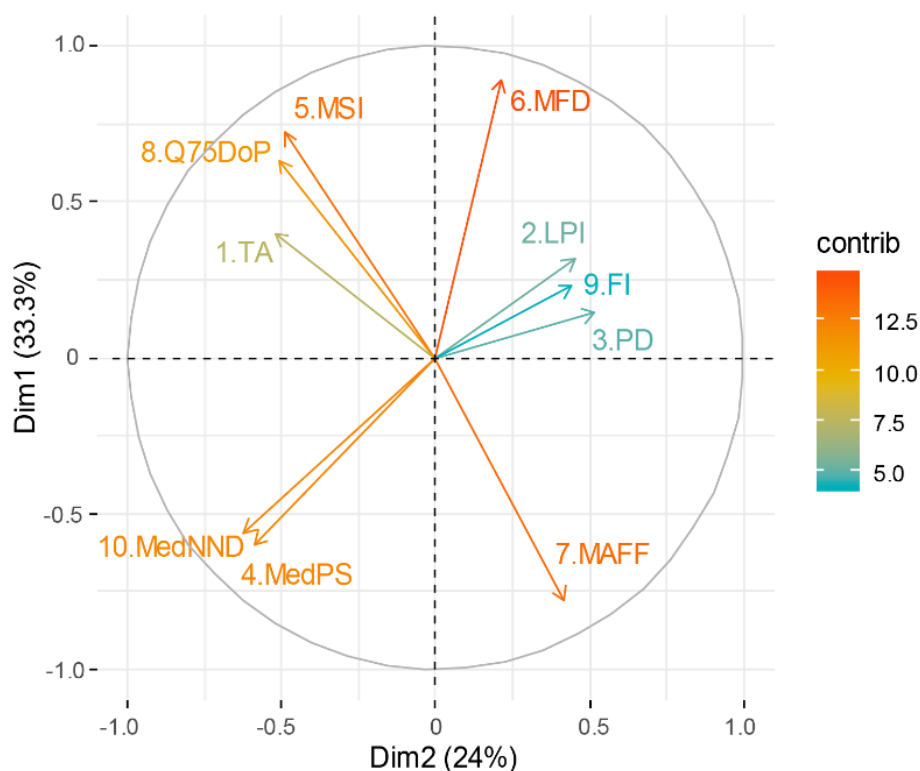


Figure 2-31. Projection des paramètres caractérisant la fragmentation des récifs de posidonie sur les deux premières composantes principales de l'ACP centrée réduite. L'échelle de couleur représente la contribution des variables à la construction des axes.

La projection des composantes 3 et 4 (31 % de la variabilité totale) montre de nouveaux groupes de variables (Figure 2-32) :

- (5) - La Taille du récif (1.TA) est très bien représentée sur les valeurs positives de l'axe 4.
- (6) - L'Indice de Fragmentation (9.FI) et de la Proportion de la plus grande surface continue d'herbier à l'échelle du récif (2.LPI) sont indépendantes du groupe (5) et représentées sur les valeurs positives de l'axe 3.
- (7) Un dernier groupe peut être déterminé, mais dans une moindre mesure car la contribution à la formation de l'axe 3 n'est que moyennement élevée. Elle concerne la densité des patches de posidonie (3.PD), représentée sur les valeurs négatives de l'axe 3 et opposée au groupe (6).

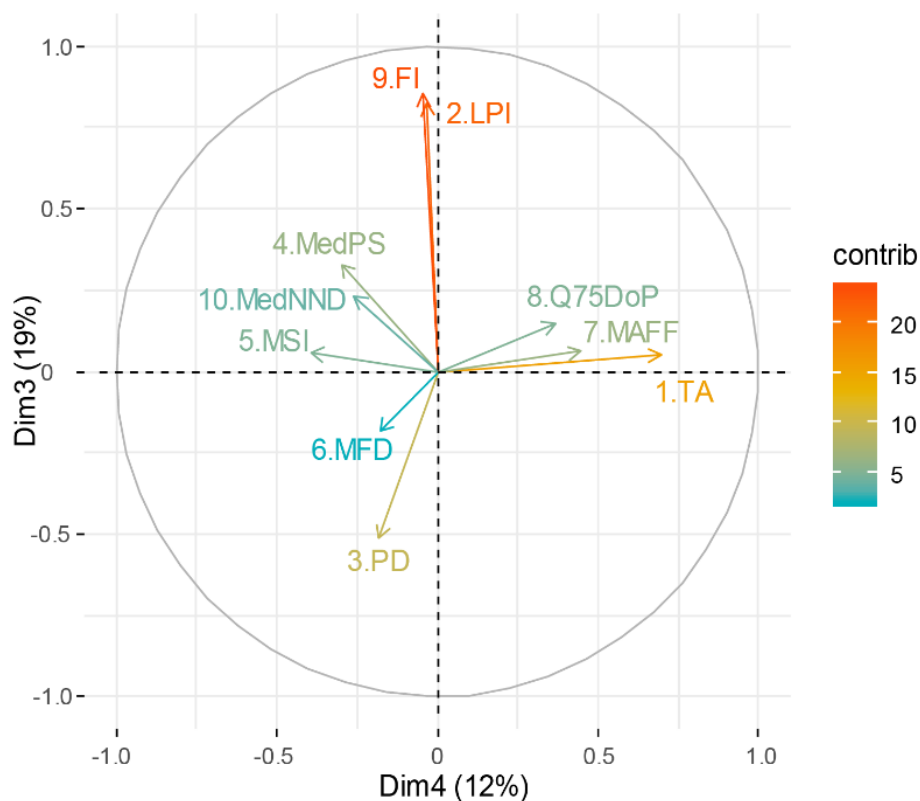


Figure 2-32. Projection des paramètres caractérisant la fragmentation des récifs de posidonie sur les composantes principales 3 et 4 de l'ACP centrée réduite. L'échelle de couleur représente la contribution des variables à la construction des axes.

La projection des individus sur les 4 premières composantes principales sera développée après les résultats de la Classification Ascendante Hiérarchique ci-dessous.

2.4.2.2.2. Classification des stations

La matrice de données projetées sur les 4 premiers axes de l'ACP centrée réduite est utilisée pour la CAH. Avec les données issues des 4 premiers composantes de l'ACP (90 % de la variabilité), le bruit résiduel et la redondance potentielle de certaines variables corrélées de l'échantillon de données sont retirés.

La méthode du dernier plus grand saut d'inertie est utilisée pour déterminer de manière objective le nombre de classes à retenir pour cette analyse. Le choix de 5 groupes semble pertinent (Figure 2-33 et Figure 2-34).

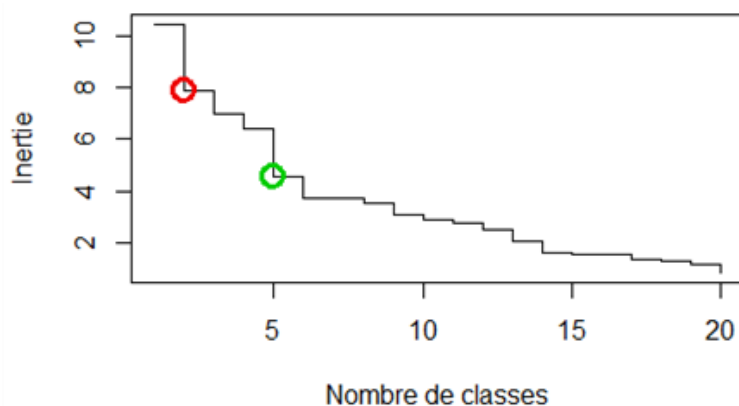


Figure 2-33. Perte d'inertie inter-groupe en fonction du nombre de classes issue de la CAH.

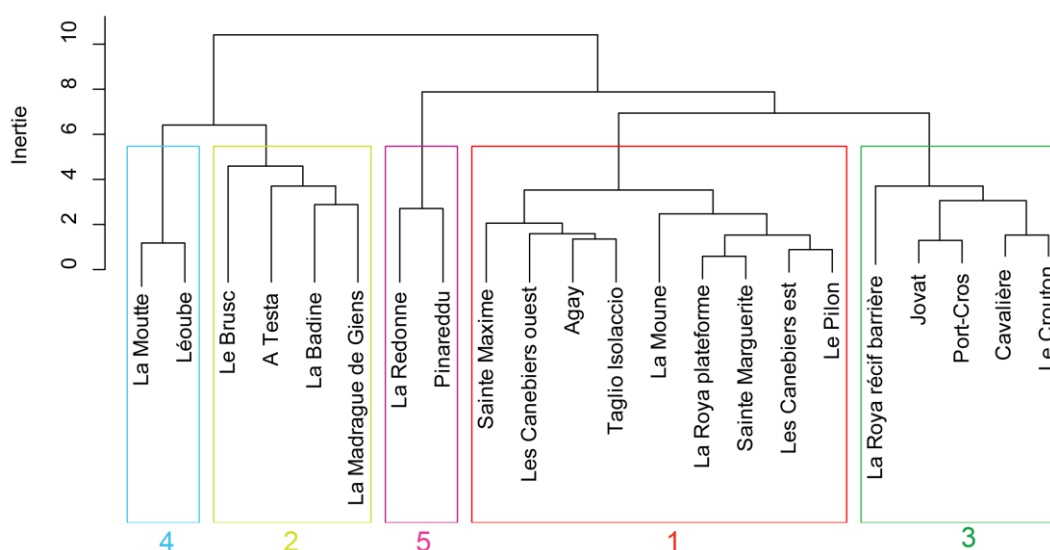


Figure 2-34. Dendrogramme présentant la classification ascendante hiérarchique des récifs de posidonie. Les cadres de couleurs représentent les 5 groupes déterminés par l'analyse.

Ces 5 groupes sont projetés par l'intermédiaire des stations sur les composantes principales de l'ACP. La répartition des groupes le long de ces axes est à mettre en relation avec les variables projetées dans ce même espace (Figure 2-31 et Figure 2-32), et permet de caractériser ces 5 groupes. Cette typologie des récifs de posidonie basée sur la fragmentation du paysage est présentée dans le Tableau 2-7.

Le **groupe 1** est composé de 9 stations. Il regroupe les récifs de Sainte Maxime, les Canebiers ouest et est, Agay, Rico, la Moune, la plateforme récifale de La Roya, Sainte Marguerite et le Pilon, qui sont projetés au centre des axes 1 et 2 (Figure 2-35). Il regroupe donc des récifs dont les paramètres sont moyens (taille moyenne, complexité des patchs moyen, distance entre patch moyen, distance entre patch et barrière moyenne, etc.). Sur les axes 3 et 4 (Figure 2-36),

la majorité des récifs sont toujours projetés vers le centre du graphique. Néanmoins, on observe quelques stations sur les valeurs négatives de la 3^{ème} composante, qui détermine plutôt des valeurs faibles de la taille du plus grand patch du récif et de faibles valeurs de l'indice de Shannon.

Le **groupe 2** est composé des récifs du Brusco, de A Testa, de La Badine et de La Madrague de Giens. Sur le graphique des 2 premiers axes de l'ACP (Figure 2-35), ce groupe est projeté dans la même direction que le groupe de variables (1) concernant les indices de formes élevés, la dispersion des patches autour de la barrière et la taille des récifs. La projection sur les axes 3 et 4 (Figure 2-36) est moins évidente, et s'étire du centre des axes (La Badine) aux valeurs positives de l'axe 4 (Le Brusco) caractérisé par une grande taille de récif.

Le **groupe 3** est composé des récifs de La Roya, Jovat, Port-Cros, Cavalière et du Crouton. Ils sont bien projetés sur les valeurs positives de l'axe 2, traduisant une forte couverture du plus grand patch de posidonie à l'échelle du récif (Figure 2-35). Leur projection sur les composantes 3 et 4 indique qu'ils sont décrits dans une moindre mesure par des valeurs d'indice de Simmons élevées, ainsi que par des faibles densités de patches (Figure 2-36).

Le **groupe 4** est composé des récifs de la Moutte et de Léoube. Ils sont projetés sur les axes 1 et 2 comme des récifs ayant une dimension fractale moyenne élevée, une distance faible entre patches voisins et de patches de petite taille (Figure 2-35). Dans un second temps, ils sont caractérisés par une taille de récif plutôt petite sur les composantes 3 et 4 de l'ACP (Figure 2-36).

Le **groupe 5** est composé des stations de La Redonne et de Pinareddu. Ces récifs sont projetés de la même manière que les métriques de taille de patch et de distance entre un patch et son plus proche voisin sur les 2 premières composantes de l'ACP (Figure 2-35). Ces mêmes paramètres ressortent sur la représentation des axes 3 et 4 (Figure 2-36).

Tableau 2-7. Caractérisation des groupes de récifs de posidonie basée sur une typologie de la fragmentation du paysage.

Groupe	Récifs	Caractéristiques
1	Sainte Maxime Les Canebiers Agay Rico La Moune La Roya plateforme récifale Sainte Marguerite Le Pilon	Principales : <ul style="list-style-type: none"> • Métriques généralement moyennes Secondaires : <ul style="list-style-type: none"> • Faible couverture du plus grand patch • Indice de Simmons faible
2	Le Brusco A Testa La Badine La Madrague de Giens	Principales : <ul style="list-style-type: none"> • Forme des patch complexe (indice de forme élevé et facteurs de formes surfacique faibles) • Dispersion des patches autour de la barrière élevée Secondaires : <ul style="list-style-type: none"> • Récifs de grande taille dans l'ensemble
3	La Roya récif barrière Jovat Port-Cros Cavalière Le Crouton	Principales : <ul style="list-style-type: none"> • Forte couverture du plus grand patch Secondaires : <ul style="list-style-type: none"> • Indice de Simmons élevé • Faible densité de patches
4	La Moutte Léoube	Principales : <ul style="list-style-type: none"> • Dimension fractale des patches élevée • Distance faible entre patches voisins • Taille médiane des patches faibles Secondaires : <ul style="list-style-type: none"> • Récifs de petite taille
5	La Redonne Pinareddu	Principales : <ul style="list-style-type: none"> • Distance élevée entre patches voisins • Taille médiane des patches assez élevés

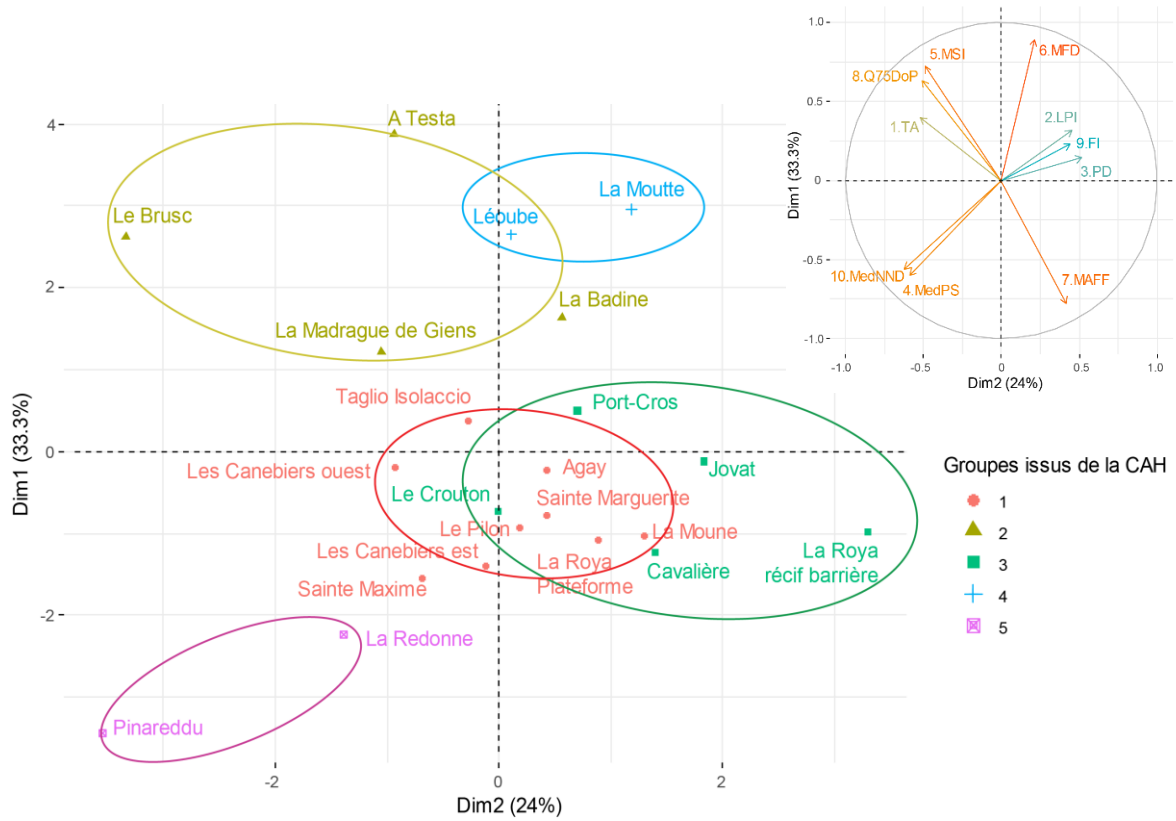


Figure 2-35. Projection des récifs de posidonie sur les composantes principales 1 et 2 de l'ACP centrée réduite et regroupés selon la classification issue de la CAH. Le graphique en haut à droite est la projection des variables telle que présentée Figure 2-31.

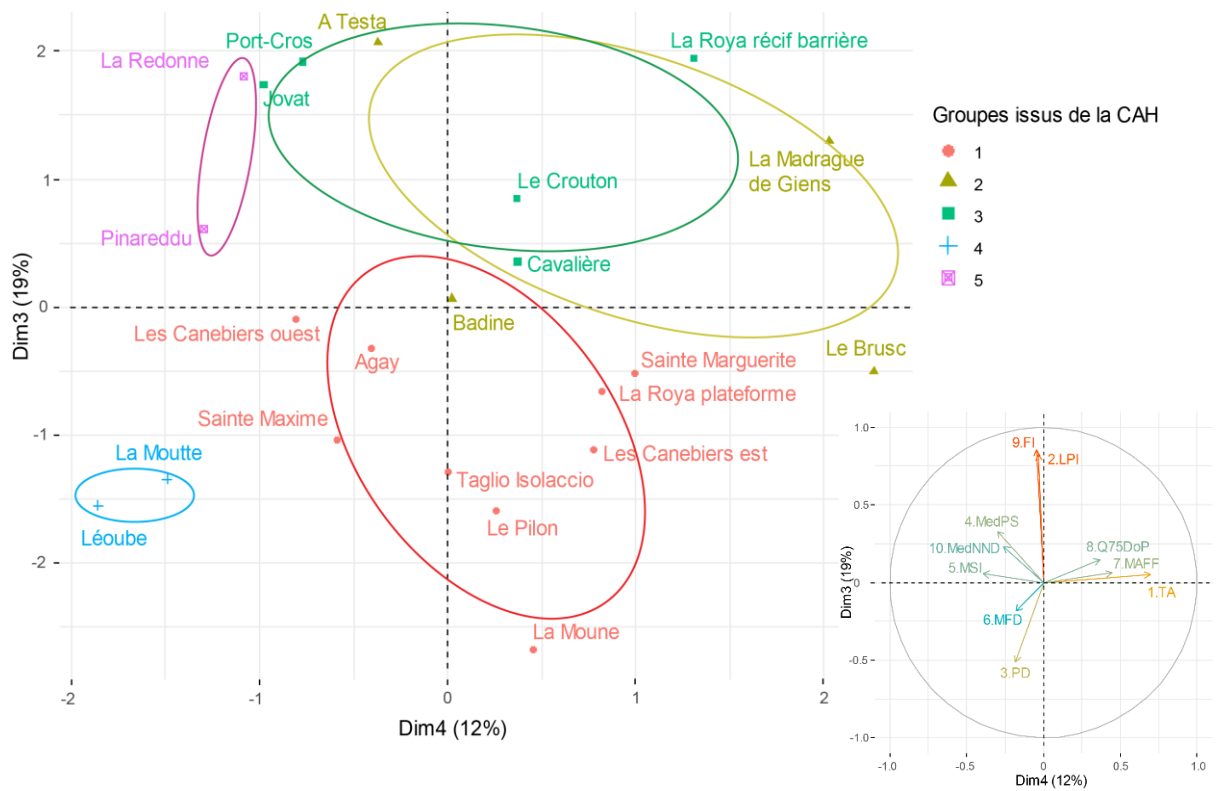


Figure 2-36. Projection des récifs de posidonie sur les composantes principales 3 et 4 de l'ACP centrée réduite et regroupés selon la classification issue de la CAH. Le graphique en bas à droite est la projection des variables telle que présentée Figure 2-32.

2.5. Evolution temporelle des formations récifales

2.5.1. Méthodologie

Quelques-uns des récifs de posidonie présents le long du littoral méditerranéen français ont fait l'objet de suivis cartographiques par le passé (Tableau 2-8). Certains, comme le récif barrière de Port-Cros ou la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzo, ont même été particulièrement étudiés par les scientifiques, devenant des sites-référence.

Lorsque les données étaient disponibles et exploitables (compatibilité des logiciels et des systèmes de projection, géoréférencements corrects^b), une analyse de l'évolution temporelle est fournie. Afin de les considérer correctement, les méthodologies employées ainsi que les échelles de digitalisation sont systématiquement indiquées. En effet, face à une régression de la posidonie, il est important de dissocier la part attribuée à la technologie et à la méthodologie (l'acquisition et le traitement des données deviennent de plus en plus précis ; Figure 2-37) de celle attribuée à une réelle dégradation.

L'évaluation temporelle des formations récifales a donc pu être réalisée sur 3 sites, à savoir Le Brus et Port-Cros sur le continent, et la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzo en Corse. Dans un SIG, les différentes couches des habitats benthiques ont été comparées deux à deux pour identifier les zones des récifs où la posidonie est en progression, en régression ou stable.

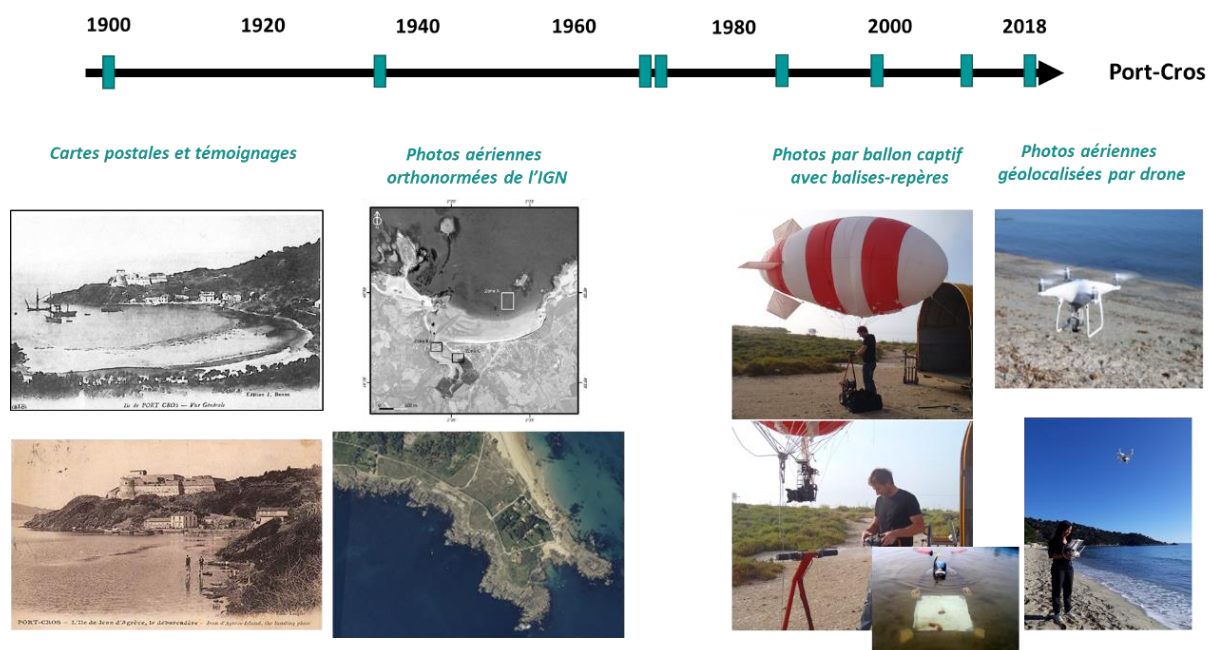


Figure 2-37. Evolution des méthodes et des techniques d'acquisition de données d'images aériennes pour la réalisation de cartographies d'habitats benthiques à très faible profondeur. Exemple du récif barrière de Port-Cros suivi depuis plus d'un siècle.

^b L'évolution temporelle des récifs de La Madrague de Giens et du Pilon n'a pas pu être étudiée pour ces raisons.

Tableau 2-8. Liste des récifs de posidonie dont la dynamique a pu être suivie au cours du temps.

Site	Date	Références	Méthode d'acquisition des données	Echelle initiale de la carte
Le Brus	2003	Rouanet <i>et al.</i> , 2008	Photo aérienne + vérité terrain	1/500
	2018	Présente étude	Drone + vérité terrain	1/40
Port-Cros	~ 1900'	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Carte postale	1/4 250
	1935	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Interview	1/4 250
	1968	Photo de Pombart	Carte postale	1/5 000
	1970	Augier & Boudouresque, 1970	Transects + vérité terrain	1/1 785
	1975	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Carte postale + interview	1/4 250
	1986	Augier & Nieri, 1988	Photo aérienne + vérité terrain	1/490
	1998	Bonhomme <i>et al.</i> , 2001	Photo aérienne + vérité terrain	1/500
	2010	Goujard <i>et al.</i> , 2010	Photo aérienne + vérité terrain	1/800
	2018	Présente étude	Drone + vérité terrain	1/40
	La Roya Plateforme	1960	Bonacorsi <i>et al.</i> , 2013	Photo aérienne
1983		Boudouresque <i>et al.</i> , 1985	Transects + vérité terrain	1/3 000
1994		Pasqualini <i>et al.</i> , 1995	Photo aérienne + vérité terrain	1/6 500
1996		Présente étude	Photo aérienne + vérité terrain	1/500
2006		Bonacorsi <i>et al.</i> , 2013	Photo aérienne + vérité terrain	1/500
2016		Présente étude	Photo aérienne + vérité terrain	1/250
2018		Présente étude	Drone + vérité terrain	1/40

2.5.2. Résultats

L'évolution de la dynamique temporelle du **récif barrière du Brus** a été réalisée par comparaison de cartographies entre 2003 et 2018 (Figure 2-39). La superposition des deux couches SIG permet d'identifier d'importantes zones de régression au niveau du port du Brus, de la pointe du Canoubier à l'ouest mais également au centre du récif côté lagon. Les récents aménagements portuaires ont impacté les herbiers de posidonie sur la partie est du récif. Les régressions localisées au centre de la barrière peuvent être expliquées par des phénomènes d'envasement de la lagune qui peuvent être causées par les engraisements en sable des plages voisines, des impacts dus au chantier d'aménagement portuaire et par la dynamique naturelle de la barrière récifale qui croît vers l'extérieur (ici le nord). Les régressions observées au droit de la pointe du Canoubier (nord-ouest du récif barrière) sont préoccupantes. En bordure d'herbier, régulièrement réparties le long du récif, des zones de progression sont identifiées. Elles sont peu étendues du fait de la faible croissance horizontale annuelle de la plante.



Figure 2-38. Vue aérienne du récif barrière du Brus. Au fond, l'île des Embiez.

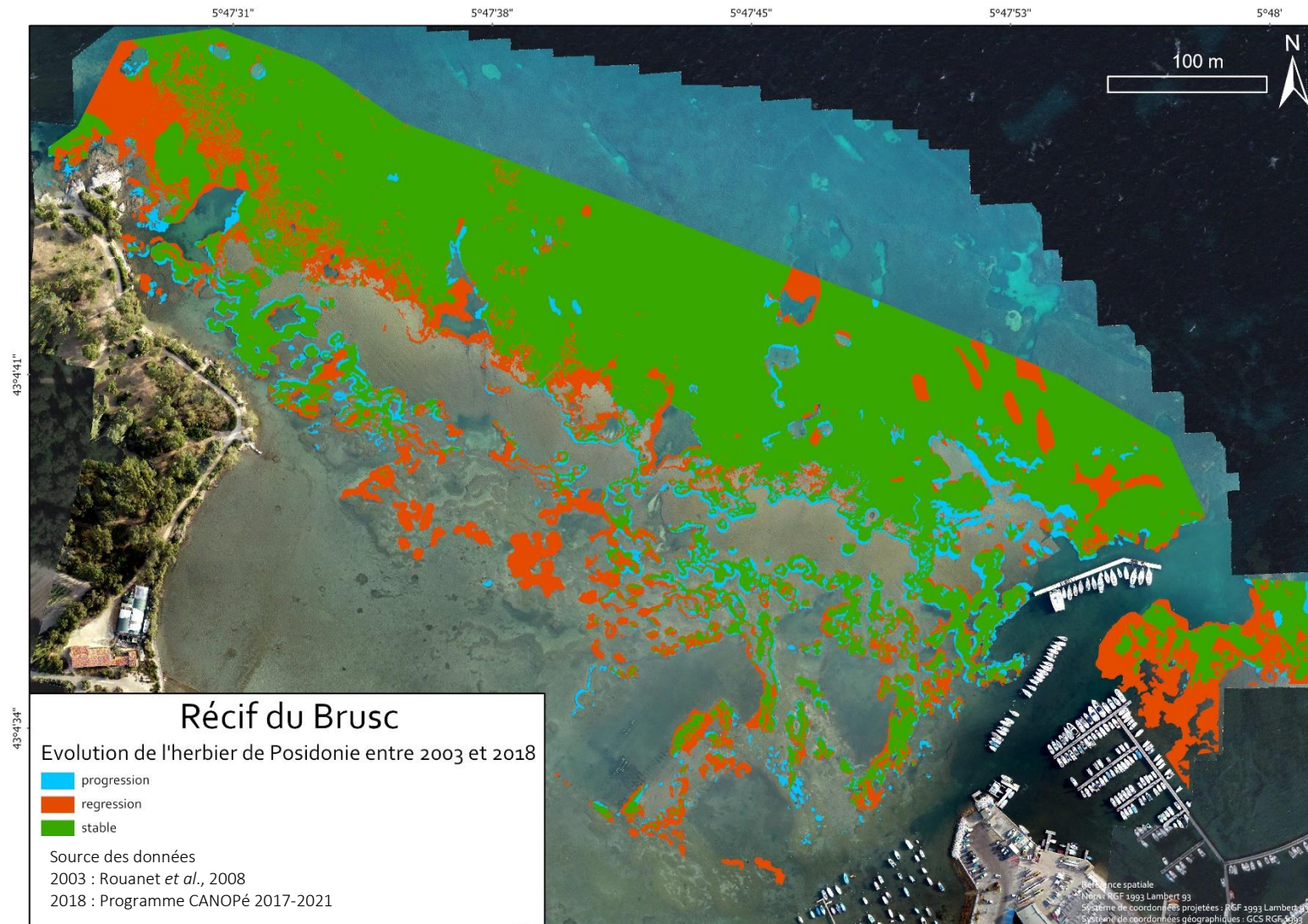


Figure 2-39. Evolution temporelle du récif barrière du Brusca entre 2003 et 2018.

Le **récif barrière de Port-Cros** a été cartographié à 9 reprises depuis le début du 20^{ème} siècle jusqu'en 2018. Bien que l'exactitude et l'interprétation des données aient progressé, des comparaisons sont tout de même possibles avec échelle identique (1/2 700) (Figure 2-41).

Au début du 20^{ème} siècle, le récif barrière occupait une superficie évaluée à 5 846 m², alors qu'en 2018, il n'en occupe plus que 2 350 m². Cela représente un déclin d'environ 60 % en un siècle. Bien que les données de la carte datant du début du 20^{ème} siècle ne soient pas très précises, elles dessinent et indiquent malgré tous les contours du récif de posidonie. Les périodes où les régressions ont été les plus rapides sont récentes : (1) de 2010 à 2018 avec 20 % de régression, soit 2,5 % par an ; (2) de 1998 jusqu'en 2010 avec 21 % de régression, soit 1,8 % par an. La partie nord du récif est la zone la plus affectée par les régressions. La période de régression de 1970 est à prendre avec précaution en raison d'une faible fiabilité de la carte.



Figure 2-40. Vue aérienne du récif barrière et du lagon (au premier plan) de Port-Cros.

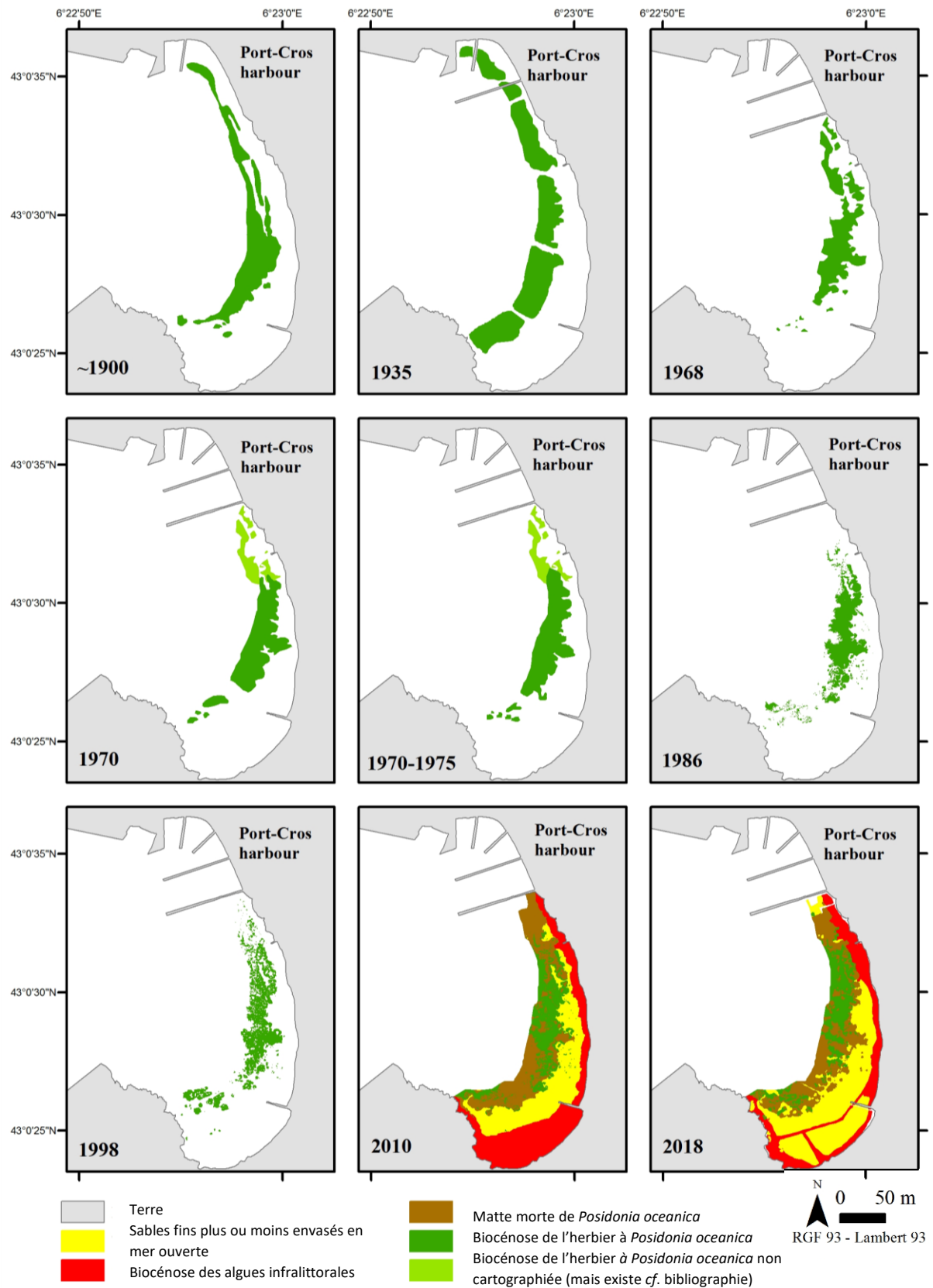


Figure 2-41. Evolution temporelle du récif barrière de Port-Cros du début du 20ème siècle à 2018.

A l'instar de Port-Cros, la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzo est un site qui a été très cartographié au cours du temps. La première cartographie date de 1960 et 58 années de suivis sont aujourd'hui disponibles (Figure 2-43).

La plateforme récifale de forme triangulaire est occupée dans sa périphérie par l'herbier à *Posidonia oceanica* qui a peu évolué au cours des 58 années suivies. Les différences observées sont essentiellement liées à la qualité des images et à la résolution de la digitalisation. Sa partie centrale est composée par la biocénose de la matte morte à *Posidonia oceanica* qui couvre des surfaces importantes. Ponctuellement la matte est colonisée par l'association à *Cymodocea nodosa* et des macrophytes (essentiellement *Dictyota* sp.). Plusieurs atolls sont également présents sur ce site dont un présentant une extension particulière à l'ouest, à la base de la plateforme (encart dans la Figure 2-43). Au cours du temps, la structure s'est développée, passant d'un patch de posidonie à une couronne bien formée. Sa taille a donc augmenté passant d'environ 40 m² en 1960 à 188 m² en 2018. Enfin, les zones de présence et les superficies couvertes par les herbiers de *Cymodocea nodosa* ont beaucoup évoluée au cours du temps, en lien avec la dynamique rapide de cette espèce et sans doute son caractère thermophile, ce qui fait que le réchauffement global la favorise.



Figure 2-42. Vue aérienne de la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzo.

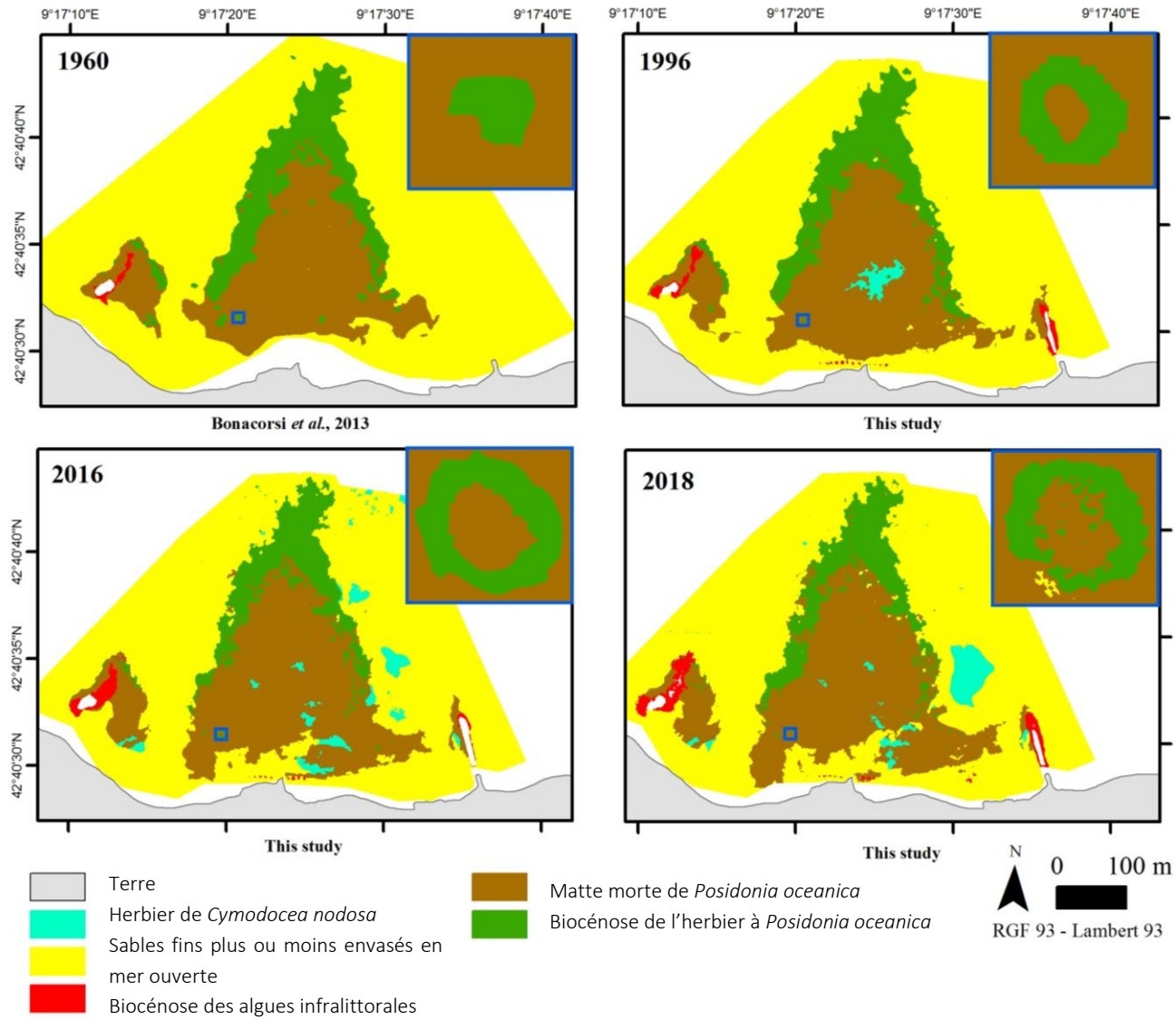


Figure 2-43. Evolution temporelle de la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzo de 1960 à 2018.

2.6. Etat des formations récifales

2.6.1. Méthodologie

L'état des formations récifales étudiées a été évalué au moyen de descripteurs mesurés *in situ*. Certaines formations ont été échantillonnées en pente interne (PI) et pente externe (PE), lorsque la morphologie du récif le permettait. Pour les plus grandes formations récifales, plusieurs stations ont été échantillonnées.

2.6.1.1. Densité de faisceaux de posidonie

La densité de faisceaux de posidonie, qui est le nombre de faisceaux vivants de *Posidonia oceanica* par unité de surface, est mesurée par 10 réplicats sur les fronts internes et externes. Seules les zones effectivement couvertes par l'herbier (à l'exclusion donc des intermattes) sont prises en considération pour la mesure de cette densité (Giraud, 1977). Les mesures se font par comptage dans des quadrats de 20 cm x 20 cm (un quadrat de 20 cm de côté est la surface minimale garantissant la représentativité de la mesure d'après Panayotidis *et al.*, 1981) disposés au hasard dans l'herbier. La densité est ensuite classifiée d'après l'échelle de Pergent (2007), qui intègre la profondeur de la mesure (Tableau 2-9). En effet, la variabilité du facteur densité est expliquée à 54 % par la profondeur (qui intègre également la pénétration de la lumière). Les 46 % de variabilité restant sont liés à d'autres paramètres comme la turbidité moyenne, la pollution, l'hydrodynamisme ou la nature du substrat (Pergent-Martini, 1994).

Tableau 2-9. Evaluation de la qualité écologique de l'herbier à *Posidonia oceanica* à partir de la densité des faisceaux en m² (d'après Pergent, 2007).

Profondeur (m)	Densité de l'herbier (nombre de faisceaux par m ²)				
	Très bonne	Bonne	Normale	Médiocre	Mauvaise
1	> 1 133	1 133 à 930	930 à 727	727 à 524	< 524
2	> 1 067	1 067 à 863	863 à 659	659 à 456	< 456

2.6.1.2. Le déchaussement de l'herbier

Le déchaussement de l'herbier informe sur des mouvements sédimentaires, à savoir des déficits sédimentaires ou des apports trop importants de sédiment. L'édification de la matte correspond à un équilibre entre la croissance naturelle de rhizomes luttant pour l'accès à la lumière et l'accumulation de sédiments piégés par la canopée. La croissance verticale est à l'origine de l'édification des mattes et permet à la plante de lutter contre l'enfouissement lié à la sédimentation. Si l'accumulation des sédiments est insuffisante pour compenser l'allongement des rhizomes orthotropes (et *a fortiori* si les courants lessivent la matte et provoquent le départ du sédiment), il y a déchaussement des rhizomes. Ces rhizomes déchaussés deviennent fragiles, ils s'écroulent, se brisent et l'herbier est alors détruit

(Boudouresque & Meinesz, 1982). L'observation du déchaussement permet donc d'apprécier rapidement et assez précisément l'hydrodynamisme d'une zone et les déplacements sédimentaires qui y ont lieu.

Le déchaussement est mesuré selon les préconisations de Boudouresque *et al.* (1980 ; Figure 2-44). Pour les rhizomes plagiotropes (rampants), la distance entre le niveau du sédiment (« sol ») et la partie inférieure des rhizomes est relevée ; pour les rhizomes orthotropes (dressés), la distance entre le sédiment et la base de la feuille la plus externe, diminuée de 2 cm est relevé. 10 répliqués ont été réalisés sur les fronts interne et externe. L'échelle d'évaluation du déchaussement (faible, moyen, important) proposée par Charbonnel *et al.* (2000) est utilisée pour interpréter les données (Tableau 2-10).

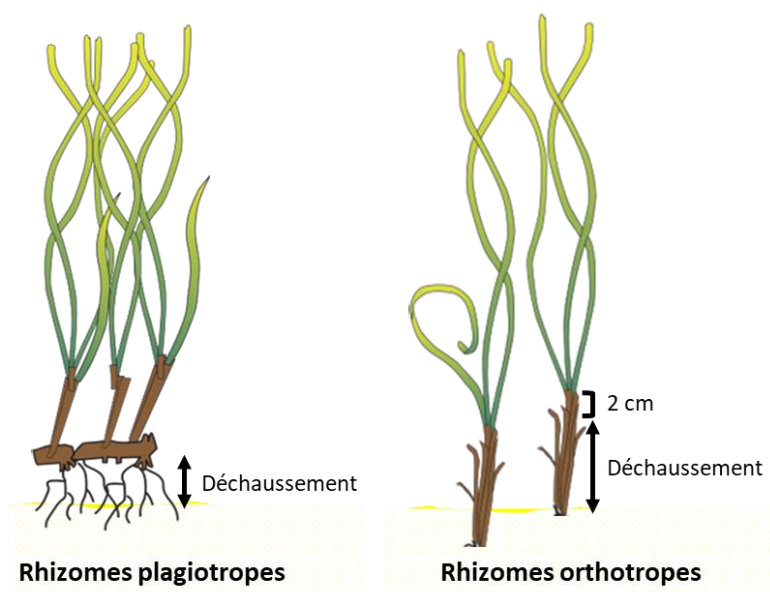


Figure 2-44. Convention pour la mesure du déchaussement des rhizomes plagiotropes et orthotropes.

Tableau 2-10. Echelle d'évaluation du déchaussement (d'après Charbonnel *et al.*, 2000).

Déchaussement (valeurs seuils)	Interprétation
Déchaussement < 5 cm	Déchaussement faible
5 cm < Déchaussement < 15 cm	Déchaussement moyen
Déchaussement > 15 cm	Déchaussement important

2.6.1.3. La granulométrie du sédiment

La granulométrie du sédiment correspond à l'étude de la taille des grains du sédiment et leur distribution en classes de taille. Elle est indicative de l'hydrodynamisme et peut compléter les résultats issus des mesures de déchaussement des rhizomes. A l'aide d'un carottier, 3 prélèvements ont été réalisés par site, sur les principaux sites. L'analyse des prélèvements est basée sur la méthodologie développée par Paquier (2014). Les échantillons sont séchés à l'étuve puis tamisés à 2 mm. Les résidus issus du tamisage sont passés au granulomètre laser

(Beckman Coulter LS 13 320) pour une analyse par diffraction laser pouvant caractériser les fractions granulométriques de 40 nm à 2 mm (Figure 2-45). Les fractions granulométriques sont réparties en 3 classes : (1) les rudites pour lesquels la taille des grains est supérieure à 2 mm (dans ce cas, la proportion tamisée) ; (2) les arénites pour lesquels la taille des grains est comprise entre 2 mm et 63 μm ; (3) les lutites pour lesquels la taille des grains est inférieure à 63 μm (Fournier *et al.*, 2012). La caractérisation sédimentaire est basée sur la classification établie par Larssonneur (1977) (Tableau 2-11).

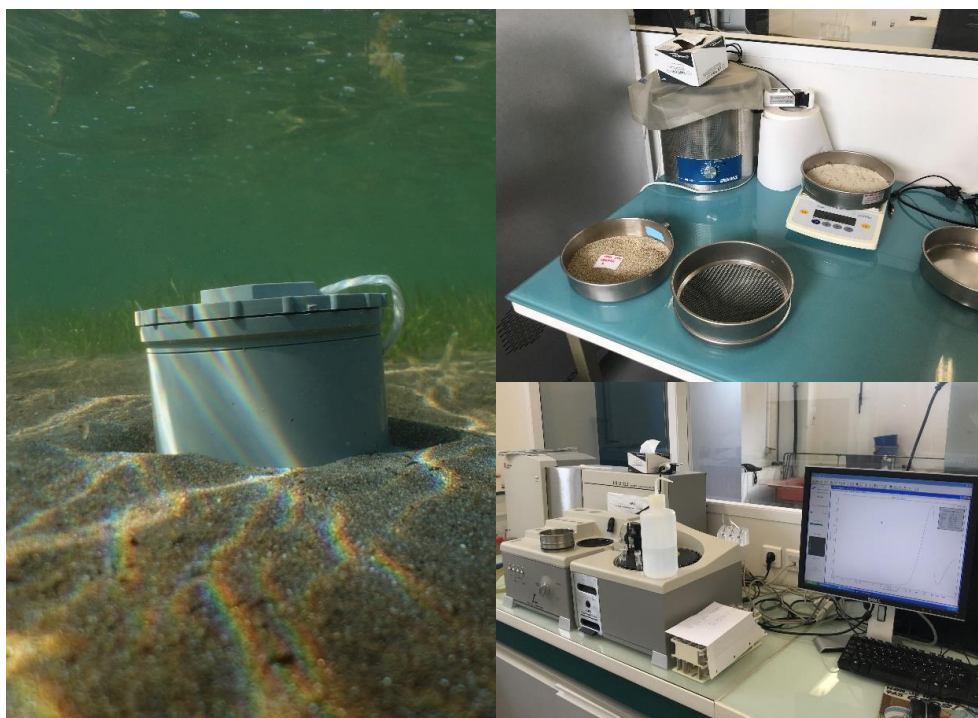


Figure 2-45. Prélèvement du sédiment à l'aide d'un carottier (à gauche), puis les échantillons sont séchés et tamisés à 2 mm (en haut à droite) pour ensuite être analysés par méthode de diffraction laser au granulomètre laser (en bas à droite).

Tableau 2-11. Caractérisation sédimentaire d'après Larssonneur (1977).

Type de dépôt	Caractérisation
Cailloutis	> 50 % de galets
Graviers	> 50 % galets et de graviers
Sables	> 50 % de fraction < 2 mm ; 5% de lutites
sables graveleux	> 15 % de graviers
sables grossiers	fraction 0.5 - 2 mm dominante
sables fins	fraction 0.2 – 0.5 mm dominante
sablon	fraction 0.05 – 0.2 mm dominante
Sédiments vaseux	> 5 % de lutites
sables vaseux	de 5 % à 25 % de lutites
vases sableuses	de 25 % à 75 % de lutites
vases	plus de 75 % de lutites

2.6.1.4. Espèces invasives

Les observations d'espèces invasives, en particulier *Caulerpa taxifolia* et *C. cylindracea*, ont été consignées.

2.6.1.5. Analyses des données

Les résultats obtenus des différents descripteurs étudiés ont été confrontés à la typologie issue des données de fragmentation du paysage (cf. chapitre 2.4 Fragmentation du paysage "récif de posidonie" à la page 45) afin d'observer si certains d'entre eux ressortent en fonction du type de récif.

Ces observations sont réalisées de manière graphique et restreintes aux sites utilisés pour l'étude de la fragmentation du paysage, et appuyées par une ANOVA lorsque les conditions d'hétéroscédasticité et de normalité des résidus sont respectées, ou par un test de Kruskal-Wallis afin de comparer les valeurs de vitalité des différents groupes issus de la typologie du paysage. Le seuil de significativité est fixé à 5 % pour les tests de comparaisons multiples réalisés ici après avoir effectué une correction de Bonferroni sur les *p-values*.



Figure 2-46. Description d'un récif de posidonie (ici Pinareddu Padulatu).

2.6.2. Résultats

L'évaluation de l'état de conservation des principales formations récifales est appréhendée par le croisement de plusieurs métriques relatives à la plante. La densité de rhizomes de posidonie est l'une d'elle. Des valeurs de densité élevées indiquent que les conditions environnementales sont bonnes et que la plante se développe normalement. A l'inverse, des valeurs de densité faibles traduisent la présence de perturbations qui empêchent la plante de se développer normalement (*e.g.* destructions par les ancrages des bateaux, apport de nutriments élevé, réduction de la lumière limitant la photosynthèse, etc.). Bien souvent, c'est une combinaison de plusieurs perturbations qui impacte la posidonie et les formations récifales.

Les valeurs de **densité** moyenne de rhizomes de posidonie mesurées sur les différentes formations récifales varient de 478 ± 127 faisceaux/m² au niveau de la pente externe du récif barrière de Port-Cros à $1\,360 \pm 212$ faisceaux/m² au niveau de la pente interne à l'ouest du récif barrière de La Madrague de Giens (Figure 2-47). Sur les 42 points de mesure, la majorité des stations sont caractérisées par des valeurs de densité très bonnes ($n = 14$) à bonnes ($n = 10$). Il s'agit notamment des récifs situés à La Redonne, La Madrague de Giens, Cavalière, au Pilon, à Sainte Maxime, La Roya (plateforme de San Fiorenzu), aux Isule di e Finuchjarole, à Rico ou encore à Benedettu. Quelques formations présentent des densités médiocres ($n = 11$) comme Le Brusco, les Vieux Salins, Les Canebiens ouest et est, Sainte-Marguerite ou A Testa à Figari. Enfin, certaines présentent des résultats contrastés selon que les mesures aient été réalisées en pente interne ou en pente externe. C'est le cas par exemple pour les récifs situés à La Badine, Port-Cros, Agay ou le récif barrière de La Roya à San Fiorenzu.

La mise en regard des résultats de densité avec la typologie définie sur les critères de fragmentation des paysages indique que le groupe 2 (forme des patchs complexe et dispersion des patchs élevée autour de la barrière) a une densité de faisceaux moyenne significativement plus faible que les autres groupes, excepté avec le groupe 3 qui a une grande étendue des valeurs de densité (Figure 2-48). La densité moyenne du groupe 5 (taille médiane des patchs élevée) ressort significativement plus importante que celle des autres groupes, mais les interprétations doivent être réalisées avec prudence, puisque les données de vitalité d'un seul des récifs composants ce groupe sont disponibles.

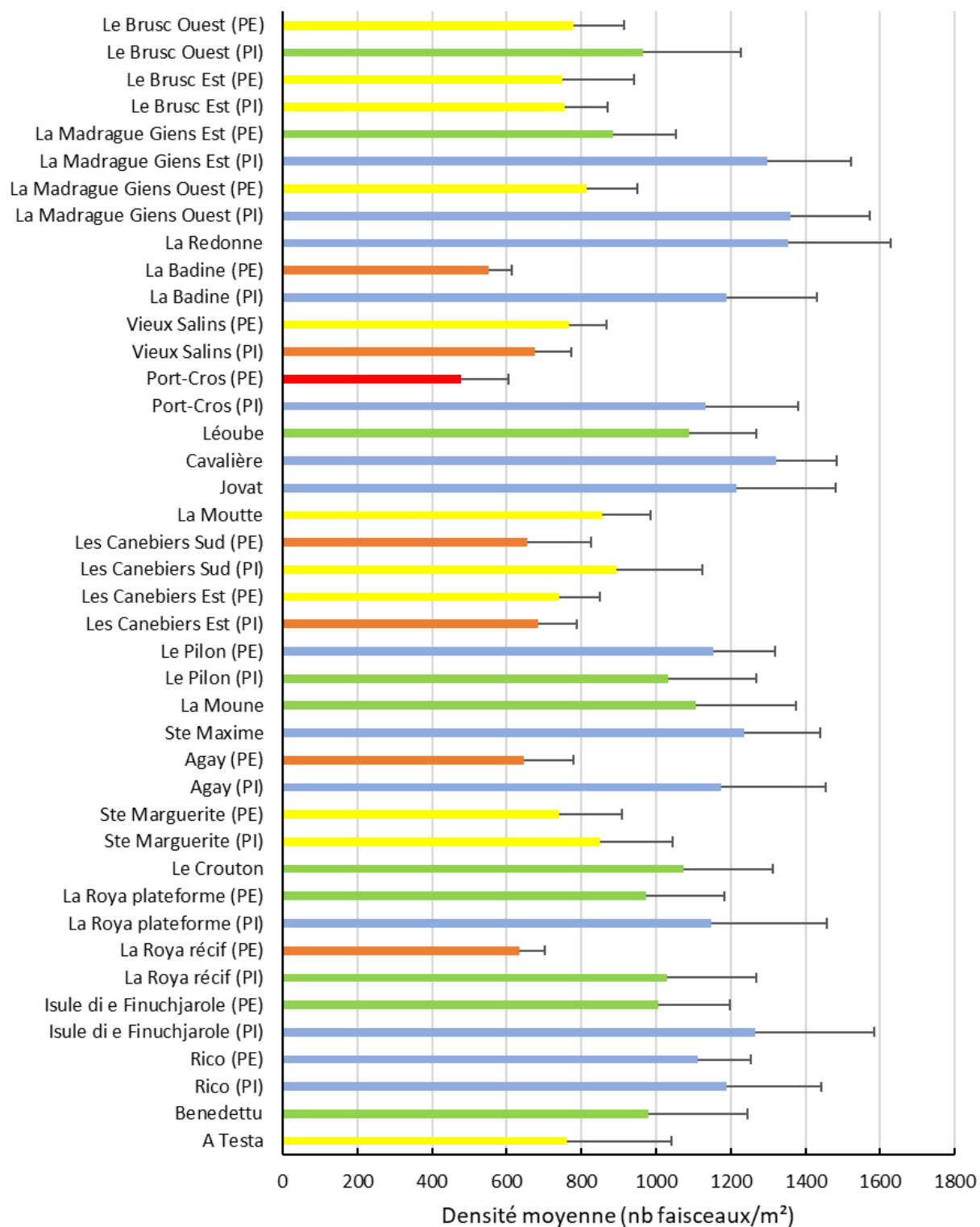


Figure 2-47. Densité moyenne de rhizomes de posidonie par mètre carré mesurée sur les formations récifales (PI : pente interne c'est-à-dire côté lagon ; PE : pente externe c'est-à-dire côté large). La densité peut être qualifiée de **très bonne**, **bonne**, **normale**, **médiocre** ou **mauvaise** selon la classification de Pergent (2007).

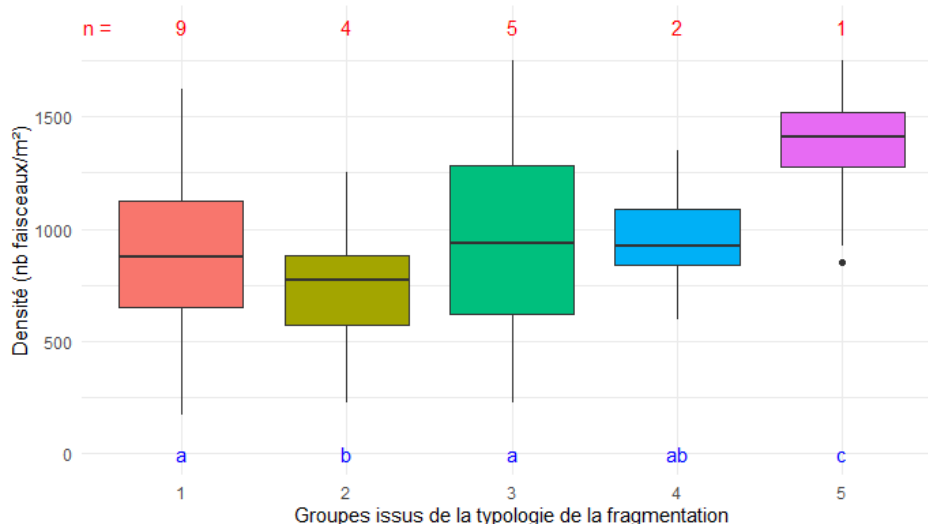


Figure 2-48. Densité de faisceaux (faisceaux/m²) en fonction des groupes issus de la typologie de la fragmentation du paysage (ligne du haut en rouge, le nombre de récifs par groupe ; ligne du bas en bleu, les résultats des tests de comparaisons multiples).

Les mesures de **déchaussement** des rhizomes de la posidonie renseignent sur des mouvements sédimentaires qui peuvent être soit des déficits sédimentaires, soit des apports trop importants de sédiment.

Les mesures réalisées révèlent que la grande majorité des formations récifales étudiées présentent un déchaussement des rhizomes de posidonie qualifié de faible (c'est-à-dire inférieur à 5 cm), ce qui correspond à des résultats satisfaisants. Une attention doit tout de même être portée sur les récifs de La Redonne et sur les pentes internes (PI) des récifs barrières du Pilon, de La Roya à San Fiorenzu et de Rico, où les valeurs sont très faibles. Ces sites seront à surveiller des risques d'enfouissement de la posidonie, notamment en ce qui concerne le site du Pilon. Une minorité de sites présente des déchaussements qualifiés de moyens (c'est-à-dire compris entre 5 et 15 cm), et quasiment tous ont des valeurs proches de la valeur seuil « déchaussement faible ». La pente externe du récif d'Agay est le seul qui possède des valeurs moyennes de déchaussement élevées, témoignant d'un déficit sédimentaire (Figure 2-49).

Le test de Kruskal-Wallis est significatif ($p < 0.001$) et montre une différence de déchaussement entre les groupes issus de la typologie de la fragmentation des paysages (Figure 2-50). Les groupes 2 (forme de patchs complexe, dispersion moyenne des patchs élevée autour de la barrière) et 3 (forte couverture du plus grand patch, faible densité de patch) ressortent avec des valeurs de déchaussement significativement plus élevées que sur les autres groupes. Les groupes 1 (métrique de fragmentation moyenne) et 4 (taille médiane des patchs faible, distance faible entre patchs voisins) ne sont pas différents entre eux mais différents des 3 autres groupes (plus faibles que les groupes 2 et 3 et plus élevés que le groupe 5).

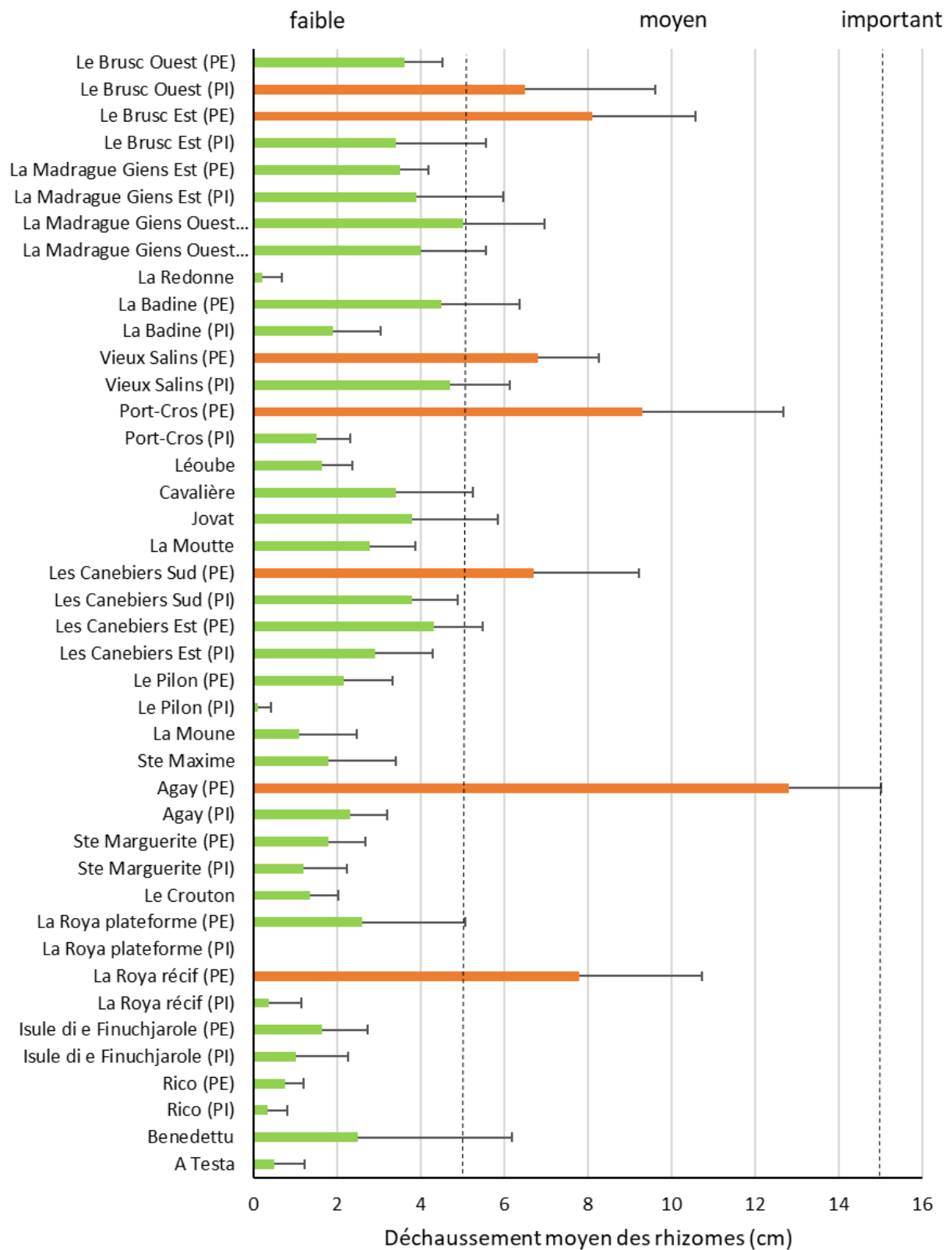


Figure 2-49. Déchaussement moyen des rhizomes de posidonie mesuré sur les formations récifales (PI : pente interne, c'est-à-dire côté lagon ; PE : pente externe, c'est-à-dire côté large).

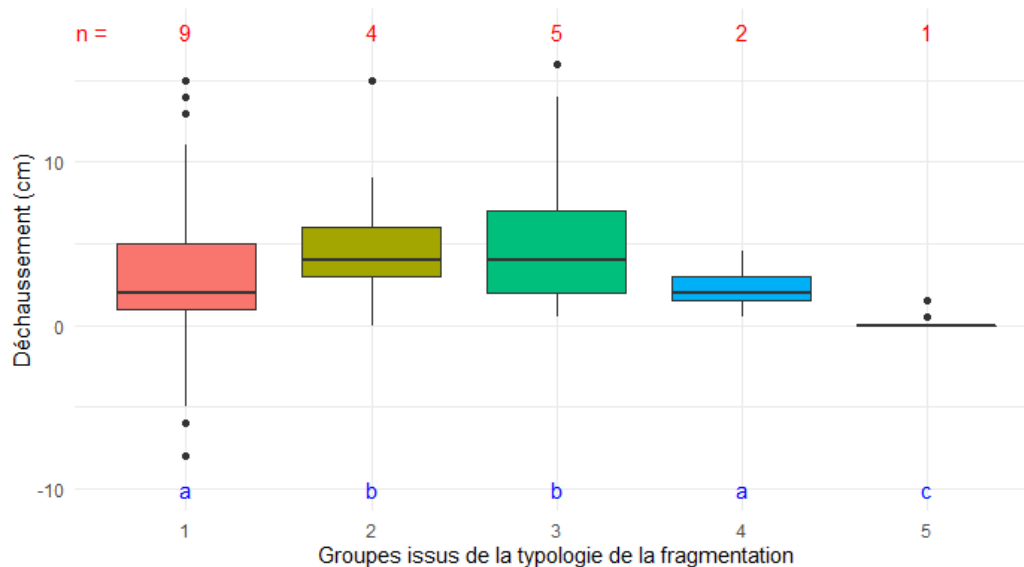


Figure 2-50. Déchaussement des rhizomes de posidonie en fonction des groupes issues de la typologie de la fragmentation du paysage (ligne du haut, en rouge, le nombre de récif par group ; ligne du bas, en bleu, les résultats des tests de comparaisons multiples).

L'analyse des proportions des principales **fractions sédimentaires** indique que quasiment toutes les formations récifales présentent un substrat dont la granulométrie est composée essentiellement de graviers-cailloutis (c'est-à-dire la fraction > 2 mm). Certains d'entre eux présentent des proportions de lutites plus importantes, autour de 3 %, ce qui reste faible. Il s'agit du Brusca, dont la lagune est occupée par la biocénose des sables vaseux superficiels de mode calme (Rouanet *et al.*, 2008), des Vieux Salins, de Port-Cros et du Pilon. Pour ce dernier, le croisement des mesures de déchaussement et de granulométrie semble indiquer la présence d'un phénomène d'envasement du récif. Enfin, trois formations récifales se distinguent de toutes les autres du fait de leur proportion plus élevée de la fraction comprise entre 2 mm et 63 µm. Il s'agit de Sainte-Marguerite, du récif barrière et de la plateforme récifale de La Roya à San Fiorenzu où le sédiment est sableux ; les deux dernières ont les proportions de lutites les plus élevées, avec respectivement 8.5 % et 5.9 % (Figure 2-51).

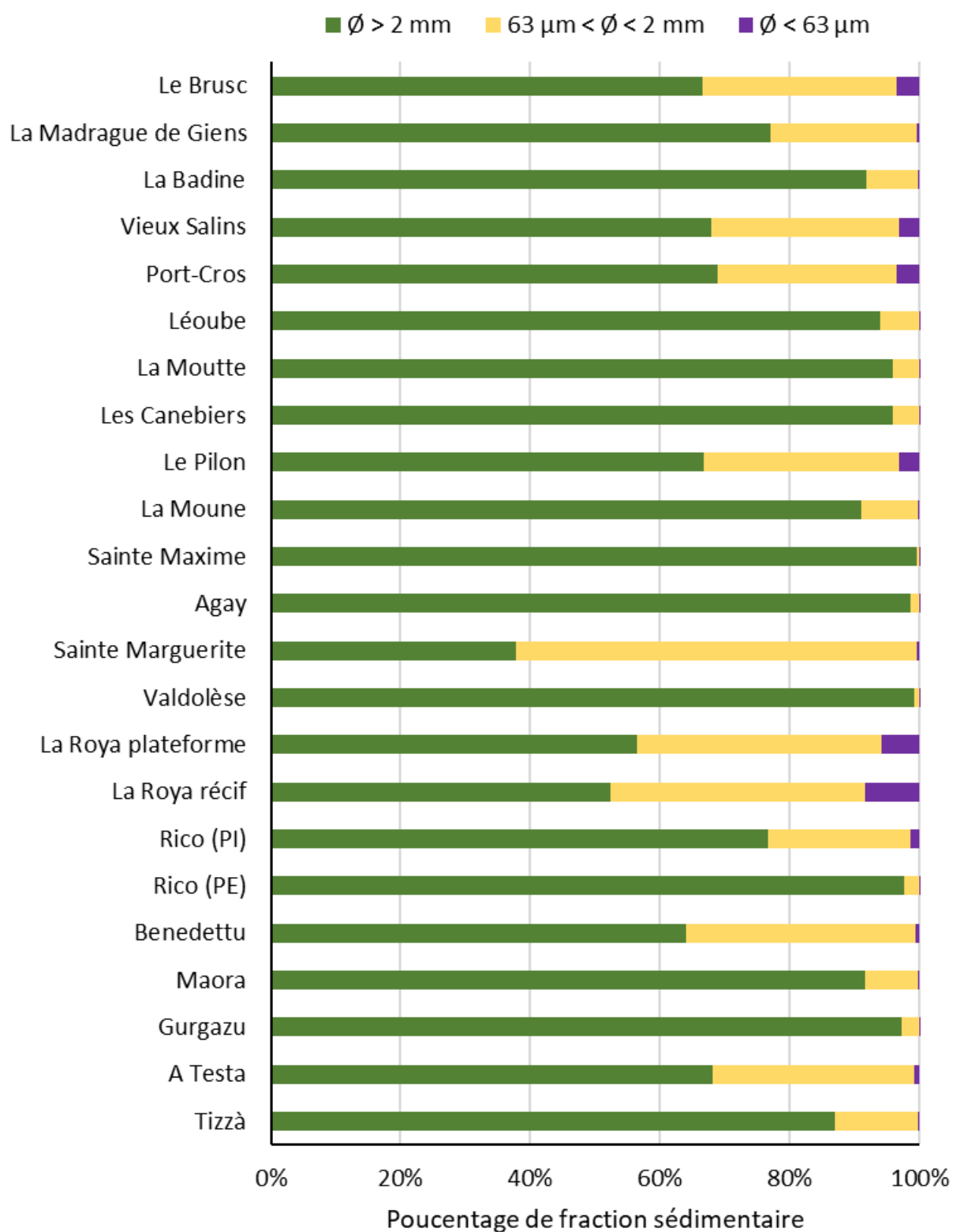


Figure 2-51. Proportion des fractions sédimentaires supérieures à 2 mm, comprises entre 2 mm et 63 μm et inférieures à 63 μm .

2.7. Discussion et conclusion

Un inventaire complet accompagné de cartographies précises de l'ensemble des récifs de posidonie présents le long du littoral de Méditerranée française a été dressé dans le cadre de cette étude. Ces cartographies sont consultables dans le volume annexe (Schohn *et al.*, 2020).

Soixante-treize formations récifales ont ainsi pu être identifiées par le passé et le présent (recherches bibliographiques et nouvelles prospections). La très grande majorité se trouve en Corse dans le golfe de San Fiorenzu, et de Lecci à Bunifaziu dans le sud de l'île. Sur le continent, ils se situent essentiellement sur les côtes varoises, dans les baies de Giens et d'Hyères (territoire du Parc national de Port-Cros) et le golfe de Saint-Tropez. Sur ces 73 formations, 12 ont été détruites, essentiellement par des aménagements côtiers (remblais, plages artificielles) ou ont disparu pour une autre raison. La plupart des formations récifales disparues étaient localisés sur le continent, dont le littoral est beaucoup plus urbanisé que celui de la Corse, où l'on ne compte qu'un seul récif disparu. Alors que de nombreux récifs ont été étudiés par les scientifiques depuis plusieurs décennies dans le cadre de suivis écologiques (*e.g.* Port-Cros, La Roya) ou d'études d'impacts liées à des aménagements (*e.g.* Le Brus, Le Pilon), 16 nouvelles formations récifales, qui n'avaient jamais été répertoriés jusqu'ici, ont été recensés au cours de cette étude. Il s'agit de 12 récifs, 3 micro-atolls et 1 plateforme récifale situés en Corse-du-sud et dans le golfe de Saint-Tropez. Aujourd'hui, il existerait 61 formations récifales sur le littoral méditerranéen français, 22 sur le continent et 39 en Corse.

Bonhomme *et al.* (2015), dans un travail de synthèse, ont recensé en Méditerranée 59 sites abritant des formations récifales de posidonie, principalement situées dans la partie occidentale du bassin (Espagne, France, Italie, Algérie, Tunisie ; excepté la Turquie et l'Égypte). À la suite du travail d'inventaire du programme CANOPé sur le littoral français, le nombre de sites où l'on peut observer des formations récifales en Méditerranée serait donc de 73, dont une majorité sont situés sur le littoral de la Corse. Le littoral méditerranéen français et particulièrement celui de la Corse revêt donc d'une grande importance pour la conservation de ces monuments naturels.

L'analyse de l'existant a également permis de constater que 12 formations récifales de posidonie avaient disparu ou été détruites sur le littoral français, suite notamment à des aménagements et à des ouvrages gagnés sur la mer ; ces destructions sont antérieures à la mise en place du statut de protection de la posidonie en 1988. Aujourd'hui, de telles destructions sont très peu probables, mais il n'en demeure pas moins l'existence de pressions sur les littoraux et les petits fonds côtiers dont les récifs de posidonie font partie. Des paramètres de vitalité de la posidonie qualifiés de moyens, des morcellements dans l'herbier vivant, la présence de nombreuses zones de matte morte dans les récifs ou encore des traces de mouillage sont autant de signes observés qui témoignent de l'existence de ces pressions. Il apparaît donc important de déterminer et caractériser ces pressions pour, par la suite, pouvoir

proposer et mettre en place des actions de gestion pertinentes et ciblées pour préserver les récifs de posidonie.

Les pressions qui s'exercent sur les habitats naturels, y compris les récifs de posidonie, sont toujours issues d'une combinaison de pressions ; aucun site n'est soumis qu'à une seule pression. Les pressions peuvent alors interagir et avoir (Halpern *et al.*, 2008) : (i) un effet additif (effet AB= effet A+ effet B), (ii) un effet synergique (effet de AB supérieur aux effets additionnés des pressions A et B), (iii) un effet antagoniste (effet de AB inférieur aux effets additionnés des pressions A et B). Des causes naturelles, comme le surpâturage par l'oursin *Paracentrotus lividus* ou la saupe *Sarpa salpa*, peuvent entraîner une régression des herbiers (Verlaque, 1987 ; Ferrari, 2006), mais celles-ci sont une résultante des activités humaines (déséquilibre de la chaîne trophique dû à la pêche, eutrophisation des eaux, etc.). La posidonie est très vulnérable aux pressions anthropiques (Boudouresque *et al.*, 2006) qui sont nombreuses sur les littoraux et parfois même localement très concentrées. À titre d'exemple, la construction d'infrastructures côtières a été identifiée comme l'une des causes principales de sa régression (Halpern *et al.*, 2007 ; Giakoumi *et al.*, 2015).

Aussi, la conservation de ce patrimoine naturel unique doit faire l'objet d'une attention particulière, avec dans un premier temps la mise en place de mesures de gestion simples et efficaces (ex. balisage visant à protéger ces récifs -ZRUB, ZIEM, ZIM-, arrêtés de protection) et une sensibilisation des décideurs et du public. Dans un deuxième temps, il s'agira de mettre en place des mesures de gestion ciblées en réponse aux pressions identifiées. Dans le contexte du changement climatique, ces formations apparaissent particulièrement vulnérables (ex. montée du niveau de la mer, élévation des températures de surface) tant au niveau de leur résilience que de leurs fonctionnalités.

2.8. Bibliographie

Agreil M., 2003. *Contribution de la cartographie benthique et des systèmes d'informations géographiques à la gestion d'une aire spécialement protégée*. Mem. DESS « Ecosystèmes méditerranéens littoraux », Université de Corse : 1-51

Andromède océanologie, 2011. *Inventaires biologiques et analyse écologique des habitats marins patrimoniaux du site Natura 2000 « Baie et Cap d'Antibes - Iles de Lérins » FR 9301573*. Contrat Andromède Océanologie - Agence des Aires Marines Protégées, Montpellier : 1-427.

Astier J.M., 1975. Cartographie des fonds marins de la région de Toulon par le groupe « Ecomair ». *Annales de la société des Sciences naturelles et Archéologiques de Toulon et du Var*, 27 : 120-132.

Astruch P., Bonhomme D., Antonioli P.A., Rogeau E., Goujard A., Di Meglio T., Francour P., Thibaut T., Verlaque M., Ruitton S., 2010. *Inventaire et Cartographie des Habitats naturels, des espèces végétales et animales du site Natura 2000 « L'Estérel et les abords de Fréjus » (FR9301628) - Tranches conditionnelles - lot 2 : Milieu marin*. Contrat Ville de Saint Raphaël-GIS Posidonie, publ. : 1-100.

Astruch P., Goujard A., Rouanet E., 2015. *Suivi de l'évolution de l'état de conservation du récif-barrière de posidonie de la Baie d'Agay sur le site Natura 2000 de l'Estérel (FR9301628)*. Contrat CAVEM – GIS Posidonie, GIS Posidonie publ., Marseille, 1-43.

Augier H., Boudouresque C.F., 1970. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). VI. - Le récif-barrière de posidonies. *Bulletin du Musée d'histoire naturelle de Marseille*, 30 : 221-228 + 1 plate.

Augier H., Nieri M., 1988. Cartographie, balisage et dynamique du récif-barrière à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros (Parc national). *Scientific reports of the Port-Cros national Park*, 14 : 29-40 + 1 plate.

Azzolina J.F., Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Thélin I., Sageder G., Francour P., Sourénian B., 1985. *Etude écologique des secteurs acquis ou susceptibles d'être acquis par le conservatoire du littoral dans le département du Var : le domaine marin*. Parc national de Port-Cros and Conservatoire du Littoral, Hyères : 1-150.

Belsher T., Meinesz A., Lefevre J-R., Boudouresque C-F., 1988. Simulation of SPOT satellite imagery for charting shallow-water benthic communities in the Mediterranean. *Marine Ecology*, 9(2): 157-165

Bernard G., Boudouresque C.F., Charbonnel E., Bonhomme P., Cadiou G., 2002. *Cartographie et état de vitalité des peuplements marins du Brusuc (Commune de Six-Fours, Var) : conseils et recommandations pour l'aménagement du port du Brusuc*. Contrat Conseil Général du Var–Service des Ports et GIS Posidonie. GIS Posidonie publ. : 87 pp.

Bernard G., Bonhomme P., Ganteaume A., 2004. *Projet de création d'une hélisation sur le littoral de Saint-Tropez. Evaluation de l'extension et de l'état de vitalité de l'herbier à P. oceanica du Pilon*. Contrat GIS Posidonie-BCEOM-SEMAGEST. GIS Posidonie publ., fr. : 1-19.

Blanc J.J., 1958. *Recherches de sédimentologie littorale et sous-marine en Provence occidentale*. Masson publ., Paris : 1-140.

Blanc J.J., 1975. *Recherches de sédimentologie appliquée au littoral rocheux de la Provence. Aménagement et protection*. Centre national pour l'exploitation des océans publ., Paris : 1-164 + 332 plates.

Blanc J.J., Jeudy de Grissac A., 1978. *Recherches de géologie sédimentaire sur les herbiers à posidonies du littoral de la Provence*. Centre national pour l'exploitation des océans publ., Paris : i-vii + 1-185 + 48 plates.

Bonacorsi M., Pergent-Martini C., Breand N., Pergent G., 2013. Is *Posidonia oceanica* regression a general feature in the Mediterranean Sea? *Mediterranean Marine Science*, 14/1: 193-203.

Bonhomme D., Boudouresque C.-F., Bonhomme J., Bonhomme P., 2014. *Reconnaissance de formations d'herbier de posidonie en Rade d'Hyères : herbiers frangeants et/ou récifs-barrières*. Contrat Parc national de Port-Cros & GIS Posidonie publ., Fr. : 1-51.

Bonhomme D., Boudouresque C.F., Astruch P., Bonhomme J., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2015. Typology of the reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, and the discovery of extensive reefs in the Gulf of Hyères (Provence, Mediterranean). *Scientific reports of the Port-Cros national Park*, 29 : 41-73.

Bonhomme P., Le Diréach L., Cadiou G., Bernard G., Charbonnel E., Coquillard Y., 2001. *Cartographie du récif barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc national, Var, France)*. Parc national de Port-Cros and GIS Posidonie publ., Marseille : 1-43.

Boudouresque C.F., 1971. Contribution à l'étude phytosociologique des peuplements algaux des côtes varoises. *Vegetatio*, 22 (1-3) : 83-184.

Boudouresque C.F., Giraud G., Panayotidis P., 1980. Végétation marine de l'île de Port-Cros. XIX. Mise en place d'un transect permanent. *Travaux Scientifiques Parc national Port-Cros*, 6 : 207-221.

Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982. *Découverte de l'herbier de Posidonie*. Parc National de Port-Cros publ., Hyères : i-iii + 1-79.

Boudouresque C.F., Meinesz A., Lefevre J., 1985. Cartographie des peuplements benthiques marins de Corse : I. La formation récifale à *Posidonia oceanica* de Saint-Florent. *Annales de l'Institut océanographique*, 61(1) : 27-38.

Boudouresque C.F., Bonhomme D., Astruch P., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2014. Insight into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Portorož, Slovénie, 27-28 octobre 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (eds.), RAC/SPA publ., Tunis : 58-63.

Bourcier M., Nodot C., Jeudy de Grissac A., TINÉ J., 1979. Répartition des biocénoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Tethys*, 9 (2) : 102-112.

Cancemi G., Bartoli M., 2007. *Caractérisation des herbiers marins présents dans le secteur du Golfe de Porto-Vecchio concerné par l'extension du port de plaisance*. Rapport d'étude IC.tp /E.V.E.Mar., 33 pages + Planches et Annexes.

Casta J.M., 1981. *Les Agriates : étude préalable à l'aménagement*. Edition Conservatoire du Littoral et Association des Amis du Parc naturel régional de la Corse.

Charbonnel E., Bonhomme P., Bernard G., Palluy F., Le Diréach L., Boudouresque C.F., 1997. *Etude cartographique et diagnostic écologique du milieu marin en vue de la faisabilité de la restructuration des installations littorales et portuaires de la Ville de Saint-Tropez (Var)*. Contrat Ville de Saint-Tropez, Service des Marchés et des Subventions des Affaires Maritimes et Portuaires & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille: 1-98.

Charbonnel E., Boudouresque C.F., Meinesz A., Bernard G., Bonhomme P., Patrone J., Kruczek R., Cottalorda J.M., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Le Diréach L., 2000. *Le Réseau de Surveillance Posidonies de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Première partie : présentation et guide méthodologique. Seconde partie : résultats du suivi 2000*. Région PACA/Agence de l'Eau RMC/GIS Posidonie/CQEL13/CQEL83/Conseil Général 06. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-76 + 1-129.

Charbonnel E., Bonhomme P., Bernard G., Cadiou G., Boudouresque C.F., 2002. *Projet d'aménagement du port de La Madraque de Giens. Cartographie et état de vitalité des herbiers et du récif-barrière de Posidonie*. Contrat Conseil Général du Var & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Fr. : 1-62.

Chery A., Pelaprat C., Lejeune P., 2009. *Etude du milieu marin pour la reconfiguration et l'extension des pontons et pour la réalisation d'une cale de mise à l'eau – Contrat STARESO/Commune de Lecci*.

Demetriou D., Stillwell J., See L., 2013. A new methodology for measuring land fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 39 : 71–80.

Dunning J. B., Danielson B. J., Pulliam H. D., 1992. Ecological process that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1) : 169-175.

Ferrari B., 2006. *Étude Synécologique de Posidonia oceanica et Sarpa salpa le long de la côte rocheuse des Albères (Pyrénées-Orientales, France) : influence d'une aire marine protégée*. Thèse Doctorat EPHE, Université de Perpignan : 289 pages + annexes 26 pages.

Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

Fournier J., Bonnot-Courtois C., Paris R., Voltaire O., Le Vot M., 2012. *Analyses granulométriques, principes et méthodes*. CNRS, Dinard, 99 p.

Francour P., Sartoretto S., 1991. *Etude de site du Bruscat : la lagune et la zone marine proche (Var, France)*. GIS Posidonie éd., Marseille : 1-82.

Francour P., Ganteaume A., Bodilis P., Cottalorda J.M., Soltan D. 2003. *Etat actuel des fonds du littoral de la ville d'Antibes. Rapport final*. Contrat Ville d'Antibes et Laboratoire Environnement Marin Littoral. LEML pub., Nice : 1-74.

Giakoumi S., Halpern B. S., Michel L. N., Gobert S., Sini M., Boudouresque C. F., Gambi M.C., Katsanevakis S., Lejeune P., Montefalcone M., Pergent G., Pergent-Martini C., Sanchez-Jerez P., Velimirov B., Vizzini S., Abadie A., Coll M., Guidetti P., Micheli F., Possingham H.P., 2015. Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Conservation Biology*, 29(4) : 1228-1234.

Giraud G., 1977. *Contribution à la description et à la phénologie des herbiers de Posidonia oceanica (L.) Delile*. Thèse de Doctorat de Spécialité, Univ. Aix-Marseille II, Fr. : 1-150.

Gonzalez X. P., Alvarez C. J., Crecente R., 2004. Evaluation of land distributions with joint regard to plot size and shape. *Agricultural Systems*, 82: 31–43.

Goujard A., Astruch P., Bonhomme P., Boudouresque C.F., 2010. *Cartographie du récif barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc national, Var, France)*. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-51.

Halpern B. S., Selkoe K. A., Micheli F., Kappel C. V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5) : 1301-1315.

Halpern B. S., McLeod K. L., Rosenberg A. A., Crowder L. B., 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean & Coastal Management*, 51(3) : 203-211.

Judy de Grissac A., Tiné J., 1980. *Géologie et sédimentologie littorale et marine de l'aire toulonnaise. Tome 1*. Marine nationale - Bureau d'études anti-pollution et Geomer publ., Toulon et Marseille : 1-116.

Krummel J. R., Gardner R. H., Gardner R. H., Sugihara G., O'Neill R. V., Coleman P. R., 1987. *Oikos*, 43(3) : 321-324.

Larsonneur C., 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français : méthode mise au point et utilisée en Manche. *Journal de Recherche Océanographique* II (2) : 33-39.

Ledoyer M., 1962. Etude de la faune vagile des herbiers superficiels de zostéracées et de quelques biotopes d'algues photophiles. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 25 (39) : 117-235.

Manderson J.P., 2016. Seascapes are not landscapes: an analysis performed using Bernhard Riemann's rules. *ICES Journal of Marine Science*, 73(7) : 1831–1838. doi:10.1093/icesjms/fsw069

McGarigal K., & Marks B. J., 1995. FRAGSTATS : *Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. General technical report. Portland, OR: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Meinesz A., 1973. Répartition de *Caulerpa prolifera* (Forsk.) Lamouroux sur les côtes continentales françaises de la Méditerranée. *Téthys*, 4 (4) : 843-858.

MESH Project, 2008. MESH Guide to Habitat Mapping. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.

Michez N., Fourt M., Aish A., Bellan G., Bellan-Santini D., Chevaldonné P., Fabri M.-C., Goujard A., Harmelin J.-G., Labrune C., Pergent G., Sartoretto S., Vacelet J., Verlaque M., 2014. *Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée Version 2*. Rapport SPN 2014 - 33, MNHN, Paris : 26 pages.

Molinier R., 1960. - Etude des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio*, 9 (3-5) : 121-192, 217-312 + 2 tables, 1 map.

Molinier R., Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut océanographique*, 27(3) : 157-234.

Molinier R., Picard J., 1954. Nouvelles recherches bionomiques sur les côtes méditerranéennes françaises. *Recueil des Travaux de la Station marine d'Endoume*, 13 : 9-19 + 3 plates.

Nédélec H., Bedhomme A.L., Boudouresque C.F., Thélin I., 1981. Prolongation du transect permanent de la baie de Port-Cros. *Travaux Scientifiques Parc national Port-Cros*, 7 : 197-201.

Nodot C., Astier J.M., Tailleux P., Tiné J., 1978. Etude d'impact des aménagements littoraux du Mourillon sur l'herbier à *Posidonia oceanica* de la rade des Vignettes (Toulon-Var). *Annales de la société des Sciences naturelles et Archéologiques de Toulon et du Var*, 30 : 118-133.

Noël C., Bauer E., 2017. *Levers topo-bathymétriques & Reconnaissance de formations d'herbier de posidonie Secteur des Vieux Salins – Hyères*. SEMANTIC TS publ., Fr., R/17/022/CN.

Panayotidis P., Boudouresque C.F., Marcot-Coquegniot J., 1981. Microstructure de l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Botanica Marina*, 24 : 115-124.

Paquier A.E., 2014. *Interactions de la dynamique hydro-sédimentaire avec les herbiers de phanérogames, Étang de Berre*. Thèse de Doctorat d'Aix-Marseille Université. 212 p.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1995. *Etude de la formation récifale de St-Florent (Haute-Corse) - Cartographie et évolution*. Contrat DIREN/GIS Posidonie, GIS Posidonie - Centre de Corse édit. : 1-49.

Pérès J.M., Picard J., 1963. Aperçu sommaire des peuplements marins benthiques entourant l'île de Port-Cros. *Terre Vie*, 4 : 436-446.

Pergent G., 2007. *Protocole pour la mise en place d'une surveillance des herbiers de Posidonies*. Programme « MedPosidonie » / CAR/ASP – Fondation d'entreprise TOTAL pour la Biodiversité et la Mer. Mémoire d'Accord N°21/2007/RAC/SPA/ MedPosidonie Nautilus-Okianos : 24 pp + Annexes.

Pergent G., Boudouresque C.F., Vadier B., 1985. Etude préliminaire des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la côte des Albères (Pyrénées-Orientales, France). *Annales de l'Institut océanographique*, 61 (2) : 97-114.

Pergent-Martini C., 1994. *Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à Posidonie oceanica, avant et après la mise en service d'une station d'épuration*. Thèse Doctorat Ecologie Marine, Université de Corse : 1- 208.

R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rouanet E., Lelong P., Lecalard C., Rebillard D., Mauffrey M., Rauby T., Aublanc P., Bonnefont J-L., Martin Y. 2008. *Etude des biocénoses marines du site Natura 2000 FR 9302001 "Lagune du Brusç"*. Contrat Communauté d'Agglomération Toulon Provence Méditerranée – Institut Océanographique Paul Ricard : 169 p.

Rouanet E., Goujard A., Barralon E., Boudouresque C-F., Boursault M., Boussard A., Larroudé P., Meulé S. Paquier A-E., Pergent-Martini C., Pergent G., Schohn T., 2019. Inventory and mapping of the *Posidonia oceanica* reefs of the French Mediterranean Coast. *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turquie, 14-15 janvier 2019)*. Langar H., Ouerghi A. (eds.), RAC/SPA publ., Tunis : 129-130.

Ruitton S., Bonhomme P., Bonhomme D., Boudouresque C.F., Cadiou G., 2006. *Analyse environnementale du projet d'extension portuaire de la ville de Saint-Tropez sur le milieu marin (Var, France)*. Contrat Ville de Saint-Tropez & GIS Posidonie. GIS Posidonie publ., Marseille : 1-28.

Rutledge D., 2003: *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process ?* DOC Science Internal Series 98. Department of Conservation, Wellington. 27 p.

Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5 : 18–32.

Schohn T., Boursault M., Boussard A., Barralon E., Brodu N., Belloni B., Rouanet E., Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C-F., 2020. Programme CANOPé : CARTographie, fonctionnalités de Nurserie et de protection contre l'érosion côtière des récifs de Posidonie, vulnérabilité face aux changements globaux. Volume annexe : atlas cartographique. Convention Agence de l'Eau RMC, Commission européenne – Life MARHA, Région Sud, Uffiziu di l'Ambiente di a Corsica/Office de l'Environnement de la Corse, Institut océanographique Paul Ricard, Fondation Nature & Découverte et GIS Posidonie, Aix-Marseille Université CEREGE et MIO, Université Grenoble-Alpes LEGI. GIS Posidonie Publ., Marseille : 1-50.

Simide R., Abello C., Marsac R., Couvray S., 2020. A unique feature of lagoon along French Mediterranean Coast. *In* Proceedings of the GECOMARS 2020 – International Workshop on Ecosystem Based Management, Marseille, France, 4-5 February 2020.

Simmons A.J., 1964. An index of farm structure, with a Nottinghamshire example. *East Midlands Geographer*, 3 : 255-261.

Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 20 : 171–197.

Valette, 2018. *Changement climatique : Caractérisation des puits de carbone liés aux herbiers de magnoliophytes marines de la Corse*. Thèse de doctorat, Université de Corse - Pascal Paoli : 203 p.

Vela A., Garrido-Maestracci M., 2008. *Recensement des formations récifales superficielles bioconstruites sur le littoral corse*. Contrat SINTINELLE & DIREN CORSE : 154 p.

Vela A., Lafabrie C., Gobin C., 2010. *Recensement et caractérisation des formations récifales superficielles hors Natura 2000 en Corse et propositions de gestion*. Contrat SINTINELLE & DREAL Corse : 53 p + annexes.

Verlaque M., 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. *In* Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. éd. Boudouresque C.F., GIS Posidonie publ., Marseille, 5-36.

Wiens J. A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7 : 81-120.

3. ATELIER 2 : ÉTUDE DE LA FONCTION DE NURSERIE POUR LES POISSONS TÉLÉOSTÉENS

Par LE DIRÉACH L., ROUANET É., BELLONI B., SCHOHN T.

3.1. Introduction

La mosaïque d'habitats naturels des petits fonds côtiers joue un rôle majeur (alimentation, abri) dans le développement de nombreuses espèces côtières de téléostéens, notamment des espèces d'intérêt halieutique. En Méditerranée, de nombreuses études ont porté sur les assemblages de poissons de différents habitats côtiers (Francour, 1994 ; La Mesa *et al.*, 2011, par exemple). Les peuplements de poissons de l'herbier de posidonie y ont été étudiés notamment par Bell & Harmelin-Vivien (1982), Harmelin-Vivien (1982, 1984), Harmelin-Vivien & Francour (1992), Francour (1997), Guidetti & Bussotti (1998), Guidetti *et al.* (1998), ainsi que ceux associés à d'autres magnoliophytes comme les cymodocées *Cymodocea nodosa* et les zostères *Zostera noltei* en mettant en évidence des préférences pour certains habitats dont les fonds meubles (Bussotti & Guidetti, 2011). Pour ce qui est des fonds meubles, Macpherson (1994), Guidetti (2000), Bussotti & Guidetti (2011) ont comparé simultanément leurs peuplements de téléostéens juvéniles à ceux associés à l'herbier de *P. oceanica*.

Des travaux scientifiques ont démontré depuis les années 1980s que les herbiers sont des zones de nurserie importantes pour les poissons (Pollard, 1984 ; Bell & Westoby, 1986a, b ; Bell *et al.*, 1987 ; Bell & Pollard, 1989 ; Robertson & Blaber, 1992 ; Beck *et al.*, 2001 ; Dorenbosh *et al.*, 2004) et abritent également des larves avant leur installation (Ruso & Bayle-Sempere, 2006). Les besoins des postlarves et des juvéniles sont spécifiques et différents de ceux des adultes (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995 ; Vigliola & Harmelin-Vivien, 2001). La structure de l'habitat à une échelle très locale semble être primordiale, car elle détermine la quantité d'abri et de ressources alimentaires (Shulman, 1984). Les prairies végétales assurent des taux de survie et de croissance élevés.

Le rôle de nurserie spécifique des complexes récifaux de posidonie semble être peu documenté. Plutôt que de l'assimiler aux herbiers classiques (plus profonds), nous pouvons faire de cette structure particulière d'habitat un cas particulier d'étude. Les investigations menées dans le cadre du programme NUHAGE (Le Diréach *et al.*, 2015), financé par l'Agence de l'Eau RMC et le Conseil Départemental du Var, ont révélé qu'à la même période d'échantillonnage, la richesse spécifique et la densité de juvéniles y sont élevées comparativement aux petits fonds d'herbier et de substrats meubles avoisinants. Les récifs de posidonie situés dans les petits fonds éclairés et calmes, bordés par des herbiers de posidonie, réunissent donc des caractéristiques géomorphologiques favorables à l'installation de postlarves et à la croissance des juvéniles de téléostéens. La question posée, dans le cadre de cet atelier, est de déterminer quelles espèces en bénéficient, en examinant ces assemblages de juvéniles durant la période estivale. La configuration particulière de l'habitat récif de posidonie est un modèle intéressant pour mieux comprendre quels facteurs peuvent favoriser l'accomplissement de la fonction de nurserie et pour quelles espèces. Ce modèle d'interfaces herbier-sédiment peut apporter des informations sur les variables d'habitat qui potentialisent la fonction. Ainsi, des comptages de juvéniles ont été effectués dans différentes parties du récif

pour voir si le cortège d'espèces y était différent. Le lien entre la nature du substrat, la configuration de l'habitat, qui sont ici considérés à l'échelle des juvéniles de téléostéens (microhabitat), et la composition du peuplement de juvéniles est analysé pour mieux comprendre la composante 'abri' de la fonction de nurserie. La composante 'alimentation', qui est la seconde composante de la fonction de nurserie des petits fonds n'a pas été abordée dans le présent travail.

L'utilisation spatiale du récif de posidonie par les juvéniles a été étudiée dans deux sites pilotes situés à La Badine et à La Madrague de Giens à Hyères. La composition en espèces et les différentes cohortes du peuplement du **lagon**, abrité, au fond de substrat meuble, a été comparée à celle du **front récifal** de posidonie, partie la plus élevée, proche de la surface et à celle de la **pente externe** du récif, couverte de posidonie. Ces deux dernières zones, qui bordent l'herbier sont davantage exposées à l'hydrodynamisme et aux courants et sont moins confinées. Ces 3 zones des récifs ont été appréhendées comme 3 microhabitats caractéristiques des récifs de posidonie et comparées à des habitats de substrat meuble et d'herbier à même profondeur situés en dehors mais à proximité des récifs barrières de posidonie sur la presqu'île de Giens. Les métriques de suivi des juvéniles (densité, richesse spécifique et occurrence) ont été étudiées à 2 échelles spatiales : celle du complexe récifal dans les 2 sites pilotes et selon la localisation au sein de chaque complexe récifal : 3 zones dans le récif. Ces métriques ont été comparées à celles relevées sur des habitats contigus : herbier ou substrat meuble.

Une approche temporelle a été ajoutée durant la belle saison, qui est celle du recrutement dans les petits fonds d'une majorité d'espèces côtières, afin d'observer plus finement les espèces les plus abondantes dans le panel échantillonné et la zone du récif dans lesquelles on peut les observer. Quelques observations ont permis de voir comment évolue au fil du temps leur répartition selon la taille des juvéniles.

Ainsi, les comptages de juvéniles effectués avec une même méthode dans les 3 zones caractéristiques du récif et dans un habitat comparable situé en dehors du récif doivent nous permettre une évaluation quantitative de l'efficacité de cet habitat particulier et d'identifier les principales espèces concernées. L'évolution des cortèges d'espèces associés à chaque partie du récif de posidonie peut nous aider à comprendre où se déroule l'installation puis la période de croissance des juvéniles pendant l'été et à mieux comprendre la succession des espèces et leur localisation dans cet habitat particulier. Ces espèces appartiennent-elles aux mêmes familles, aux mêmes catégories fonctionnelles ? présentent-elles des différences de comportement ?



Figure 3-1. Juvéniles de rouget *Mullus surmuletus* (longueur totale = 6 cm) dans le lagon du récif de la Madrague de Giens.

3.2. Matériel et méthodes

3.2.1. Sites d'étude

L'étude de la fonction de nurserie des récifs de posidonie a été conduite sur 2 sites atelier situés de part et d'autre de la presqu'île de Giens (Figure 3-2) :

- La Badine est localisé dans la partie est de la presqu'île, dans la baie d'Hyères et est exposé au vent d'est. Lors de fortes pluies, les rejets fluviaux du Gapeau peuvent s'y faire ressentir. Le site abrite une plage convoitée à la belle saison mais n'est pas aménagé si ce n'est par quelques corps-morts installés en pente externe.
- La Madrague de Giens est localisée dans la partie ouest de la presqu'île et est exposé au Mistral (vent de nord-ouest). Il s'agit d'un récif barrière dont la partie lagonaire a été aménagée en zone de mouillage par des corps-morts et des ancrages écologiques.

CANOPé - Atelier 2 : Étude de la fonction nurserie pour les poissons téléostéens

Localisation des récifs étudiés

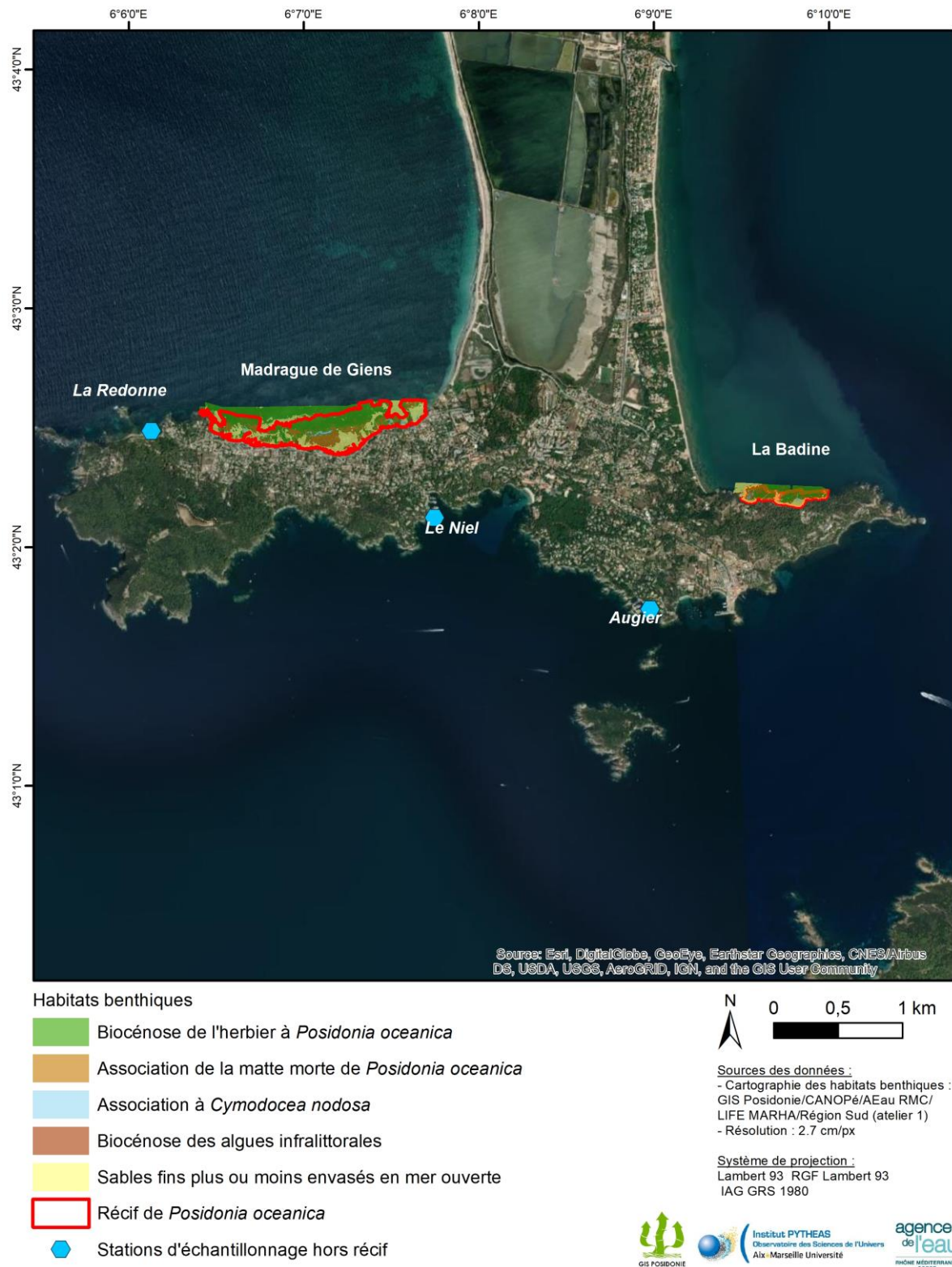


Figure 3-2. Localisation des sites atelier de La Madrague de Giens et de La Badine et des sites complémentaires hors récif (en italique).

3.2.2. Calendrier d'échantillonnage

Les 2 sites atelier devaient être suivis dans le temps à raison d'un échantillonnage par saison (printemps, été, automne, hiver) et d'un échantillonnage en haute fréquence, tous les 15 jours, à la belle saison, de mai à septembre.

Le suivi saisonnier a pu être conduit sur les 2 sites uniquement pour le printemps et l'été. Celui d'automne a été réalisé le 6 décembre 2019 mais seul le site de La Madrague de Giens a pu être échantillonné. Les importantes pluies de l'automne ont provoqué inondations et fort débit des fleuves côtiers, notamment du Gapeau. La colonne d'eau dans la baie d'Hyères était chargée en particules terrigènes empêchant toute observation sous-marine pendant cette période (Figure 3-3). La campagne hivernale devait être programmée en mars 2020 mais en raison des mesures de confinement liées à l'épidémie du covid-19, celle-ci n'a pas pu être réalisée.

Le suivi 'haute fréquence' porte sur les 5 mois au cours desquels le recrutement de nombreuses espèces a lieu. Les juvéniles de poissons ont été recensés les 22 mai, 5 et 17 juin, 3 et 15 juillet, 1 et 27 août, 6 et 17 septembre 2019.



Figure 3-3. Site de La Badine le 6 décembre 2019 : on note la turbidité de l'eau, suite aux pluies et inondations de l'automne.

3.2.3. Comptages visuels de juvéniles

Des comptages visuels des poissons ont été réalisés dans les différentes parties des récifs barrières de La Madrague de Giens et de La Badine selon la méthodologie issue des travaux de Harmelin-Vivien & Harmelin (1975), Harmelin-Vivien *et al.* (1985, 1995) et du programme NUhAGE (Le Diréach *et al.*, 2015), adaptée aux peuplements de juvéniles.

Afin d'optimiser l'échantillonnage, tous les poissons de petite taille (inférieure à 10 cm) ont été pris en compte. Le tri entre juvéniles et adultes a été réalisé *a posteriori*, car la taille limite entre les deux stades varie fortement selon les espèces et il est difficile de faire cette séparation pour toutes au moment du comptage. Une séparation entre les deux groupes d'individus (juvéniles et adultes d'espèces de petite taille) a ainsi été faite au moment de l'analyse en fonction des limites de taille entre les stades juvénile et adultes indiquées dans la littérature.

Les comptages ont été réalisés en plongée libre entre la surface et -1 m et en plongée scaphandre entre -1 et -3 m, entre 10:00 et 17:00 UTC.

Dans chaque partie du récif, c'est-à-dire dans le lagon, sur le front récifal et en pente externe, 10 réplicats, disposés parallèlement au trait de côte de manière semi-aléatoire, ont été réalisés à chaque campagne d'échantillonnage à l'aide d'un décimètre. Le réplicat est un transect de 10 m de longueur et de 1 m de largeur (Figure 3-4).

Lors de chaque comptage, l'observateur recense l'ensemble des poissons rencontrés. Le nombre d'individus de chaque espèce/taxon et leur taille sont relevés à 5 mm près de 1 à 4 cm puis à 1 cm près de 4 à 10 cm de longueur totale.

Au total, 565 réplicats ont été réalisés entre le 22 mai et le 6 décembre 2019 (188 dans les lagons ; 187 au niveau des fronts récifaux ; 190 en pente externe).

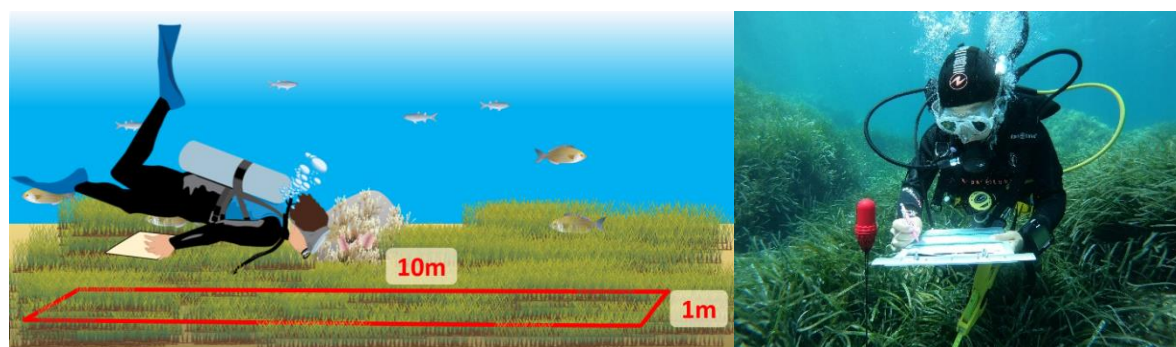


Figure 3-4. Recensement de juvéniles de poissons le long de transects de 10 m². ©GIS Posidonie

3.2.4. Description des microhabitats

Pour chaque réplicat où les juvéniles de poissons sont recensés, le microhabitat associé est caractérisé selon différents paramètres qui décrivent le substrat (nature, pente, granulométrie, complexité, rugosité) et la strate végétale qui le recouvre (nature, densité, recouvrement, hauteur).

A la fin de chaque comptage de juvéniles, l'observateur parcourt le transect en sens inverse ou observe le quadrat afin de caractériser le microhabitat par :

- la **pente** selon 4 catégories : 1 (< 30°), 2 ([30-90°]), 3 (90°), 4 (>90°) ;
- la nature du **substrat** : pourcentage de recouvrement de roche, blocs, galets, graviers, sable, vase et de matte de posidonie. Le total est égal à 100. Les blocs sont dénombrés selon 4 catégories en fonction de leur diamètre : a (> 2 m), b (1-2 m), c (0.5-1 m), d (0.2-0.5 m) ;
- la **couverture végétale** est définie selon 3 catégories : posidonie, cymodocée et macrophytes. La couverture des macrophytes est détaillée par type de strate : strate arbustive (qui comprend les Cystoseires *Cystoseira brachycarpa*, *C. crinita*, *C. barbata*, *C. compressa*), strate dressée (macrophytes annuels *Halopitys incurva*, *Sphaerococcus coronopifolius*), strate buissonnante (*Halopteris scoparia*, *Padina* sp., Dictyotales, *Corallina* sp., *Acetabularia acetabulum*, *Laurencia* sp.) et la strate gazonnante/encroûtante (dont le 'barren ground'^c) ;
- la **hauteur de canopée** des magnoliophytes et des strates arbustives et dressées est calculée à partir de 3 mesures de hauteur prises au hasard.

3.2.5. Comptages visuels de juvéniles au sein d'habitats génériques en dehors des récifs de posidonie

Des comptages visuels ont été réalisés autour de la presqu'île de Giens (site appelé Giens dans la suite du rapport) pour comparer le peuplement de juvéniles de poissons observé au sein des formations récifales avec ceux observés au sein des habitats génériques environnants : les substrats meubles de plage (proches de l'habitat lagonaire), et l'herbier de posidonie (par analogie à la pente externe du récif).

La comparaison des assemblages des peuplements de juvéniles porte sur les données acquises le 17 juin 2019.

^c Le terme de 'barren ground' désigne des substrats durs sans végétation ou juste des corallinaceae encroûtantes, généralement entretenus par des brouteurs et des 'racleurs' comme les oursins (*Paracentrotus lividus* et *Arbacia lixula*) ou des patelles en densité importante.

Le site de Giens regroupe des stations d'échantillonnage de référence réparties le long de la presqu'île et localisées à la Redonne, au Niel et à Augier (Figure 3-2). Un total de 10 répliqués ont été faits sur substrat meuble et 10 sur herbier à la même profondeur (0-3 m) avec la même méthodologie que présentée ci-dessus.

3.2.6. Analyse des données

Les données ont fait l'objet d'une analyse statistique descriptive portant sur la richesse taxonomique, la densité de juvéniles par 10 m² et la liste des taxons par site, par zone du récif et par date.

Des analyses statistiques ont été pratiquées sur l'ensemble des données descriptives de l'habitat et des comptages de poissons à partir du logiciel PRIMER 7-PERMANOVA+ (Clarke et Gorley, 2006 ; Anderson *et al.*, 2008).

Des PERMANOVA à 1 facteur ont pu être appliquées pour tester les effets de plusieurs variables explicatives : la variable '**site**' a été considérée comme un facteur fixe à 2 niveaux : Badine et Madrague de Giens ; la variable '**zone**' a été considérée comme un facteur fixe à 3 niveaux : le lagon, le front récifal, la pente externe et la variable '**date**' a été considérée comme un facteur fixe à 9 niveaux : les différentes campagnes d'échantillonnage. De plus, des PERMANOVA à 2 facteurs ont pu être également appliquées au jeu de données : les variables Site[Date] et Zone[Date].

Des ordinations de type analyse en coordonnées principales (PCO) ont été appliquées sur les données d'assemblages de juvéniles observées dans les 3 zones du récif, à savoir le lagon, le front récifal et la pente externe, mais aussi pour l'étude comparative des assemblages de juvéniles observés dans les habitats de récifs barrières et les habitats génériques alentour.

Une analyse SIMPER (pourcentage de similitude) a été appliquée pour chaque zone du récif et les différentes dates d'échantillonnage afin d'identifier la contribution des différents taxons dans les patrons des assemblages de juvéniles. Seuls les taxons présents dans au moins 20 % des stations ont été considérés pour cette analyse.

Les différences sont considérées comme significatives si $p < 0.05$.



Figure 3-5. Front récifal composé de *Posidonia oceanica* (arrière plan) et de *Cymodocea nodosa* (premier plan) dont les feuilles permettent aux juvéniles de se mettre à l'abri.

3.3. Résultats

3.3.1. Caractérisation des habitats

La nature du substrat ainsi que la couverture de la flore épigée ont été quantifiées au sein de chaque unité d'échantillonnage dans la partie lagonaire, du front récifal et de la pente externe des récifs de La Badine et de La Madrague de Giens.

Alors que la nature du substrat du front récifal et de la pente externe, composé de matte de posidonie, est considérée comme homogène entre les deux récifs, le lagon présente des particularités (Figure 3-6). Le substrat du lagon de La Badine est plutôt à dominance de gravier-sable avec respectivement 35 % de gravier et 32 % de sable, témoin d'un système dynamique, alors que celui de La Madrague de Giens est sablo-vaseux avec respectivement 43 % de vase et 25 % de sable, caractéristique d'un système abrité. Ces deux lagons abritent une prairie de *Cymodocea nodosa*, plus étendue à La Madrague de Giens, où la nature du substrat et l'hydrodynamisme sont plus appropriés, avec un taux de recouvrement évalué à 13.5 % ; alors qu'à La Badine ce taux n'est que de 6 %. Les hauteurs moyennes de canopée sont comprises entre 5 et 6 cm.

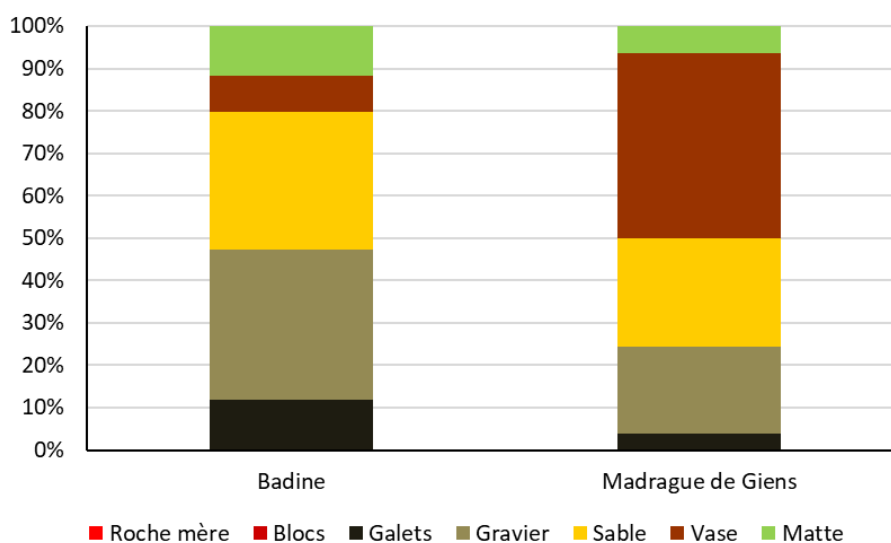


Figure 3-6. Proportion des différentes composantes du substrat des lagons des récifs de La Badine et de La Madrague de Giens.

La hauteur moyenne de la canopée de l'herbier de *Posidonia oceanica* a été évaluée à chaque campagne d'échantillonnage sur le front récifal et en pente externe. Naturellement les valeurs sont plus élevées au printemps et en été qu'à la fin de l'automne, en lien avec la biologie de l'espèce qui perd une partie de ses feuilles à l'automne. Sans qu'aucune différence significative soit mise en évidence entre les deux récifs et pour les deux zones de récif, la hauteur moyenne de la canopée a tendance à être un peu plus élevée à La Badine (Figure 3-7).

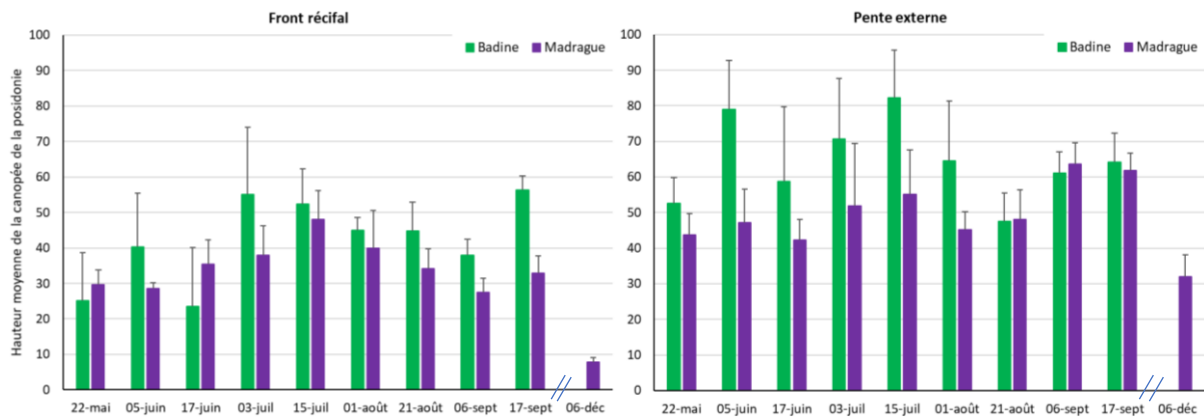


Figure 3-7. Hauteur moyenne (cm) de la canopée de l'herbier de *Posidonia oceanica* au cours des différentes campagnes d'échantillonnage sur le front récifal (à gauche) et la pente externe (à droite) des récifs de La Badine et de La Madrague de Giens.

3.3.2. Description des peuplements de juvéniles de poissons

Rappel : les analyses présentées ci-après portent sur le peuplement de juvéniles de poissons pour la période de mai à septembre 2019. Les conditions météorologiques n'ayant pas permis de réaliser des comptages visuels sur le site de La Badine en décembre 2019 (conséquences de fortes pluies suite à des épisodes méditerranéens), cette campagne a été sortie des analyses.

3.3.2.1. Richesse taxonomique

Le recensement des juvéniles de poissons dans les différents types d'habitats a permis de dénombrer 38 taxons (= *diversité spécifique alpha*, voir Boudouresque, 2014) répartis dans 9 familles (Tableau 3-1).

Selon la zone des récifs considérée, le nombre moyen de taxons varie significativement (PERMANOVA : Pseudo-F = 14.64, $p = 0.001$). Au niveau de la pente externe, les valeurs (1.1 ± 1.1 taxons) sont significativement plus faibles qu'au niveau du front récifal (1.6 ± 1.3 taxons ; PWT : $p = 0.001$) et du lagon (1.7 ± 1.3 taxons ; PWT : $p = 0.001$).

La richesse taxonomique varie au cours du temps et selon les parties du récif, en lien avec les périodes de recrutement des différentes espèces (Figure 3-8). La fin du printemps (du 5 au 17 juin) est caractérisée par une richesse taxonomique moyenne significativement plus élevée dans le lagon qu'en pente externe (PWT : $p < 0.05$), alors qu'au niveau du front récifal, les valeurs sont intermédiaires. Au début de l'été (mois de juillet), les valeurs de diversité moyenne ne présentent aucune différence significative entre les différentes parties du récif (PWT : $p > 0.05$), alors qu'au milieu de l'été (début août), le même patron est à nouveau observé avec un nombre moyen de taxons plus élevé dans le lagon qu'en pente externe (PWT : $p = 0.001$) de même qu'entre le front récifal et la pente externe (PWT : $p = 0.004$). A partir de fin août, les valeurs de diversité ne présentent plus de différences entre les trois zones du récif (PWT : $p > 0.05$).

Si l'on considère les 3 zones du récif indépendamment, on constate que la diversité taxonomique dans le lagon est marquée par 2 pics, à savoir mi-juin et début août, et une plus faible valeur fin août. Avec une légère anticipation au printemps, le même patron est observé au niveau du front récifal. En revanche, en pente externe, le nombre moyen de taxons semble augmenter progressivement au cours du printemps et de l'été pour atteindre une valeur maximale en fin d'été (alors qu'elle est minimale dans le lagon).

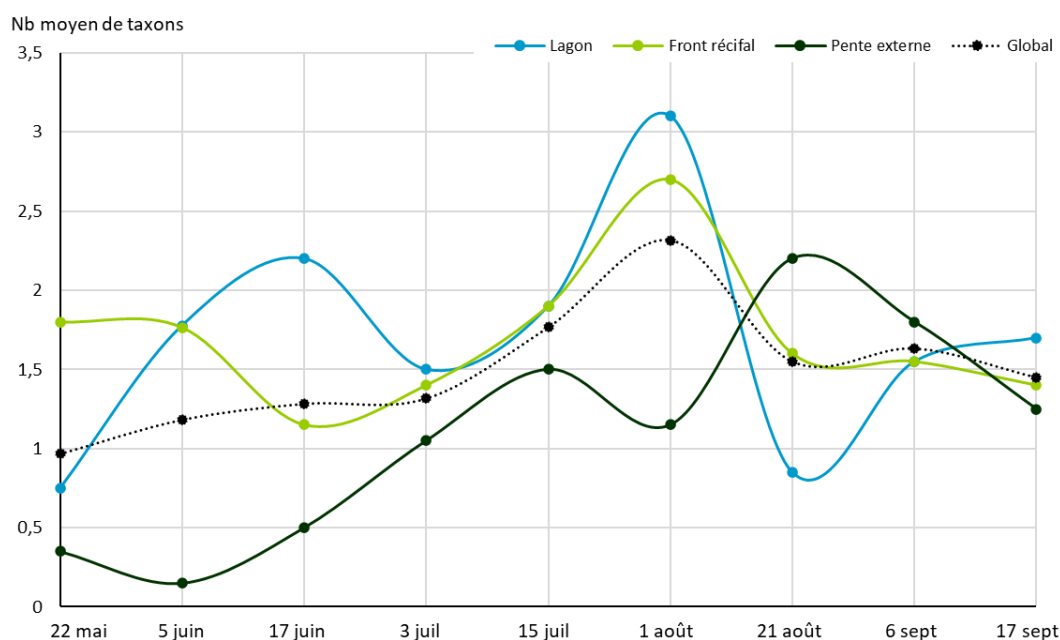


Figure 3-8. Nombre moyen de taxons (par 10 m² : *point diversity*) observé dans le lagon, le front récifal, la pente externe et globalement à l'échelle du récif entre le 22 mai et le 17 septembre 2019.

3.3.2.2. Densité de juvéniles

- Tous les taxons

La densité moyenne de juvéniles ne présente pas de différences significatives entre le site de La Badine et de La Madrague de Giens (PERMANOVA : Pseudo-F = 0.199, $p = 0.673$). Les différences se situent en revanche entre les zones des récifs (PERMANOVA : Pseudo-F = 6.165, $p = 0.001$) et au cours du temps (PERMANOVA : Pseudo-F = 6.796, $p = 0.001$) (Tableau 3-2).

Tableau 3-2. Densité moyenne de juvéniles pour 10 m² (\pm écart type) par espèce, par zone et par site (récif de posidonie) sur l'ensemble des comptages réalisés à la belle saison.

Densité/10 m ²	Madrague de Montredon				La Badine				Total récifs posidonie
	Lagon	Front	Pente Externe	Total récif	Lagon	Front	Pente Externe	Total récif	
	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	$\mu \pm \sigma$	
<i>Atherina</i> sp.	128.1 \pm 89.4	45.7 \pm 40.6	141.7 \pm 66.5	73.2 \pm 67.9	102.0 \pm 111.4	49.2 \pm 65.6	187.5 \pm 145.8	76.0 \pm 98.4	74.8 \pm 85.9
<i>Blenniidae</i>					1.0			1.0	1.0
<i>Boops boops</i>					3.5 \pm 3.5			3.5 \pm 3.5	3.5 \pm 3.5
<i>Chromis chromis</i>			6.0 \pm 4.3	6.0 \pm 4.2			29.4 \pm 48.8	29.4 \pm 48.8	26.8 \pm 46.5
<i>Coris julis</i>		1.0	1.75 \pm 1.0	1.6 \pm 0.9	1.4 \pm 0.5	1.0 \pm 0.0	1.4 \pm 0.8	1.4 \pm 0.6	1.5 \pm 0.7
<i>Dentex dentex</i>			1.0	1					1.0 \pm 0.0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	1.1 \pm 0.4			1.1 \pm 0.4	1.0 \pm 0.0	1.0		1.0 \pm 0.0	1.1 \pm 0.3
<i>Diplodus annularis</i>	2.0 \pm 2.1	2.1 \pm 2.3	4.0 \pm 7.4	2.8 \pm 5.0	1.2 \pm 0.5	1.3 \pm 0.6	1.3 \pm 0.5	1.3 \pm 0.6	2.2 \pm 4.0
<i>Diplodus puntazzo</i>	1.7 \pm 1.0	1.0 \pm 0.0	1.4 \pm 0.9	1.5 \pm 0.9	1.5 \pm 0.8	1.8 \pm 1.5	1.0	1.5 \pm 1.0	1.5 \pm 1.0
<i>Diplodus sargus</i>	3.4 \pm 3.7	1.5 \pm 0.8	2.1 \pm 1.8	2.6 \pm 2.8	1.3 \pm 0.7	1.0 \pm 0.0	1.3 \pm 0.9	1.3 \pm 0.7	1.9 \pm 2.2
<i>Diplodus vulgaris</i>	1.5 \pm 1.4	1.2 \pm 0.7	1.0 \pm 0.0	1.3 \pm 1.1	1.3 \pm 0.6	1.2 \pm 0.4	1.7 \pm 1.0	1.3 \pm 0.6	1.3 \pm 0.8
<i>Engraulis encrasicolus</i>			150.0 \pm 70.7	150.0 \pm 70.7			250.0	250.0	183.3 \pm 76.4
Gobiidae	2.3 \pm 3.8	1.0		2.3 \pm 3.8	1.3 \pm 0.5			1.3 \pm 0.5	2.0 \pm 3.2
<i>Labrus merula</i>	1.3 \pm 0.6			1.3 \pm 0.6		1.0 \pm 0.0		1.0 \pm 0.0	1.2 \pm 0.4
<i>Labrus viridis</i>		1.0		1.0			1.0	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0
<i>Lithognathus mormyrus</i>	3.3 \pm 3.2			3.3 \pm 3.2					3.3 \pm 3.2
Mugilidae	8.7 \pm 9.1	15.0		9.3 \pm 8.8	5.2 \pm 11.7	3.0 \pm 2.0		4.9 \pm 10.8	6.5 \pm 10.2
<i>Mullus surmuletus</i>	2.6 \pm 2.1	1.0 \pm 0.0		2.6 \pm 2.1	2.1 \pm 1.6	1.8 \pm 1.3	1.0 \pm 0.0	2.1 \pm 1.6	2.3 \pm 1.9
<i>Oblada melanura</i>	1.0	1.0	3.9 \pm 8.4	3.7 \pm 8.1	1.1 \pm 0.4	2.4 \pm 2.5	8.8 \pm 13.1	6.1 \pm 10.7	5.4 \pm 10.1
<i>Pagellus acarne</i>							2.0 \pm 1.4	2.0 \pm 1.4	2.0 \pm 1.4
<i>Pagellus</i> sp.							8.3 \pm 8.8	8.3 \pm 8.8	8.3 \pm 8.8
<i>Sarpa salpa</i>	11.3 \pm 13.0	16.1 \pm 36.9	26.0 \pm 33.9	16.1 \pm 32.6	2.6 \pm 1.6	11.3 \pm 15.5	6.8 \pm 11.3	7.4 \pm 12.0	9.5 \pm 19.4
<i>Scorpaena porcus</i>					1.0			1.0	1.0
<i>Sepia officinalis</i>	1.5 \pm 0.8			1.5 \pm 0.8					1.5 \pm 0.8
Sepiolidae					1.0			1.0	1.0
<i>Serranus cabrilla</i>		1.0	1.0	1.0 \pm 0.0					1.0 \pm 0.0
<i>Serranus scriba</i>		1.0	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0			1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0
<i>Sparus aurata</i>	1.3 \pm 0.5		1.0 \pm 0.0	1.2 \pm 0.4	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0		1.0 \pm 0.0	1.1 \pm 0.3
<i>Spicara maena</i>						15.0		15.0	15.0
<i>Spondyliosoma cantharus</i>			1.0	1.0					1.0 \pm 0.0
<i>Symphodus cinereus</i>	1.0		2.4 \pm 1.9	2.2 \pm 1.8	1.8 \pm 1.5	1.1 \pm 0.4	1.0	1.3 \pm 0.9	1.6 \pm 1.3
<i>Symphodus doderleini</i>			2.8 \pm 3.6	2.8 \pm 3.6					2.8 \pm 3.6
<i>Symphodus ocellatus</i>		1.5 \pm 1.9	1.5 \pm 0.8	1.5 \pm 1.3	1.0	1.5 \pm 1.1	2.1 \pm 2.0	1.8 \pm 1.7	1.6 \pm 1.5
<i>Symphodus roissali</i>	1.3 \pm 0.5	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0	1.1 \pm 0.3		1.0 \pm 0.0	1.3 \pm 0.6	1.2 \pm 0.4	1.1 \pm 0.3
<i>Symphodus rostratus</i>	1.0		1.0	1.0 \pm 0.0	1.3 \pm 0.6	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0	1.1 \pm 0.4	1.1 \pm 0.3
<i>Symphodus</i> sp.	1.0	1.1 \pm 0.3	1.0 \pm 0.8	1.1 \pm 0.5	1.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0	1.6 \pm 1.3	1.3 \pm 1.0	1.2 \pm 0.7
<i>Symphodus tinca</i>	1.3 \pm 0.6	2.4 \pm 1.9	3.8 \pm 3.8	3.2 \pm 3.2	1.8 \pm 1.0	2.2 \pm 1.7	1.5 \pm 0.8	2.0 \pm 1.5	2.5 \pm 2.4
<i>Trachinotus ovatus</i>		2.0		2.0					2.0
Total général	6.1 \pm 25.3	9.8 \pm 24.8	9.1 \pm 31.5	8.0 \pm 27.1	4.3 \pm 23.2	10.5 \pm 32.2	14.0 \pm 49.8	8.9 \pm 35.2	8.5 \pm 31.6

Tout d'abord, au niveau des 3 zones des récifs, la densité moyenne de juvéniles, tous taxons confondus, est plus élevée au niveau du front récifal (18 ± 28 individus/10 m²) qu'en pente externe (13 ± 27 individus/10 m² ; PWT : $p = 0.001$) et que dans le lagon (12 ± 26 individus/10 m² ; PWT : $p = 0.019$). Les valeurs observées dans le lagon et en pente externe sont du même ordre de grandeur (PWT : $p = 0.255$) (Figure 3-9).

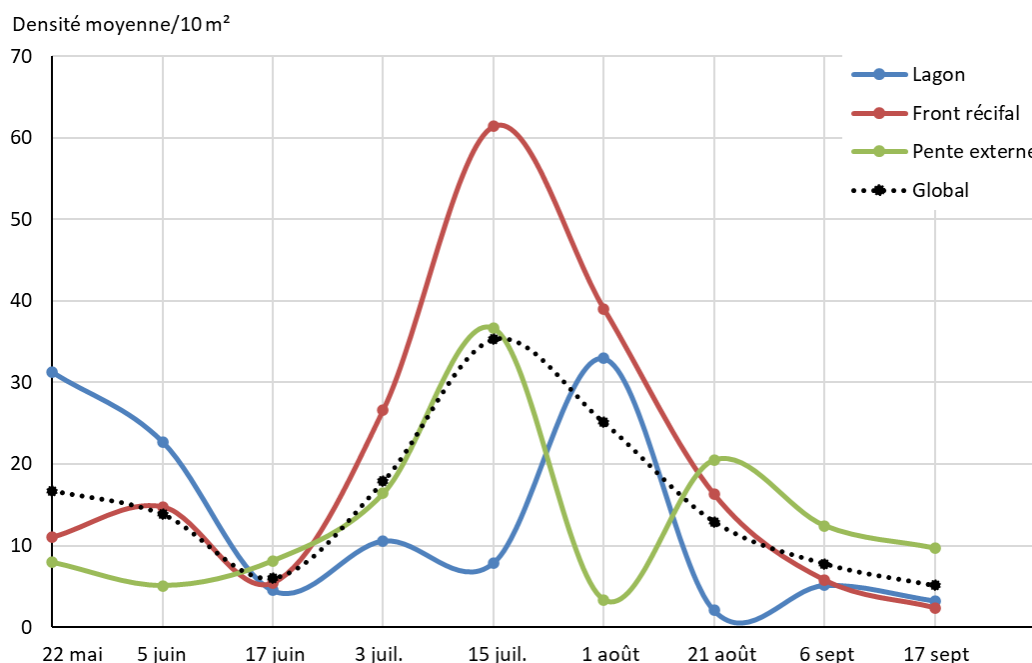


Figure 3-9. Densité moyenne observée dans le lagon, le front récifal, la pente externe et globalement à l'échelle des récifs de La Badine et de La Madrague de Giens entre le 22 mai et le 17 septembre 2019.

Au cours du temps, les variations de densité ne sont pas les mêmes selon la zone du récif considérée (Figure 3-10). Au niveau du lagon, la date du 1er août se distingue des autres par ses fortes valeurs (33 ± 67 individus/10 m² ; PWT : $p < 0.05$). Les dates du 22 mai et du 5 juin, pour lesquelles les densités de juvéniles relevées présentent des valeurs élevées (respectivement 31 ± 66 individus/10 m² et 23 ± 69 individus/10 m²) ne présentent pas de différences significatives avec les autres campagnes d'échantillonnage (PWT : $p > 0.05$) si ce n'est avec la date du 21 août où les valeurs de densités sont très faibles (2 ± 2 individus/10 m² ; PWT : $p < 0.05$). Concernant le front récifal, l'historique des valeurs de densité moyenne au cours du temps représente une courbe gaussienne unimodale avec un maximum enregistré le 15 juillet (61 ± 66 individus/10 m²). Cette date se distingue de toutes les autres (PWT : $p < 0.05$) sauf du 1er août où les différences observées ne sont pas significatives (PWT : $p = 0.325$). Enfin, pour la pente externe du récif, l'historique des valeurs de densités moyennes au cours du temps suit le même patron que le front récifal, mais avec des valeurs plus faibles. Au 15 juillet, la densité moyenne relevée était de 37 ± 68 individus/10 m², soit statistiquement plus élevée que ce qui a été relevé lors des autres campagnes (PWT : $p < 0.05$).

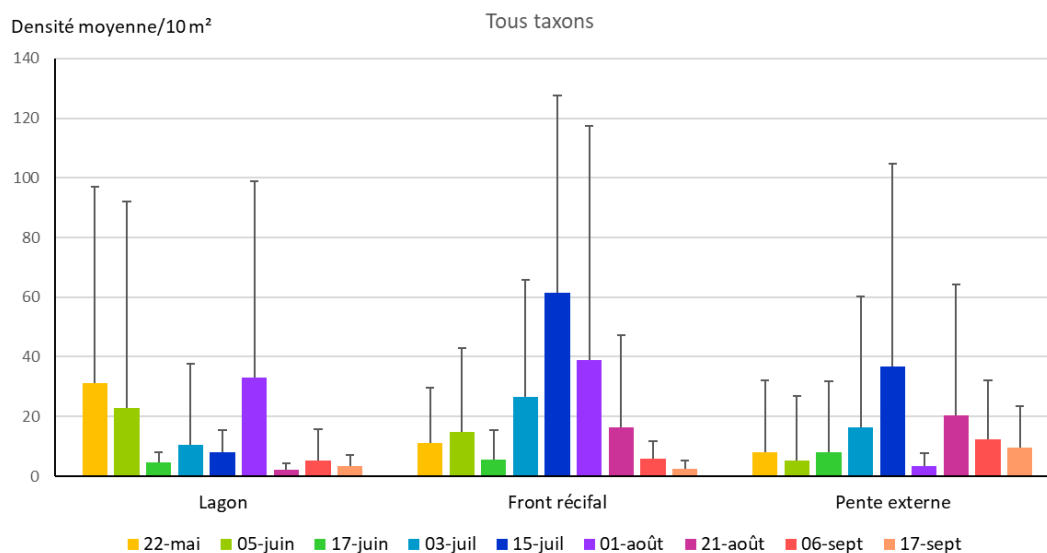


Figure 3-10. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles, tous taxons confondus, au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Les espèces les plus abondantes sont des espèces planctophages et grégaires comme les athérines *Atherina* spp. et les anchois *Engraulis encrasicolus*, principalement dans le lagon et sur la pente externe des récifs. Les saupes *Sarpa salpa*, également grégaires et fortement associées aux herbiers, sont plus abondantes sur la pente externe.

Pour les espèces suivantes, qui sont les plus abondantes dans les assemblages, leur densité à l'échelle des zones des récifs de posidonie a été examinée tout au long du suivi, ainsi que la répartition par classe de taille au cours du temps.

- *Mullus surmuletus*

Le rouget de roche *Mullus surmuletus* a été observé au stade de juvénile, à partir du 3 juillet, de façon équivalente dans le récif de La Badine et de La Madrague de Giens (PERMANOVA : Pseudo-F = 3.187, $p = 0.076$). La partie lagonaire est la zone du récif où les valeurs de densité moyenne de cette espèce étaient les plus élevées au cours de la période d'observation (1.8 ± 0.7 individus/10 m²) et significativement plus importantes que celles observées sur le front récifal (0.03 ± 0.11 individu/10 m²; PWT : $p = 0.001$) et en pente externe (0.02 ± 0.11 individu/10 m²; PWT : $p = 0.001$) (Figure 3-11 et Tableau 3-3).

Si l'on ne considère que les échantillonnages réalisés dans le lagon, les densités de juvéniles de *M. surmuletus* varient au cours du temps (PERMANOVA : Pseudo-F = 14.557, $p = 0.001$). 3 périodes peuvent être définies avec tout d'abord la période du mois de juillet où les densités sont équivalentes (PWT : $p = 0.074$), la période de début août avec des densités maximales, et

enfin la période de fin août-septembre avec des densités non différentes significativement (PWT : $p > 0.1$)

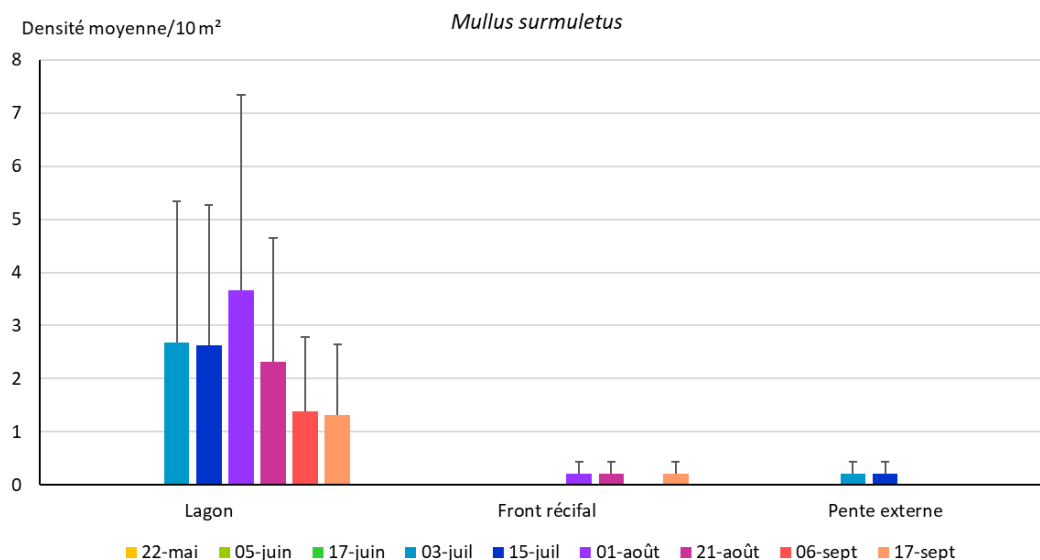


Figure 3-11. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Mullus surmuletus* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-3. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Mullus surmuletus* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai			
05-juin			
17-juin			
03-juil	2.7 \pm 2.7		0.2 \pm 0.2
15-juil	2.6 \pm 2.6		0.2 \pm 0.2
01-août	3.7 \pm 3.7	0.2 \pm 0.2	
21-août	2.3 \pm 2.3	0.2 \pm 0.2	
06-sept	1.4 \pm 1.4		
17-sept	1.3 \pm 1.3	0.2 \pm 0.2	
06-déc			

La majorité des juvéniles observés au cours des comptages avaient une longueur totale comprise entre 6 cm et 7 cm. La première quinzaine de juillet, au moment de l'installation des juvéniles dans leur zone de nurserie, les individus mesuraient pour beaucoup 6 cm. A partir de début août, les individus grandissent et c'est la taille 7 cm qui est la plus observée. Quelques individus dont la longueur totale était inférieure à 6 cm ont été observés dans le courant du mois de juillet (Figure 3-12).

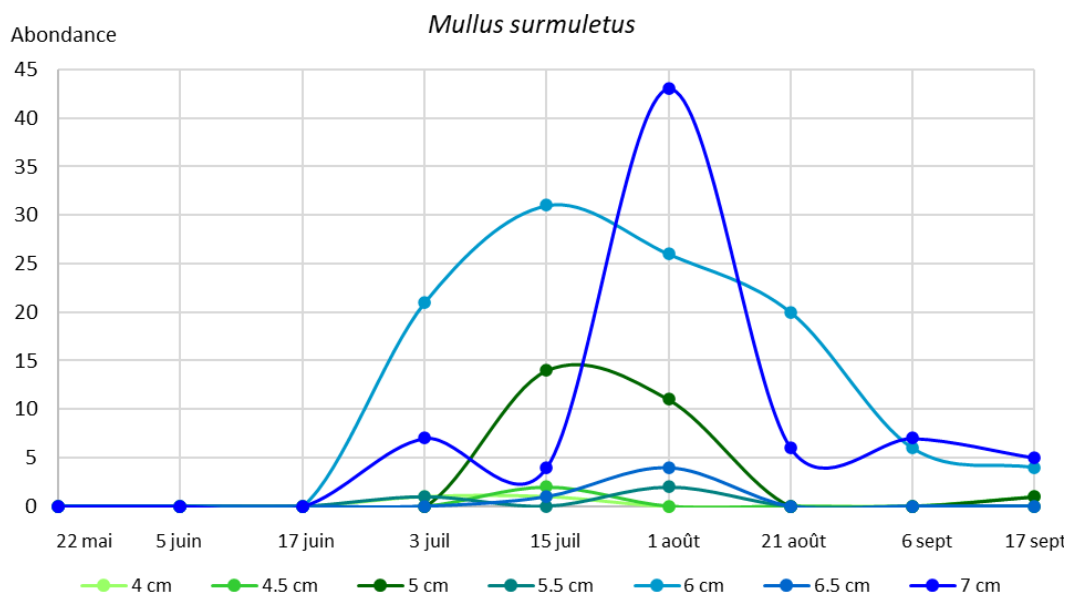


Figure 3-12. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Mullus surmuletus* observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

- *Diplodus vulgaris*

Les juvéniles de *Diplodus vulgaris* sont statistiquement plus abondants à La Badine (0.7 ± 1.0 individu/10 m²) qu'à La Madrague de Giens (0.3 ± 1.2 individu/10 m²) (PERMANOVA : Pseudo-F = 28.156, $p = 0.001$). Au stade juvénile, cette espèce est surtout observée dans le lagon et sur le front récifal, que ce soit pour La Badine (PWT : $p = 0.135$) ou La Madrague de Giens (PWT : $p = 0.448$), très peu en pente externe, qui est un de ses habitats au stade adulte (Figure 3-13 et Tableau 3-4).

Alors qu'en pente externe, aucune différence significative n'est observée entre les dates d'échantillonnage (pour toutes PWT : $p > 0.05$), des variabilités temporelles sont observées dans le lagon et le front récifal. Dans la partie lagonaire, les dates du 5 juin d'une part et du 17 juin d'autre part sont statistiquement différentes des autres dates lorsque l'on considère les 2 récifs conjointement (pour les 2 dates PWT : $p < 0.05$). Au niveau du front récifal, les variabilités temporelles sont moins marquées et seules les dates d'échantillonnage du 6 et du 17 septembre sont significativement différentes de toutes les précédentes (pour les 2 dates PWT : $p < 0.05$).

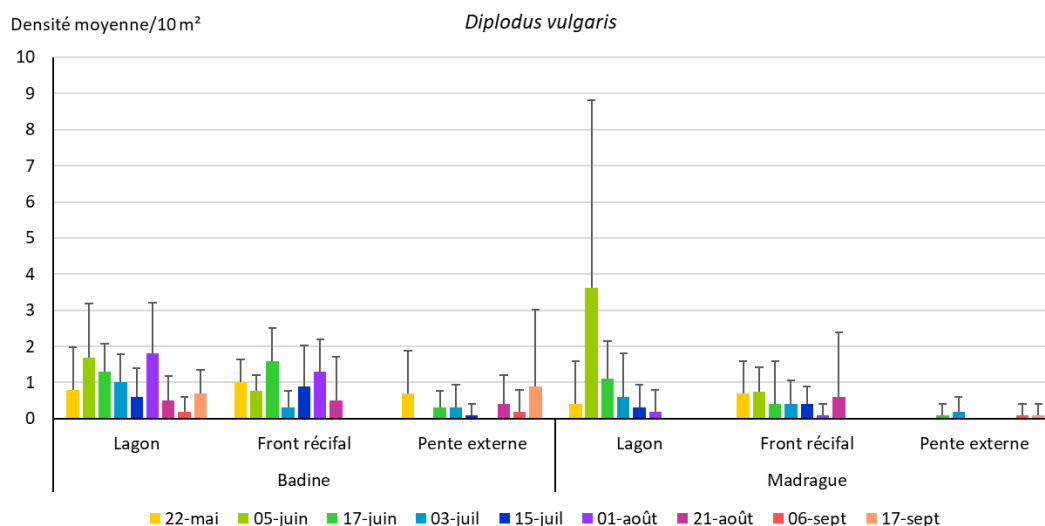


Figure 3-13. Densité moyenne par 10 m² (± écart type) de juvéniles de *Diplodus vulgaris* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-4. Densité moyenne par 10 m² (± écart type) de juvéniles de *Diplodus vulgaris* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Badine			Madrague de Giens		
	Lagon	Front récifal	Pente externe	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai	0.8 ± 1.2	1.0 ± 0.6	0.7 ± 1.2	0.4 ± 1.2	0.7 ± 0.9	
05-juin	1.7 ± 1.5	0.8 ± 0.4		3.6 ± 5.2	0.8 ± 0.7	
17-juin	1.3 ± 0.8	1.6 ± 0.9	0.3 ± 0.5	1.1 ± 1.0	0.4 ± 1.2	0.1 ± 0.3
03-juil	1.0 ± 0.8	0.3 ± 0.5	0.3 ± 0.6	0.6 ± 1.2	0.4 ± 0.7	0.2 ± 0.4
15-juil	0.6 ± 0.8	0.9 ± 1.1	0.1 ± 0.3	0.3 ± 0.6	0.4 ± 0.5	
01-août	1.8 ± 1.4	1.3 ± 0.9		0.2 ± 0.6	0.1 ± 0.3	
21-août	0.5 ± 0.7	0.5 ± 1.2	0.4 ± 0.8		0.6 ± 1.8	
06-sept	0.2 ± 0.4		0.2 ± 0.6			0.1 ± 0.3
17-sept	0.7 ± 0.6		0.9 ± 2.1			0.1 ± 0.3

La période d'installation dans l'habitat de nurserie se situe au printemps pour cette espèce, aussi aucun individu dont la taille était inférieure à 2.0 – 2.5 cm n'a été observé au cours des comptages. Au début des comptages en mai, des individus de 3.5 – 4.0 cm ont été observés avec un pic début juin. Au cours du temps, les individus observés ont grandi, les abondances des classes de taille 3.5 – 4.0 cm ont diminué au profit des classes de taille de 6 – 7 cm. Début août, un pic de juvéniles dont la longueur totale était estimée à 8 cm a été noté, marquant un passage au stade sub-adulte (Figure 3-14).

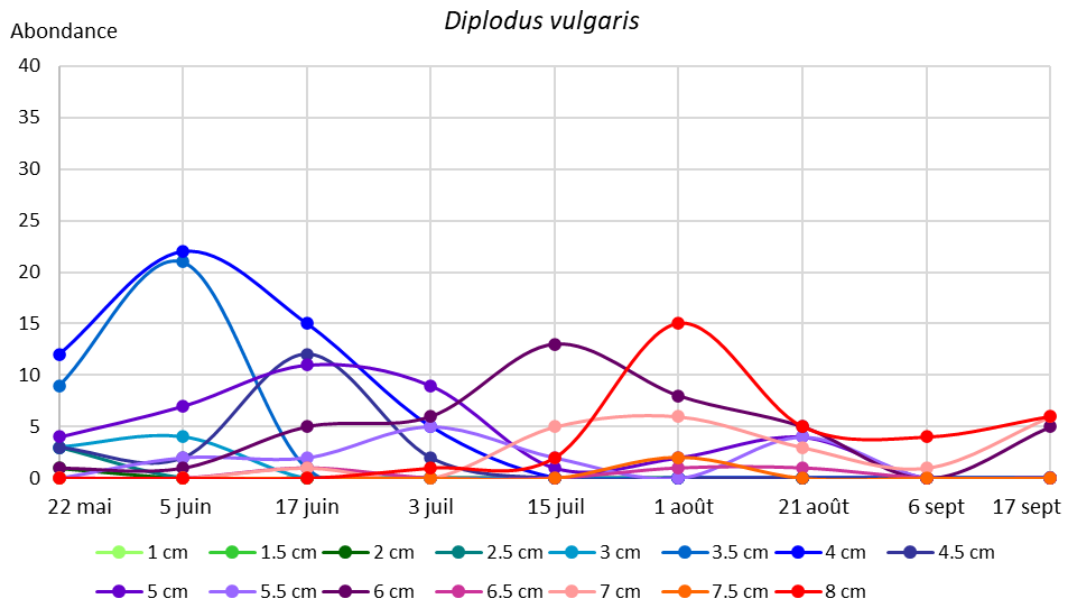


Figure 3-14. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Diplodus vulgaris* observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

• *Diplodus sargus*

Observés à partir du 17 juin, et contrairement à *Diplodus vulgaris*, les juvéniles de *Diplodus sargus* sont statistiquement plus abondants à La Madrague de Giens (0.7 ± 2.4 individu/10 m²) qu'à La Badine (0.3 ± 0.8 individu/10 m²) d'un facteur 2 (PERMANOVA : Pseudo-F = 4.40, $p = 0.037$).

Cette espèce est avant tout observée dans le lagon mais aussi en pente externe où aucune différence significative n'est observée (PWT : $p = 0.58$). Au niveau du front récifal, les densités sont plus faibles. Le pic de recrutement marqué par des densités élevées est observé à la mi-juillet. Cette date se différencie de toutes les autres lorsque l'on considère les juvéniles en pente externe (PWT : $p < 0.05$). Dans le lagon, les densités observées entre le 3 juillet et le 1^{er} août ne se différencient pas (PWT : $p > 0.05$) (Figure 3-15 et Tableau 3-5).

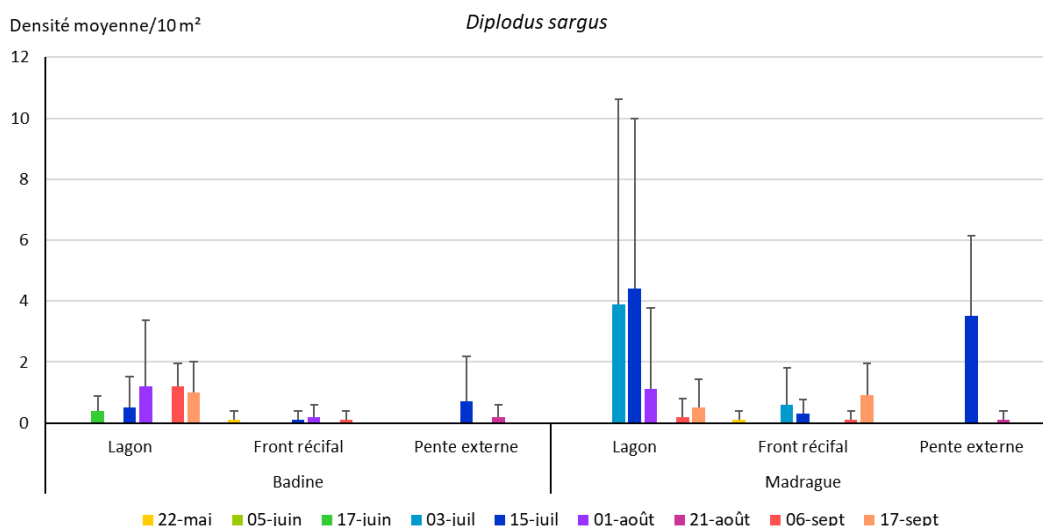


Figure 3-15. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) des juvéniles de *Diplodus sargus* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-5. Densités moyennes par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Diplodus sargus* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Badine			Madrague de Giens		
	Lagon	Front récifal	Pente externe	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai		0.1 \pm 0.3			0.1 \pm 0.3	
05-juin						
17-juin	0.4 \pm 0.5					
03-juil				3.9 \pm 6.7	0.6 \pm 1.2	
15-juil	0.5 \pm 1.0	0.1 \pm 0.3	0.7 \pm 1.5	4.4 \pm 5.6	0.3 \pm 0.5	3.5 \pm 2.7
01-août	1.2 \pm 2.2	0.2 \pm 0.4		1.1 \pm 2.7		
21-août			0.2 \pm 0.4			0.1 \pm 0.3
06-sept	1.2 \pm 0.7	0.1 \pm 0.3		0.2 \pm 0.6	0.1 \pm 0.3	
17-sept	1.0 \pm 1.0			0.5 \pm 0.9	0.9 \pm 1.0	

L'estimation de la taille des individus au cours des comptages indique qu'un pic de recrutement a eu lieu pour cette espèce courant juillet. De nombreux individus dont la taille était estimée à 2.5 cm ont été notés avec un maximum autour du 15 juillet. La diminution importante de l'abondance de juvéniles de cette classe de taille s'est faite au profit des classes de taille de 5 cm et 6 cm début août mais avec des abondances moindres, témoignant d'une importante mortalité à ce stade de vie. La taille maximale du stade juvénile pour cette espèce, qui est de 8 cm, est très vite atteinte. En effet, début septembre un pic d'abondance de cette classe de taille est observé (Figure 3-16).

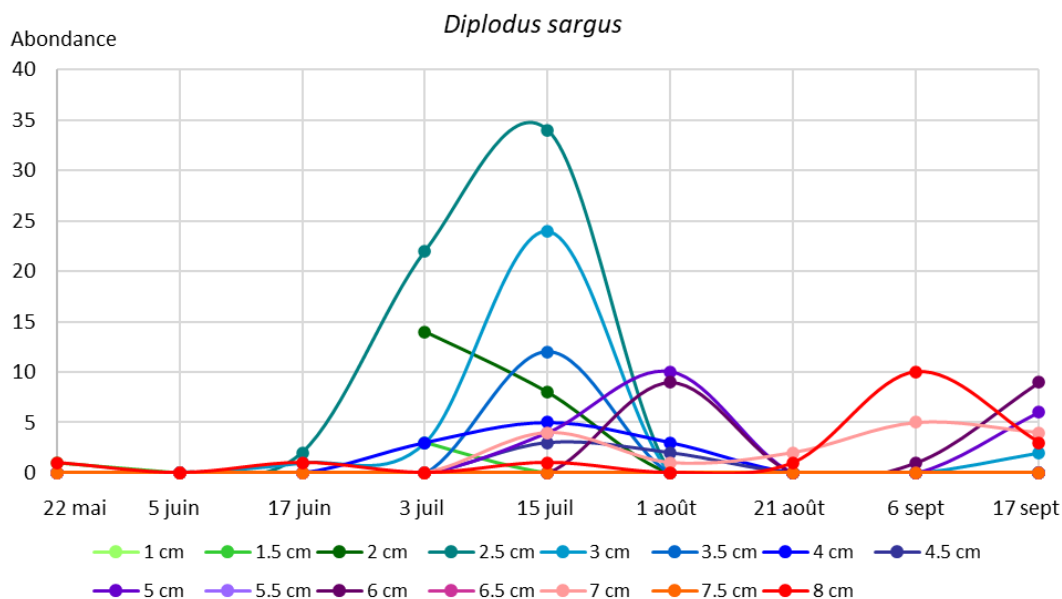


Figure 3-16. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Diplodus sargus* observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

- *Diplodus puntazzo*

Les densités moyennes de juvéniles de *Diplodus puntazzo* sont équivalentes entre le récif de La Badine et de La Madrague de Giens (PERMANOVA : Pseudo-F = 0.190, $p = 0.691$). Ils sont observés du début des comptages le 22 mai jusqu'à début août, essentiellement dans la partie lagunaire (0.2 ± 0.6 individu/10 m²) et au niveau du front récifal (0.1 ± 0.5 individu/10 m²) sans qu'aucune différence significative ne soit relevée (PWT : $p = 0.234$). En pente externe, les valeurs plus faibles (0.06 ± 0.42 individu/10 m²) ne présentent pas de différences significatives avec celles relevées au niveau du front récifal (PWT : $p = 0.224$) (Figure 3-17 et Tableau 3-6).

Au cours de cette période d'observations, au sein de chaque partie du récif, aucune différence significative n'est observée entre les dates.

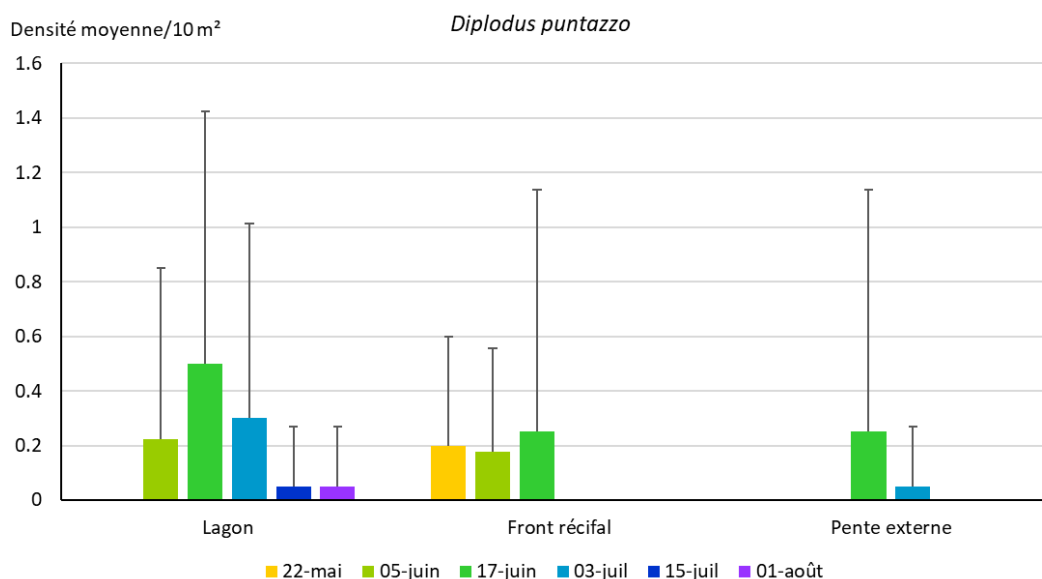


Figure 3-17. Densité moyenne par 10 m² (± écart type) de juvéniles de *Diplodus puntazzo* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-6. Densité moyenne par 10 m² (± écart type) de juvéniles de *Diplodus puntazzo* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe, au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

μ ± σ	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai		0.2 ± 0.4	
05-juin	0.2 ± 0.6	0.2 ± 0.4	
17-juin	0.5 ± 0.9	0.3 ± 0.9	0.3 ± 0.9
03-juil	0.3 ± 0.7		0.1 ± 0.2
15-juil	0.1 ± 0.2		
01-août	0.1 ± 0.2		
21-août			
06-sept			
17-sept			

Remarque : La campagne du 6 décembre a permis d'échantillonner uniquement le site de La Madrague de Giens. Les comptages ont permis d'observer de jeunes recrues notamment dans le lagon où la densité était de 2 ± 2 individus/10 m². Les individus mesuraient entre 1 et 2 cm, correspondant à la taille d'installation dans l'habitat de nurserie pour cette espèce. Plus tôt dans la saison, entre le 22 mai et le 1^{er} août, les individus observés mesuraient entre 5 et 7 cm et correspondaient aux juvéniles ayant recruté lors de l'hiver 2019-2020.

- Cas des *Diplodus* spp.

Une analyse de l'évolution temporelle des densités de juvéniles de *Diplodus vulgaris*, *D. sargus* et *D. puntazzo* peut être réalisée sur le site de La Madrague de Giens en incluant la campagne

du 6 décembre. La Figure 3-18 met en évidence la succession de 3 pics de recrutement correspondant aux 3 espèces s'échelonnant au cours du temps. Les analyses statistiques par paire montrent qu'à la date du 5 juin, les densités de *D. vulgaris* sont significativement plus importantes que celles de *D. sargus* (PWT : $p = 0.001$) et de *D. puntazzo* (PWT : $p = 0.001$). Concernant le deuxième pic observé le 15 juillet, les densités de *D. sargus* sont significativement plus élevées que celle de *D. puntazzo* (PWT : $p = 0.004$) mais pas celles de *D. sargus* (PWT : $p = 0.051$). Enfin, le 6 décembre correspond au pic de recrutement de *D. puntazzo* avec des valeurs beaucoup plus élevées que *D. vulgaris* (PWT : $p = 0.014$) et *D. sargus* (PWT : $p = 0.007$).

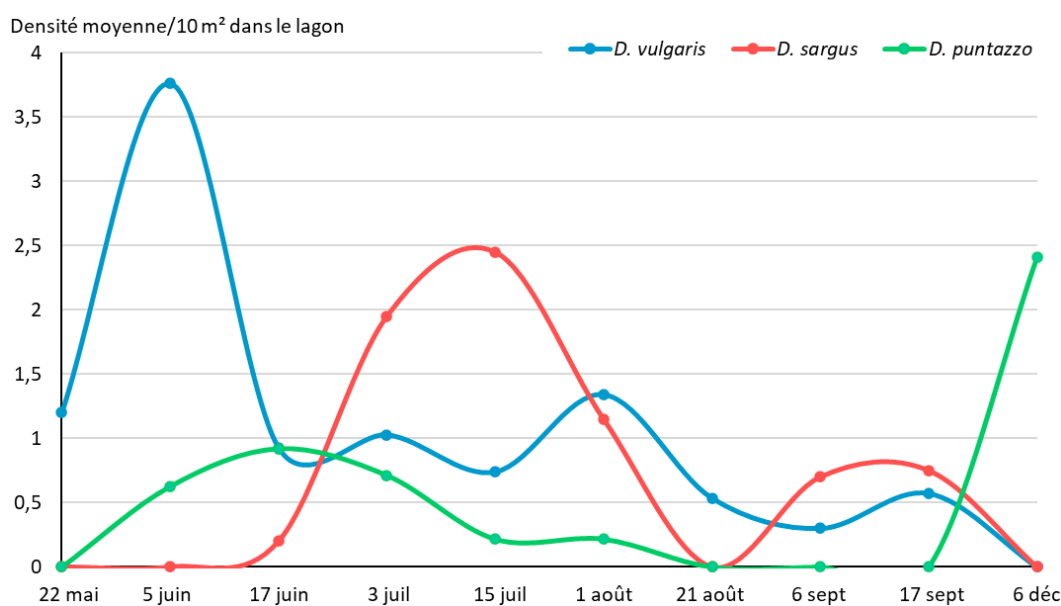


Figure 3-18. Densité moyenne par 10 m² de juvéniles de *Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, et *Diplodus puntazzo* observés dans le lagon de La Madrague de Giens au cours des campagnes d'échantillonnage du 22 mai au 6 décembre 2019.

- *Diplodus annularis*

Les densités moyennes du sar *Diplodus annularis* sont différentes entre La Badine (0.4 ± 0.9 individu/10 m²) et La Madrague de Giens (1.2 ± 4.3 individus/10 m²; PERMANOVA : Pseudo-F = 17.177, $p = 0.001$). Les juvéniles de cette espèce affectionnent particulièrement la pente externe (1.2 ± 4.9 individus/10 m²) et le front récifal (0.8 ± 2.1 individu/10 m²) où les densités sont élevées (PWT : $p = 0.746$) (Figure 3-19 et Tableau 3-7).

La date du 1^{er} août coïncide avec une importante arrivée des juvéniles quel que soit la zone du récif concernée. Les densités de juvéniles à partir de cette date ne présentent plus de différences significatives avec les autres campagnes d'observations du mois d'août et de septembre (PWT, du 1/08 au 17/09 : $p > 0.05$) (Figure 3-19 et Tableau 3-7).

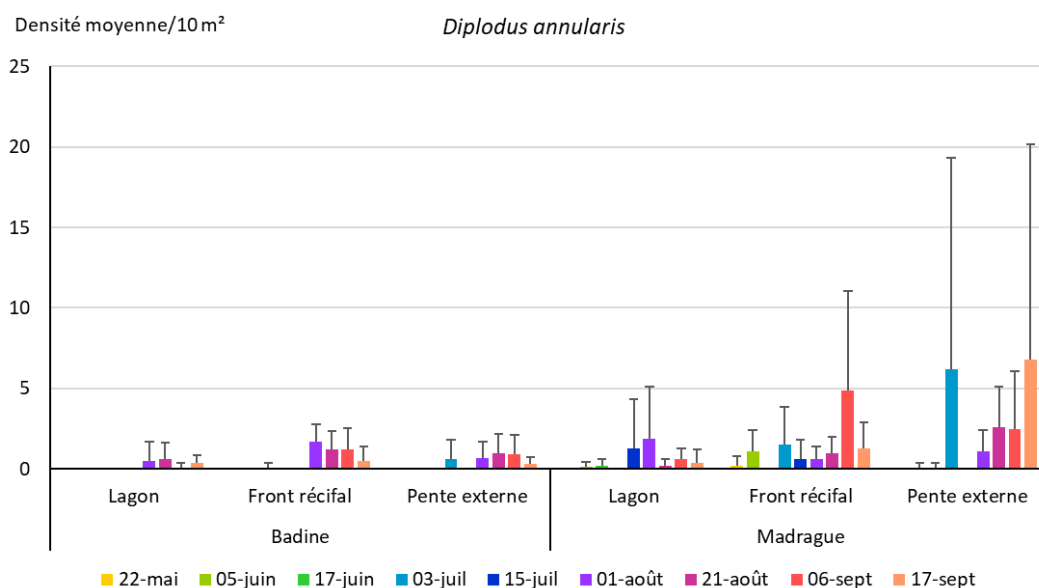


Figure 3-19. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Diplodus annularis* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-7. Densités moyennes par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Diplodus annularis* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Badine			Madrague de Giens		
	Lagon	Front récifal	Pente externe	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai					0.2 \pm 0.6	
05-juin				0.1 \pm 0.3	1.1 \pm 1.3	0.1 \pm 0.3
17-juin		0.1 \pm 0.3		0.2 \pm 0.4		0.1 \pm 0.3
03-juil			0.6 \pm 1.2		1.5 \pm 2.4	6.2 \pm 13.1
15-juil				1.3 \pm 3.0	0.6 \pm 1.2	
01-août	0.5 \pm 1.2	1.7 \pm 1.1	0.7 \pm 1.0	1.9 \pm 3.2	0.6 \pm 0.8	1.1 \pm 1.3
21-août	0.6 \pm 1.0	1.2 \pm 1.2	1.0 \pm 1.2	0.2 \pm 0.4	1.0 \pm 1.0	2.6 \pm 2.5
06-sept	0.1 \pm 0.3	1.2 \pm 1.3	0.9 \pm 1.2	0.6 \pm 0.7	4.9 \pm 6.2	2.5 \pm 3.6
17-sept	0.4 \pm 0.5	0.5 \pm 0.9	0.3 \pm 0.5	0.4 \pm 0.8	1.3 \pm 1.6	6.8 \pm 13.4

L'observation de l'installation de jeunes recrues dont la longueur totale était comprise entre 1.5 et 2.0 cm a été notée début juillet avec des abondances élevées. A partir de cette période et par la suite au cours des comptages, les classes de tailles de 3.5 – 4.0 cm ont dominé en août, et de 5 – 6 cm en septembre (Figure 3-20).

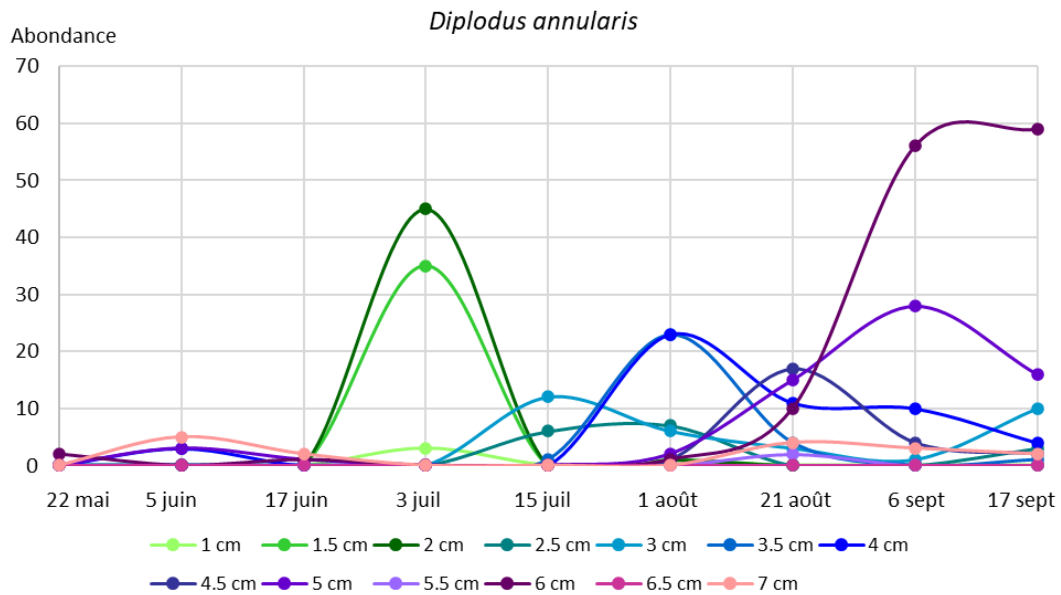


Figure 3-20. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Diplodus annularis* observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

- *Oblada melanura*

Les juvéniles d'*Oblada melanura* ont été très peu observés sur le site de la Madrague de Giens (0.1 ± 0.9 individu/10 m²), soit 10 fois moins qu'à La Badine (1.3 ± 5.7 individus/10 m²; PERMANOVA : Pseudo-F = 16.468, $p = 0.001$). Les densités sont maximales en pente externe (1.8 ± 6.8 individus/10 m²) et se différencient de celles relevées sur le front récifal (0.2 ± 1.4 individu/10 m²; PWT : $p = 0.002$) et du lagon où les valeurs sont très faibles (0.04 ± 0.31 individu/10 m²; PWT : $p = 0.001$) (Figure 3-21 et Tableau 3-8).

La date du 15 juillet marque un changement dans les observations avec des densités qui augmentent. A partir de cette période, de mi-juillet et jusqu'à fin septembre, les densités restent homogènes en pente externe (PWT : $p > 0.05$), mis à part avec les observations faites le 6 septembre où des différences sont observées (PWT 15/07 – 6/09 : $p = 0.002$) (Figure 3-21 et Tableau 3-8)

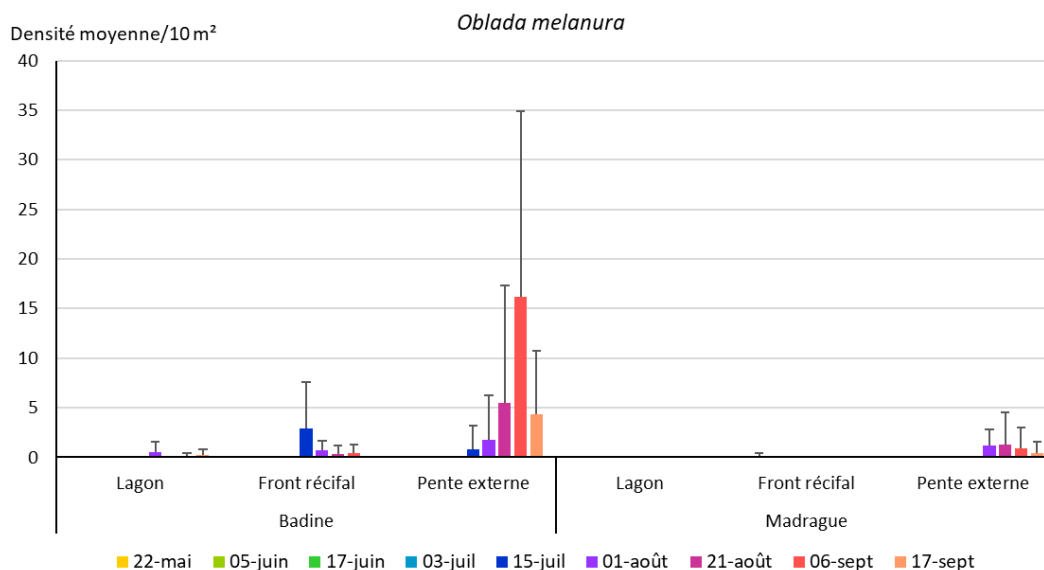


Figure 3-21. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Oblada melanura* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-8. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Oblada melanura* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Badine			Madrague de Giens		
	Lagon	Front récifal	Pente externe	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai						
05-juin					0.1 \pm 0.3	
17-juin						
03-juil						
15-juil		2.9 \pm 4.7	0.8 \pm 2.4			
01-août	0.5 \pm 1.0	0.7 \pm 1.0	1.8 \pm 4.4			1.2 \pm 1.6
21-août	0.0 \pm 0.0	0.3 \pm 0.9	5.5 \pm 11.9			1.3 \pm 3.3
06-sept	0.1 \pm 0.3	0.4 \pm 0.9	16.2 \pm 18.7			0.9 \pm 2.1
17-sept	0.2 \pm 0.6		4.3 \pm 6.4			0.4 \pm 1.2

L'installation des premières recrues mi-juillet est caractérisée par des individus dont la longueur totale est comprise entre 2.0 et 2.5 cm. Cette période d'installation semble se prolonger jusqu'à début août, où des juvéniles de 3 cm étaient observés en abondance. Début septembre, les classes de taille de 5-6 cm dominent, correspondant aux jeunes recrues de juillet-début août ayant grandi (Figure 3-22).

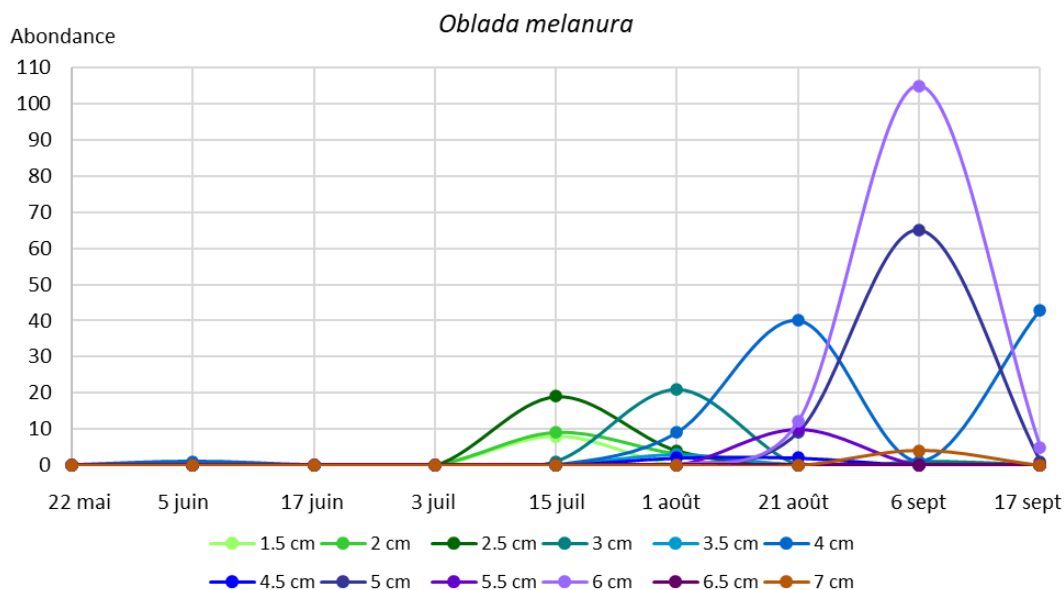


Figure 3-22. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Oblada melanura* observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

• Mugilidae

Les juvéniles de mugilidae ont été observés en abondance équivalente entre le récif de la Badine (0.3 ± 3.2 individu/10 m²) et de la Madrague de Giens (0.2 ± 1.4 individu/10 m² ; PERMANOVA : Pseudo-F = 1.069, $p = 0.325$). Les valeurs de densité ne sont pas élevées et les importants écart-types reflètent le caractère grégaire de cette famille.

Au stade juvénile, les mugilidae fréquentent préférentiellement le lagon des récifs (0.7 ± 4.1 individu/10 m²) plutôt que le front récifal (0.1 ± 1.2 individu/10 m² ; PWT : $p = 0.02$). Aucun juvénile n'a été observé en pente externe (Figure 3-23 et Tableau 3-9).

Au cours des comptages, de mai à septembre inclus, les valeurs de densité de juvéniles de mugilidae n'ont pas marqué de différences significatives (PERMANOVA : Pseudo-F = 1.328, $p = 0.213$).

La majorité des individus recensés mesuraient 8 cm (Figure 3-24).

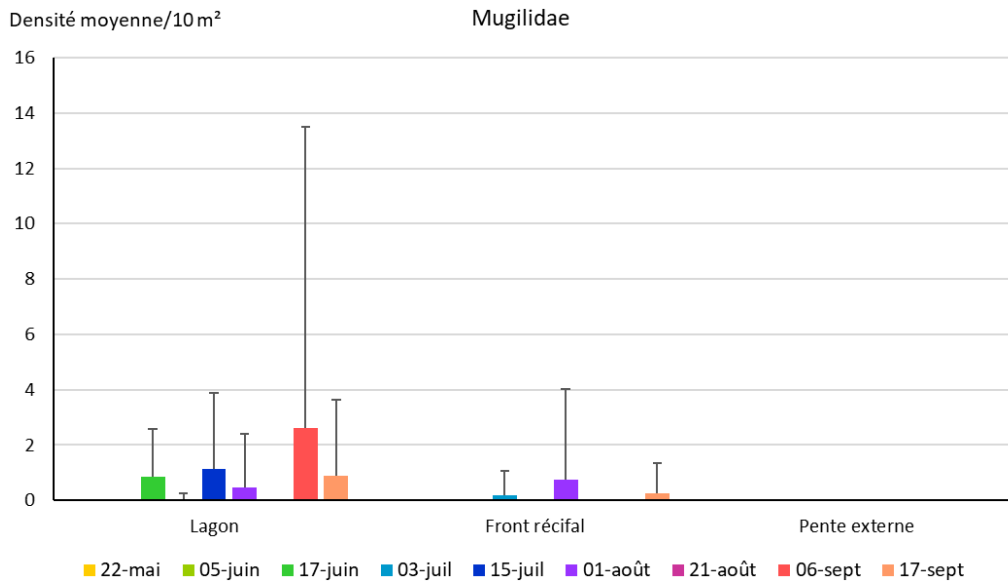


Figure 3-23. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de mugilidae au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-9. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de mugilidae au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai			
05-juin			
17-juin	0.9 \pm 1.7		
03-juil	0.1 \pm 0.2	0.2 \pm 0.9	
15-juil	1.2 \pm 2.7		
01-août	0.5 \pm 2.0	0.8 \pm 3.3	
21-août			
06-sept	2.6 \pm 10.9		
17-sept	0.9 \pm 2.7	0.3 \pm 1.1	

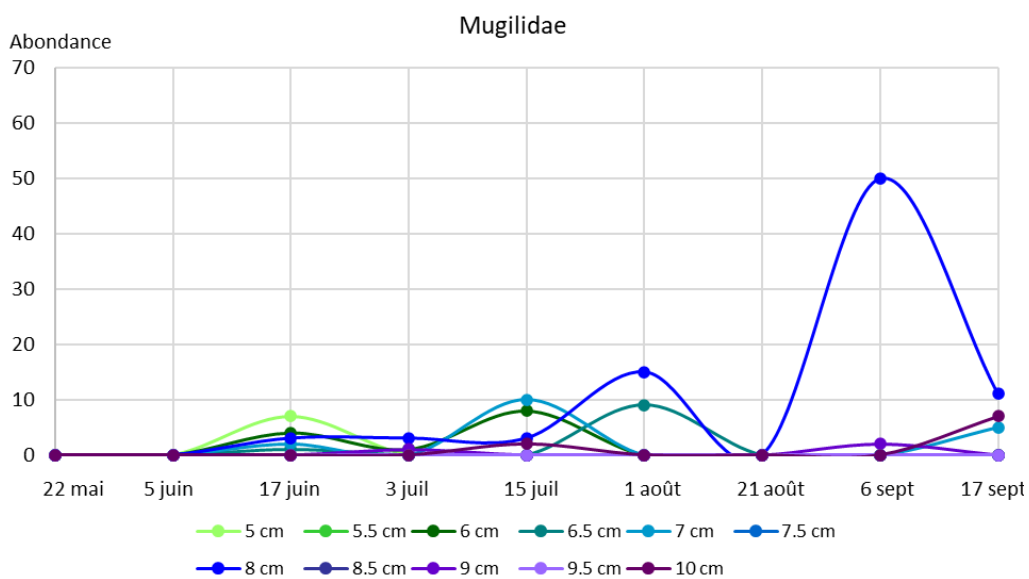


Figure 3-24. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de mugilidae observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

- *Symphodus sp.*

L'identification à l'espèce des jeunes recrues appartenant au genre *Symphodus* est difficile notamment dans les petites classes de taille. Pour éviter des erreurs d'identification, trois espèces ont été regroupées. Il s'agit de *Symphodus ocellatus*, *S. roissali* et *S. tinca*.

Les densités de juvéniles de ce groupe d'espèces ne présentent pas de différences significatives entre le récif de La Badine (0.4 ± 1.4 individu/10 m²) et celui de La Madrague de Giens (0.5 ± 1.9 individu/10 m² ; PERMANOVA : Pseudo-F = 0.138, $p = 0.725$).

Les juvéniles sont observés plus abondamment à partir de début août, où les valeurs de densité ne marquent plus de différences entre les campagnes d'observations (PWT entre le 1/08 et le 17/09 : $p > 0.05$; Figure 3-25 et Tableau 3-10). Ces individus ont des tailles comprises entre 2.0 et 3.0 cm (Figure 3-26).

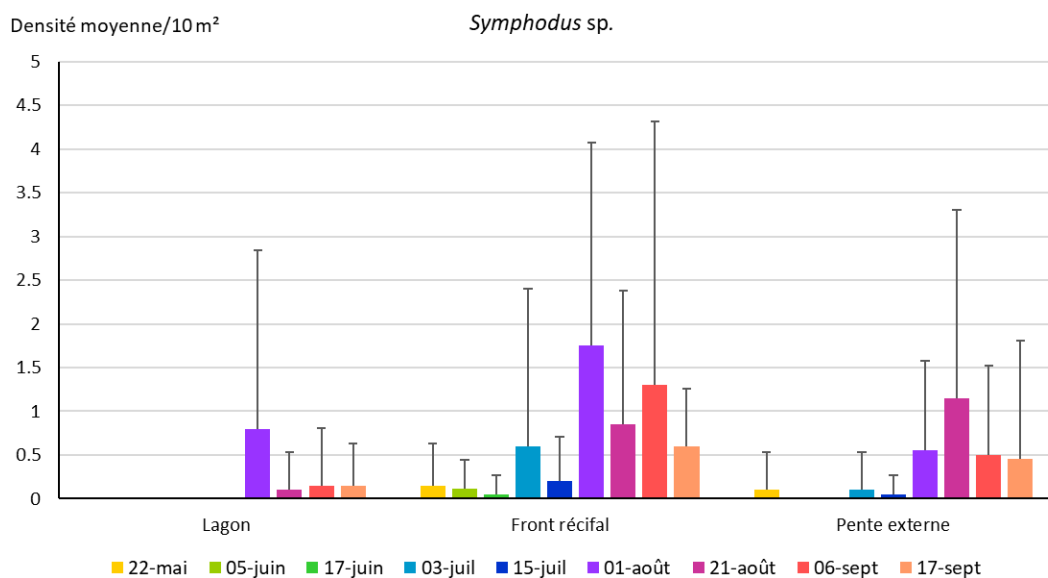


Figure 3-25. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Symphodus sp.* au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

Tableau 3-10. Densité moyenne par 10 m² (\pm écart type) de juvéniles de *Symphodus* sp. au niveau du lagon, du front récifal et de la pente externe au cours des campagnes d'échantillonnage dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019. Les cases vides correspondent à des valeurs nulles.

$\mu \pm \sigma$	Lagon	Front récifal	Pente externe
22-mai		0.2 \pm 0.5	0.1 \pm 0.4
05-juin		0.1 \pm 0.3	
17-juin		0.1 \pm 0.2	
03-juil		0.6 \pm 1.8	0.1 \pm 0.4
15-juil		0.2 \pm 0.5	0.1 \pm 0.2
01-août	0.8 \pm 2.0	1.8 \pm 2.3	0.6 \pm 1.0
21-août	0.1 \pm 0.4	0.9 \pm 1.5	1.2 \pm 2.2
06-sept	0.2 \pm 0.7	1.3 \pm 3.0	0.5 \pm 1.0
17-sept	0.2 \pm 0.5	0.6 \pm 0.7	0.5 \pm 1.4

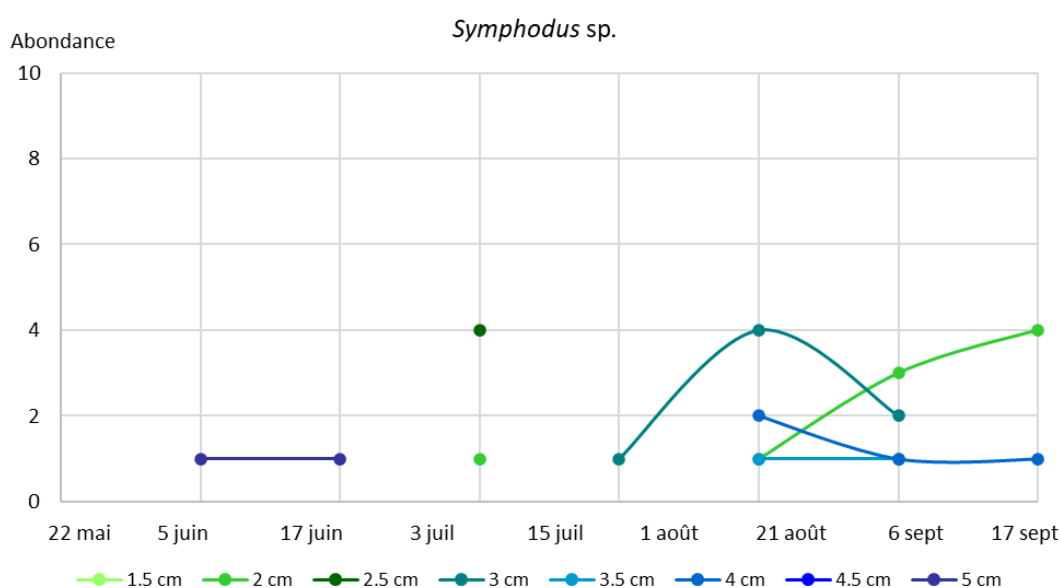


Figure 3-26. Abondance totale par classe de taille (longueur totale) des juvéniles de *Symphodus* sp. observés dans les récifs de La Badine et de La Madrague de Giens du 22 mai au 17 septembre 2019.

3.3.2.3. Composition des assemblages de juvéniles

L'analyse en coordonnées principales présentée à la Figure 3-27 permet de déterminer la composition des assemblages de juvéniles de poissons selon les habitats du lagon, du front récifal et de la pente externe, toutes dates confondues. La projection des stations selon l'axe 1 (qui explique 27.7% de la variabilité) et l'axe 2 (qui explique 16.7 % de la variabilité) permet de mettre en évidence des assemblages différents entre le lagon d'une part et le front récifal et la pente externe d'autre part. Les juvéniles de *Diplodus sargus*, *Mullus surmuletus*, de mugilidae et à un degré moindre de *D. puntazzo* sont fortement corrélés aux stations du lagon. Les athérines *Atherina* sp. et les saupes *Sarpa salpa* sont corrélées aux stations du front récifal et de la pente externe alors que *Oblada melanura*, *Symphodus* sp. et *D. annularis* sont plutôt associés à la pente externe.

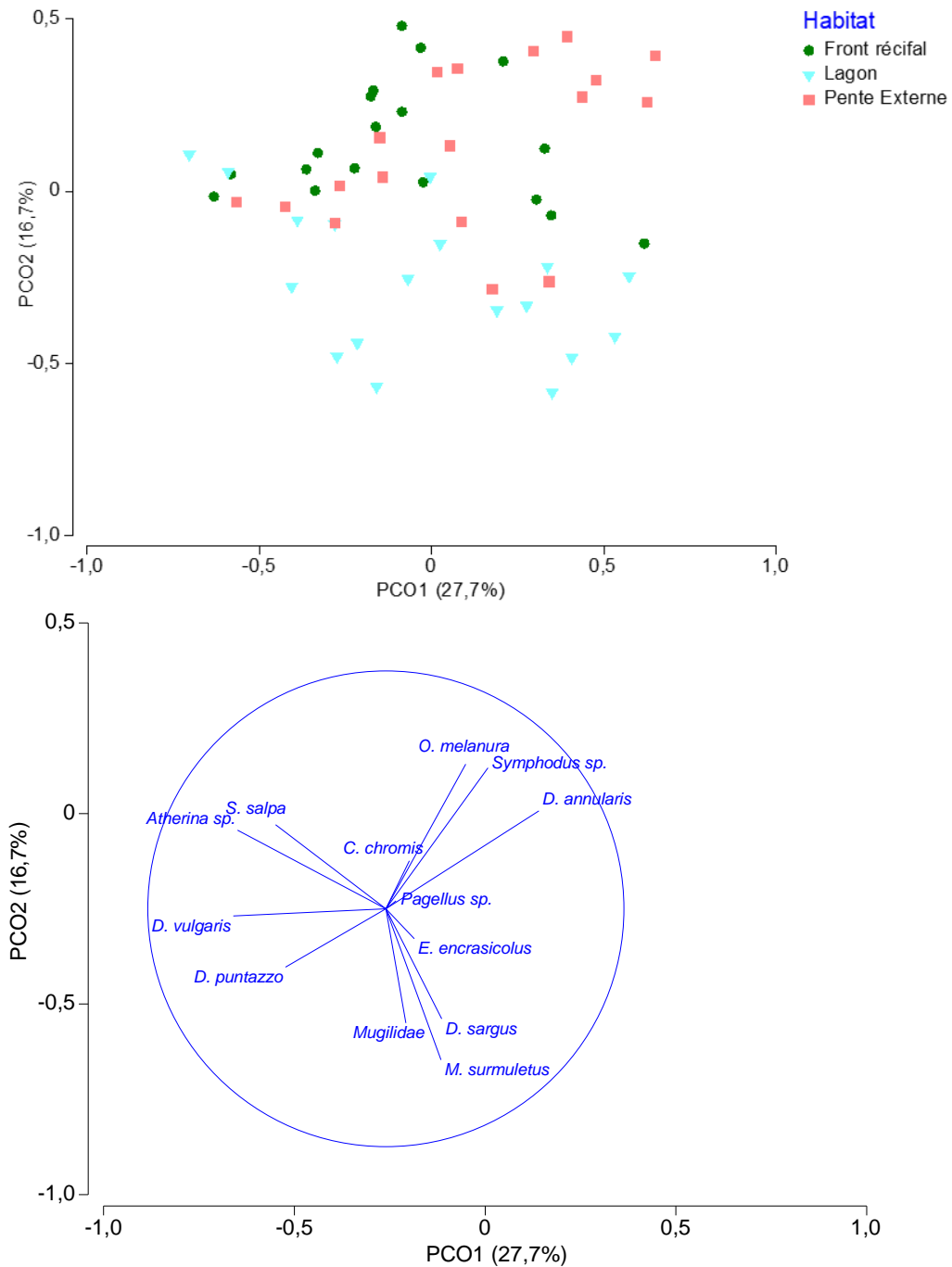


Figure 3-27. Analyse en coordonnées principales (PCO) des stations selon les campagnes du 22 mai au 17 septembre 2019 selon l'habitat (en haut) et projection des principaux taxons observés (en bas) (corrélation de Pearson).

A partir d'analyses SIMPER, la contribution spécifique des espèces aux 3 zones d'un récif a pu être déterminée, toutes campagnes confondues.

Dans la zone lagonaire, le sar *Diplodus vulgaris* et le rouget *Mullus surmuletus* apparaissent être les 2 espèces qui contribuent le plus aux assemblages de juvéniles, avec respectivement une contribution de 29,3 % et 20,5 %. Les espèces suivantes, les sars *Diplodus annularis* (11,1 % de contribution) et *Diplodus sargus* (10,5 % de contribution) contribuent pour deux fois moins (Tableau 3-11).

Au niveau du front récifal, ce sont des espèces grégaires ou en recherche de relief, de verticalité qui contribuent le plus au patron de composition d'assemblages de juvéniles, à savoir *Atherina* sp. (31.4 % de contribution) et la saupe *Sarpa salpa* (21.0 % de contribution). Les sars *D. annularis* (14.4 % de contribution) et *D. vulgaris* (14.2 % de contribution) contribuent également au patron des assemblages, mais 2 fois moins que les athérines (Tableau 3-12).

Alors que le cortège d'espèces est dominé par les sars et dans une moindre mesure les sparidés avec la saupe, dans le lagon et sur le front des récifs, en pente externe, le patron des assemblages de juvéniles est marqué par la présence de nouvelles espèces comme la castagnole *Chromis chromis*, l'anchois *Engraulis encrasicolus* et les pageots *Pagellus* spp. aux contributions malgré tout faibles. Inversement, les mugilidae ne contribuent pas au patron des assemblages en pente externe. En pente externe, le sar *D. annularis* (25.0 % de contribution), les athérines *Atherina* sp. (21.4 % de contribution) et l'oblade *Oblada melanura* (16.7 % de contribution) sont les principales espèces qui dessinent les assemblages (Tableau 3-13).

Tableau 3-11. Résultats de l'analyse SIMPER des taxons expliquant la contribution des principaux taxons aux assemblages de juvéniles de la zone du lagon (distance moyenne de dissimilarité = 39.1).

Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
<i>Diplodus vulgaris</i>	11.5	29.3	29.3
<i>Mullus surmuletus</i>	8.0	20.5	49.8
<i>Diplodus annularis</i>	4.4	11.1	60.9
<i>Diplodus sargus</i>	4.1	10.5	71.4
<i>Sarpa salpa</i>	3.4	8.7	80.1
<i>Atherina</i> sp.	3.3	8.5	88.6
Mugilidae	2.6	6.5	95.1
<i>Diplodus puntazzo</i>	1.2	3.0	98.1
<i>Symphodus</i> sp.	0.6	1.6	99.7
<i>Oblada melanura</i>	0.1	0.3	100.0

Tableau 3-12. Résultats de l'analyse SIMPER des taxons expliquant la contribution des principaux taxons aux assemblages de juvéniles de la zone du front récifal (distance moyenne de dissimilarité = 52.5).

Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
<i>Atherina</i> sp.	16.5	31.4	31.4
<i>Sarpa salpa</i>	11.0	21.0	52.4
<i>Diplodus annularis</i>	7.6	14.4	66.8
<i>Diplodus vulgaris</i>	7.5	14.2	81.0
<i>Symphodus</i> sp.	7.1	13.6	94.5
<i>Diplodus sargus</i>	1.4	2.7	97.3
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.5	1.0	98.2
<i>Oblada melanura</i>	0.5	0.9	99.2
Mugilidae	0.3	0.6	99.7
<i>Mullus surmuletus</i>	0.1	0.3	100.0

Tableau 3-13. Résultats de l'analyse SIMPER des taxons expliquant la contribution des principaux taxons aux assemblages de juvéniles de la zone de pente externe du récif (distance moyenne de dissimilarité = 29.0).

Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
<i>Diplodus annularis</i>	7.3	25.0	25.0
<i>Atherina</i> sp.	6.2	21.4	46.4
<i>Oblada melanura</i>	4.8	16.7	63.0
<i>Symphodus</i> sp.	3.8	13.1	76.1
<i>Diplodus vulgaris</i>	2.9	10.1	86.2
<i>Sarpa salpa</i>	2.8	9.7	95.9
<i>Chromis chromis</i>	0.5	1.7	97.6
<i>Diplodus sargus</i>	0.3	0.9	98.5
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0.2	0.8	99.2
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.2	0.5	99.8
<i>Pagellus</i> sp.	0.1	0.2	99.9
<i>Mullus surmuletus</i>	0.0	0.1	100.0

Au cours du temps, l'installation et le recrutement des espèces se sont succédés, et à partir d'analyses SIMPER, la contribution spécifique des espèces lors de chaque campagne d'acquisition de données a été déterminée (Tableau 3-14). Au printemps et jusqu'à début juillet, les athérines (entre 29 % de contribution le 3 juillet et 45 % le 5 juin) sont le groupe d'espèces qui contribue le plus aux patrons d'assemblages d'espèces observés, suivi par le sar à tête noire *D. vulgaris* et la saupe *S. salpa*. Mi-juillet, c'est le sar commun *D. sargus* qui influence le patron des assemblages avec une contribution de 33 %, loin devant l'espèce suivante qui est *D. vulgaris* et qui ne contribue que pour 17 %. En août et septembre, ce sont le sparailon *D. annularis* (entre 25 % de contribution le 1^{er} août et 48 % le 6 septembre) et les *Symphodus* sp. (entre 17 % de contribution le 6 septembre et 21% le 1^{er} août) qui caractérisent les assemblages.

Tableau 3-14. Résultats de l'analyse SIMPER des taxons expliquant l'évolution des différences dans les assemblages de juvéniles, tous sites et toutes zones du récif confondus.

22 mai (distance moyenne de dissimilarité = 48.6)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Atherina</i> sp.	17.6	36.2	36.2
	<i>Diplodus vulgaris</i>	15.6	32.0	68.3
	<i>Sarpa salpa</i>	12.7	26.1	94.4
	<i>Symphodus</i> sp.	1.7	3.6	97.9
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0.6	1.3	99.2
	<i>Diplodus sargus</i>	0.4	0.8	100.0
5 juin (distance moyenne de dissimilarité = 36.8)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Atherina</i> sp.	16.4	44.6	44.6
	<i>Sarpa salpa</i>	9.7	26.2	70.8
	<i>Diplodus vulgaris</i>	7.9	21.3	92.1
	<i>Diplodus puntazzo</i>	1.5	4.0	96.1
	<i>Diplodus annularis</i>	1.4	3.9	100.0
17 juin (distance moyenne de dissimilarité = 56.5)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Atherina</i> sp.	22.4	39.6	39.6
	<i>Diplodus vulgaris</i>	16.5	29.3	68.8
	<i>Diplodus puntazzo</i>	9.5	16.8	85.6
	<i>Sarpa salpa</i>	6.3	11.2	96.8
	<i>Diplodus annularis</i>	1.8	3.2	100.0
3 juillet (distance moyenne de dissimilarité = 47.4)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Atherina</i> sp.	13.8	29.2	29.2
	<i>Sarpa salpa</i>	13.6	28.7	57.9
	<i>Diplodus vulgaris</i>	10.8	22.7	80.6
	<i>Diplodus annularis</i>	3.2	6.7	87.3
	<i>Mullus surmuletus</i>	2.0	4.1	91.4
	<i>Symphodus</i> sp.	1.6	3.5	94.8
	<i>Diplodus puntazzo</i>	1.2	2.5	97.3
	<i>Diplodus sargus</i>	0.8	1.7	99.0
	Mugilidae	0.5	1.0	100.0
15 juillet (distance moyenne de dissimilarité = 47.4)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Diplodus sargus</i>	10.3	33.5	33.5
	<i>Diplodus vulgaris</i>	5.3	17.3	50.8
	<i>Atherina</i> sp.	4.8	15.7	66.5
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	2.3	7.4	73.9
	<i>Sarpa salpa</i>	2.2	7.2	81.0
	<i>Mullus surmuletus</i>	2.0	6.4	87.4
	Mugilidae	1.2	4.0	91.4
	<i>Symphodus</i> sp.	1.0	3.3	94.7
	<i>Diplodus annularis</i>	0.9	2.8	97.5
	<i>Oblada melanura</i>	0.8	2.5	100.0
1 août (distance moyenne de dissimilarité = 54.7)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Diplodus annularis</i>	13.5	24.6	24.6
	<i>Symphodus</i> sp.	11.6	21.2	45.7
	<i>Atherina</i> sp.	10.2	18.7	64.4
	<i>Sarpa salpa</i>	7.5	13.6	78.0
	<i>Oblada melanura</i>	6.1	11.2	89.2
	<i>Diplodus vulgaris</i>	2.2	4.0	93.1
	<i>Mullus surmuletus</i>	1.6	2.8	96.0
	<i>Diplodus sargus</i>	1.4	2.6	98.5
	Mugilidae	0.8	1.5	100.0
21 août (distance moyenne de dissimilarité = 40.4)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Diplodus annularis</i>	18.0	44.6	44.6
	<i>Symphodus</i> sp.	8.1	20.0	64.6
	<i>Diplodus vulgaris</i>	5.5	13.5	78.1
	<i>Mullus surmuletus</i>	4.6	11.4	89.5
	<i>Oblada melanura</i>	2.2	5.6	95.1
	<i>Atherina</i> sp.	1.5	3.7	98.7
	<i>Diplodus sargus</i>	0.3	0.7	99.5
	<i>Sarpa salpa</i>	0.2	0.5	100.0
6 septembre (distance moyenne de dissimilarité = 40.1)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Diplodus annularis</i>	19.0	47.5	47.5
	<i>Symphodus</i> sp.	6.7	16.7	64.2
	<i>Oblada melanura</i>	4.5	11.3	75.5
	<i>Sarpa salpa</i>	4.0	9.9	85.4
	<i>Diplodus sargus</i>	3.3	8.3	93.7
	<i>Diplodus vulgaris</i>	1.5	3.7	97.4
	<i>Mullus surmuletus</i>	1.0	2.6	100.0
17 septembre (distance moyenne de dissimilarité = 41.9)	Taxons	Moyenne dissimilarité	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
	<i>Diplodus annularis</i>	19.0	45.4	45.4
	<i>Symphodus</i> sp.	8.7	20.8	66.2
	<i>Diplodus sargus</i>	4.4	10.5	76.7
	Mugilidae	3.4	8.0	84.8
	<i>Oblada melanura</i>	2.6	6.1	90.9
	<i>Diplodus vulgaris</i>	2.3	5.5	96.3
<i>Mullus surmuletus</i>	1.6	3.7	100.0	

3.3.2.4. Comparaison des peuplements de juvéniles observés au sein d'une formation récifale et de l'habitat générique environnant correspondant

La richesse taxonomique moyenne (nombre de taxons/10 m² : diversité spécifique ponctuelle – *point diversity*) est plus élevée dans les zones de lagon (Badine, Madrague) et de substrat meuble de référence (Giens) qu'en pente externe des deux formations récifales et dans l'herbier de référence à Giens (Figure 3-28).

Dans le premier cas, le site de La Badine présente une richesse importante avec en moyenne 3.0 ± 1.0 taxons/transect, suivi du site de Giens (1.9 ± 1.0 taxons/transect ; PWT Badine-Giens : $p = 0.052$) et enfin du site de La Madrague de Giens (1.4 ± 1.4 taxons/transect ; PWT Giens-Madrague : $p = 0.226$). Concernant les habitats de pente externe et herbier, la richesse taxonomique moyenne est 2 fois plus élevée dans l'habitat générique de Giens (1.1 ± 0.3 taxons/transect), qu'à La Badine (0.6 ± 0.7 taxon/transect ; PWT Giens-Badine : $p = 0.066$) et à La Madrague de Giens où des différences sont notées (0.4 ± 0.5 taxon/transect ; PWT Giens-Madrague : $p = 0.009$).

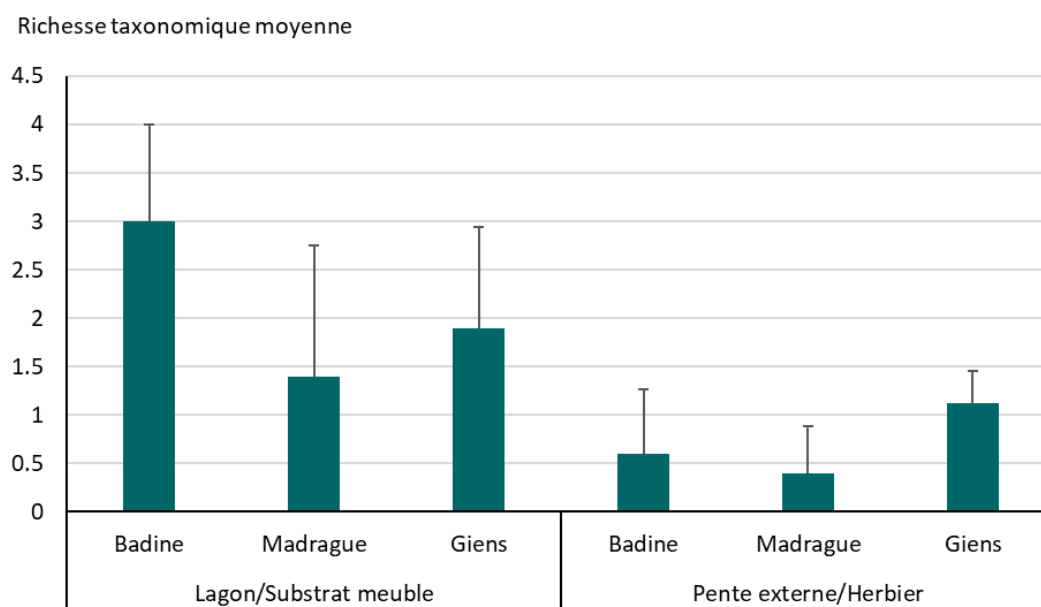


Figure 3-28. Richesse taxonomique moyenne (nombre de taxons par 10 m² - *point diversity* ; ± écart type) observée dans le lagon/substrat meuble et dans la pente externe/herbier de posidonie des sites de récifs barrières de La Badine et de La Madrague et d'habitats génériques de Giens.

La densité moyenne de juvéniles observés dans le lagon de la formation récifale à La Badine (6.2 ± 3.2 individus/10 m²) et sur le substrat meuble de référence de Giens (5.6 ± 5.5 individus/10 m²) est comparable. La densité moyenne de juvéniles est presque 2 fois moindre dans la zone de lagon du récif de La Madrague de Giens (2.8 ± 2.9 individus/10 m²). Cependant, cette différence n'est pas significative (PERMANOVA : Pseudo-F = 3.276, $p = 0.062$). Il en est de même pour les zones d'herbier en pente externe des récifs de La Badine ($10.7 \pm$

29.8 individus/10 m²) et de La Madrague de Giens (5.6 ± 14.8 individus/10 m²) et l'herbier de référence de Giens (5.0 ± 9.5 individus/10 m²) qui ne présentent pas de différences significatives de densité moyenne (PERMANOVA : Pseudo-F = 0.363, $p = 0.73$) (Figure 3-29).

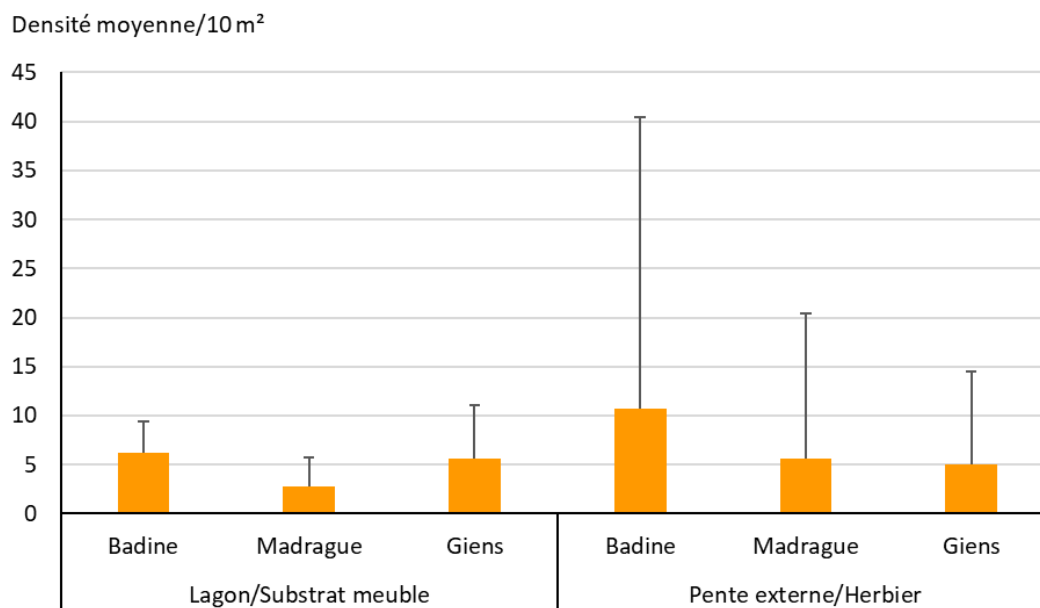


Figure 3-29. Densité moyenne (± écart type) de juvéniles de poissons observée dans le lagon/substrat meuble et dans la pente externe/herbier de posidonie des sites de récifs barrières de la Badine et de la Madrague et d'habitats génériques de Giens.

L'analyse en PCO permet de caractériser les sites étudiés selon la composition de leurs assemblages de juvéniles de poissons (Figure 3-30). L'assemblage du lagon du récif de La Madrague de Giens est moins diversifié que ceux du lagon du récif de La Badine et de la station de substrat meuble de Giens. A La Madrague de Giens, ce sont les espèces de sars *D. vulgaris*, *D. annularis* et le marbré *L. mormyrus* qui expliquent le plus l'ordination des répliqués dans le lagon. La composition des assemblages du récif de La Badine et de la station de Giens, semble plus proche avec l'inclusion d'espèces comme les sars *D. sargus*, *D. puntazzo*, les mugilidae et la saupe *S. salpa*.

La même analyse appliquée à la zone de pente externe des récifs de La Badine et La Madrague de Giens et à la station d'herbier de référence de Giens ne révèle pas de patron particulier. Les 3 assemblages de juvéniles apparaissent similaires.

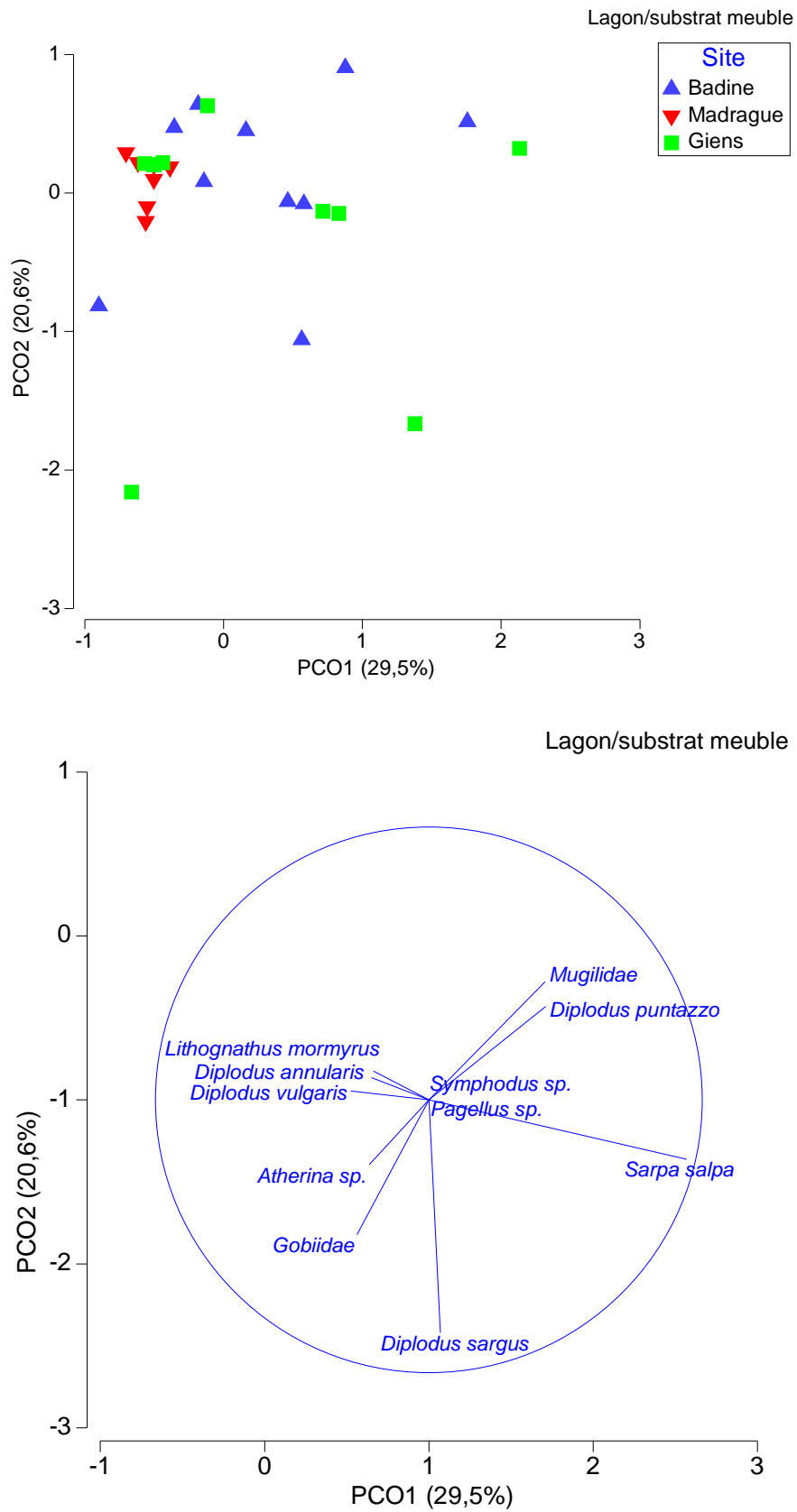


Figure 3-30. Analyse en coordonnées principales (PCO) des répliqués de lagon des récifs de la Badine et de la Madrague de Giens et des répliqués sur substrat meuble autour de Giens (en haut) et projection des principaux taxons observés (corrélation de Pearson) (en bas).

3.4. Discussion

Le présent travail a pour objectif d'examiner si la construction particulière des récifs de posidonie optimise la fonction nurserie de l'herbier de posidonie. Le cortège d'espèces composant le peuplement juvénile et son abondance ont donc été comparés entre 2 récifs ateliers situés sur la presqu'île de Giens : La Badine et La Madrague de Giens. Au sein de ces sites ateliers, ce peuplement a ensuite été examiné à l'échelle des 3 zones particulières qui constituent la morphologie du récif : le lagon, le front et la pente externe. Enfin, ces résultats ont été comparés à ceux obtenus sur les habitats similaires d'herbier et de substrats meubles situés à proximité. Nous avons cherché à voir quelles différences étaient significatives et à quelle échelle, et ensuite à analyser les cortèges d'espèces associés à ces différentes entités pour en déduire des éléments de compréhension de la fonction nurserie dans les petits fonds des récifs de posidonie.

Relativement peu d'espèces dépendent strictement des habitats d'herbier en phase d'installation (Franco *et al.*, 2006 ; Bussotti & Guidetti, 2011). On peut citer les labridés en général et certaines espèces de sparidés comme *Diplodus annularis* et *Spondyllosoma cantharus*, mais aussi *Dentex dentex*, *Pagellus* spp. et le corb *Sciaena umbra*. Entre cette phase d'installation et avant le recrutement à la population adultes, lorsque les juvéniles grandissent, l'habitat herbier occupe une place plus importante. Rapportées à la surface couverte par les herbiers en Méditerranée, même des densités qui semblent peu élevées dans les comptages visuels peuvent s'avérer considérables et la preuve d'une phase vitale pour certaines espèces. Ces quelques juvéniles que nous observons en mettant un masque à l'abri du front récifal peuvent significativement contribuer au recrutement des populations adultes et pour beaucoup d'espèces d'intérêt halieutique. Si les densités de juvéniles observées dans les récifs barrières sont inférieures à celles des petits fonds rocheux (Le Diréach *et al.*, 2015), il ne faut pas pour autant disqualifier l'herbier dans son rôle d'habitat essentiel (Beck *et al.*, 2001). Harmelin-Vivien *et al.* (1995), Francour (1997), Francour & Le Diréach (1994), Guidetti & Bussotti (1998) ont montré en Méditerranée l'importance des herbiers de posidonie superficiels en tant que zones de nurserie, surtout dans les milieux abrités. En raison de la densité des faisceaux de posidonie, la contribution de certaines espèces très abondantes comme les labridés et les scorpaenidés est sous-estimée de façon importante par comptages visuels mais non dans des prélèvements aux arts trainants (dragues, petits ganguis), mais aussi celle d'espèces emblématiques comme le corb *Sciaena umbra* ou d'intérêt halieutique comme le denti *Dentex dentex* qui vivent sous la canopée de posidonie la journée et sont difficiles à détecter entre les feuilles. Plus l'habitat est structuré, plus la détection visuelle des poissons est difficile. Le biais est plus élevé dans l'herbier que sur substrats rocheux et sur fonds meubles. Ainsi les espèces cryptiques et les poissons homochromiques de petite taille comme *Diplodus annularis* sont sous-estimées dans les recensements de juvéniles par comptages visuels.

3.4.1. Estimer la performance des récifs de posidonie dans leurs différentes composantes vis-à-vis des habitats alentours situés à même profondeur

Importance de la profondeur

Pour de nombreuses espèces côtières, les juvéniles sont plus ou moins séparés des adultes par la profondeur, les adultes occupant une tranche de profondeur supérieure (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995). La faible profondeur peut être évoquée en premier parmi les déterminants de l'efficacité des petits fonds, et des récifs de posidonie en particulier, en favorisant une séparation entre juvéniles et adultes et donc en protégeant les jeunes stades de la prédation (dont le cannibalisme).

Comparaisons entre zones de la formation récifale

La richesse taxonomique varie au cours du temps et selon les parties du récif, en lien avec les périodes de recrutement et les préférences des différentes espèces.

Le nombre moyen de taxons est significativement plus élevé au niveau du front récifal et du lagon qu'au niveau de la pente externe. Il en est de même pour la densité moyenne de juvéniles, tous taxons confondus. Au sein d'une formation récifale, la partie frontale présente une richesse taxonomique et une densité de juvéniles plus élevées par rapport aux deux autres zones.

Des travaux comparant la structure des peuplements de poissons en fonction de la nature des habitats ont démontré un peu partout dans le monde que la richesse spécifique est plus élevée dans les herbiers et plus faible dans les substrats meubles non végétalisés (Jenkins & Wheatley, 1998 ; Guidetti, 2000). Guidetti (2000) obtient ainsi des valeurs de richesse spécifique maximales dans l'herbier en comparaison des fonds meubles et aussi de la roche.

Comparaisons entre sites

1/ à l'échelle des sites

La densité moyenne globale de juvéniles ne présente pas de différence significative entre le site de La Badine et celui de La Madrague de Giens.

L'absence de différence entre les 2 sites peut être due au mélange des espèces et à la contribution non négligeable d'espèces grégaires et planctonophages ne manifestant pas de préférences pour un habitat benthique donné (Connolly, 1994a et b ; Guidetti & Bussotti, 2002).

2/ à l'échelle des zones et avec les habitats de référence

Si l'on compare les sites non plus globalement, mais à l'échelle des 3 zones de leurs formations récifales, des différences deviennent significatives. Le récif de posidonie de La Badine obtient

globalement des scores supérieurs à ceux du récif de La Madrague de Giens en richesse taxonomique et en densité de juvéniles dans le lagon et sur la pente externe.

La richesse taxonomique moyenne est plus élevée dans les zones de lagon (Badine, Madrague) et de substrat meuble de référence (Giens) qu'en pente externe des deux formations récifales et dans l'herbier de référence à Giens. **Le lagon est un hot spot de diversité spécifique ponctuelle (*point diversity*) à l'intérieur des récifs**, mais la richesse taxonomique des lagons échantillonnés n'est pas supérieure à celle des substrats meubles des petits fonds de la presqu'île de Giens.

La richesse taxonomique de la pente externe des récifs est 2 fois moins élevée que celle des herbiers de petits fonds de la presqu'île de Giens.

Le lagon, comme la pente externe, ne présentent pas de richesse taxonomique supérieure aux autres petits fonds.

La densité moyenne de juvéniles dans le lagon est équivalente à celle des substrats meubles de petits fonds de la presqu'île de Giens. Il en est de même entre la pente externe de l'herbier et les herbiers de petits fonds de la presqu'île de Giens où les valeurs de densité moyenne ne sont pas significativement différentes.

Le récif de La Badine présente une densité moyenne 2 fois plus élevée sur la pente externe que celle des petits fonds d'herbier de la presqu'île de Giens, ce qui n'est pas le cas pour La Madrague de Giens.

Seule la pente externe de La Badine présente une densité de juvéniles plus élevée que celle des petits fonds. Le site de La Badine est sur la face Est du tombolo de Giens, abrité du Mistral qui est un vent froid dominant de la région. Les eaux y sont plus calmes qu'à La Madrague de Giens, même en pente externe, et probablement plus propice au développement des juvéniles.

Au regard des 2 variables : richesse spécifique (*point diversity*) et densité de juvéniles, les habitats des zones de lagon et de la pente externe de La Madrague de Giens ne sont donc pas plus 'performants' en termes de richesse spécifique et de densité que ceux des habitats de référence : substrat meuble et herbier de petits fonds de la presqu'île de Giens. **C'est au niveau du front des récifs que les richesses spécifiques et les densités sont les plus élevées.** Les prospections dans d'autres récifs barrières du Var ont d'ailleurs montré que la composition des assemblages est beaucoup plus variable et diversifiée au niveau du front et de la pente externe qu'au niveau du lagon (Le Diréach *et al.*, 2015).

Dans le test de notre hypothèse d'efficacité des formations récifales par rapport à l'herbier classique, il semblerait donc que toutes choses ne soient pas égales par ailleurs et que la situation géomorphologique des récifs joue un rôle important au regard de la fonction de nurserie. Par exemple, il est possible que la localisation plus ouverte aux courants (Est en particulier) et à la circulation des eaux en général, fasse de La Badine un site plus performant que La Madrague de Giens pour l'installation des juvéniles des espèces dominantes au regard

de la densité de juvéniles. Dans notre travail axé sur la nature des habitats, ce résultat vient nous rappeler l'importance des courants dans la dispersion et le devenir des produits de la ponte, qui peut s'effectuer au large pour bien des espèces.

La composition sédimentaire du lagon de La Madrague de Giens montre d'ailleurs une proportion de vase dominante et offre une zone très calme favorable au rouget *Mullus surmuletus* alors que La Badine présente une importante fraction de graviers et de sable, mais aussi plus d'agitation, qui sont des facteurs favorables au recrutement de *Diplodus vulgaris* en particulier. Cette espèce y présente des occurrences 3 fois plus élevées qu'à La Madrague de Giens.

Les résultats montrent également des densités et des occurrences plus élevées de *Diplodus annularis* à La Madrague de Giens qu'à La Badine, alors que *Diplodus sargus* ne présente pas de différence d'occurrence entre les 2 sites.

Différentes échelles d'observation et de variabilité

Les comparaisons qui viennent d'être faites montrent que l'ensemble du récif comprenant les 3 zones est plus 'performant' que les parties lagon et pente externe séparément comparées aux sites de référence. Nous avons déjà observé dans le cadre du programme NUHAGE que la richesse spécifique totale (diversité gamma : 31) et la densité moyenne réduite (8.9 individus par 10 m²) en juvéniles étaient plus élevées à l'intérieur du complexe fonctionnel 'récif barrière', avec la prise en compte des échanges entre la zone de front, la partie lagonaire et la pente externe du récif, que pris séparément (richesse spécifique – *point diversity*, et densité de juvéniles plus faibles).

Garcia-Charton *et al.* (2004) ont montré qu'aux échelles petite et intermédiaire, la structure de l'habitat est responsable d'une grande part des différences observées dans la variabilité spatiale de la structure des assemblages de poissons. En revanche celle-ci semble être largement déterminée à grande échelle par des différences de capacité d'accueil locale et des conditions hydro-dynamiques. Cela a également été étudié dans les herbiers d'Australie où l'effet de la complexité physique semble affecter l'abondance et la répartition des poissons différemment à l'échelle locale ou à l'échelle d'une baie (Bell & Westoby, 1986a et b).

Beck *et al.* (2001) rappellent que le rôle de nurserie joué par les habitats des petits fonds doit être évalué en tenant compte de l'échelle spatiale la plus pertinente. Cette question est importante pour la gestion. Moranta *et al.* (2006) montrent que, dans les herbiers, la variabilité spatiale à petite échelle (< 1 km) est grande alors qu'elle n'est pas significative à échelle moyenne (< 10 km). Les caractéristiques locales de l'herbier ou la structure de l'habitat semblent donc être les facteurs principaux déterminant la similarité ou la dissimilarité des assemblages de poissons associés aux herbiers à petite échelle. Ce raisonnement est transposable au microhabitat intrasite des récifs barrières étudiés par rapport à l'échelle inter-

site. Toutefois, il faut rappeler que l'échelle spatiale d'observation au transect peut être considérée comme petite au regard de la mobilité de certaines espèces et que cela a une influence sur les variabilités observées.

Si les herbiers de différents sites en Méditerranée occidentale présentent une capacité d'accueil assez similaire, les conditions hydrodynamiques à grande échelle (dispersion des larves) et la structure de l'herbier à l'échelle inter-sites peuvent conduire à des communautés de poissons différentes. Moranta *et al.* (2006) montre par exemple que la différence de densité moyenne de microphages et d'omnivores est supérieure à l'intérieur des sites à celle entre sites.

Un habitat hébergeant une faible densité ou une faible richesse spécifique de juvéniles, à petite échelle, peut néanmoins présenter des caractéristiques très intéressantes lorsqu'il est considéré à une échelle plus grande, celle d'un paysage ou d'une configuration géomorphologique, c'est-à-dire de l'ordre de 1 à 10 hectares (Beck *et al.*, 2001 ; Le Diréach *et al.*, 2015).

Scénario du recrutement dans les récifs barrières

Le nombre moyen de taxons (*point diversity*) est significativement plus faible sur la pente externe qu'au niveau du front récifal et du lagon. Si la richesse spécifique est plus élevée globalement dans le lagon et sur le front récifal depuis le début des observations, au début de la saison chaude, cette tendance a l'air de s'inverser à la fin du mois d'août, au bénéfice de la pente externe. C'est aussi la période à laquelle les individus qui ont grandi vont étendre leur domaine d'évolution (*home-range*) et se disperser à partir de la pente externe vers des habitats moins superficiels.

Le 'hot spot' de densité de juvéniles est situé au niveau du front du récif, la densité moyenne y est significativement plus élevée que dans les 2 autres zones. Le front récifal pourrait jouer un rôle de barrage physique pour les postlarves dans le flux circulant. La zone frontale, plus élevée dans la colonne d'eau et donc plus proche de la surface pourrait jouer un rôle de captage des post-larves qui doivent nager dans la colonne d'eau. Cette structure élevée dans la colonne d'eau, plus proche de la surface, rapproche les post-larves et les juvéniles de leur habitat d'installation, en économisant leur dépense d'énergie.

La position intermédiaire du front, à l'interface entre lagon et herbier, présente des caractéristiques spécifiques en termes d'hydrodynamisme et de possibilités de s'alimenter. Les post-larves et juvéniles pourraient donc y être plus nombreux pendant un certain temps, puis se répartir de part et d'autre en grandissant, 1/ vers le lagon pour les espèces à affinité de substrats meubles et 2/ à l'abri du récif sur la pente externe pour les espèces à affinité d'herbier. Deux périodes d'afflux de juvéniles ont été observées pendant l'étude : au printemps

et au milieu de l'été. Des différences significatives sont alors visibles entre les 3 zones du récif (particulièrement avec la pente externe), alors qu'au début et à la fin de l'été, les différences ne sont pas significatives et la répartition des juvéniles semble s'homogénéiser entre les zones.

West & King (1996) ont montré l'importance, d'une part d'habitats végétalisés en tant que zone de recrutement et de nurserie pour certaines espèces et, d'autre part l'adéquation d'habitats non recouverts par la végétation en tant que zones d'alimentation des sub-adultes de nombreuses espèces. Dans bien des cas, plus d'une catégorie d'habitat peut être favorable à une espèce mais à des phases différentes de son développement (ponte, installation, croissance). C'est également vrai au sein de l'herbier pour l'évolution ontogénique de l'utilisation de l'habitat, décrite par Francour (1997) et Macpherson (1998).

3.4.2. Mieux comprendre le rôle de nurserie pour les poissons (fonction abri)

Composition des assemblages des 3 zones du récif de posidonie

Dans le présent travail, le lagon et le front récifal présentent les richesses taxonomiques et les densités de juvéniles les plus élevées.

L'assemblage du lagon, caractéristique des substrats meubles bien abrités, est différent de celui du front et de la pente externe. Parmi les espèces recensées de jour par comptage visuel, le sar *Diplodus vulgaris* et le rouget *Mullus surmuletus* sont celles qui contribuent le plus à l'assemblage de juvéniles du lagon des récifs de posidonie, suivies par les sars *D. annularis* et *D. sargus*.

Le front récifal et la pente externe présentent un assemblage similaire entre eux, caractéristique des herbiers des petits fonds.

Les athérines *Atherina* sp. et la saupe *Sarpa salpa* sont les espèces majeures de l'assemblage du front récifal, suivies par les sars *D. annularis* et *D. vulgaris*. Mais il faut souligner que les athérines sont présentes au-dessus de toutes les catégories de petits fonds.

L'assemblage de la pente externe est beaucoup plus diversifié et s'enrichit de la présence de la castagnole *Chromis chromis*, de l'anchois *Engraulis encrasicolus* et des pageots *Pagellus* spp. Le sar *D. annularis*, les athérines *Atherina* spp. et l'oblade *Oblada melanura* sont les espèces structurantes de cet assemblage.

Quelles espèces à quelle période ?

En Méditerranée, la richesse spécifique, la diversité et la densité des espèces necto-benthiques présentent une variation saisonnière avec des valeurs globales élevées en juillet et plus faibles en janvier (Deudero *et al.*, 2008). Ces résultats concordent avec les données collectées sur les herbiers de posidonie à peu près partout dans le bassin méditerranéen (Jiménez *et al.*, 1997). Certaines variations saisonnières s'observent en lien avec le cycle de recrutement des espèces

et avec la formation de rassemblements pour la reproduction comme chez la bogue *Boops boops* (Bussotti & Guidotti, 1999).

L'occurrence et la densité des individus des différentes espèces changent considérablement au cours des saisons. Si une majorité d'espèces se reproduit au début du printemps et de l'été conduisant à un recrutement de leur juvéniles dans les petits fonds à la période estivale, d'autres espèces recrutent néanmoins à l'automne (*Diplodus puntazzo*) ou l'hiver (*Solea* sp., *Dicentrarchus labrax*, *Sparus aurata*). Cela se traduit par une utilisation des mêmes habitats à faible profondeur par des espèces différentes tout au long de l'année (Le Diréach *et al.*, 2015), ce qui est montré ici par l'échantillonnages de décembre. Malheureusement la météorologie très perturbée en octobre et novembre 2019 (nombreux épisodes méditerranéens) et le contexte sanitaire lié à la pandémie du Covid19 en mars 2020, n'ont pas permis de terminer le suivi de l'évolution saisonnière à l'échelle des 2 sites ateliers. Nous n'avons donc pas pu échantillonner les dorades juvéniles au moment de leur période maximale de présence. Seuls les juvéniles de labridés occupent le même habitat que les adultes (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995 ; Green, 1996). En revanche, les pics de recrutement observés dans les herbiers peu profonds de *D. annularis* et *Spondyliosoma cantharus* (Le Diréach et Francour, 1998 ; Guidetti & Bussotti, 1998) montrent le lien spécifique de ces espèces à l'herbier en phase d'installation des post-larves.

Co-occurrence des espèces et assemblages

Garcia Rubies & Macpherson (1995) ont montré la co-occurrence de certaines espèces dans les petits fonds, par exemple entre espèces de labridés, *Diplodus puntazzo* avec *D. vulgaris*, *Serranus cabrilla* avec *Symphodus melanocercus* et *Ctenolabrus rupestris*. Il en est de même entre *D. annularis*, *Oblada melanura* et *Sarpa salpa* (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995). Ce type d'association contribue à la cohérence des assemblages observés dans différents sites, mais associés aux mêmes types d'habitats. Ils présentent les mêmes affinités au regard de l'habitat et probablement la même alimentation.

Au sein de la famille des sparidés l'absence de co-occurrence des différents *Diplodus* ayant des affinités pour les mêmes substrats s'explique en Méditerranée par des différences saisonnières entre leurs périodes de recrutement (Harmelin-Vivien *et al.*, 1995 ; Vigliola *et al.*, 1998).

Succession et affinités des espèces pour certains substrats

La littérature décrit largement les préférences manifestées par certaines espèces pour un habitat particulier, parfois à un stade précis. Ainsi, comme pour les adultes, la densité globale de juvéniles dans les assemblages varie moins que celle des principales familles (Francour, 2000).

Le suivi des espèces du genre *Diplodus* dans les 2 sites atelier durant l'étude montre leur succession au sein des récifs de posidonie en évitant une compétition interspécifique dans l'utilisation des habitats et des ressources alimentaires (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995).

Diplodus annularis est l'un des 'champions' du récif barrière : il présente des occurrences dans les réplicats supérieures à 15 % dans les 3 zones des récifs. Sa répartition était particulièrement homogène à La Madrague de Giens. Pour les post-larves de *D. annularis* comme celles de *Spondyliosoma cantharus*, le récif barrière n'est pas l'habitat d'installation qui est plutôt situé dans des cratères sableux, au beau milieu des herbiers, à environ 10 m de profondeur (Francour, 1997 ; Le Diréach & Francour, 1998). Cela ne les empêche pas par la suite d'être abondants près du bord jusque dans le lagon des récifs.

Diplodus vulgaris a une affinité pour les fonds meubles et c'est sur la pente externe que les occurrences de cette espèce sont les plus faibles.

Diplodus puntazzo présentait des occurrences relativement faibles par zone dans cette étude car le mauvais temps n'a pas permis de le recenser au moment de sa période de recrutement automnale. Il est donc surtout abondant lors de la mission de décembre.

Parmi les sparidés, le canthare *Spondyliosoma cantharus* n'a été observé que sur la pente externe du récif, ce qui correspond à son affinité à ce stade pour l'herbier (Guidetti, 2000) et à son habitat au moment de l'installation au milieu des herbiers à *P. oceanica*. Des juvéniles de dorades *Sparus aurata* ont été observés surtout dans le lagon. Les oblades *Oblada melanura*, comme d'autres espèces à caractère agrégatif (atherines, saupe), sont plus présentes sur le front ou sur la pente externe des récifs de posidonie. Les occurrences de cette espèce étaient 3 fois plus élevées à La Badine qu'à La Madrague de Giens. Le denti *Dentex dentex* a été observé à La Madrague de Giens, mais il est rare et probablement aussi difficile à observer dans l'herbier. Des pageots ont été observés sur la pente externe du récif à La Badine. La saupe *Sarpa salpa*, qui s'installe plutôt dans les petits fonds de gravier, de sable ou de petits blocs en mode battu en hiver, est beaucoup plus abondante au niveau du front du récif et présentait des occurrences 3 fois plus élevées à La Badine qu'à La Madrague de Giens. Le marbré *Lithognathus mormyrus* a peu été observé (maximum 2 % d'occurrence dans le lagon de La Madrague de Giens). Le marbré comme le rouget est une espèce associée aux fonds meubles (Guidetti, 2000 ; Rouanet *et al.*, 2020). On remarquera que toutes ces espèces de sparidés sont des espèces d'intérêt halieutique.

Le rouget *Mullus surmuletus* est l'une des espèces les mieux représentées dans les lagons où il totalise 45 % des occurrences à La Madrague de Giens et 39 % à La Badine. Garcia-Rubies & Macpherson (1995) précisent que pour cette espèce et pour *Symphodus cinereus*, la posidonie constitue l'exclusif habitat de recrutement et démontrent aussi l'affinité que manifestent ensuite les juvéniles de rouget pour les fonds comportant une large proportion de sable. En grandissant, il fréquente substrats meubles et herbiers. Cette espèce microcarnivore (de même que *Serranus cabrilla*, qui chasse à l'affût et *Symphodus tinca*) est fortement associée aux herbiers fragmentés (Vega Fernandez *et al.*, 2005). Les herbiers les plus fragmentés conviennent aux espèces qui ont une alimentation généraliste : les prédateurs visuels y détectent mieux les proies.

Les labridés sont représentés par au moins 6 espèces dans les récifs de posidonie et présentent des occurrences comprises entre 1 et 9 % des répliquats selon les espèces à La Badine comme à La Madrague de Giens. Ces occurrences paraissent faibles au regard de l'importance des labridés et en particulier de *Symphodus ocellatus* dans l'herbier, mais en fait leur densité est équivalente et parfois supérieure à celle des sparidés. Le genre *Symphodus* est le plus abondant dans l'herbier (> 40 % des poissons capturés dans l'herbier ; Zupo & Stübing, 2010). *Coris julis*, en général très abondant dans les petits fonds, présente des densités et des occurrences relativement faibles dans les comptages des récifs de posidonie, alors qu'il recrute dans l'herbier et affectionne les interfaces. Cette espèce a tendance à former des petits bancs d'individus de même taille (Garcia-Rubies & Macpherson 1995). De même, l'absence de scorpaenidés, notamment de *Scorpaena porcus* espèce importante dans le cortège des juvéniles de l'herbier (Moranta *et al.*, 2006) doit être soulignée. La méthode visuelle d'observation ne permet pas de dénombrer correctement les labridés et les scorpaenidés cryptiques, dissimulés entre les rhizomes et les faisceaux de feuilles. Pour les espèces moins fréquentes comme le denti *D. dentex* ou encore le corb *Sciaena umbra*, les faibles densités correspondent à leur rareté dans le milieu et viennent ajouter à la difficulté par cette méthode de rencontrer des juvéniles peu fréquents et dissimulés dans la frondaison des posidonies.

Importance des écotones et mosaïques d'habitats

Un récif de posidonie peut être considéré comme une mosaïque d'habitats présentant des variations de composition d'habitats d'herbier à *Posidonia oceanica* vivant et mort et de substrats meubles. À l'efficacité de chacune des parties peut s'ajouter celle de la complexité de leur assemblage.

Avec leur lagon, les récifs de posidonie comptent structurellement un périmètre important de bordures d'herbier sur substrats meubles. La présence de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltei* dans le lagon est également une combinaison favorable avec les substrats meubles pour augmenter la richesse spécifique et la densité en juvéniles (Guidetti & Bussotti, 2000, 2002 ; Le Diréach *et al.*, 2015). Parmi les espèces qui affectionnent des **combinaisons** de substrat (les zones d'interface entre 2 habitats ou les mosaïques d'au moins 3 habitats), on peut trouver *Coris julis* et *Mullus surmuletus* aux interfaces herbier-sable et les sparidés *Diplodus puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, et *Sarpa salpa* qui préfèrent des fonds variés comportant du sable, des graviers ou des petits blocs. Les densités de juvéniles de ces espèces ont donc tendance à augmenter sur les zones de bordure et les associations de différents habitats comme herbier et substrats meubles (Le Diréach *et al.*, 2015). C'est également vrai dans les récifs de posidonie. On peut rappeler ici que plusieurs espèces de poissons utilisent des habitats très superficiels (inférieurs à 2 m de profondeur) non végétalisés en phase d'installation. Cela a été démontré en Méditerranée (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995) et ailleurs comme en Afrique du Sud (Bennett, 1989).

Le récif barrière : fragmentation de l'herbier et complexité de l'habitat

La **fragmentation** de l'habitat pourrait s'avérer être un facteur d'optimisation de la fonction de nurserie dans les petits fonds côtiers, du moins pour certaines espèces (et pour des espèces différentes selon les combinaisons d'habitat). Des substrats meubles, même non végétalisés, sont des habitats importants pour les juvéniles s'ils sont adjacents à l'herbier par rapport au même substrat situé à distance (à plus de 100 m) (Ferrell & Bell, 1991 ; Jenkins *et al.*, 1997). Jenkins & Wheatley (1998) observent en Australie des abondances de juvéniles plus élevées dans l'herbier et plus faibles sur les substrats meubles non végétalisés. Des variations sont montrées selon la saison et les sites. Leur hypothèse est que les poissons répondent à la structuration de l'habitat plutôt qu'à un type d'habitat particulier. Heck & Orth (1980) montrent des richesses spécifiques croissantes selon un niveau de complexité croissant défini par l'augmentation de la densité de faisceaux et de feuilles. Guidetti & Bussotti (2002) prouvent dans les herbiers peu profonds à *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltei* que le fait d'enlever la canopée n'affecte pas la richesse spécifique, l'abondance de poissons et les densités d'Atherinidae, de *Diplodus sargus* et de *Sarpa salpa*. Ce n'est donc pas valable pour toutes les espèces. La canopée des feuilles d'herbier est plus importante pour les espèces de petite taille : *Symphodus ocellatus*, *Labrus viridis*, *Diplodus annularis* and *Sparus aurata*. La co-occurrence de sable et d'herbier et ce qui les entoure peut expliquer le nombre plus élevé d'espèces enregistrées dans les herbiers fragmentés (c'est également vrai en milieu terrestre). Les espèces capables d'exploiter le nombre plus important de patches d'herbier, de bordures sableuses et de corridors sableux vont bénéficier de la fragmentation. La fragmentation est une composante des récifs barrières. La fragmentation multiplie de façon considérable les périmètres d'interface. En ce sens on peut s'attendre à ce que les assemblages de juvéniles de certains récifs barrières présentent des différences selon leur fragmentation. Ce n'est pas le cas pour les 2 sites pilotes situés à Giens qui ne présentent pas de différence de richesse spécifique, de densité, permettant de différencier leur cortège d'espèce.

La **complexité** de l'habitat détermine fortement la structure des assemblages de poissons. C'est en raison de leur complexité structurelle que les herbiers de posidonie procurent aux juvéniles qui y sont associés des ressources alimentaires et une protection optimale contre les prédateurs (Carr, 1994). Pour des raisons différentes, une espèce planctonophage comme *Chromis chromis* est aussi nettement plus abondante dans les herbiers continus et peu fragmentés (fonction abri), alors que *Coris julis* et *D. annularis* présentent des abondances plus élevées dans les herbiers fortement fragmentés (fonction alimentation) (Vega Fernandez *et al.*, 2005). La structure des peuplements de poissons change selon la fragmentation de l'herbier en termes de composition spécifique et d'abondance car la quantité d'abri et la disponibilité de nourriture change également (Wootton, 1998). La richesse spécifique et la biomasse sont plus élevées dans les herbiers fragmentés et les tailles individuelles sont plus petites dans les herbiers continus. Pour Orth *et al.* (1984), la barrière physique de l'herbier ne permettrait qu'aux petits individus de se déplacer dans l'herbier dense et continu : jeunes individus et espèces de petite taille (Guidetti 2000 ; Guidetti & Bussotti, 2000). Des récifs exposés à

l'érosion et à différentes pressions menaçant leur structure géomorphologique peuvent ainsi demeurer des zones privilégiées pour l'alimentation et le développement des juvéniles, mais pas des mêmes espèces, et avec un risque de prédation par des adultes, accru. Au contraire, les lagons sont bien protégés des prédateurs par un front d'herbier dense dans lesquels les post-larves peuvent se fixer et grandir à l'abri de l'hydrodynamisme. Pour mieux comprendre la fonction nurserie des récifs de posidonie il serait intéressant de préciser l'alimentation des juvéniles par des captures et l'examen de contenus stomacaux comparés selon la taille/âge et la localisation dans le récif (3 zones).

Les herbiers hétérogènes comportant des zones sableuses pourraient procurer davantage d'aires pour rechercher de la nourriture dans le sédiment aux poissons mobiles ou aux invertébrés, tout en restant eux-mêmes à proximité d'un abri. Les résultats de Franco *et al.* (2006) tendent à appuyer cette hypothèse que les juvéniles de poissons sélectionnent de préférence des aires d'alimentation dégagées adjacentes aux herbiers qui leur procurent une protection proche à l'abri des grands prédateurs. Ceci est particulièrement important pour les juvéniles et pourrait expliquer pourquoi les écotones et le lagon (qui est un 'super' écotone) sont souvent des zones de forte densité et à richesse spécifique élevée en juvéniles.

3.5. Conclusion

L'herbier abrite et protège de nombreuses espèces de juvéniles en particulier les scorpaenidés, les labridés et le corb et plusieurs espèces de sparidés pour ne citer que celles-là. Il constitue un habitat de transition pour les stades larvaires d'espèces démersales côtières (Ruso & Bayle-Sempere, 2006). Il est considéré comme l'un des habitats les plus performants en tant que nurserie dans les zones tempérées chaudes (Beck *et al.*, 2001 ; Heck *et al.*, 2003).

Le présent travail permet de mieux connaître l'utilisation des récifs de posidonie par les poissons en tant que nurserie. Les comparaisons réalisées montrent la portée que peuvent avoir des modifications engendrées par les pressions sur l'intégrité des habitats. La fragmentation de l'herbier peut favoriser certaines espèces et en défavoriser d'autres (nous savons maintenant lesquelles), et elle a un effet sur la composition des peuplements, qui ont été décrits. Les zones d'interface sont des zones importantes pour les fonctionnalités. Bussotti & Guidetti (2011) plaident d'ailleurs en faveur de la protection de mosaïques d'habitat plutôt que d'un seul habitat pour parvenir à protéger des assemblages multi-spécifiques de poissons.

Il ne faut pas oublier qu'à meso-échelle, d'autres variables comme des différences climatiques ou hydrologiques, compétition, prédation, dynamiques de recrutement ou pression de pêche sont des déterminants majeurs de la structure des assemblages de juvéniles, et partant, des communautés de poissons littorales (Garcia-Rubies & Zavala, 1990 ; Garcia-Rubies & Macpherson, 1995 ; Jenkins *et al.*, 1997 ; Vigliola *et al.*, 1998 ; Planes *et al.*, 2000 ; Letourneur *et al.*, 2003 ; Garcia-Charton *et al.*, 2004). L'habitat n'est pas le seul élément déterminant.

Ces résultats doivent alimenter les réflexions et les décisions en matière de gestion d'une part, et de restauration d'autre part, en comprenant mieux ce qui semble en faire un habitat si efficace pour la croissance des juvéniles par rapport à d'autres habitats situés à même profondeur.

La compréhension de ce qui régit les fonctions avance progressivement. Il demeure difficile cependant d'évaluer le potentiel de nurserie des petits fonds côtiers, c'est-à-dire de quantifier leur contribution aux populations de poissons adultes, tant leur habitat est complexe et diversifié. Néanmoins, nous savons déjà que mieux gérer les ressources halieutiques passe également par une protection de l'intégrité des habitats des juvéniles et en particulier d'habitats spécifiques comme les récifs de posidonie.

L'importance des petits fonds a été pendant longtemps largement sous-estimée. Les juvéniles de la famille des sparidés, qui compte presque exclusivement des espèces d'intérêt commercial, s'installent dans la tranche de profondeur la plus superficielle (0-2 m) (Garcia-Rubies & Macpherson, 1995). Parmi les espèces les plus abondantes dans les récifs barrière suivis : le

rouget *Mullus surmuletus*, les sars *Diplodus* spp., les pageots *Pagellus* spp., le canthare *Spondylisoma cantharus*, qui sont toutes des espèces d'intérêt halieutique.

La préservation, en premier lieu, et la restauration, en second lieu, des récifs de posidonie et de leurs fonctions écologiques, s'inscrivent dans le cadre des initiatives actuelles de préservation d'habitats patrimoniaux mais aussi des habitats essentiels et de restauration des habitats côtiers, notamment pour soutenir la ressource halieutique. Les récifs barrières sont des zones fonctionnelles halieutiques au sens de Delage & Lepape (2016).



Figure 3-31. Front récifal de posidonie composé d'herbier de posidonie vivant (au centre) et de matte morte, peuplée de l'algue brune *Padina* sp.

3.6. Bibliographie

Anderson M. J., Gorley R. N., Clark K. R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth, UK

Beck M. W., Heck K. L., Able K. W., Childers D. L., Eggleston D. B., Gillanders B. M., Halpern B., Hays C. G., Hoshino K., Minello T. J., Orth R. J., Sheridan P. F., Weinstein M. R., 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51 (8) : 633-641.

Bell J.D. & Harmelin-Vivien M.L., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. I-Community structure. *Téthys*, 10 : 337-347.

Bell J.D. & Westoby M., 1986a. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia*, 68 : 205-209.

Bell J.D. & Westoby M., 1986b. Importance of local changes in leaf height and density to fish and decapods associated with seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104 : 249-274.

Bell J.D., Westoby M., Steffe A.S., 1987. Fish larvae settling in seagrass: do they discriminate between beds of different leaf density? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 111 : 133-144.

Bell J.D., Pollard D.A., 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (Eds.). *The Biology of Seagrasses: An Australian Perspective*. Elsevier, Amsterdam, pp. 565-609.

Boudouresque C.F., 2014. Insights into the diversity of the biodiversity concept. *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 28 : 65-86.

Bennett, 1989. The fish community of a moderately exposed beach on the Southwestern Cape coast of South Africa and an assessment of this habitat as a nursery for juvenile fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28 : 293-305.

Bussotti S. & Guidetti P., 1999. Fish communities associated with different seagrass systems in the Mediterranean Sea. In: Vacchi M. (Ed.). *Proceedings of the International Workshop: Fish Visual Census in Marine Protected Areas. Ustica 26-28 June 1997*. Il Naturalista Siciliano 23, pp. 245-259.

Bussotti S. & Guidetti P., 2011. Timing and habitat preferences for settlement of juvenile fishes in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (south-eastern Italy, Adriatic Sea). *Italian Journal of Zoology*, 78(2) : 243-254.

Carr M.H., 1994. Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. *Ecology*, 75(5) : 1320-1333.

Clarke K. R. & Gorley, R. N., 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Connolly R., 1994a. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184 : 99-110.

Connolly R.M. 1994b. A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 45 : 1033-1044.

Delage N. & Lepape O., 2016. Inventaire des zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous souveraineté française. Première partie : définitions, critères d'importance et méthode pour déterminer des zones d'importance à protéger en priorité. Les publications du pôle halieutique AGROCAMPUS Ouest n°44. Ministère de l'Environnement de l'énergie et de la mer, Rennes, 37 p.

Deudero S., Morey G., Frau A., Moranta J., Moreno I., 2008. Temporal trends of littoral fishes at deep *Posidonia oceanica* seagrass meadows in a temperate coastal zone. *Journal of Marine Systems*, 70 : 182-195.

Dorenbosh M., Van Riel, Nagelkerken I., Van der Velde G., 2004. The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60 : 37-48.

Ferrell J.D. & Bell J.D., 1991. Differences among assemblages of fish associated with *Zostera capricorni* and bare sand over a large spatial scale. *Marine Ecology Progress Series*, 72 : 15–24.

Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P., Mainardi D., 2006. Use of shallow habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66 : 67–83.

Francour P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17(3) : 309-317.

Francour P., 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long – term fluctuations by visual census. *P.S.Z.N I: Marine Ecology*, 18 : 157 - 173.

Francour P., 2000. Long term monitoring of *Posidonia oceanica* fish assemblages of the Scandola Marine Reserve (Corsica, northwestern Mediterranean). *Cybiurn*, 24 : 85-95.

Francour P., Le Diréach L. 1994. Recrutement de l'ichtyofaune dans l'herbier superficiel à *Posidonia oceanica* de la Réserve Naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale) : Données préliminaires. *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional & des Réserves Naturelles de Corse*, 46: 71–91.

Garcia-Charton J.A., Perez-Ruzafa A., Sanchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Renones O., Moreno D., 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

Garcia-Rubies A. & Macpherson E., 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124: 35–42.

Garcia-Rubies A. & Zavala M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes island marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia marina*, 54: 317 328.

Green A.L., 1996. Spatial, temporal and ontogenetic patterns of habitat use by coral reef fishes (Family Labridae). *Marine Ecology Progress Series*, 133 : 1–11.

Guidetti P., 2000. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 50 : 515–529.

Guidetti P. & Bussotti S., 1998. Juveniles of littoral fish species in shallow seagrass beds: preliminary qualitative data. *Biologia Marina Mediterranea*, 5 : 347–350.

- Guidetti P. & Bussotti S., 2000. Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanologica Acta*, 23 : 759–770.
- Guidetti P. & Bussotti S., 2002. Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow Mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology*, 140 : 445–453.
- Guidetti P., Bussotti S., Conti M., 1998. Fish fauna of the Genoa-Quinto *Posidonia oceanica* bed (Ligurian Sea, North-Western Mediterranean). *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploitation de la Mer Méditerranée*, 35 : 546–547.
- Harmelin-Vivien M.L., 1982. Ichtyofaune des herbiers de posidonies du Parc National de Port-Cros : I. Composition et Variations Spatio-Temporelles. *Travaux Scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 8 : 69-92.
- Harmelin-Vivien M.L., 1984. Ichtyofaune des herbiers de posidonies du Parc Naturel Régional de Corse. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (Eds.). First International Workshop *Posidonia oceanica* Beds. GIS Posidonie, Marseille, pp. 291-301.
- Harmelin-Vivien, M.L. & Francour, P., 1992. Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology Pubblicazioni Della Stazione Zoologica di Napoli I*, 13: 41-51.
- Harmelin-Vivien M.L. & Harmelin J.G., 1975. Présentation d'une méthode d'évaluation "in situ" de la faune ichtyologique. *Travaux Scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 1 : 47-52.
- Harmelin-Vivien M., Harmelin J.G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J., Lasserre G., 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : méthodes et problèmes. *La Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 40 : 467-539.
- Harmelin-Vivien M., Harmelin J. G., Leboulleux V., 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*, 300–301 : 309–320.
- Heck K.L. & Orth R., 1980. Seagrass habitats: The roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages, p. 449-464. In V. S. Kennedy (ed.), *Estuarine Perspectives*. Academic Press, Inc., New York.
- Heck K.L., Hays G., Orth R., 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253 : 123-136.
- Jenkins G.P., May, H.M., Wheatley M.J., Holloway M.G., 1997. Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44 (5) : 569-588.
- Jenkins G.P. & Wheatley M.J., 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221(2) : 147-172.
- Jiménez S., Bayle J.T., Ramos Esplá A.A., Sánchez Lizaso J.L., 1997. Ictiofauna de dos praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 con distinto grado de conservación. *Publicaciones especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23 : 255-264

Le Diréach L. & Francour P., 1998. Recrutement de *Diplodus annularis* (Sparidae) dans les herbiers de posidonie de la réserve naturelle de Scandola (Corse). *Travaux Scientifiques du Parc Naturel Régional & des Réserves Naturelles de Corse*, 57 : 42-75.

Le Diréach L., Astruch P., Rouanet E., Cheminée A., Goujard A., Chassaing L., Jouvenel J.Y., Thibaut T., Blanfuné A., Ruitton S., Bonhomme D., Harmelin-Vivien M., 2015. *Programme NUhAGE : nurseries, habitats, génie écologique. Rapport final*. Contrat GIS Posidonie – MIO - P2A développement / Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse – Conseil General du Var, 1-146.

Letourneur Y., Ruitton S., Sartoretto S., 2003. Environmental and benthic habitat factors structuring the spatial distribution of a summer infralittoral fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83 : 193-204.

Macpherson E., 1994. Substrate utilization in a Mediterranean littoral fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 114 : 211-218.

Macpherson E., 1998. Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 220 : 127-150.

Moranta J., Palmer M., Morey G., Ruiz A., Morales-Nin B., 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68 : 579-592.

Orth R.J., Heck K.L., Van Montfrans J., 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7(4A) : 339-350.

Planes S., Galzin R., Rubies A.G., Goni R., Harmelin J.G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A., 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation*, 27 : 126-143.

Pollard D., 1984. An overview of ecological studies on seagrass-fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquatic Botany*, 18 : 3-42.

Robertson A.I. & Blaber S.J., 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. *In: Tropical Mangrove Ecosystems* (Robertson A. I. & Alongi D., eds). Springer Veriag, Heidelberg, pp. 173-224.

Rouanet E., Le Diréach L., Leteurtois M., Lucchini N., 2020. *Programme BABYCROS : Zones potentielles de nurserie de poissons dans le Parc national de Port-Cros*. Contrat Union Européenne GALPA GALICA, Région Sud et GIS Posidonie, GIS Posidonie eds., Marseille, 77 p + 4 annexes.

Ruso Y.P., Bayle-Sempere J.T., 2006. Diel and vertical movements of preflexion fish larvae assemblages associated with *Posidonia oceanica* beds. *Scientia Marina*, 70(3) : 399-406.

Shulman, 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef fish assemblage. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 74 : 85-109.

Vega Fernandez T., Milazzo M., Badalamenti F., D'Anna G., 2005. Comparison of the fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65 : 645-653.

Vigliola L., Harmelin-Vivien M.L., Biagi F., Galzin R., Garcia-Rubies A., Harmelin J. G., Jouvenel J. Y., Le Direach-Boursier L., Macpherson E., Tunesi L., 1998. Spatial and temporal patterns of settlement among *Diplodus* sparid fishes in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 168 : 45–56.

Vigliola L. & Harmelin-Vivien M.L., 2001. Post-settlement ontogeny in three Mediterranean reef fish species of the genus *Diplodus*. *Bulletin of Marine Science*, 68(2) : 271–286.

West R.J. & King R.J., 1996. Marine, Brackish, and Freshwater Fish Communities in the Vegetated and Bare Shallows of an Australian Coastal River. *Estuaries*, 19(1) : 31-41.

Wootton, 1998. Ecology of Teleost Fishes, second edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 404 pp.

Zupo V. & Stübing D., 2010. Diet of fish populations in *Posidonia oceanica* meadows off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): assessment of spatial and seasonal variability. *Natural Science*, 2(11) : 1274-1286.

4. ATELIER 3 : ÉTUDE DU RÔLE DE PROTECTION CONTRE L'HYDRODYNAMISME

Par MEULÉ S., PAQUIER A.E., LARROUDÉ P., FLEURY J., DUCRESSON I., DALLA COSTA S.,
GUIGAZ A., BOUNOUS A.



www.gladys-littoral.org

4.1. Préambule

Le projet CANOPé, 2017-2020, est un projet piloté par le GIS Posidonie et financé par l'Agence de l'Eau RMC, la Commission Européenne (Life MARHA), la région Sud, l'Office de l'Environnement de la Corse. Ce projet pluridisciplinaire, mené sur les herbiers récifaux de posidonie de Méditerranée, vise à cartographier ces récifs, et à comprendre leur rôle en tant que nurseries. L'atelier 3 de ce projet a pour objectif de comprendre les processus d'interaction entre herbiers et hydrodynamisme littoral. L'étude se base sur la réalisation d'une série d'expériences de terrain sur les herbiers-récifaux de la côte varoise, sur 3 sites sélectionnés pour leur intérêt socio-écologico-économique et leurs caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques spécifiques à la plupart des herbiers récifs existants sur nos côtes : la Madrague à Giens, La Badine à Hyères et les Vieux Salins de Hyères.

Le projet initial devait permettre le recrutement d'une chercheuse post-doctorale pour 2 ans consécutives. Pour des raisons administratives et financières, le projet n'a pu être conduit que sur une année de contrat post-doctoral. L'essentiel des travaux présentés ici ne représente donc qu'une seule année d'étude

Les personnes qui ont participé à ce projet sont :

- Samuel Meulé, Maître de Conférences à Aix-Marseille Université
- Anne-Eléonore Paquier, Contrat Post-Doctoral Octobre 2017- Octobre 2018
- Philippe Larroudé, Maître de Conférences à l'Université de Grenoble
- Jules Fleury, Ingénieur de Recherche au CEREGE
- Ioane Ducresson, étudiant-stagiaire M2 (2018), Propagation des ondes au-dessus d'un récif-barrière de posidonie : le cas de l'anse de La Badine.
- Solène Dalla Costa, étudiante-stagiaire M2 (2018), Modélisation de l'atténuation des vagues au-dessus d'un récif barrière de posidonie : le cas de l'anse de La Badine.
- Adrien Guigaz, étudiant-stagiaire L2 (2018), Rapport de Stage de seconde année de Licence : Projet CANOPé
- Alexandre Bounous, étudiant-stagiaire L2 (2020), Rapport de Stage de seconde année de Licence : Projet CANOPé

Les auteurs de ce chapitre remercient également GLADYS (<http://www.gladys-littoral.org/>) pour le prêt des équipements et l'expertise des différents chercheurs impliqués dans le groupe et notamment :

- Frédéric Bouchette, Maître de Conférences à l'Université de Montpellier.
- Damien Sous, Maître de Conférences à l'Université de Toulon/ Université de Pau.

La production scientifique réalisée lors de ce projet est listée ci-dessous (voir chapitre 6 Valorisation scientifique) :

- Oudart *et al.* (2018)
- Paquier *et al.* (2018)
- Paquier *et al.* (2019)
- Paquier *et al.* (2020)

4.2. Problématiques

Les magnoliophytes marines, qui s'étendent sous forme de prairies sous-marines appelées herbiers, sont parfois en forte régression dans de nombreuses régions du monde. Ce phénomène est dû aux impacts directs (développement côtier, activités de dragages) ou indirects (qualité des eaux en déclin, réchauffement climatique) des activités humaines (Waycott *et al.*, 2009). Pourtant, ces prairies sous-marines jouent plusieurs rôles essentiels pour les écosystèmes côtiers, comme fournir une source de nourriture, des zones de frayère et un refuge pour de nombreux organismes (Gillanders, 2006), et peut assurer dans certains cas l'oxygénation des eaux (Borum *et al.*, 2006). Ces herbiers sont aussi connus pour stabiliser les fonds sédimentaires et contribuer à la protection du trait de côte notamment à travers le dépôt d'une banquette au niveau des plages sableuses (Boudouresque *et al.*, 2012, 2017 ; Short *et al.*, 2007 ; Vacchi *et al.*, 2017).

4.2.1. Les connaissances actuelles sur les interactions hydrodynamisme-herbier

Nous savons qu'un herbier dense et continu va atténuer les houles (*e.g.* Lowe *et al.*, 2007 ; Paul *et al.*, 2012). Différents processus expliquent cette atténuation (réduction de la profondeur de la colonne d'eau, mouvement et flexibilité de la canopée, etc.). D'autre part, les courants moyens et les courants induits par la houle seront ralentis dans la canopée et défléchis au-dessus et autour de l'herbier comme l'ont observé Neumeier (2007) sur de la végétation de marais salants (Bos *et al.*, 2007) ou sur des structures artificielles. L'interface eau-canopée est marquée ainsi par de fortes turbulences qui seront réduites dans la canopée (*e.g.* Gambi *et al.*, 1990 ; Neumeier, 2007). Le cœur de l'herbier est donc protégé des effets de l'hydrodynamisme, de la remise en suspension et de l'érosion des sédiments. Les marges frontales et latérales de l'herbier resteront tout de même exposées aux impacts des dynamiques hydro-sédimentaires.

Dans un herbier peu dense et fragmenté, il est généralement attendu que les courants et les vagues ne soient peu ou pas modifiés car l'herbier n'est pas un obstacle à l'écoulement. Les turbulences seront même accrues entre les tâches, voire dans la canopée. Toutefois, les travaux de Paquier *et al.* (2014, 2019) ont montré qu'un herbier de zostère de faible densité et avec une répartition fortement hétérogène permet tout de même d'atténuer les vagues et la houle.

Les travaux sur herbiers denses ou fragmentés se sont toujours focalisés sur les herbiers dits "de plaine" sur des secteurs littoraux en pente douce. Toutefois, dans les baies calmes et abritées (typiquement dans les secteurs de plage de poche), l'herbier peut se développer très près de la surface pour former des barrières appelées herbiers récifaux (Blanc, 1975 ; Bonhomme *et al.*, 2015 ; Boudouresque *et al.*, 2012, 2014 ; Molinier et Picard, 1952 ; Paillard *et al.*, 1993). Ceux-ci se construisent au cours du temps, et simultanément à la montée lente du niveau marin en s'élevant progressivement par construction sur la matrice morte sous-

jacente. Entre le front de l'herbier récif (la barrière récifale) et la côte, les conditions deviennent défavorables (fortes variations de salinité, de température), l'herbier meurt laissant apparaître un système lagonaire.

Bonhomme *et al.* (2015) montrent que ces récifs barrières constitués par l'herbier à *Posidonia oceanica* se retrouvent plusieurs fois le long du littoral français (35 connus sur le continent et en Corse), et sur le pourtour méditerranéen (probablement plus d'une soixantaine) sur des secteurs de plage sableuses abritées et des plages de poche. Le travail réalisé dans le projet Canopé a permis de recenser 75 formations récifales (voir Atelier 2, réalisé par Schohn *et al.*).

Ce type de structures n'est quasiment pas documenté du point de vue hydrodynamique. On s'attend, à priori, à ce que les processus hydrodynamiques soient similaires à ceux observés sur les récifs coralliens. Seules deux études récentes se sont intéressées au rôle de la végétation à très faible profondeur (Wang *et al.*, 2015) ou d'algues sur des récifs (Pomeroy *et al.*, 2017) et aucune n'a porté sur le rôle des récifs barrières de Posidonie sur la modification de l'hydrodynamisme.

4.2.2. Les questions scientifiques

L'hydrodynamisme en zone littorale est généralement décrit par l'évolution des mouvements ondulatoires de la surface de la mer. Une partie de l'énergie cinétique apportée par la houle est dissipée, mais une quantité de mouvement est aussi transférée vers la mise en place de courant (par ex. la dérive de Stokes). C'est autour de ce couplage énergie-quantité de mouvement que sont construits la plupart des modèles numériques utilisés par la communauté scientifique et les bureaux d'étude (Telemac, Xbeach, Mike, Delft, etc.). Ce couplage permet de décrire les courants, les vagues et le niveau et donc la submersion. C'est sur ce concept que les calculs et donc la prédiction des submersions marines sont réalisés, mais aussi le transport sédimentaire.

Historiquement, à peu près tous les modèles de propagation de la houle en zone littorale ont été exclusivement développés, calibrés (par exemple, la paramétrisation des tensions de cisaillement, le déferlement, etc.) et testés sur des systèmes littoraux sableux à faible pente, donc dissipatifs. Ces hypothèses sous-jacentes dans les modèles littoraux de houle ont été techniquement négligées lors de leur application aux environnements récifaux. Toutefois, en effectuant certaines paramétrisations comme par exemple sur les taux de dissipation par friction du fond, différents auteurs reproduisent correctement certains des processus notamment liés à la propagation et au déferlement (Buckley *et al.*, 2014 ; Lowe *et al.*, 2015 ; Torres-Garcia *et al.*, 2018). Malgré les efforts de recherche engagés ces dernières années sur les interactions hydrodynamique-herbier en zone littorale, un certain nombre de processus

restent souvent mal connus. L'état des connaissances est encore plus parcellaire en ce qui concerne les herbiers de type herbiers-récifaux.

L'objectif de cette recherche était donc d'explorer plus spécifiquement, au niveau de ces herbiers-récifaux, la transformation de la houle. La compréhension de ce processus peut intégrer la réflexion, la dissipation, le déferlement, et les transferts harmoniques vers les ondes longues ou plus courtes. Dans cet objectif, il est indispensable de pouvoir discerner le rôle joué par la végétation (feuilles d'herbier elles-mêmes) sur la transformation de la houle de celui joué par la structure topographique (forme récifale, forme de la matre, pente d'avant côte). En allant plus loin dans cette différenciation, nous nous sommes posé la question de la distinction de l'effet de dissipation de l'énergie de la houle par la matre d'herbier caractérisée par une certaine porosité. Quel serait ainsi le rôle de la souplesse relative des structures récifales construites par les herbiers de posidonie comparativement à celles des récifs coralliens, plus solides ? La déformation de la houle devra se faire également en intégrant un certain nombre de caractéristiques de l'herbier même (densité d'herbier : Paul & Amos, 2011 ; Widdows *et al.*, 2008 ; indice foliaire : Paul *et al.*, 2012 ; rigidité des plantes : Peralta *et al.*, 2008 ; le ratio de submersion : Koftis *et al.*, 2013). En intégrant ces paramètres de l'herbier, quels sont les domaines du spectre modifiés par la présence d'un herbier lors de la transformation de la houle ? Existe-t-il par exemple des recombinaisons harmoniques spécifiques à la présence de l'herbier ? Le processus d'atténuation des différents paramètres de houle est inextricablement lié aux mouvements même de l'herbier. En effet, les feuilles d'herbiers sont couchées par les courants et les oscillations de la surface libre ont rétroactivement un effet sur la dissipation d'énergie. Toutefois, le rôle de la flexibilité de la végétation sur l'atténuation de l'hydrodynamique (houle et courant) a été peu étudié et jamais intégré aux modèles numériques. Actuellement les herbiers sont assimilés à des structures rigides dans les modèles numériques et la flexibilité de la végétation est abordée par une modification empirique des coefficients de rugosités.

4.3. Méthodologie

Un grand nombre de processus concernant les interactions entre l'hydrodynamisme et les herbiers et plus spécifiquement les herbiers-récifs restent souvent mal connus avec une faible paramétrisation. Par une approche observationnelle *in situ*, nous avons cherché à répondre aux questions soulevées dans la problématique. Certaines questions restent toutefois en suspens, et une analyse plus poussée devra à terme permettre de proposer une paramétrisation universelle à implémenter dans les modèles d'hydrodynamique côtière.

4.3.1. Choix des sites

Trois sites ont été choisis préalablement en fonction de leur exposition respective aux forçages hydrodynamiques et de leur facilité d'accessibilité. La baie de Hyères (Provence, France) est dominée par des vents modérés à forts (vitesse horaire maximum de 17.6 m.s^{-1} sur la période 2010-2017) provenant de Nord (N), de Nord-Ouest/Nord-Nord-Ouest (NNW), de Sud-Est (SE) et d'Est (E), les trois dernières orientations produisant les vents les plus intenses (Figure 4-1b).

Trois sites ateliers ont été choisis pour leurs différentes expositions aux forçages hydrodynamiques et leur variété de longueur de fetch (Figure 4-1a) :

- le site de la Madrague de Giens, situé à l'Ouest de la presqu'île de Giens, est exposé aux vents de N à NW (fetch maximum de 5 km à la Madrague) ;
- le site de la Badine, situé à l'Est de la presqu'île de Giens, est exposé à des houles générées par le vent d'E sur un fetch de 25 km et fortement réfractées avant de se propager dans la baie qui abrite l'herbier récif ;
- le site des Vieux Salins, situé au Nord de la baie de Hyères, est exposé à de rares mais forts événements générés par des vents de SE sur un fetch illimité (Figure 4-1a).

Ces récifs ont tous des bathymétries complexes : présence de zones non végétalisées caractérisées par des profondeurs plus marquées, zones de fracturation de la matrice non végétalisées, variabilité des formes du fond plus ou moins marquées, lagons plus ou moins profonds.

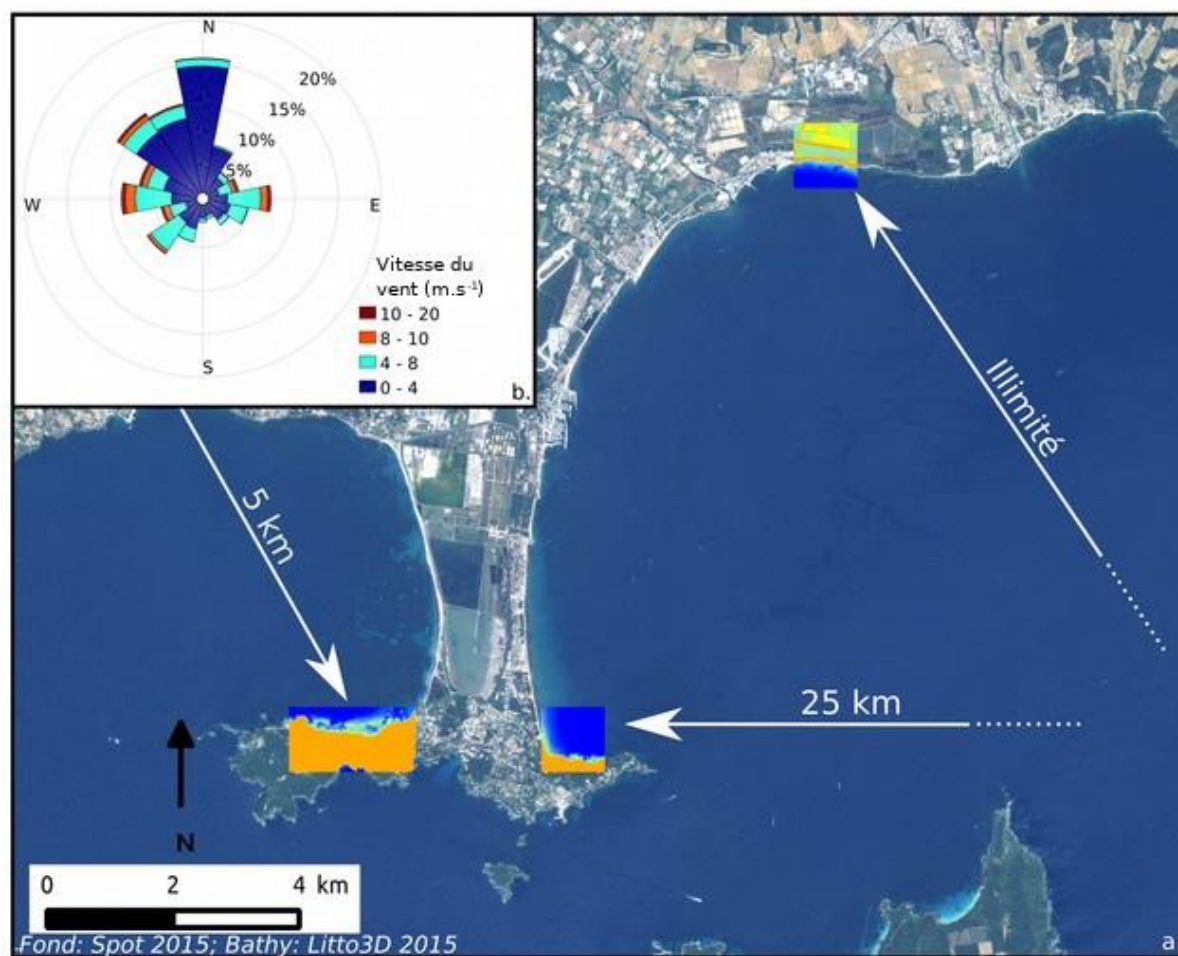


Figure 4-1. a) Localisation des sites d'étude. b) rose des vents réalisée sur les données de 2010 à 2017 de la BAN (Base Aéro-Navale) de Hyères.

4.3.2. Levés topo-bathymétriques

Les données Litto-3D fournies par le SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine) permettent d'obtenir une cartographie bathymétrique d'assez bonne résolution. Toutefois, sur les sites comme la Madrague de Giens et La Badine, ces données sont parfois discontinues. Au niveau d'un herbier, l'outil LIDAR ne permet pas de cartographier le fond sous la surface de l'eau. Au-dessus d'un herbier de posidonie, récif ou non, le Litto-3D correspond donc à un Modèle Numérique de Surface (MNS) et non un Modèle Numérique de Terrain (MNT), élément indispensable pour la modélisation numérique et pour la dissociation du rôle de l'herbier sur l'atténuation de l'hydrodynamique de celui de la bathymétrie. De plus, les données ayant permis de réaliser des MNS datant de 2007, il a été nécessaire de mettre à jour les données dans les zones non végétalisées les moins profondes.

Différents suivis topo-bathymétriques ont été réalisés sur les trois sites d'étude depuis l'automne 2017 à l'hiver 2018 (Tableau 4-1). La partie émergée et faiblement immergée a été mesurée au DGPS différentiel Trimble 5800 en mode RTK (incluant les zones les moins

profondes de l'herbier) tandis que les zones les plus profondes ont été mesurées grâce à un sondeur couplé à un GPS différentiel. Ces données nous ont permis d'améliorer la qualité des profils d'étude de la propagation des houles et des courants extraits du Litto3D dans les zones où les données sont manquantes.

Tableau 4-1. Dates de différents levés topographiques et bathymétriques.

Date	Site	Type de levé
2017/10/23	La Badine	Levés topo-bathymétriques
2018/01/16	La Badine	Levés topographiques
2018/03/19	La Badine	Levés topographiques
2017/10/24	La Madrague de Giens	Levés topo-bathymétriques
2017/10/30	Les Vieux Salins	Levés topo-bathymétriques
2017/10/31	Les Vieux Salins	Levés topographiques
2018/12/12	Les Vieux Salins	Levés topographiques

En parallèle de ces suivis par DGPS, des prises de vue par drone ont été menées les 19 et 20 mars 2018 sur le site de La Badine. Le système d'acquisition utilisé pour la mission photogrammétrique est le drone DJI phantom 4 (Figure 4-2).



Figure 4-2. Photographie du Drone DJI Phantom 4.

4.3.2.1. Traitement des données

Les différents levés ont été raccordés au système géodésique français à partir d'une base RTK dont la position a été post-traitée à l'aide du service de calcul en ligne d'IGN (http://rgp.ign.fr/SER_VICES/calcul_online.php) en mode GNSS (utilisation de 8 stations de référence dans un rayon de 300 km) et/ou en mode PPP. Toutes les données ont été acquises ou converties dans le système géographique RGF93 (ETRS89) avec une projection en LAMBERT-93 et un système altimétrique en NGF-IGN 1969. Les modèles numériques réalisés correspondent à l'interpolation spatiale en utilisant une méthode de spline cubique bivariée

sur grille irrégulière dite de Akima (Akima, 1974 ; Akima *et al.*, 2016). Le portage de cette méthode sous python développé par Gassier & Meulé (2020) est accessible sur Pypi : <https://pypi.org/project/Akima3D/>

4.3.2.2. Photogramétrie

Les ortho-photographies réalisées par drone sur le site de La Badine ont permis de délimiter l'étendue des herbiers, d'établir la topographie de la zone émergée par analyse photogrammétrique, établir une bathymétrie de la zone sableuse immergée et établir un MNS des zones végétalisées. La photogrammétrie est une méthode basée sur la triangulation. En effet, l'intersection "des lignes de vue" nous permet d'obtenir la position dans l'espace du point photographié (Figure 4-3). L'ensemble est géoréférencé par l'utilisation de différentes cibles géoréférencées (en zones immergées et émergées) par DGPS RTK.

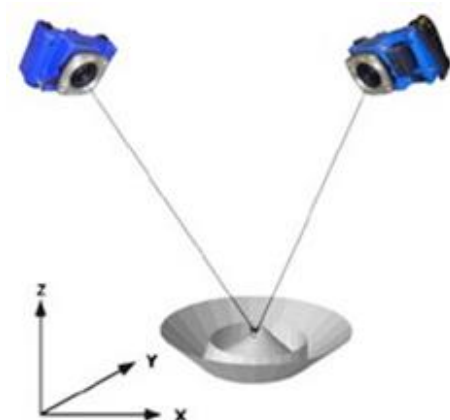


Figure 4-3. Intersection des lignes de vues (source : <http://geodesie-maintenance.com>).

Les photographies ont été traitées avec le logiciel Agisoft Photoscan :

- suppression des photographies de mauvaise qualité ;
- mise en place de masque sur les objets mobiles (par exemple un bateau), afin de limiter les problèmes de positionnement ;
- alignement des photographies. Ce processus va permettre d'identifier les points communs entre chaque photographie et de les projeter dans l'espace. L'algorithme utilisé pour y arriver est le SIFT ;
- mise en place des coordonnées des cibles et placement sur chacune des photographies. Ensuite, des erreurs en mètres et en pixels sont calculées par le logiciel pour chaque cible afin de voir si les cibles sont mal positionnées sur les photographies ;
- calcul du nuage dense de points ;
- suppression des points aberrants dans l'espace ;
- mise en place d'un MNS (modèle numérique de surface) et de l'orthophotographie.

Pour les points en mer du MNS généré avec Photoscan, une erreur d'altitude est associée à la réfraction due au changement de milieu (air-mer). Plusieurs études ont proposé une correction de cette réfraction dans des cours d'eau (Dietrich, 2017 ; Woodget *et al.*, 2015). Pour corriger la bathymétrie obtenue par drone et se rapprocher le plus possible des données obtenues au DGPS RTK, on doit appliquer la correction suivante :

$$Bathy_c = Bathy \cdot n_{mer} \quad (1)$$

avec : $Bathy_c$, la bathymétrie par drone corrigée de la réfraction en m ;
 $Bathy$, la bathymétrie par drone non corrigée de la réfraction en m ;
 n_{mer} , l'indice de réfraction de l'eau de mer.

L'indice de réfraction de l'eau de mer est généralement fixé à 1.34 et il varie très peu lorsque la température et la salinité de l'eau fluctuent (Woodget *et al.*, 2015). Par contre, cette formule est applicable seulement si l'interface air et eau se trouvent au niveau du 0 NGF. Cependant, en réalité, cette configuration est rare. Il faut donc prendre en compte le niveau moyen local de la zone pour cela, l'équation ci-dessus a été modifiée de la façon suivante :

$$Bathy_c = (Bathy - H_0) \cdot n_{mer} \quad (2)$$

avec : H_0 , le niveau d'eau moyen en m.

4.3.3. Déploiements océanographiques

4.3.3.1. Instrumentation

Des instruments de mesure hydrodynamiques ont été déployés sur les sites de la Madrague de Giens et de La Badine. Aucun déploiement n'a été effectué sur le site des Vieux Salins pour des raisons de logistiques couplés à des fenêtres météo sans vents de SE.

Le Tableau 4-2 présente les campagnes océanographiques. L'objectif de ces campagnes était de pouvoir mesurer l'impact local de différents événements de vent et d'agitation/d'état de la mer et de comprendre les processus d'interaction entre les récifs-herbier et l'hydrodynamisme. La méthodologie de déploiement s'est orientée vers la mise en place de transects instrumentés comme cela a été réalisé dans plusieurs études de la transformation des vagues et de la houle sur les récifs coralliens (*e.g.* Pomeroy *et al.*, 2012 ; Locatelli *et al.*, 2017).

Tableau 4-2. Instrumentation employée et variables enregistrées lors des déploiements océanographiques.

Date de déploiement	Site	Instruments déployés	Variables enregistrées
Du 12 au 17/01/2018	La Badine	8 capteurs de pression	Pression hydrostatique et dynamique
		1 vélocimètre	Intensité et direction des courants/Pression hydrostatique et dynamique
		1 caméra sous-marine	Mesure dynamique des mouvements de l'herbier
8/06/2018			
2/07/2018			
17/07/2018			
Du 23 au 28/11/2017	La Madrague de Giens	11 capteurs de pression	Pression hydrostatique et dynamique
Du 13 au 23/01/2018		8 capteurs de pression	Pression hydrostatique et dynamique
		1 vélocimètre	Intensité et direction des courants/Pression hydrostatique et dynamique
		2 profileurs à effet Doppler	Intensité et direction de profils de courants/Pression hydrostatique et dynamique
Du 10/01 au 4/02/2019		7 capteurs de pression	Pression hydrostatique et dynamique
		4 profileurs à effet Doppler	Intensité et direction de profils de courants/Pression hydrostatique et dynamique
10/01/2019		1 caméra sous-marine	Mesure dynamique des mouvements de l'herbier
		2 capteurs de pression	Pression dynamique
4/02/2019		1 caméra sous-marine	Mesure dynamique des mouvements de l'herbier
		2 capteurs de pression	Pression dynamique

En novembre 2017, 10 capteurs de pressions (NKE SPT10m) ont été déployés sur un transect *supposément* aligné à l'orientation des vagues sur le site de la Madrague de Giens (Figure 4-4a).

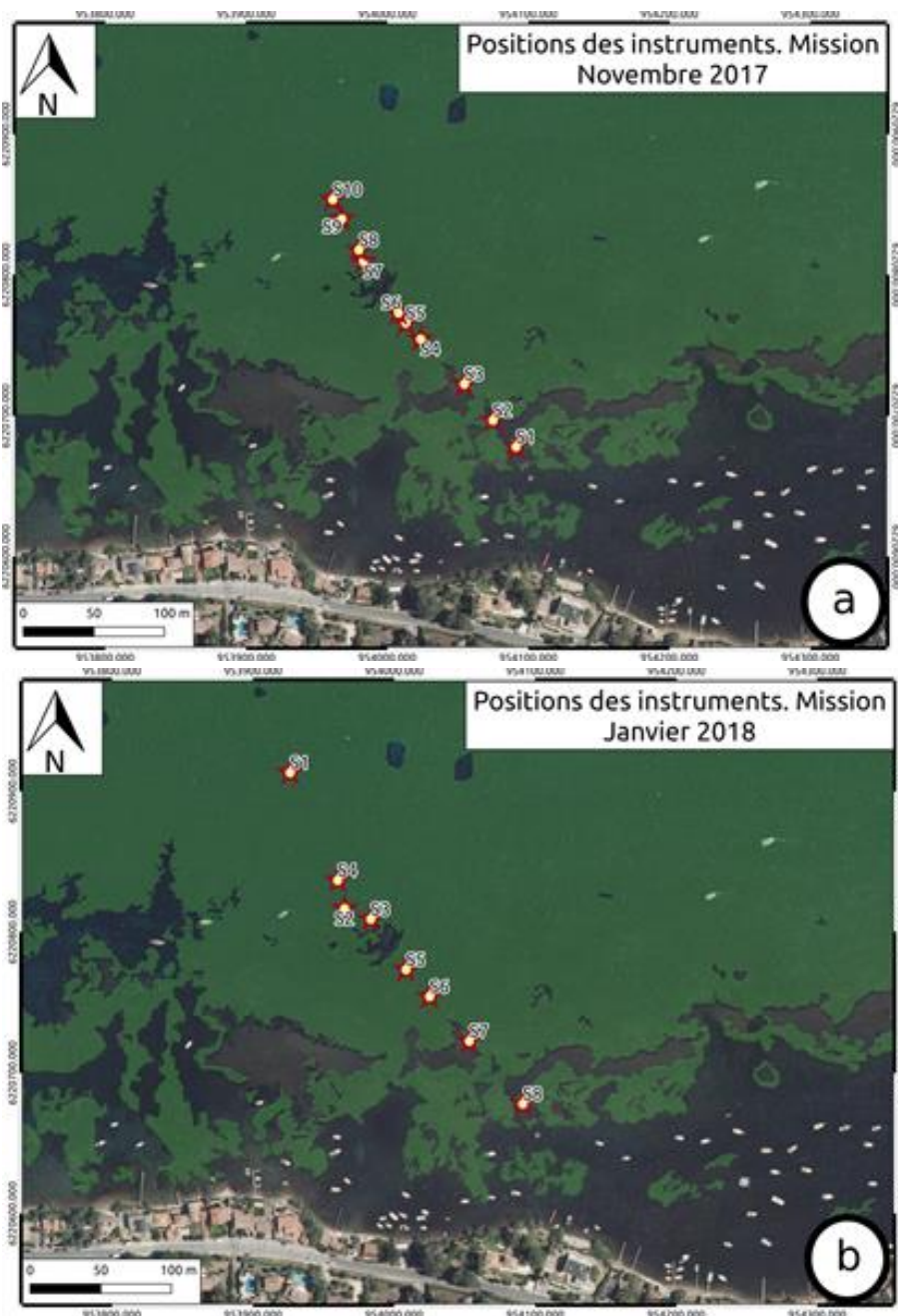
En janvier 2018 sur les sites de la Madrague de Giens et de La Badine, une série de capteurs de pression ont de nouveau été déployés :

- 7 Ocean Sensors à la Madrague de Giens (Figure 4-4b) ;
- 8 NKE SPT10m à La Badine (Figure 4-5).

Des courantomètres (ADV Nortek) ont été positionnés en début de transect, sur la station la plus au large. Enfin, à la Madrague de Giens, deux courantomètres profileurs acoustiques (Aquadopp Nortek) ont également été déployés au pied et au sommet du front d'herbier (troisième et quatrième station en partant du large).

En janvier-février 2019, 7 capteurs de pressions Oceansensor et 4 courantomètres ont été déployés sur le transect (Figure 4-4c).

Les Figure 4-4a, b, c et la Figure 4-5 présentent la position des instruments pour chaque déploiement. Les positionnements ont été réalisés par DGPS RTK. La mesure altimétrique en NGF-69 permet d'obtenir des enregistrements de niveaux d'eau dans le même référentiel.



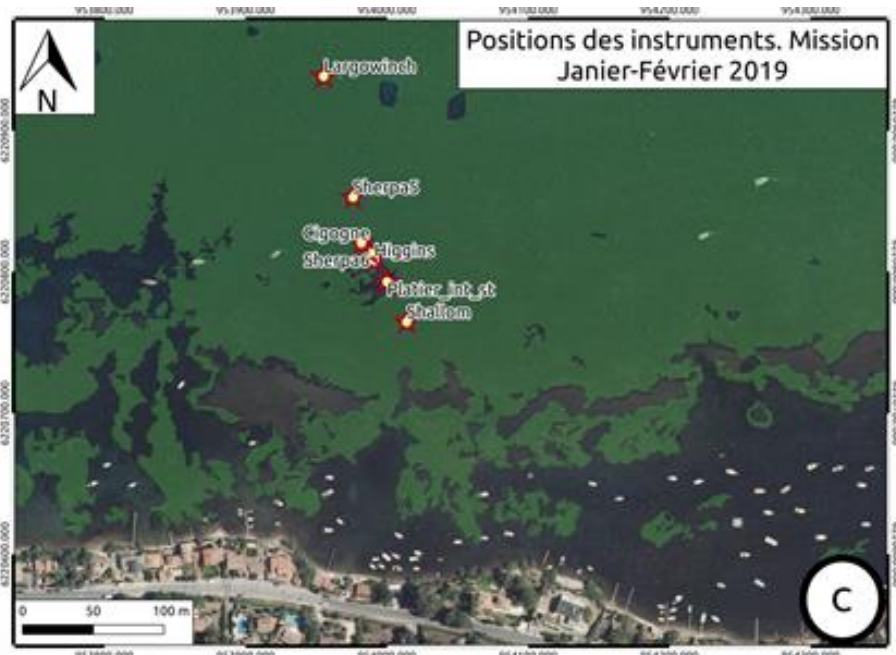


Figure 4-4. Localisation des instruments déployés sur le site de la Madrague de Giens lors des missions a) de Novembre 2017, b) Janvier 2018 et c) Janvier-Février 2019. L'orthophotographie surimposée est celle de 2017 fournie par le CRIGE PACA. La délimitation des herbiers de Posidonias a été réalisée par Andromède Océanologie (A. Guibert) en 2009.

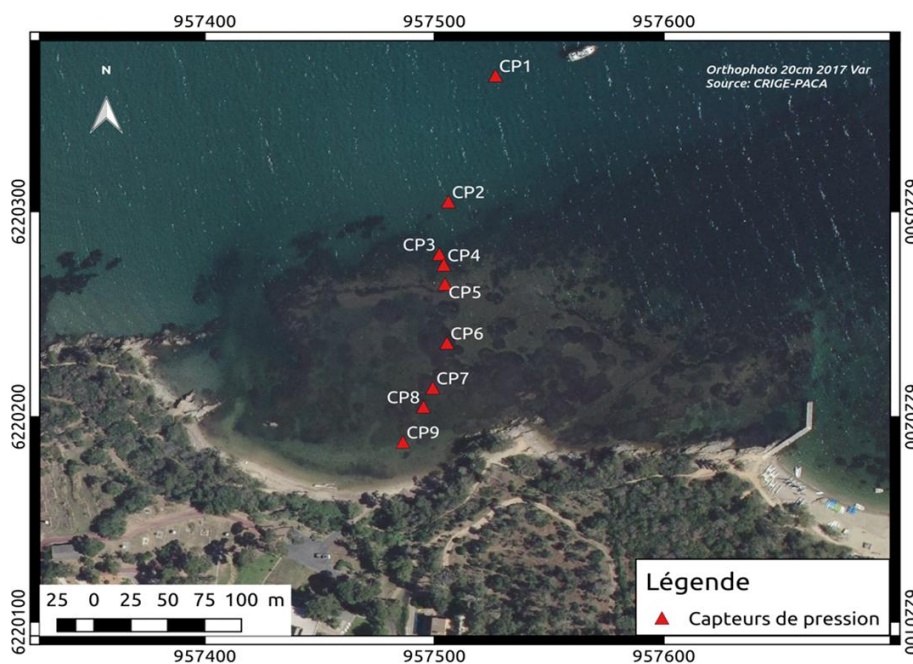


Figure 4-5. Localisation des instruments déployés sur le site de La Badine lors de la mission de janvier 2018. L'orthophotographie surimposée est celle de 2017 fourni par le CRIGE PACA.

En plus de ces déploiements et sur des périodes très courtes, un système vidéo (GoPro HERO7 Black équipée d'une lentille polarisante) a été déployé afin d'enregistrer le mouvement, de quantifier le mouvement et la flexibilité des herbiers *in situ*. Différents tests de positionnement, et de marquage des feuilles ont été réalisés. Une première méthode d'analyse des

mouvements de l'herbier a été mise en place sur un logiciel libre, Tracker Video Analysis. À la suite de ces tests, des capteurs de pression ont été couplés au système vidéo.

4.3.3.2. Traitement des données

Les données de pression enregistrées sont tout d'abord corrigées de la pression atmosphérique fournie par le réseau HTM-NET.

$$P_c = P - P_{atm} \quad (3)$$

avec : P_c , la pression mesurée corrigée en Pa

P , la pression mesurée en Pa

P_{atm} , la pression atmosphérique en Pa.

Une fois corrigée de la pression atmosphérique, les mesures sont corrigées à l'aide de facteur de calibration obtenues *in-situ* en amont et en aval de la période de mesure. Puis la pression corrigée est ramenée en hauteur d'eau en utilisant l'équation suivante :

$$P = \rho \times g \times h \quad (4)$$

avec : ρ , la masse volumique de l'eau de mer en kg.m^{-3}

g , l'accélération de la pesanteur en m.s^{-2}

h , la hauteur d'eau en m.

Les analyses de fourrier ont été ensuite réalisés sur les données de hauteur d'eau. À partir des spectres d'énergies obtenus, différents types d'oscillations peuvent être isolées. Parmi celles-ci, 4 types d'ondes nous intéressent. Les ondes à plus hautes fréquences (entre 0.04 Hz et 0.5 Hz) correspondent à la houle et aux vagues de vent. Classiquement, ces 2 types d'ondes gravitaires ne sont pas séparées. Dans le cas présent, les secteurs étudiés sont faiblement profonds et peuvent être impactés différemment par les vagues de vent (Wind Waves : WW) et par la houle (Swell : SW). Nous les séparerons donc dans cette étude.

Les limites entre les différentes classes d'onde sont généralement définies : (1) entre 0.2 Hz et 0.5 Hz pour les vagues de vents ; (2) entre 0.04 Hz et 0.2 Hz pour la houle (Locatelli *et al.*, 2017) ; (3) entre 0.004 Hz et 0.04 Hz pour les infragravitaires (IG) (Certain *et al.*, 2005).

Les ondes infragravitaires sont des ondes importantes pour la compréhension des phénomènes de déferlement et de submersion. Enfin, les Very Low Frequency (VLF) sont des ondes à basses fréquences. La littérature place généralement ses limites entre 0.001 et 0.004 Hz (Cheriton *et al.*, 2016 ; Gawehn *et al.*, 2016). Ces limites peuvent légèrement différer suivant les zones d'étude. Pour cette analyse, nous adapterons les limites vis-à-vis des différents spectres d'énergie : [0.0001-0.005 Hz] pour les VLF ; [0.005-0.037 Hz] pour les IG ; [0.037-0.13 Hz] pour les SW ; et [0.13-0.5 Hz] pour les WW.

Les hauteurs significatives, H_s sont obtenues par intégration sur ces bandes spectrales :

$$H_s = 4\sqrt{m_0}$$

$$m_0 = \int_{f_1}^{f_2} S(f)df \quad (5)$$

avec : m_0 , le moment d'ordre 0 défini par l'intégration de la densité spectrale dans la bande spectrale $[f_1 - f_2]$

L'atténuation des différents types d'ondes entre 2 capteurs est ensuite définie par le coefficient d'atténuation K_i :

$$H_1 = H_0 e^{-K_i x} \quad (6)$$

avec : H_1 , la hauteur significative des ondes pour la deuxième station en m

H_0 , la hauteur significative des ondes pour la première station en m

K_i , le coefficient exponentiel d'atténuation de la hauteur significative des ondes en m^{-1}

x , distance entre les deux stations en m.

Lorsque K_i est positif, il y a une atténuation d' H_s . Par contre, un K_i négatif correspond à une augmentation des H_s entre les deux capteurs.

Le wave-setup aussi appelé setup est défini par l'augmentation du niveau moyen d'eau (Mean Water Level) dû aux vagues. Le wave-setdown (setdown) est défini comme une diminution du niveau moyen d'eau dû aux vagues. Pour déterminer le setup ζ en m, le calcul suivant a été effectué :

$$\zeta = \text{Niveau d'eau corrigé CP}_i \text{ (m)} - \text{Niveau d'eau corrigé du CP au large (m)} \quad (7)$$

avec : i , l'indice des différents capteurs.

4.3.3.3. Mesures biométriques

Les mesures biométriques des herbiers (densité de faisceaux, longueur et largeur de feuilles, nombre de feuilles par faisceaux) ont été réalisées en mai 2018 par Élodie Rouanet et Adrien Lyonnet sur les sites de la Badine et de la Madrague. Ces données permettront d'évaluer les variations de rugosité liées à la présence de l'herbier entre les stations de mesures hydrodynamiques.

4.4. Résultats

Dans le cadre du projet Canopée, une série d'expériences a été réalisée sur les sites de La Madrague de Giens et sur la plage de La Badine. Un certain nombre de question évoqué dans le chapitre des problématiques n'a pas pu être exploré finement dans cette année de recherche, mais doivent être gardés à l'esprit du lecteur pour une bonne compréhension des processus soulignés dans ce chapitre.

4.4.1. Topo-bathymétriques

4.4.1.1. La Badine

Pour le site de La Badine, les levés DGPS, la bathymétrie, l'orthophotographie et le MNS obtenus permettent de déterminer la morphologie du récif de posidonie. L'herbier récif de posidonie s'agence en forme circulaire à l'est de la plage de la Badine. À l'ouest de la plage, il y a très peu de posidonie sur le récif. Entre le trait de côte au niveau de la plage et les premières posidonies, il y a une distance d'environ 15 m. Cette zone correspond à un petit lagon d'une profondeur moyenne de 1 m et est principalement composée de sable. Le lagon est plus profond que le récif de posidonie, en moyenne à 0.4 m (Figure 4-6). À l'ouest de la plage de La Badine, il existe une passe avec une profondeur supérieure à 1 m. À l'est, la présence de banquettes de feuilles mortes de posidonie se traduit par une sur-élévation d'environ 0.5 à 1.0 m par rapport à la plage. Le système correspond ici à une barrière récifale avec un lagon géomorphologique comme défini par Bonhomme *et al.* (2014, 2015) (Figure 4-7)^d.

^d La cartographie détaillée du récif de La Badine est consultable dans le volume annexe (Schohn *et al.*, 2020).

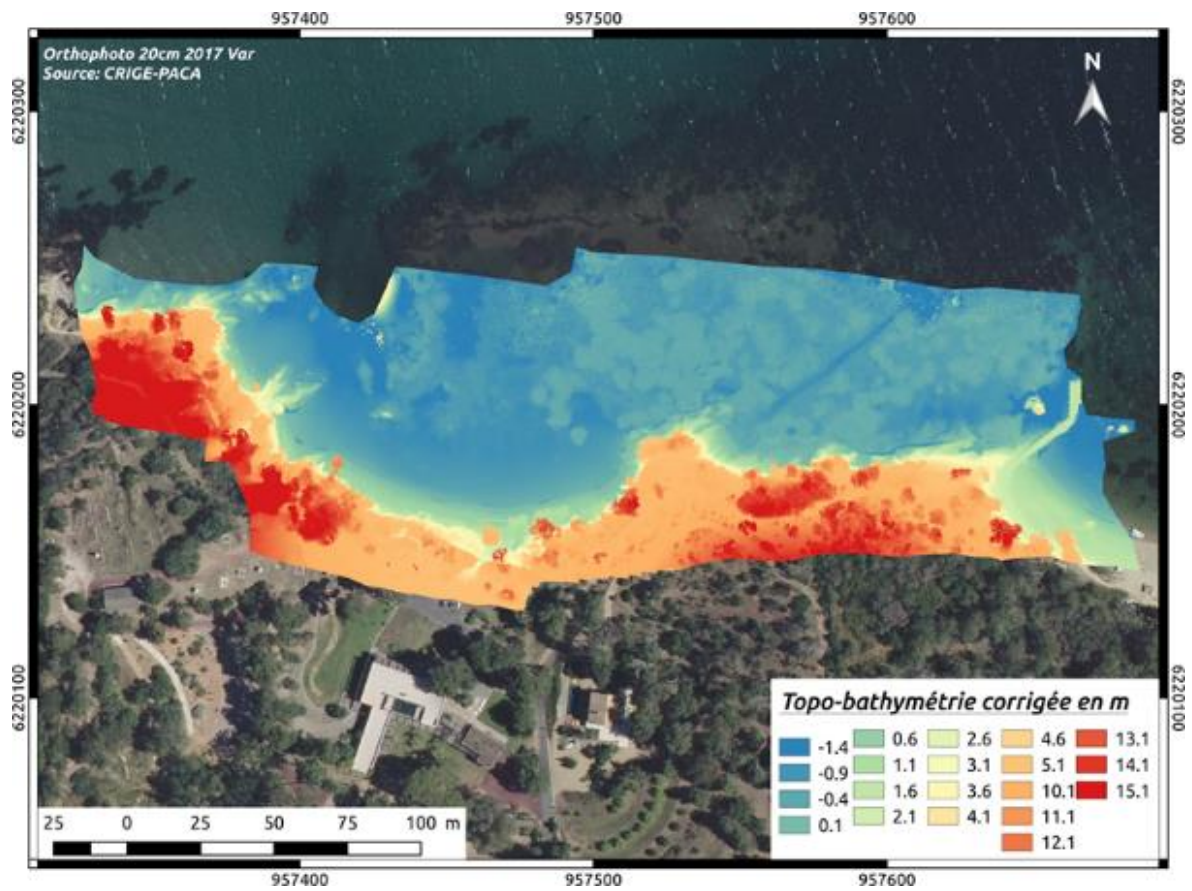


Figure 4-6. Représentation du Modèle Numérique de Surface corrigé de la réfraction. Récif de posidonie de La Badine.

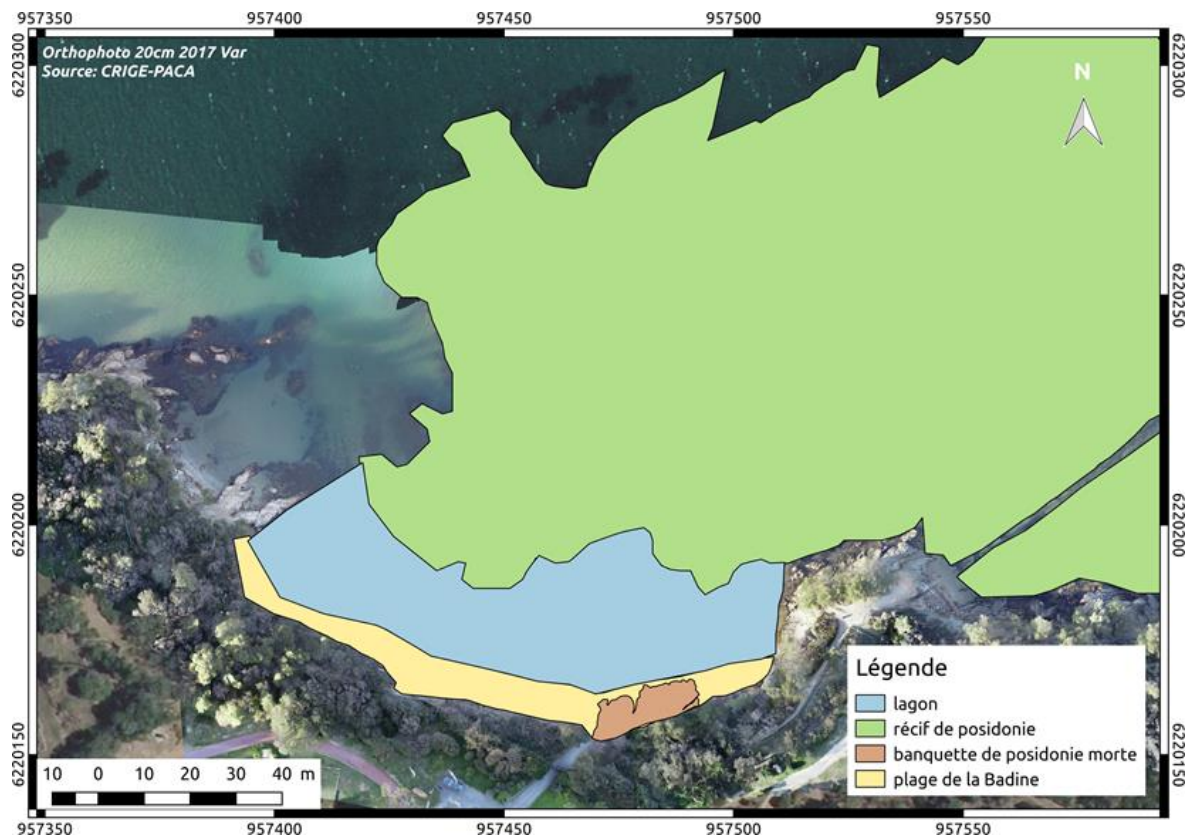


Figure 4-7. Représentation des différentes parties du récif de posidonie. Récif de posidonie de La Badine.

4.4.1.2. La Madrague de Giens

Pour le site de La Madrague de Giens, la zone étudiée est d'environ 1 km de long sur environ 300 m de large (Figure 4-8). Le système récifal est plus complexe que sur le site de La Badine. Au large, l'herbier est à une profondeur d'environ 5-6 m. Le haut du récif est à environ 2 m de profondeur, mais la rupture de pente n'est pas abrupte et différentes morphologies de haut fond complexifient cette zone. A partir du haut du récif, la pente va progressivement diminuer avec une zone de platier récifal proche de la surface dans certaines zones. La zone de lagon est relativement réduite, mais avec une profondeur parfois importante, jusqu'à 2 m.

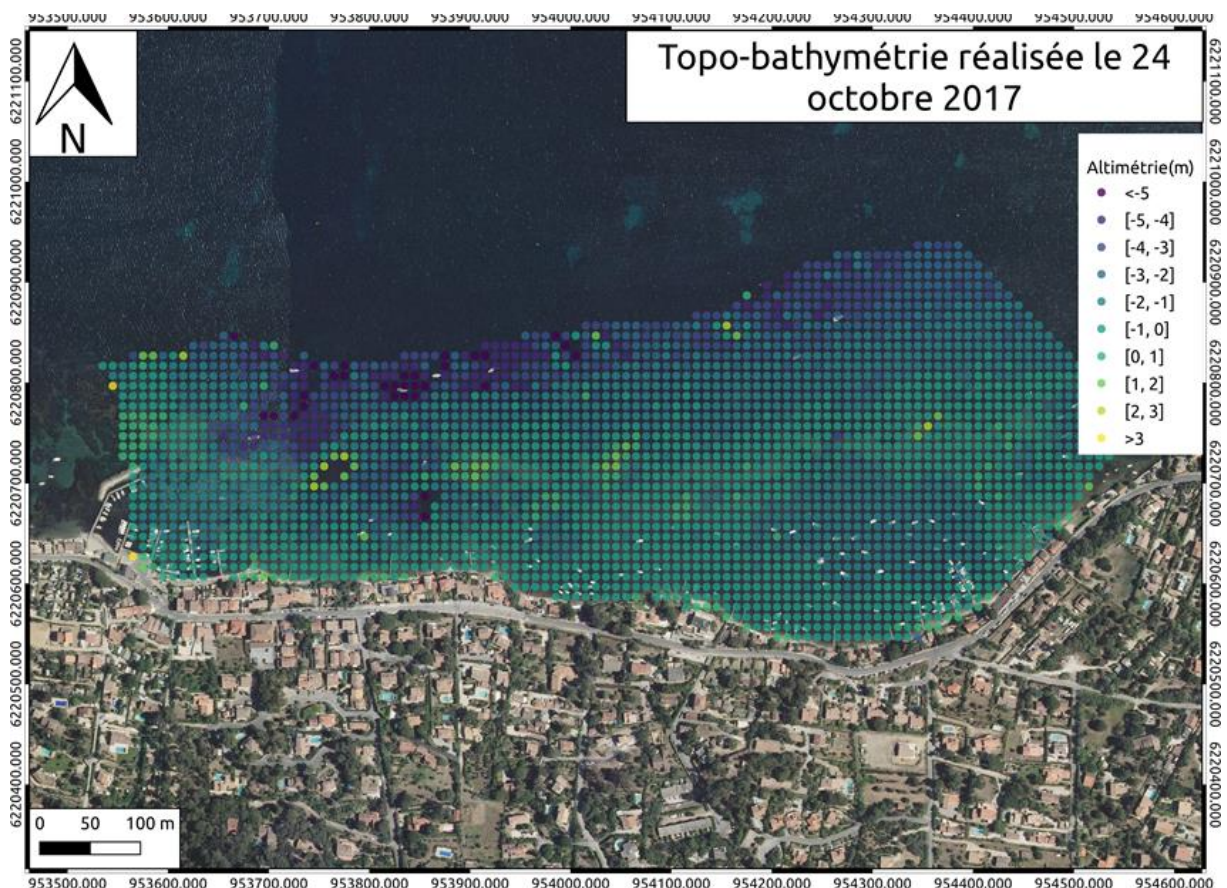


Figure 4-8. Topo-bathymétrie de La Madrague de Giens réalisé en Octobre 2017. Interpolation Akima.

4.4.2. Hydrodynamisme

4.4.2.1. La Badine

La Figure 4-9a représente l'intensité du vent et sa direction. La période de mesure est découpée en 4 phases : la phase 1, sur la journée du 13 janvier, est définie par un vent faible. La phase 2 débute le 14 janvier à minuit et finit le 15 janvier à minuit. Cette phase de coup de vent provenant du Nord-Est et de l'Est présente une intensité modérée à forte. La fin de coup de vent définit la phase 3, sur la journée du 15 janvier. La phase 4, jusqu'à la fin du 16 janvier,

correspond à une période de Mistral, et si l'intensité est importante, l'énergie associées aux vagues est complètement négligeable. La Figure 4-9b représente la hauteur moyenne d'eau mesurée au large dans le référentiel NGF-IGN 69. Le cycle à 12 h 24 min de la marée est observable avec un marnage maximum de 20 cm.

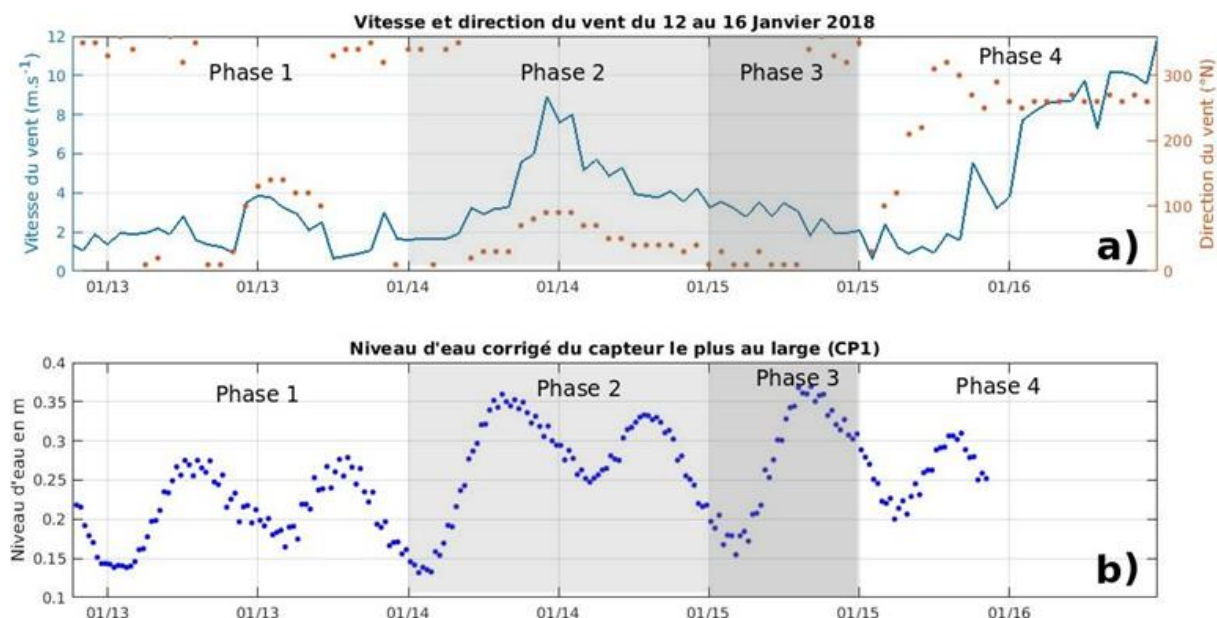


Figure 4-9 a) Vitesse et direction du vent enregistrée à la base d'aéronautique navale de Hyères. b) Hauteur d'eau moyenne corrigée (m/NGF-IGN 69) sur le capteur le plus au large.

La Figure 4-10a indique les variations de hauteur d'eau pour les capteurs du large (CP1) à la côte (CP9). La représentation de la Figure 4-10b est basée sur la hauteur relative vis-à-vis du niveau d'eau enregistré au large. La marge de variation des décotes-surcotes est de l'ordre du centimètre. Il est donc nécessaire d'être prudent dans l'interprétation de ces résultats.

Au début de la phase 1, lors du mistral léger, nous pouvons observer une décote généralisée qui diminue le long du transect. Dès que le vent, même faible, tourne et s'oriente un peu plus au Nord, nous observons une surcote diminuant le long du transect. En milieu de phase 1, lorsque le vent tourne à l'Est, la tendance est très légèrement à la décote. Lors de la phase 2, pendant le coup d'Est, orienté légèrement Nord-Est et lors de la marée haute, nous pouvons clairement observer une surcote puis une décroissance à peu près progressive le long du transect. Au pic du coup de vent, l'orientation du vent est clairement plein Est, et la marée est descendante. Il semble qu'aucune tendance ne se dessine dans les phénomènes de surcote ou de décote. Avec la diminution du vent, il semble il y avoir une décote et une augmentation du niveau progressivement. Pendant la phase 3, la tendance de la décote globale semble se modifier en fonction également de l'orientation du vent de Nord-Nord-Est à Nord-Nord-Ouest, puis la surcote se remet en place avec l'augmentation du mistral lors de la phase 4.

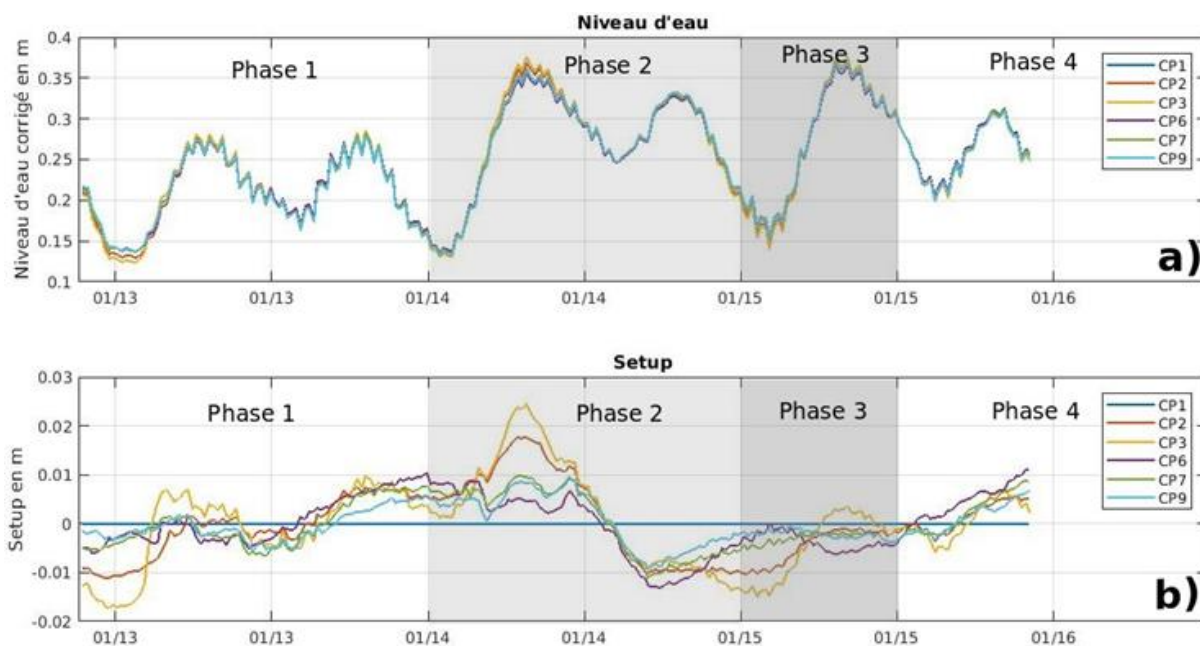


Figure 4-10. a) Hauteur moyenne pour l'ensemble des capteurs (CP1 à CP9) et b) Décote-surcote relative à la hauteur mesurée au large.

La Figure 4-11 présente, pour les différentes bandes spectrales, les hauteurs significatives (H_s) calculées à l'aide de l'équation 5. L'énergie spectrale étant de manière globale assez faible sur cette période de déploiement, les H_s sont relativement faibles, avec des ondes VLF (Very Low Frequency), IG (InfraGravitaires) et SW (de houle : SWell) inférieures à 8 cm, tandis que les ondes WW (de vagues de vent : Wind Waves) peuvent atteindre une quinzaine de cm lors du coup de vent.

La tendance des hauteurs significatives des VLF est la même pour les différents capteurs. Les VLF dans le temps sont plus au moins constantes (Figure 4-11a), avec toutefois une augmentation lors de la phase 4 de Mistral. Ces VLF peuvent être attribuées aux ondes de seiches. La configuration de la zone peut en effet engendrer des seiches. Les seiches sont surtout observées dans des bassins fermés ou semi-fermés. Les seiches sont des résonances qui se produisent lorsqu'il y a un changement brutal du niveau d'eau (abaissement ou élévation). La période de ces oscillations dépend de plusieurs paramètres physiques du bassin considéré. En prenant en considération une géométrie simplifiée de la rade de Hyères, nous pouvons calculer la période d'une éventuelle seiche à partir de l'équation établie par Forel (1895) et décrite dans Rabinovich *et al.* (2009) :

$$Tn = \frac{2L}{n\sqrt{g \cdot h}} \quad (8)$$

avec : L, la longueur du bassin en m
T, la période en s suivant

n, le mode de la seiche (ici nous avons pris l'harmonique principal) dans le bassin
 g, l'accélération de la pesanteur
 h, la profondeur moyenne du bassin en m.

Les périodes calculées sur différents axes de bassin pour le site de La Badine sont toutes supérieures à 1000 s, soit une fréquence autour de 0.001 Hz. Ce résultat est en bon accord avec l'énergie observée dans les spectres du capteur le plus au large, et qui est comprise dans la bande des VLF. Toutefois, au vu de la résolution spectrale, il est difficile de faire ressortir un pic bien défini.

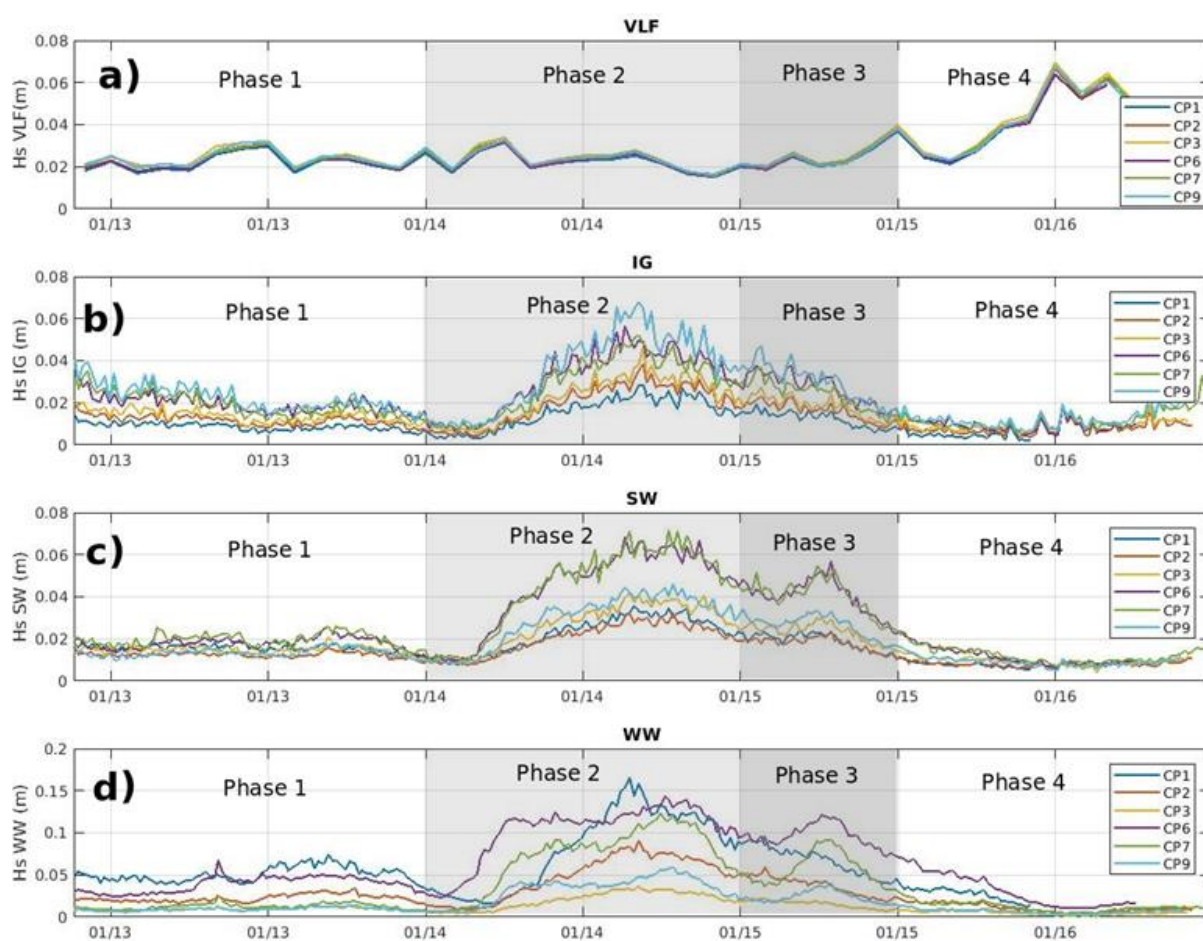


Figure 4-11. Hauteurs significatives (Hs) mesurées sur le site de La Badine pour les ondes Very Low Frequency (VLF), Infragravitaires (IG), de la houle (SW) et des vagues de vents (WW) (capteurs CP1 à CP9)

En ce qui concerne les IG, de manière générale, nous observons une augmentation des Hs le long du transect. Cette augmentation est associée au transfert d'énergie lors de la dissipation des ondes gravitaires par frottement sur le fond et par déferlement. Pour les SW, l'évolution positives des Hs le long du transect indique un phénomène de gonflement de la houle jusque

dans la zone lagonaire, puis une dissipation très certainement associée à la remontée du fond bathymétrique proche de la plage.

Enfin, en ce qui concerne les WW, les Hs et leur évolution le long du profil semblent peu significatives, sauf lors des phases 2 et 3 du coup de vent, avec une décroissance sur le front de récif puis une ré-augmentation importante des Hs pour enfin se dissiper vers la plage.

L'analyse du coefficient d'atténuation (Figure 4-12) montre que celui-ci varie fortement suivant le type d'onde analysé le long du profil en fonction du marnage. A noter qu'un Ki négatif correspond à une augmentation des Hs entre deux stations, et qu'un Ki positif correspond à une atténuation des Hs.

Sur ces graphiques, les couleurs froides (bleu) correspondent à une marée basse et les couleurs chaudes (rouge) à une marée haute. Pour les IG, on remarque que le coefficient d'atténuation Ki entre les différents capteurs est généralement négatif ou proche de 0 (pour les capteurs les plus proches comme les capteurs 6 et 7 par exemple).

On a donc bien une augmentation du Hs des IG du large vers la côte comme le montre également la Figure 4-11. Cependant, la Figure 4-12 montre aussi que la marée influence très peu l'atténuation des Hs des IG.

Pour les SW, entre CP1 et CP2, il n'y a presque pas d'atténuation (Ki proche de 0). Entre CP2 et CP3, comme entre CP3 et CP6, les coefficients d'atténuation négatifs indiquent une augmentation des Hs. Cependant, à marée basse, le coefficient Ki augmente et peut devenir positif, indiquant ainsi qu'en fonction du marnage, la houle pourra être atténuée à marée basse ou bien sera influencée par un phénomène de gonflement de la houle à marée haute. Entre les capteurs CP6 et CP7, peu de modifications sont observables, sûrement du fait de leur proximité. À proximité de la plage, avec la remontée de la bathymétrie, l'atténuation augmente.

Pour les WW, entre le CP1 et CP2, le Ki moyen est d'environ 0.01 m^{-1} , ce qui correspond à une atténuation des Hs. Ki est maximum à marée basse. Entre le CP2 et le CP3, Ki est en moyenne égal à environ 0.035 m^{-1} , ce qui correspond à une forte atténuation des Hs. Entre le CP3 et CP6, il y a une augmentation des Hs entre les deux capteurs (Ki négatif). Ki croît lorsque les Hs du CP3 augmentent. Cependant, c'est à marée basse que Ki est maximum. Entre le CP6 et CP7, il y a une atténuation des Hs qui croît lorsque les Hs du CP6 sont compris entre 0 et 0.05 m et à marée basse. Ensuite, pour les Hs du CP6 supérieurs à 0.05 m, on a une diminution du Ki lorsque les Hs au niveau du CP6 augmentent jusqu'à être proche de 0 m^{-1} . Entre le CP7 et CP9, une atténuation des Hs est relevée (Ki en moyenne égal à 0.02 m^{-1}). À marée basse (pour Hs à CP7 entre 0 et 0.02 m), Ki augmente fortement.

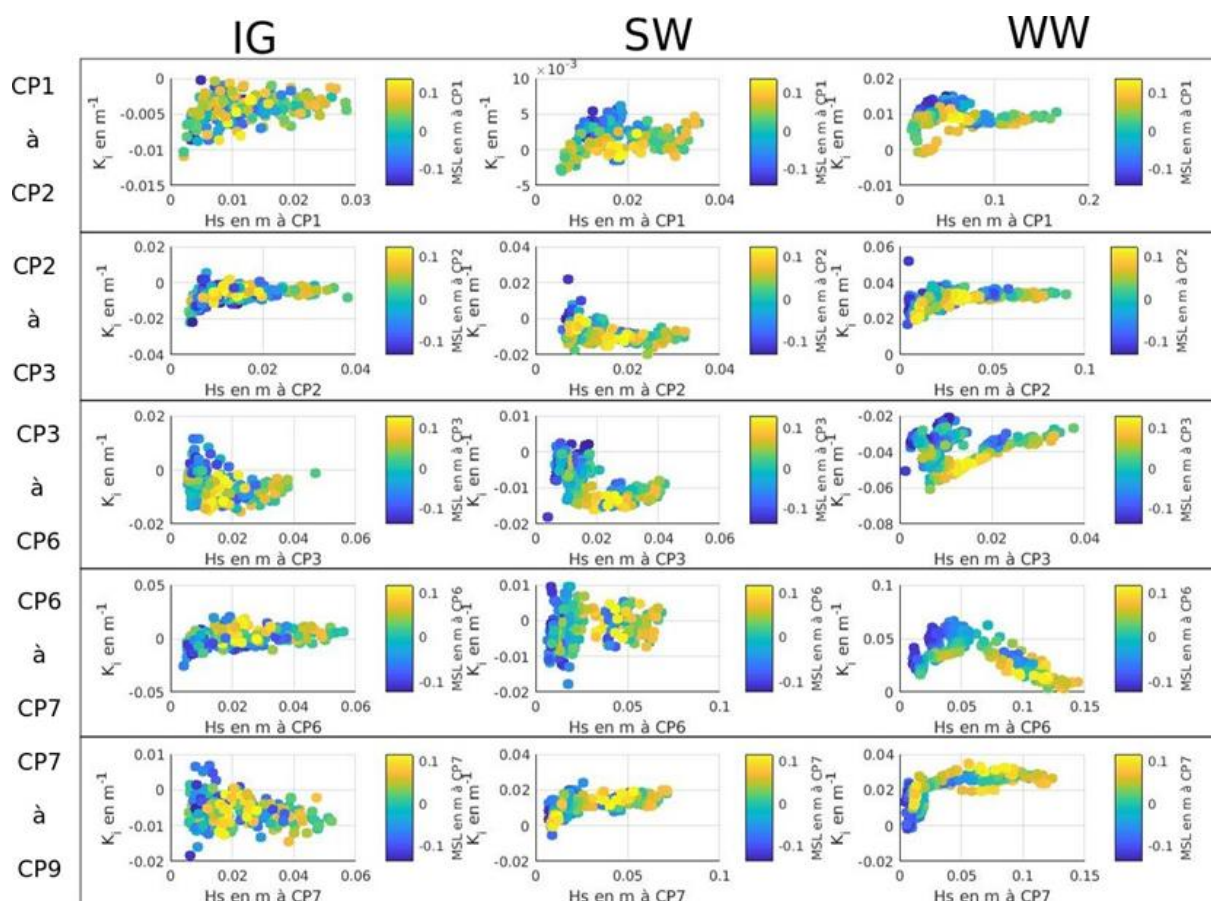


Figure 4-12. Coefficients d'atténuation mesurés sur le site de La Badine pour les ondes Infragravitaires (IG), de houle (SW) et les vagues de vent (WW).

4.4.2.2. La Madrague de Giens

Les 2 périodes étudiées ici, 2018 et 2019, sont caractéristiques des processus sur le site de la Madrague de Giens. Les données de 2017 sont donc redondantes et ne seront pas présentées dans ce rapport.

La Figure 4-13 représente l'intensité du vent et sa direction, ainsi que la surélévation du plan d'eau, aux différents points de mesure pour la période de janvier 2018.

Nous pouvons observer sur cette figure, en début de période de mesure, un court événement de vent d'Est, puis une phase de transition et enfin une longue période d'évènement de Mistral avec des intensités de vent qui atteignent $15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. En termes de surcote ou décote, le plan d'eau semble suivre une évolution similaire à ce qu'il a été décrit sur le site de La Badine : une décote généralisée dans la première période, puis une augmentation des valeurs de niveau pour l'ensemble des capteurs. La différence importante sur ce site est ici la surcote très prononcée présente sur le capteur qui se situe en pied de récif. Le niveau est ensuite décroissant puis stable à partir du haut récif.

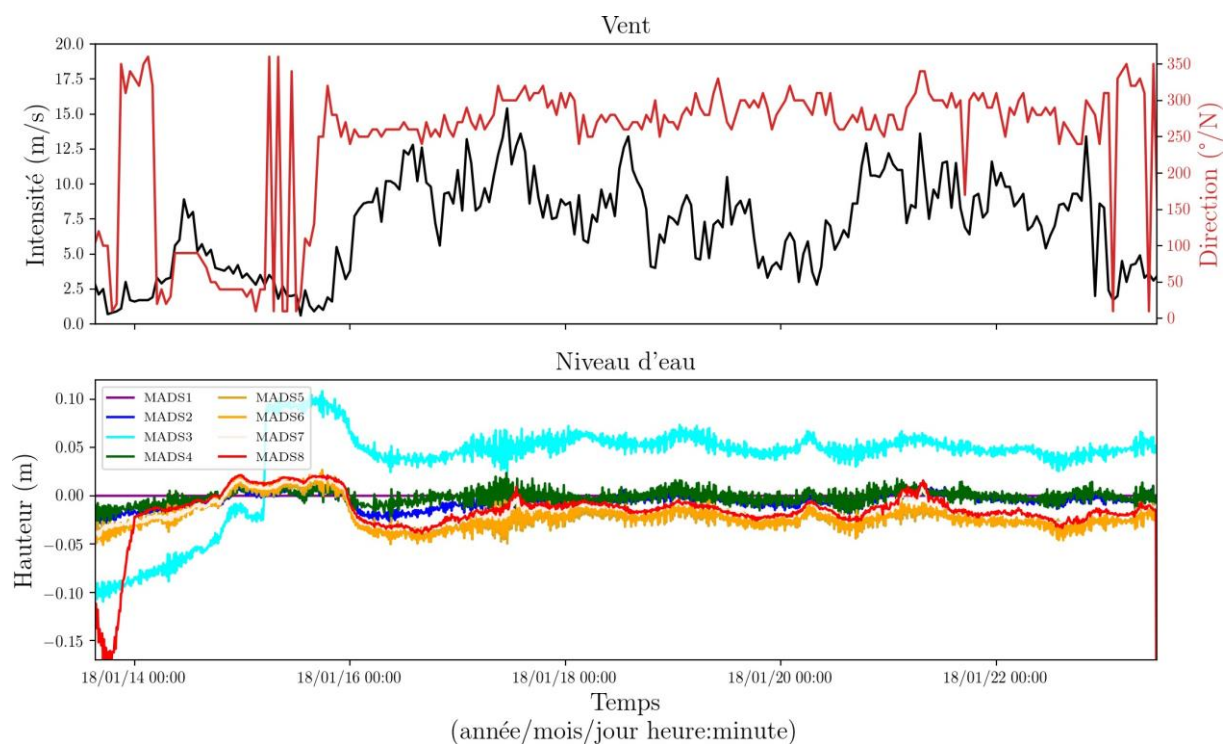


Figure 4-13. Vitesse et direction du vent et surélévation du plan d'eau à La Madrague de Giens en janvier 2018.

La Figure 4-14 représente les hauteurs significatives pour les différentes oscillations, à savoir VLF/IG/SW et WW. Les limites des bandes sur les différentes fréquences sont identiques entre les sites de La Badine et de La Madrague de Giens, sauf pour la limite entre les SW et WW à 0.24 Hz au lieu de 0.13 Hz. Ce changement de limite indique que la zone de La Madrague de Giens est une zone de fetch plus limitée qui ne permet pas aux oscillations de vents d'avoir des périodes plus longues. Toutefois, nous remarquerons que l'amplitude associée à ces WW sur la Madrague de Giens est bien plus importante que l'amplitude des WW sur La Badine, et ce pour des intensités de vents relativement similaires.

Les hauteurs significatives H_s sur la bande spectrale des VLF restent relativement petites, et atteignent un maximum de 7.5 cm pendant les maximums de vents autour des 18 et 21 janvier. Leur évolution le long du profil n'indique pas de tendance générale.

Les hauteurs significatives des IG sont plus importantes, avec des valeurs autour de 15 cm lors des 2 pics de Mistral. Il y a clairement une augmentation des IG le long du profil qui correspond à la nette diminution des H_s des SW le long du profil de 45 cm au large à quelques cm dans le lagon pendant le coup de vent du 21 janvier. Il y a ici transfert d'énergie entre le SW et l'IG lors de la dissipation d'énergie par déferlement sur la rupture de pente. A l'intérieur du lagon, la dissipation d'énergie des SW se fait par frottement sur le fond, et l'évolution des IG reste à peu près constante. Les WW sont quasiment inexistantes sur la première période de mesure, avec une zone abritée des vents d'Est. Pendant la période de Mistral, l'énergie associée aux WW est importante avec des hauteurs significatives atteignant 1 m au large. La diminution des WW le

long du profil se fait assez régulièrement. Les vagues de vent, de plus faible hauteur, ont tendance à légèrement augmenter lors du passage sur le plateau récifal.

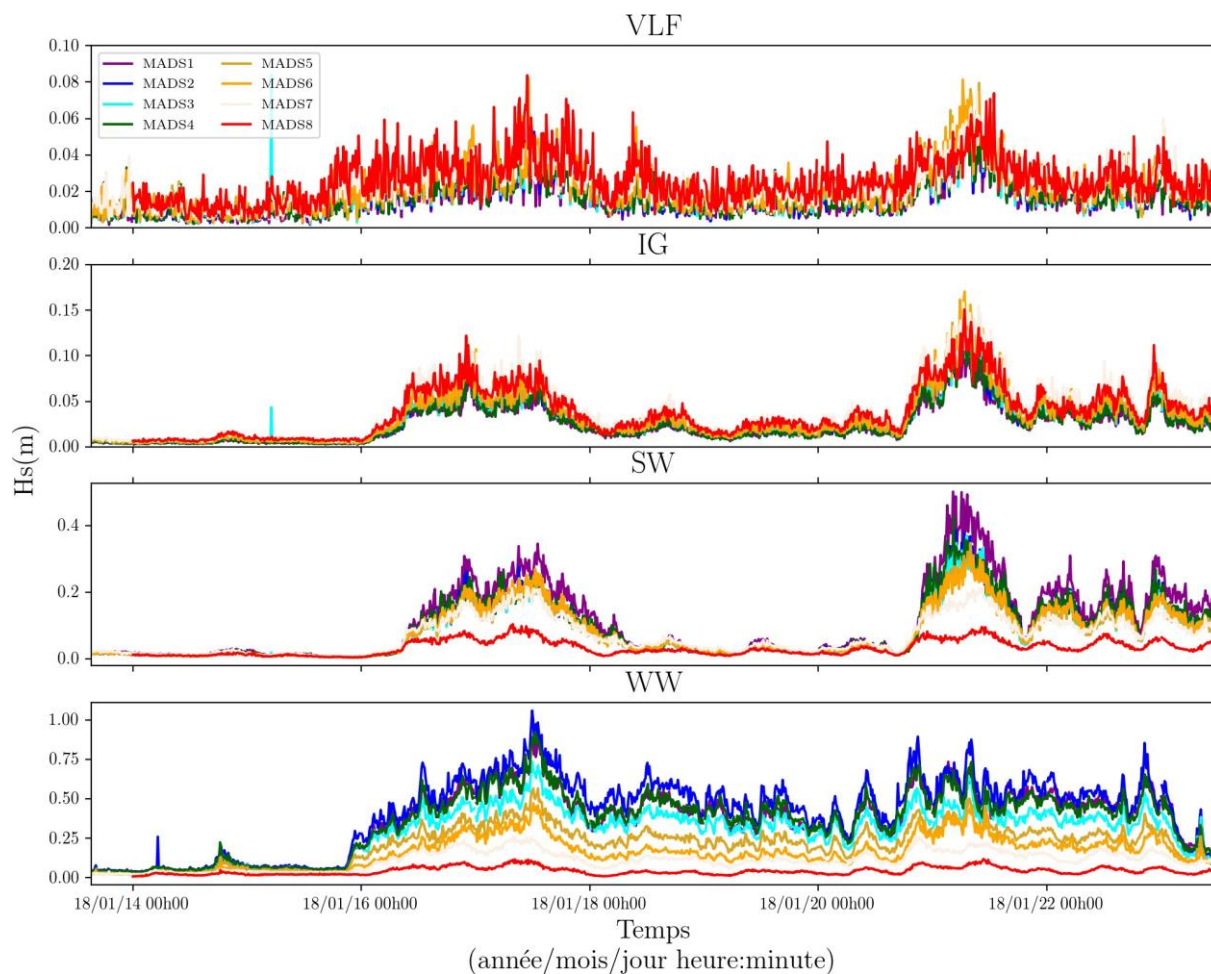


Figure 4-14. Hauteurs significatives (H_s) mesurées sur le site de La Madrague de Giens en 2018 pour les ondes Very Low Frequency (VLF), Infragravitaires (IG), de la houle (SW) et des vagues de vents (WW).

La Figure 4-15 représente l'intensité du vent et sa direction, ainsi que la surélévation du plan d'eau, aux différents points de mesure pour la période de janvier 2019. Le vent, de manière générale sur cette période, correspond à un Mistral orienté Nord avec des intensités moins importantes que lors de la période de janvier 2018 (voir Figure 4-13).

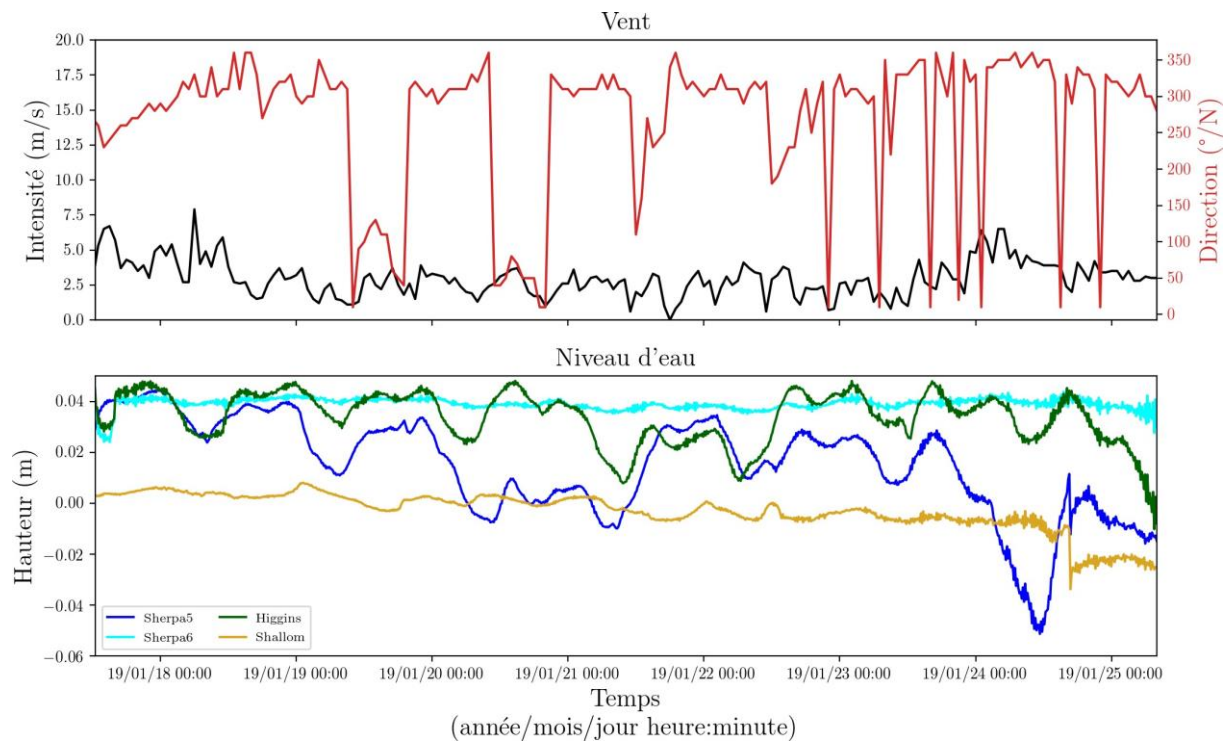


Figure 4-15. Vitesse et direction du vent et surélévation du plan d'eau à La Madrague de Giens en janvier 2019.

Les hauteurs significatives représentées sur la Figure 4-16 suivent les mêmes schémas que celles décrites pour la période de 2018. A noter toutefois que le passage de VLF plus importante en fin de période de mesure ne semble pas être associé à des intensités de vents plus importantes. Il est probable que la durée du vent et le changement d'orientation assez fréquent ait permis la relaxe du plan d'eau à plusieurs reprises permettant la génération et la propagation de seiche.

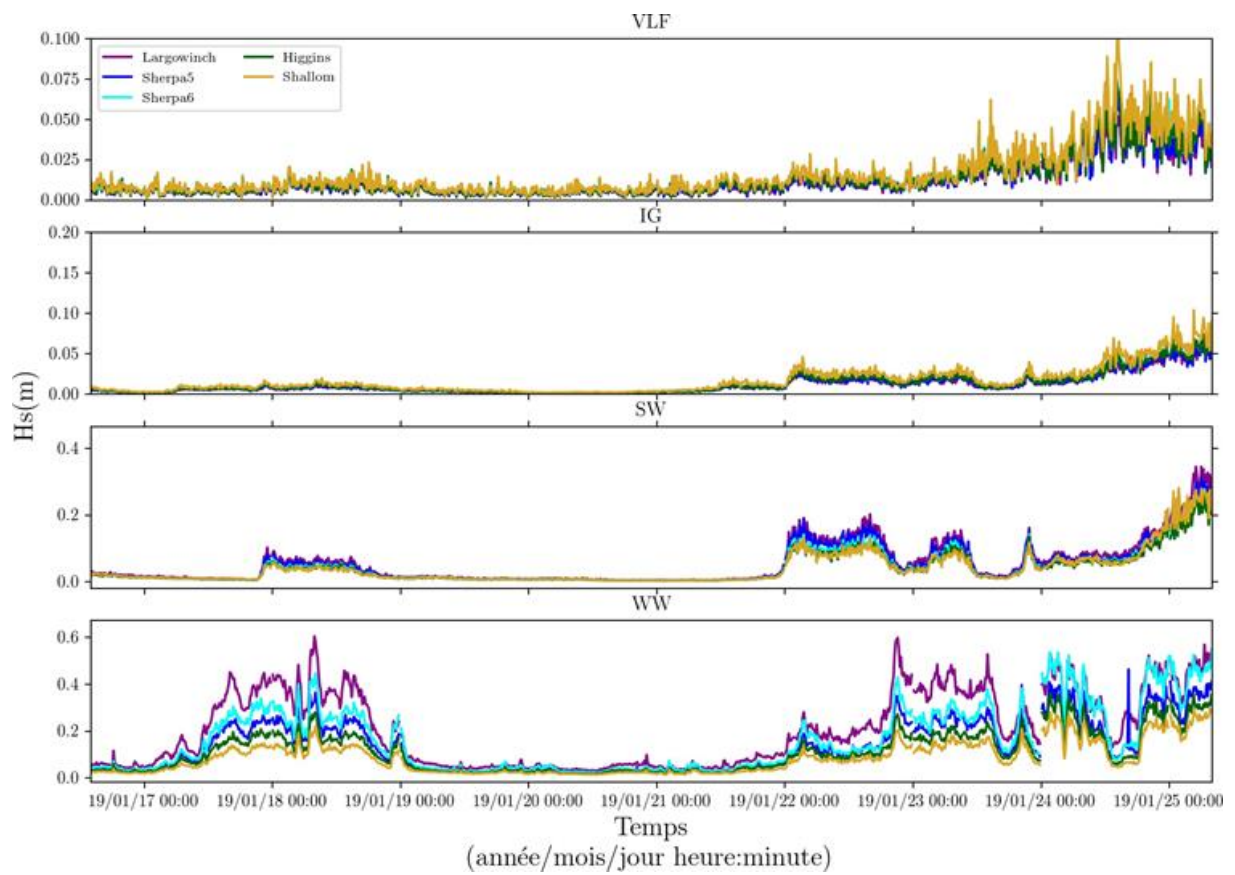


Figure 4-16. Hauteurs significatives (Hs) mesurées sur le site de La Madrague de Giens en 2019 pour les ondes Very Low Frequency (VLF), Infragravitaires (IG), de la houle (SW) et des vagues de vents (WW).

4.5. Discussion & Conclusion

Les sites de La Badine et de La Madrague de Giens, de part et d'autre de la presqu'île de Giens, accueillent des herbiers sous forme de récif barrière. Ces sites ont la particularité d'avoir une morphologie présentant une forte rupture de pente, un plateau récifal et un lagon.

Les différents résultats hydrodynamiques montrent que l'énergie présente sur les sites de La Badine et de La Madrague de Giens est essentiellement associée aux événements de vent. Les vagues de vents sont donc le moteur essentiel de l'hydrodynamisme de ces zones de fetch relativement court. Le long d'un transect, cette énergie associée aux vagues de vent se dissipera progressivement. Sous certaines conditions de coup de vent prolongé et d'orientation de vent particulier, une houle peut se développer. Cette houle pourra alors déferler sur le récif barrière et transférer une partie de son énergie vers les ondes infragravitaires. Ce processus n'est pas particulier au récif barrière de posidonie et est associé au changement bathymétrique et au processus de dissipation par déferlement.

De manière globale, sur ces 2 sites, les processus de dissipation, transfert d'énergie, modulation du niveau d'eau (par les décotes et surcotes), sont étroitement liés à l'énergie incidente modulée par les processus de marée et la morphologie de la barrière récifale de posidonie.

En partant de ce constat que l'énergie sur ces 2 sites est globalement faible, il est possible d'émettre l'hypothèse que de faibles forçages vents/vagues de vent, dans un contexte géomorphologique abrité, soient une caractéristique essentielle à la mise en place d'un récif barrière de posidonie.

La Figure 4-17 localise les récifs barrières de posidonie recensés au cours du programme CANOPé (voir ATELIER 1 : CARTOGRAPHIE ET ÉTAT DE CONSERVATION et volume annexe : Schohn *et al.*, 2020) sur le pourtour méditerranéen français. Pour chacun de ces sites, nous avons cherché les stations météorologiques les plus proches. Les roses des vents pour l'année 2019 pour les différentes stations sont représentées sur la figure 4-18.

Sur l'ensemble des sites, les contextes géomorphologique et météorologique montrent qu'il s'agit de zones abritées des vents dominants ou dont l'intensité peut parfois être importante. La présence d'un îlot rocheux, ou un fetch réduit, favorisera une rupture hydrodynamique et une forte diminution de l'énergie associée aux oscillations de la surface libre. Il s'agit donc de zone où les vagues de vents seront les seules oscillations à interagir avec les herbiers. Sur certains secteurs, lorsque des houles peuvent se propager, celles-ci seront fortement impactées par des processus de transformation (réfraction/diffraction/déferlement) et par conséquent, l'énergie présente sera très diminuée.



Figure 4-17. Carte de la position des herbiers récif de Posidonie, des stations météo et des bouées Candhis.

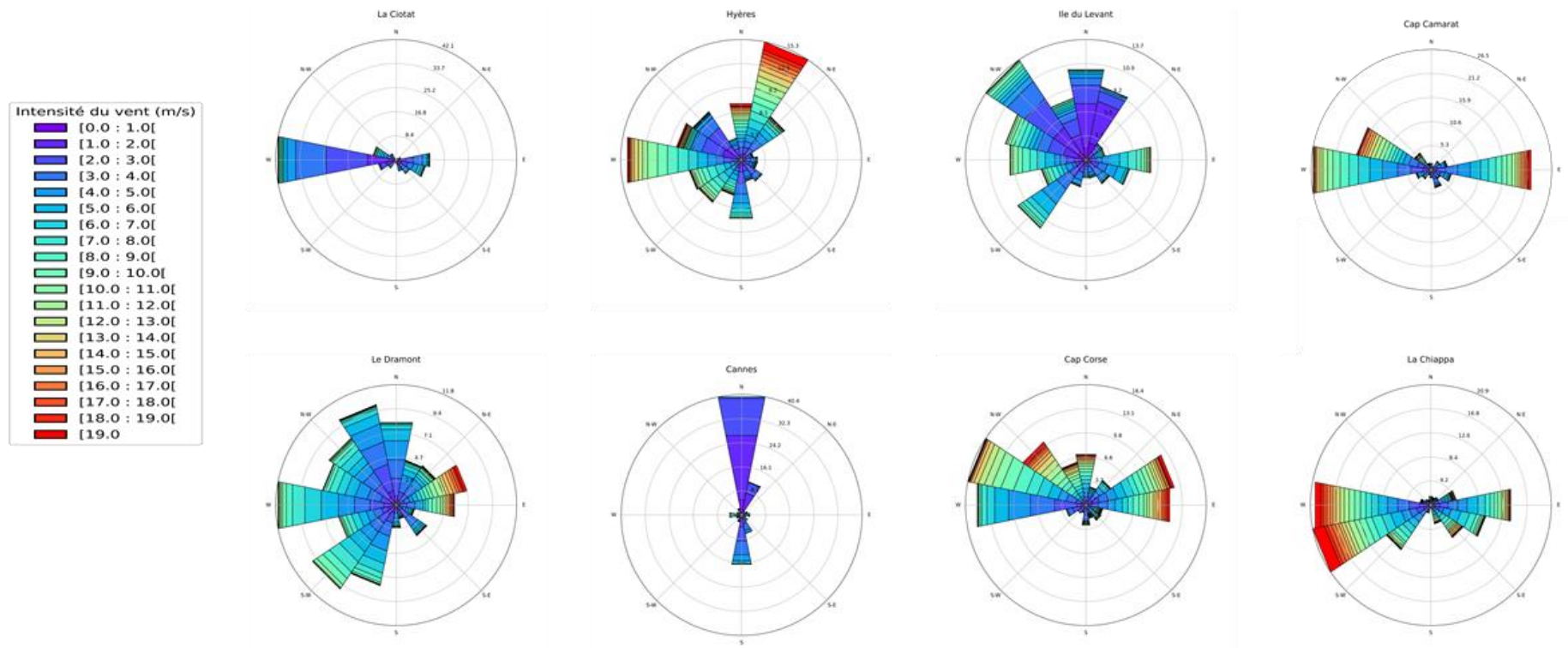


Figure 4-18. Rose des vents pour les différentes stations météorologiques proches des sites des herbiers-récifs.

4.6. Bibliographie

Akima H., 1974. Algorithm 474 : Bivariate Interpolation and Smooth Surface Fitting Based on Local Procedures [E2]. *Communications of the ACM*, 17(1): 26–31.

Akima H., Gebhardt A., Petzold T., Maechler M., 2016. Package akima : Interpolation of Irregularly and Regularly Spaced Data. *Interpolation of Irregularly and Regularly Spaced Data* 0.6-2: 1–28.

Blanc J., 1975. Recherches de sédimentologie appliquée au littoral rocheux de la Provence. Aménagement et protection. Technical report, *Centre nation. Exploit. Océans publ.*, Fr.

Bonhomme D., Astruch P., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2014. Insight into the typology of reef formations of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (éds.), RAC/SPA publ., Tunis : 27–28.

Bonhomme D., Boudouresque C-F., Astruch P., Bonhomme J., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2015. Typology of the reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*, and the discovery of extensive reefs in the Gulf of Hyères (Provence, Mediterranean), *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*. 29 : 41-73.

Borum J., Sand-Jensen K., Binzer T., Pedersen O., Greve T., 2006. Oxygen Movement in Seagrasses. *In* *Sea-grasses : biology, ecology and conservation*. Springer Netherlands : 255–270.

Bos A. R., Bouma T.J., de Kort G.L.J., van Katwijk M.M., 2007. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds : Sediment accretion and modification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1-2): 344–348.

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2012. Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. RAMOGE and RAC/SPA publ., Tunis : 1-202.

Boudouresque C.F., Bonhomme D., Astruch P., Bonhomme P., Goujard A., Thibaut T., 2014. Insights into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (éds.), RAC/SPA publ., Tunis : 58-63.

Boudouresque C.F., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Thibaut T., Verlaque V., 2016. The necromass of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow: Fate, role, ecosystem services and vulnerability. *Hydrobiologia*, 781 : 25-42.

Boudouresque C.F., Ponel P., Astruch A., Barcelo A., Blanfuné A., Geoffroy D., Thibaut T., 2017. The high heritage value of the Mediterranean sandy beaches, with a particular focus on the *Posidonia oceanica* 'banquettes': a review. *Sci. Rep. Port-Cros Natl. Park*, 31 : 23-70.

Buckley M., Lowe R., Hansen J., 2014. Evaluation of nearshore wave models in steep reef environments. *Ocean Dynamics*, 64(6): 847–862.

Certain R., Meulé S., Rey V., Pinazo C., 2005. Wave transformation on a microtidal barred beach (Sète, France). *Journal of Marine Systems*, 58(1-2): 19–34.

Cheriton O. M., Storlazzi C. D., Rosenberger K. J., 2016. Observations of wave transformation over a fringing coral reef and the importance of low-frequency waves and offshore water levels to runup, overwash, and coastal flooding. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 121(5): 3121–3140.

Dietrich J. T., 2017. Bathymetric Structure-from-Motion : extracting shallow stream bathymetry from multi-view stereo photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(2): 355–364.

Gambi M. C., Nowell A.R.M., Jumars P.A., 1990. Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 159–169.

Gawehn M., van Dongeren A., van Rooijen A., Storlazzi C. D., Cheriton O. M., Reniers A., 2016. Identification and classification of very low frequency waves on a coral reef flat. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 121(10): 7560–7574.

Gillanders B.M., 2006. Seagrasses, Fish, and Fisheries. In *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation*, pp. 503–536. Springer Netherlands.

Koftis T., Prinos P., Stratigaki V., 2013. Wave damping over artificial *Posidonia oceanica* meadow : A large-scale experimental study. *Coastal Engineering*, 73: 71–83.

Locatelli F., Sous D., Rey V., Chevalier C., Bouchette F., Touboul J., Devenon J-L., 2017. Wave transformation over the Ouano reef barrier, New Caledonia. *Coastal Dynamics*, 17: 356–367.

Lowe R. J., Falter J.L., Koseff J.R., Monismith S.G., Atkinson M.J., 2007. Spectral wave flow attenuation within submerged canopies : Implications for wave energy dissipation. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 112(C5).

Lowe R. J., Leon A.S., Symonds G., Falter J.L., Gruber R., 2015. The intertidal hydraulics of tide-dominated reef platforms. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 120(7): 4845–4868.

Molinier R. & Picard J., 1952. Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut océanographique*, 27(3): 157–234.

Neumeier U., 2007. Velocity and turbulence variations at the edge of saltmarshes. *Continental Shelf Research*, 27(8): 1046–1059.

Oudart T., Larroudé P., Paquier A.-É., Meulé S., Lebouteiller C., Rouanet E., 2018. Numerical approach for Flow/Vegetation interaction with 3D SPH Model. In *Sixth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC- 2018)*, Caen, France.

Paillard M., Gravez V., Clabaut P., Walker P., Blanc J., Boudouresque C-F., Belsher T., Ursheler F., Poydenot F., Sinnassamy J., Augris C., Peyronnet J., Kessler M., Augustin J., Le Drezen E., Prudhomme

C., Raillard J., Pergent G., Hoareau A., Charbonnel E., 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var - France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. Technical report, Ifremer GIS Posidonie Publ.

Paquier A.-É., Meulé S., Anthony E.J., Bernard G., 2014. Sedimentation and erosion patterns in a low shoot-density *Zostera noltii* meadow in the fetch-limited Berre Lagoon, Mediterranean France. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 70: 563–567.

Paquier A.-É., Meulé S., Anthony E.J., Larroudé P., Bernard G., 2019. Wind-Induced Hydrodynamic Interactions With Aquatic Vegetation in a Fetch-Limited Setting : Implications for Coastal Sedimentation and Protection. *Estuaries and Coasts*, 42(3): 688–707.

Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Ducresson I., Oudart T., Larroudé P., Rouanet E., Goujard A., Le Diréach L., 2019. Understand the role of *Posidonia oceanica* barrier reefs on the hydrodynamic attenuation : CANOPé research project. In Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019.

Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Oudart T., Larroudé P., Rouanet E., Goujard A., Le Diréach L., 2018. Comprendre le rôle des récifs barrière à *Posidonia oceanica* dans l'atténuation de l'hydrodynamique : Programme CANOPé. XVèmes Journées, La Rochelle, 119–126.

Paquier A.-É., Oudart T., Bouteiller C.L., Meulé S., Larroudé P., Dalrymple R.R., 2020. 3D Numerical simulation of seagrass movement under wave and current with GPUSPH Research. *International Journal of Sediment Research*, accepted.

Paul M. & Amos C.L., 2011. Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 116(C8).

Paul M., Bouma T.J., Amos C.L., 2012. Wave attenuation by submerged vegetation : combining the effect of organism traits and tidal current. *Marine Ecology Progress Series*, 444: 31–41.

Peralta G., van Duren L.A., Morris E.P., Bouma T.J., 2008. Consequences of shoot density and stiffness for ecosystem engineering by benthic macrophytes in flow dominated areas : a hydrodynamic flume study. *Marine Ecology Progress Series*, 368: 103–115.

Pomeroy A.W.M., Lowe R.J., Ghisalberti M., Storlazzi C., Symonds G., Roelvink D., 2017. Sediment transport in the presence of large reef bottom roughness. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 122: 7267–7290.

Pomeroy A. W. M., Lowe R. J., Ghisalberti M., Storlazzi C., Symonds G., Roelvink D., 2017. Sediment transport in the presence of large reef bottom roughness. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 122: 7267–7290.

Short F., Carruthers T., Dennison W., Waycott M., 2007. Global seagrass distribution and diversity : A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1–2): 3–20.

Torres-Garcia L. M., Dalyander P.S., Long J.W., Zawada D.G., Yates K.K., Moore C., Olabarrieta M., 2018. Hydrodynamics and Sediment Mobility Processes Over a Degraded Senile Coral Reef. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 123(10): 7053–7066.

Vacchi M., De Falco G., Simeone S., Montefalcone M., Morri C., Ferrari M., Bianchi C.N., 2017. Biogeomorphology of the Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(1): 42–54.

Wang B., Guo X., Mei C.C., 2015. Surface water waves over a shallow canopy. *Journal of Fluid Mechanics*, 768: 572–599.

Waycott M., Duarte C.M., Carruthers T.J.B., Orth R.J., Dennison W.C., Olyarnik S., Calladine A., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G., Kenworthy W.J., Short F.T., Williams S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(30): 12377–81.

Widdows J., Pope N.D., Brinsley M.D., Asmus H., Asmus R.M., 2008. Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Ecology Progress Series*, 358: 125–136.

Woodget A. S., Carbonneau P.E., Visser F., Maddock I.P., 2015. Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution UAS imagery and structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(1): 47-64.

5. ATELIER 4 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LES RÉCIFS DE POSIDONIE

Par ROUANET É., FRANCOIS M., BOUDOURESQUE C-F.

Les effets du changement climatique sur l'environnement, et en particulier sur le milieu marin, sont largement documentés par les différents rapports d'expertise du GIEC^e (consultables sur le site internet www.ipcc.ch) et travaux de recherche menés dans différentes disciplines (écologie, chimie, physique, géoscience, etc.). Il en est de même pour les effets du changement climatique sur les écosystèmes méditerranéens y compris sur les herbiers à *Posidonia oceanica*, où la littérature est riche : Boudouresque *et al.*, 2009 ; Pergent *et al.*, 2012 ; Marbà *et al.*, 2014 ; Moatti et Thiébaud, 2016, Boudouresque *et al.*, 2017, pour ne citer que quelques références.

La synthèse bibliographique proposée ici a pour objectif d'apporter des éléments de connaissance des effets du changement climatique sur les formations récifales de *Posidonia oceanica* situées dans les petits fonds côtiers.

Le climat futur est modélisé par des scénarios RCP pour *Representative Concentration Pathway*, qui ont été établis par le GIEC pour son cinquième rapport (Moss *et al.*, 2008). Sur la base de quatre hypothèses différentes concernant la quantité de gaz à effet de serre qui sera émise dans les années à venir (période 2000-2100), chaque scénario RCP donne une variante jugée probable du climat qui résultera du niveau d'émission choisi comme hypothèse de travail. Les quatre scénarios sont nommés d'après la gamme de forçage radiatif ainsi obtenue pour l'année 2100 : le scénario RCP2.6 (= optimiste) correspond à un forçage de +2.6 W/m², le scénario RCP4.5 à +4.5 W/m², et de même pour les scénarios RCP6 et RCP8.5 (= pessimiste) (Figure 5-1). Plus cette valeur est élevée, plus le système terre-atmosphère gagne en énergie et se réchauffe.

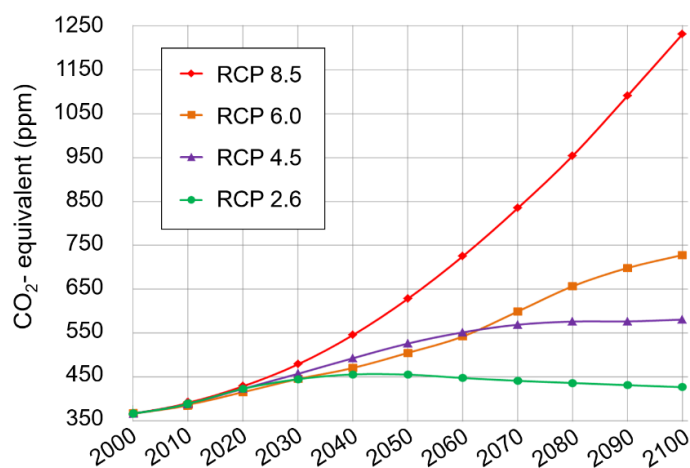


Figure 5-1. Représentation de tous les agents équivalent-CO₂ du forçage atmosphérique, selon quatre scénarios RCP (en ppm^f). D'après Moss *et al.*, 2008.

^e Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat ou *Intergovernmental Panel on Climate Change* en anglais.

^f partie par million.

5.1. Définitions

Lorsque la lumière du soleil traverse l'atmosphère, elle réchauffe la surface de la Terre en générant une émission de rayonnement infrarouge. Une partie de cette chaleur est alors renvoyée vers l'espace. L'autre partie est piégée dans l'atmosphère par les gaz à effet de serre, puis réémise vers la surface de la Terre. Ces gaz à effet de serre comprennent la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone, le méthane, l'oxyde d'azote et l'ozone. Ils se comportent ainsi comme une « couverture », piégeant la chaleur et entraînant une augmentation de la température de la basse atmosphère (Figure 5-2). Sans les gaz à effet de serre, la température moyenne de la surface de la Terre serait de -18°C , et non de 15°C comme c'est le cas actuellement.

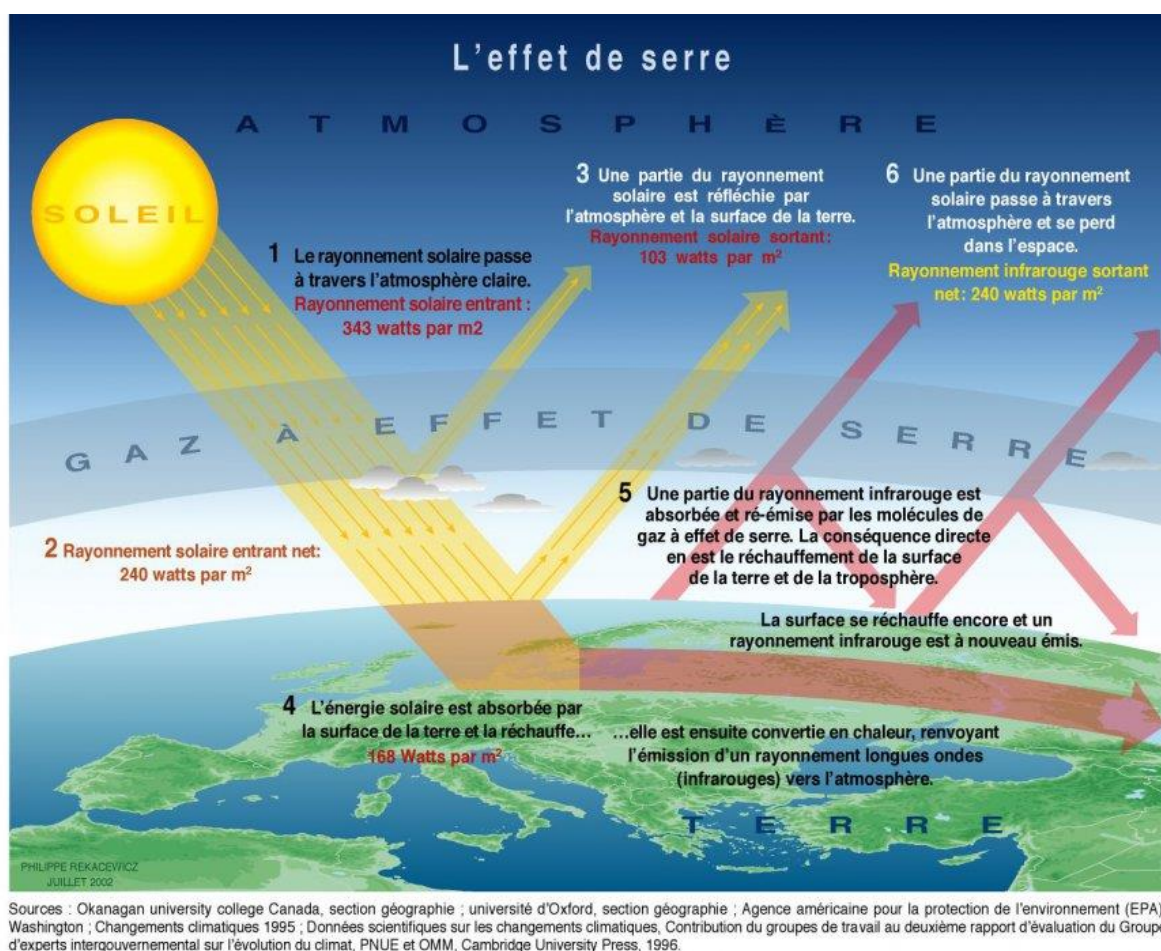


Figure 5-2. Schéma simplifié de l'effet de serre.

Avec l'avènement de l'ère industrielle au milieu du 19^{ème} siècle, les activités humaines ont contribué à l'augmentation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère, du fait des rejets industriels, urbains, agricoles et surtout par l'utilisation de combustibles fossiles et en déboisant les forêts. Ces émissions des gaz à effet de serre ont entraîné une hausse de l'épaisseur de la couverture atmosphérique, et donc de la température globale. Ce phénomène est appelé changement climatique. Rappelons ici qu'au cours du dernier millénaire, trois

épisodes climatiques se sont succédés : (i) une période chaude appelée Période Chaude Médiévale (Medieval Warm Period) de 950 à 1350 CE environ, (ii) une période plus froide, le Petit Age Glaciaire (Little Ice Age) de 1300 à 1850 CE (Esper *et al.*, 2002), (iii) la période de réchauffement actuel. Ces changements ont eu des conséquences directes sur les écosystèmes marins, en particulier l'herbier de posidonie (Boudouresque *et al.*, 2009 ; Astruch *et al.*, 2017). Le GIEC (IPCC, 2014) définit le changement climatique comme une variation de l'état du climat, qui peut être décelée par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus. Les changements climatiques peuvent être dus à des processus internes naturels ou à des forçages externes, notamment les modulations des cycles solaires, les éruptions volcaniques ou des changements anthropiques persistants dans la composition de l'atmosphère ou dans l'utilisation des terres. Toutefois, les Nations-Unies dans leur Convention-Cadre sur les Changements Climatiques (CCNUCC) définissent, dans l'article premier, les changements climatiques comme des « changements de climat qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables ». La CCNUCC établit ainsi une distinction entre les changements climatiques attribuables aux activités humaines altérant la composition de l'atmosphère et la variabilité du climat imputable à des causes naturelles.

5.2. Impacts du changement climatique sur les récifs de Posidonie

Les herbiers marins connaissent un déclin à l'échelle mondiale (Orth *et al.*, 2006), les plaçant parmi les écosystèmes les plus menacés sur terre. Pourtant à l'échelle européenne et pour certaines espèces comme *Zostera* spp., ce déclin n'est pas généralisé et une décélération et une inversion des tendances à la baisse sont observées (De Los Santos *et al.*, 2019). Le suivi des surfaces occupées par des habitats clés (*e.g.* réservoirs de biodiversité), comme les herbiers de posidonie, est régulièrement identifiée comme un indicateur de suivi suite à la mise en place de mesures de gestion visant à stopper et/ou réduire les impacts subit. Toutefois cette stratégie se heurte souvent à l'absence de données anciennes fiables permettant de reconstituer précisément l'évolution spatio-temporelle de ces habitats mais également, lorsque ces données existent, à l'évolution des méthodes de cartographies sous marines qui offre une précision plus importante (Pergent-Martini *et al.*, 2017).

Les herbiers marins sont soumis à différentes menaces : destruction physique, pollution des nutriments et des sédiments, surexploitation, introduction d'espèces non indigènes et changement climatique, et c'est bien souvent le cumul des pressions qui est à l'origine des régressions (Giakoumi *et al.*, 2015 ; Telesca *et al.*, 2015 ; De Los Santos *et al.*, 2019). Selon le GIEC (IPCC, 2019), les herbiers marins (toutes espèces confondues) seraient parmi les écosystèmes les plus exposés aux impacts directs et indirects du changement climatique d'ici

la fin du 21^{ème} siècle selon le scénario RCP8.5. Les experts du climat évaluent ce niveau de risque comme élevé, avec un haut niveau de confiance, pour des températures moyennes de surface comprises entre 2.2°C et 3.0°C. Dans le cas des herbiers de posidonie, toutefois, le risque doit être considéré avec prudence : en effet, si les températures élevées font reculer la posidonie sur les côtes levantines et du sud de la Turquie, elles la favorisent sur les côtes nord, où le froid hivernal constitue le facteur limitant (Boudouresque *et al.*, 2009). Quant à la montée du niveau de la mer, elle détermine bien sûr la régression des herbiers en limite inférieure, mais aussi leur progression en limite supérieure. Toutefois, lors des cycles de descente lente puis de remontée rapide du niveau de la mer, qui caractérisent le Pléistocène, les herbiers ont toujours suivi la remontée du niveau de la mer, jusqu'à 4 m par siècle (Boudouresque *et al.*, 2009 ; Collina-Girard, 2012). Les récifs de posidonie, situés dans les petits fonds côtiers, devraient s'adapter à la remontée du niveau de la mer causée par le changement climatique.

L'augmentation de la température de l'eau de mer associée au réchauffement de la planète constitue un facteur important responsable d'épisodes de mortalités chez *Posidonia oceanica* (Mayot *et al.*, 2005 ; Marbà et Duarte, 2010 ; *in* Marbà *et al.*, 2015), voire de disparition des herbiers en cas de dépassement de la tolérance thermique de l'espèce (au-delà de 28.4°C pour Celebi *et al.*, 2006, de 29°C pour Augier *et al.*, 1980 et de 30°C pour Ben Alaya, 1972). Ces observations faites au niveau d'herbiers de plaine seront très probablement plus fréquentes à l'avenir et devraient affecter particulièrement les formations récifales à très faible profondeur, et notamment les zones lagunaires et la partie interne du front récifal, où les amplitudes thermiques y sont beaucoup plus grandes. Par ailleurs, cette augmentation affecte directement les herbiers marins de plusieurs manières, affectant le taux de croissance, certaines fonctions physiologiques, la reproduction sexuée, la phénologie et la germination des graines (Orth *et al.*, 2006 ; Marbà et Duarte, 2010 ; Marín-Guirao *et al.*, 2016 ; Ruiz *et al.*, 2018). A titre d'exemple, les phénomènes de floraison chez *P. oceanica* vont être favorisés (détails des observations *in* Pergent *et al.*, 2012 ; Marín-Guirao *et al.*, 2016 ; Ruiz *et al.*, 2018) ce qui va avantager la reproduction sexuée. Cela va favoriser non seulement la variabilité génétique et, par conséquent, la génération de nouveaux génotypes qui peuvent potentiellement coloniser de nouveaux habitats ou résister aux changements environnementaux, mais aussi la production de graines qui facilitent la dispersion dans le temps et dans l'espace (Williams, 1975 ; Venable et Lawlor, 1980 *in* Ruiz *et al.*, 2018). Toutefois, Guerrero-Meseguer *et al.* (2017) indiquent que l'augmentation de la température et de la fréquence des vagues de chaleur devraient affecter négativement la germination des semis de *P. oceanica*. Enfin, les plantes marines situées dans des environnements peu profonds et plus chauds, comme la posidonie dans le cas des formations récifales, ont une tolérance physiologique au réchauffement transitoire plus élevée que les plantes situées plus en profondeur (Marín-Guirao *et al.*, 2016), grâce à leur capacité exclusive d'activer des mécanismes moléculaires impliqués dans la tolérance thermique (Marín-Guirao *et al.*, 2017).

Mais de façon générale, l'élévation de la température le long des littoraux devrait vraisemblablement conduire à un remplacement d'espèces à grande complexité structurale par des espèces de complexité plus faible et même par des espèces introduites opportunistes, plutôt qu'à une régression des surfaces d'herbiers marins (Boudouresque *et al.*, 2009). Au cours des dernières années, *Cymodocea nodosa* (magnoliophyte marine à affinité eau chaude) a profité de la régression de *P. oceanica* pour coloniser de nouvelles zones, en particulier sur des étendues de matre morte (Montefalcone *et al.*, 2007) y compris au sein de récifs de posidonie (obs. pers.). De même, la propagation de *Halophila stipulacea* semble s'être accélérée, et des secteurs autrefois considérés comme difficilement compatibles avec le développement de cette espèce tropicale sont aujourd'hui colonisés (Gambi *et al.*, 2008).

Les effets de l'acidification des océans sont variables selon les espèces de magnoliophytes marines. Les herbiers à *P. oceanica* exposés à des valeurs de pH plus basses voient leur densité et leur biomasse augmenter (Invers *et al.*, 2001 ; Hall-Spencer *et al.*, 2008 ; Cox *et al.*, 2015). Ceci pourrait donc être favorable aux récifs de posidonie situés dans des baies peu profondes. Pour *C. nodosa*, il en est tout autre avec des valeurs de densité et de biomasse qui diminuent en situation d'acidification (Apostolaki *et al.*, 2014 in Pergent-Martini *et al.*, 2019). Par ailleurs, pour cette espèce, le rapport biomasse endogée/biomasse épigée peut-être plus de 10 fois inférieur à celui de sites témoins (non soumis à une baisse du pH) et ce malgré une intense activité métabolique de l'herbier et une production nette plus élevée (Apostolaki *et al.*, 2014 in Pergent-Martini *et al.*, 2019). De façon générale, quelle que soit l'espèce considérée, la couverture épiphytique (en particulier les épiphytes calcaires) et la teneur en carbonates des feuilles diminuent avec une baisse du pH de l'eau (Martin *et al.*, 2008 ; Apostolaki *et al.*, 2014 in Pergent-Martini *et al.*, 2019). Cette réduction des épiphytes calcaires est de nature à améliorer la palatabilité des feuilles et peut donc favoriser la consommation par les herbivores (Apostolaki *et al.*, 2014 in Pergent-Martini *et al.*, 2019) d'autant qu'elle s'accompagne éventuellement d'une réduction des composés phénoliques pour *C. nodosa* (Arnold *et al.*, 2012 in Pergent-Martini *et al.*, 2019) ou une diminution du rapport C/N pour *P. oceanica* (Scartazza *et al.*, 2017 in Pergent-Martini *et al.*, 2019). La transmission des signaux chimiques est également perturbée par l'acidification, ce qui risque de modifier le comportement alimentaire des espèces associées à l'herbier (Zupo *et al.*, 2015). Toutefois, dans les herbiers de magnoliophytes marines, la teneur en CO₂ et le pH présentent des fluctuations nyctémérales naturelles (variation de pH pouvant atteindre 0.5 pour *P. oceanica* ; Frankignoulle et Distèche, 1987) en raison de la photosynthèse. Il est donc probable que les organismes calcifiant associés aux herbiers marins, adaptés à vivre dans un environnement où le pH est très fluctuant, seront moins affectés par une acidification globale des océans que ne le sont les organismes planctoniques. En revanche en cas d'acidification sévère (pH inférieur à 7.8 comme à proximité de sources hydrothermales sous-marines), les herbiers de posidonie seront dépourvus d'algues calcaires épiphytes, d'oursins et de madréporaires, ce qui correspond à une réduction importante de la biodiversité et à une altération des réseaux trophiques (Hall-Spencer et Rodolfo-Metalpa, 2008).

La contribution de l'élévation du niveau moyen de la mer est documentée pour les limites inférieures des herbiers de *P. oceanica* (Pergent *et al.*, 2015 ; Astruch *et al.*, 2017 ; Boudouresque *et al.*, 2019). L'augmentation de hauteur de la colonne d'eau se traduit par une diminution moyenne de la lumière au niveau de ces limites, entraînant une baisse d'efficacité de la photosynthèse de la plante conduisant à des reculs linéaires. Concernant les zones superficielles, où sont entre autres situés les récifs de posidonie, cette élévation ne semble pas avoir de conséquence sur le développement de la posidonie. La croissance verticale des rhizomes devrait compenser cette élévation.

Les événements extrêmes devraient impacter les herbiers de posidonie et les récifs situés dans des milieux relativement fermés (baies), notamment du fait de ruissellements importants lors d'épisodes pluvieux extrêmes, provoquant l'érosion ou l'enfouissement des sédiments. Par ailleurs, l'altération attendue du climat marin entraînera une modification de l'hydrodynamique côtière, en particulier en termes d'intensité et de fréquence de l'action des vagues, avec des conséquences dramatiques pour les positions des limites supérieure et inférieure des herbiers de *P. oceanica* (Vacchi *et al.*, 2012 ; Vu, 2018). De même, une formation récifale très fragmentée, et dont les paramètres de vitalité présentent des valeurs qualifiées de médiocres ou de mauvaises, sera davantage vulnérable aux énergies houlomotrices.

La mer Méditerranée représente l'une des mers les plus envahies par les espèces non-indigènes (NIS) avec 821 espèces inventoriées (Francour et Raybaud, 2018). La majorité sont des espèces thermophiles, arrivées par le canal de Suez (espèces lessepsiennes), mais certaines ont aussi étendu leur aire de répartition naturelle en passant par le détroit de Gibraltar (espèces herculéennes). Le transport maritime, l'aquariologie et surtout l'aquaculture représentent d'autres vecteurs d'introduction (Boudouresque et Verlaque, 2002, 2012). Actuellement, le bassin occidental de la Méditerranée est moins touché par l'arrivée de NIS que ne l'est le bassin oriental, mais le réchauffement climatique devrait amplifier ce phénomène dans les prochaines décennies (Bradley *et al.*, 2010). Les formations récifales de posidonie ne sont pas à l'abri de ce phénomène. Selon les espèces considérées, les NIS vont avoir deux types d'impact sur la posidonie : l'herbivorie ou la compétition pour l'habitat.

Actuellement, sur les côtes françaises, les deux principales espèces strictement herbivores, consommatrices de posidonie, sont la saupe *Sarpa salpa* et l'oursin comestible *Paracentrotus lividus*. Lorsque les écosystèmes sont en état d'équilibre, ces populations sont naturellement régulées, empêchant les phénomènes de surpâturage. Par contre, dans des écosystèmes perturbés par les pressions anthropiques (accentuées par le changement climatique), le réseau trophique est déséquilibré et par effet cascade, des phénomènes de surpâturage des herbiers peuvent être observés (Sala *et al.*, 1998). La méridionalisation de la mer Méditerranée va favoriser l'arrivée sur nos côtes d'espèces herbivores lessepsiennes (poissons-lapin *Siganus rivulatus* et *S. luridus*) et d'affinité chaude (poisson perroquet *Sparisoma cretense*) (Astruch *et al.*, 2016 ; Boudouresque *et al.*, 2017). Dans le bassin oriental, les poissons-lapin ont ajusté leur

régime alimentaire aux ressources de leur nouvel environnement (Bariche, 2006). *Siganus luridus* sélectionne désormais *Posidonia oceanica* comme aliment principal, ce qui détruit progressivement les herbiers (Ozvarol *et al.*, 2011). Cette introduction va exercer une pression supplémentaire sur les herbiers de posidonie et les formations récifales en accentuant la « voie herbivore » au détriment de la « voie détritivore » (Boudouresque *et al.*, 2005).

L'introduction et l'extension des aires de répartition de macrophytes et de magnoliophytes exotiques envahissants, capables d'entrer en compétition avec les herbiers indigènes, est une préoccupation majeure (Boudouresque *et al.*, 2005, 2009, 2017). L'impact des caulerpes *Caulerpa taxifolia* et *C. cylindracea* sur les herbiers de magnoliophytes a été bien étudié. Il se caractérise par (i) une diminution de la production de faisceaux, (ii) une augmentation du budget énergétique consacré à la reproduction sexuée (iii) une augmentation de la synthèse des composés phénoliques de défense, qui constitue une réponse classique au stress (Ceccherelli et Campo, 2002 ; Pergent *et al.*, 2008 in Pergent *et al.*, 2012) et (iv) une dégradation de la qualité des sédiments (Holmer *et al.*, 2009 in Pergent *et al.*, 2012). L'arrivée d'espèces lessepsiennes comme *Halophila stipulacea* représente une menace potentielle élevée pour la biodiversité de la région méditerranéenne (Nguyen *et al.*, 2020). Les herbiers et récifs de posidonie stressés et dégradés constituent un environnement très favorable au développement de ces espèces envahissantes, et ce développement pourrait à son tour exacerber leur régression (Villèle et Verlaque, 1995 ; Holmer *et al.*, 2009 ; Montefalcone *et al.*, 2010 ; Pergent *et al.*, 2012).

Enfin, un aspect important mérite d'être souligné : l'herbier de posidonie, en séquestrant à long terme du carbone dans sa matre contribue à atténuer les effets des rejets anthropiques de CO₂. Environ 27 % du carbone total fixé par cette espèce pénètre dans la voie sédimentaire conduisant à la formation, au fil des millénaires, de dépôts hautement organiques, riches en carbone réfractaire. On estime que la quantité de ce carbone stocké à l'échelle méditerranéenne, représenterait 11 à 42 % des émissions de CO₂ produites par les pays riverains depuis le début de la révolution industrielle. La destruction de la matre augmentera les taux de reminéralisation de la matre organique en raison de l'exposition à l'oxygène et renverra le carbone stocké pendant des millénaires dans l'environnement sous forme de dioxyde de carbone, ce qui accélérera le changement climatique de la même manière que les combustibles fossiles (Pergent *et al.*, 2012 ; Belshe *et al.*, 2017). La plus grande valeur de l'écosystème de *P. oceanica*, dans le contexte de l'atténuation du changement climatique mondial, est liée à ce vaste stock de carbone accumulé au cours des millénaires, et par conséquent, des efforts doivent être concentrés sur la préservation des herbiers pour conserver ce réservoir intact (Pergent *et al.*, 2012).

5.3. Conclusion

Les conséquences du changement climatique actuel sur la Méditerranée sont nombreuses et sont amplifiées par les pressions anthropiques importantes et croissantes.

L'herbier à *Posidonia oceanica*, en particulier les récifs de posidonie, est à la fois victime, en première ligne face à de nombreuses conséquences du changement climatique (réchauffement des eaux, invasions biologiques, etc.), et un atout pour lutter contre certains de ces effets (puits de carbone, lutte contre l'érosion du trait de côte, etc.).

L'élévation du niveau de la mer ne devrait pas affecter les formations récifales dont la croissance verticale naturelle des rhizomes de posidonie compensera les effets. Par contre, en profondeur, au niveau des limites inférieures d'herbier, des régressions seront visibles du fait de la réduction de lumière sur le fond. L'acidification des eaux n'affectera pas non plus les récifs et atolls de posidonie mais plutôt les réseaux trophiques qui s'y développent. Par contre, le changement climatique va favoriser l'installation de nouvelles espèces non indigènes à la Méditerranée. La compétition spatiale pour l'habitat de la posidonie avec les nouvelles espèces végétales et l'augmentation de l'herbivorie sont les impacts majeurs auxquels la posidonie et les formations récifales seront exposés. Une veille permettant de détecter leur arrivée et leur installation le plus précocément possible est plus que nécessaire pour par la suite définir des stratégies adéquates de limitation de leur propagation.

La fragilisation des herbiers de posidonie et des formations récifales par les activités humaines (ancrage, chalutage, aménagements littoraux) libèrera une partie du carbone séquestré et renforcera les effets du changement climatique. La préservation de ce puits de carbone par la mise en place des mesures adaptées (ex : gestions des mouillages, renforcement des interdictions de chalutage) est essentielle.

Plus que jamais, il est primordial de diffuser et d'expliquer ces arguments en faveur de la conservation des récifs de posidonie à l'échelle de la Méditerranée. Des stratégies adaptatives des activités humaines doivent être développées afin de limiter les impacts du changement climatique sur les formations récifales de posidonie : gestion de l'ancrage, renforcement des interdictions de chalutage et des aménagements littoraux gagnés sur la mer, création d'aires marines protégées, modification profonde des modèles économiques de nos sociétés basés sur les énergies carbonées.

5.4. Bibliographie

Apostolaki E.T., Vizzini S., Hendriks I.E., Olsen Y.S., 2014. Seagrass ecosystem response to long-term high CO₂ in a Mediterranean volcanic vent. *Marine Environmental Research*, 99 : 9-15.

Arnold T., Mealey C., Leahey H., Miller A.W., Hall-Spencer J.M., Milazzo M., Maers K., 2012. Ocean acidification and the loss of phenolic substances in marine plants. *PLoS ONE*, 7(4) : e35107. doi.org/10.1371/journal.pone.0035107

Astruch P., Bonhomme P., Goujard A., Rouanet E., Boudouresque C.F., Harmelin J., Harmelin-Vivien M., 2016. Provence and Mediterranean warming : the parrotfish *Sparisoma cretense* is coming. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploitation de la Mer Méditerranée*, 41 : 362.

Astruch P., Goujard A., Rouanet E., Bonhomme D., Bonhomme P., Pergent G., Boudouresque C. F. 2017. Global change and the lower limit of the *Posidonia oceanica* meadow: a complex combination of natural and human-induced recent and ancient phenomena. *Interdisciplinary Symposium – Track Global Change*, 5-6-7 July 2017, Corte.

Augier H., Gilles G., Ramonda G., 1980. Preliminary evaluation of mercury pollution on French Mediterranean coast (Provence – Côte d'Azur) by study of degree of contamination in sediment and benthic organisms. *Progress in Water Technology*, 12(1) : 97-108.

Bariche M., 2006. Diet of the Lessepsian fishes, *Siganus rivulatus* and *S. luridus* (Siganidae) in the eastern Mediterranean : A bibliographic analysis. *Cybium*, 30(1) : 41-49.

Belshe E.F., Mateo M.A., Gillis L.G., Zimmer M., Teichberg M., 2017. Muddy waters: unintentional consequences of blue carbon research obscure our understanding of organic carbon dynamics in seagrass ecosystems. *Frontiers in Marine Science, Perspectives* : 9p.

Ben Alaya H., 1972. Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Asherson dans le Golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*, 2 (3) : 331-416.

Boudouresque C.F., Verlaque M., 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea : invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44 : 32-38.

Boudouresque C.F., Verlaque M., 2012. An overview of species introduction and invasion processes in marine and coastal lagoon habitats. *Cahiers de Biologie Marine*, 53 (3) : 309-317.

Boudouresque C.F., Ruitton S., Verlaque M., 2005. Large-scale disturbances, regime shift and recovery in littoral systems subject to biological invasions. p. 85-101. In: *Unesco-Roste/BAS "Workshop on regime shifts"*, Velikova V., Chipev N. (Eds), 14-16 June 2005, Varna.

Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M., 2009. Regression of Mediterranean Seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52 : 395-418.

Boudouresque C-F., Blanfuné A., Fernandez C., Lejeusne C., Pérez T., Ruitton S., Thibault D., Thibaut T., Verlaque M., 2017. Marine biodiversity - Warming vs. biological invasions and overfishing in the Mediterranean Sea: Take care, 'One train can hide another'. *MOJ Ecology and Environment Science*, 2(4) : 1-13. DOI: 10.15406/mojes.2017.02.00031

Boudouresque C-F., Astruch P., Goujard A., Rouanet E., Bonhomme P., Bonhomme D., 2019. The withdrawal of the lower limit of the *Posidonia oceanica* seagrass meadow in the Bay of Hyères (NW Mediterranean) : a combination of natural and human-induced recent and ancient phenomena ? Sixth Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Jan 2019, Antalya, Turkey. pp.35-40.

Bradley B.A., Blumenthal D.M., wilcove D.S., Ziska L.H., 2010. Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25 : 310–318.

Ceccherelli G., Campo D., 2002. Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 45 : 71-76.

Celebi B., Gucu A.C., Ok M., Sakinan S., Akoglu E., 2006. Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant Sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, 13 : 34-38.

Collina-Girard J., 2003. La transgression finiglaciaire, l'archéologie et les textes (exemple de la grotte Cosquer et du mythe de l'Atlantide). In: Human records of recent geological evolution in the Mediterranean basin – historical and archeological evidence. CIESM Workshop monographs 24, CIESM publ., Monaco : 63-70.

Cox T.E., Schenone S., Delille J., Díaz-Castañeda, V., Alliouane S., Gattuso J.P., Gazeau F., 2015. Effects of ocean acidification on *Posidonia oceanica* epiphytic community and shoot productivity. *Journal of Ecology*, 103 : 1594–1609.

De Los Santos C., Krause-Jensen D., Alcoverro T., Marbà N., Duarte C.M., van Katwijk M.M., Pérez M., Romero J., Sánchez-Lizaso J.L., Roca G., Jankowska E., Pérez-Lloréns J.L., Fournier J., Montefalcone M., Pergent G., Ruiz J.M., Cabaço S., Cook K., Wilkes R.J., Moy F.E., Muñoz-Ramos Trayter G., Seglar Arañó X., de Jong D.J., Fernández-Torquemada Y., Auby I., Vergara J.J., Santos R., 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications*, 10:3356. doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4

Esper J., Cook E.R., Schweingruber F.H., 2002. Low-frequency signals in long tree-ring chronologies for reconstructing past temperature variability. *Science*, 295 : 2250–2253.

Francour P. Raybaud V., 2018. Les espèces non-indigènes. In : Laffoley D., Baxter J., Pergent-Martini C., Pergent G., Otero M.M., Simard F., (eds). *Changement climatique et milieu marin en Corse, Report Card 2018*. IUCN, Gland, Suisse.

Frankignoulle M., Bouqueneau J.M., 1987. Seasonal-variation of the diel carbon budget of a marine macrophyte ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 38 (2) : 197-199.

Gambi M.C., Barbieri F., Bianchi C.N., 2008. New record of the alien seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the western Mediterranean: a further clue to changing Mediterranean Sea biogeography. *Biodiversity Records*, 2 : e84

Giakoumi S., Halpern B., Michel L., Gobert S., Sini M., Boudouresque C-F., Gambi M-C., Katsanevakis S., Lejeune P., Montefalcone M., Pergent G., Pergent-Martini C., Sanchez-Jerez P., Velimirov B., Vizzini S., Abadie A., Coll M., Guidetti P., Micheli F., Possingham H., 2015. Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Conservation Biology*, 29 : 1228–1234. doi:10.1111/cobi.12468.

Guerrero-Meseguer L., Marín A., Sanz-Lázaro C., 2017. Future heat waves due to climate change threaten the survival of *P. oceanica* seedlings. *Environmental Pollution*, 230 : 40-45. 10.1016/j.envpol.2017.06.039.

Hall-Spencer J.M., Rodolfo-Metalpa R., 2008. Loss of Mediterranean marine biodiversity in a high-CO₂ world. p. 61-64. *In: Impact of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas*. Briand, F. (Ed). CIESM Publ., Monaco, CIESM Workshop Monographs, 36.

Holmer M., Marbà N., Lamote M., Duarte C.M., 2009. Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and Coasts*, 32 : 456-466.

Invers O., Zimmerman R.C., Alberte R.S., Perez M., Romero J., 2001. Inorganic carbon sources for seagrass photosynthesis: an experimental evaluation of bi- carbonate use in species inhabiting temperate waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 265 : 203-217.

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri R.K., Meyer L.A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.

IPCC, 2019. Technical Summary [Pörtner H.-O., Roberts D.C., Masson-Delmotte V., Zhai P., Poloczanska E., Mintenbeck K., Tignor M., Alegría A., Nicolai M., Okem A., Petzold J., Rama B., Weyer N.M. (eds.)]. *In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* [Pörtner H.- O., Roberts D.C., Masson-Delmotte V., Zhai P., Tignor M., Poloczanska E., Mintenbeck K., Alegría A., Nicolai M., Okem A., Petzold J., Rama B., Weyer N.M. (eds.)]. *In press*.

Marbà N., Duarte C.M., 2010. Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality. *Global Change Biology*, 16 : 2366-2375. doi :10.1111/j.1365-2486.2009.02130.x

Marbà N., Díaz-Almela E., Duarte C.M., 2014. Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation*, 176: 183-190.

Marín-Guirao L., Ruiz J.M., Dattalo E., García-Muñoz R., Procaccini G., 2016. Physiological and molecular evidence of differential short-term heat tolerance in Mediterranean seagrasses. *Scientific Reports*, 6 : 28615. doi: 10.1038/srep28615.

Martin S., Rodolfo-Metalpa R., Ransome E., Rowley S., Buia M.-C., Gattuso J.-P., Hall-Spencer J., 2008. Effects of naturally acidified seawater on seagrass calcareous epibionts. *Biology Letters*, 4 : 689–692.

Mayot N., Boudouresque C.F., Leriche A., 2005. Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the Northwestern Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies*, 328 (3) : 291-296.

Moatti J.-P., Thiébaud S. (ed.), 2016. The Mediterranean region under climate change: A scientific update. New edition (online). Marseille: IRD Éditions. Generated 23 avril 2019. Available on the Internet: <<http://books.openedition.org/irdeditions/22908>>.

ISBN: 9782709922203. DOI:10.4000/books.irdeditions.22908.

Montefalcone M., Morri C., Pairano A., Albertelli G., Bianchi C.N., 2007. Substitution and phase shift within the *Posidonia oceanica* seagrass meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75 : 63-71.

Montefalcone M., Albertelli G., Morri C., Bianchi C.N., 2010. Patterns of wide-scale substitution within meadows of the seagrass *Posidonia oceanica* in NW Mediterranean Sea: invaders are stronger than natives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 : 507-515

Moss R., Babiker M., Brinkman S., Calvo E., Carter T., Edmonds J., Elgizouli I., Emori S., Erda L., Hibbard K., Jones R., Kainuma M., Kelleher J., Lamarque J.-F., Manning M., Matthews B., Meehl J., Meyer L., Mitchell J., Nakicenovic N., O'Neill B., Pichs R., Riahi K., Rose S., Runci P., Stouffer R., van Vuuren D., Weyant J., Wilbanks T., van Ypersele J.-P., Zurek M., 2008. Towards New Scenarios for Analysis of Emissions, Climate Change, Impacts, and Response Strategies. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, 132 pp.

Nguyen H.M., Yadav N.S., Barak S., Lima F.P., Sapir Y., Winters G., 2020. Responses of Invasive and Native Populations of the Seagrass *Halophila stipulacea* to Simulated Climate Change. *Frontiers in Marine Science*, 6 : 812.

Orth R.J., Carruthers T.J.B., Dennison W.C., Duarte C.M., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., Kenworthy W.J., Olyarnik S., Short F.T., Waycott M., Williams S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56 : 987-996.

Ozvarol Y., Ozden E., Turna I., 2011. The grazing effect of *Siganus luridus* Rüppell, 1828 on *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 meadows in Turkish Mediterranean coast (Gazipaşa/Antalya). *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 9 : 531-533.

Pergent G., Boudouresque C.F., Dumay O., Pergent-Martini C., Wyllie-Echeverria S., 2008. Competition between the invasive macrophyte *Caulerpa taxifolia* and the seagrass *Posidonia oceanica* : contrasting strategies. *BMC Ecology*, 8 (20) : 1-13.

Pergent G., Bazairi H., Bianchi C.N., Boudouresque C.F., Buia M.C., Clabaut P., Harmelin-Vivien M., Mateo M.A., Montefalcone M., Morri C., Orfanidis S., Pergent-Martini C., Semroud R., Serrano O., Verlaque M., 2012. Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques. Gland, Suisse et Malaga, Espagne : IUCN. 80 pages.

Pergent G., Pergent-Martini C., Bein A., Dedeken M., Oberti P., Orsini A., Santucci J.F., Short F., 2015. Dynamic of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in the northwestern Mediterranean: Could climate change be to blame? *Comptes Rendus Biologies*, 338 (7) : 484-93

Pergent-Martini C., Valette A., Damier E., Pergent G., 2017. L'évaluation surfacique des habitats est elle un indicateur fiable de la dynamique spatio-temporelle en milieu marin ? Actes du 3^{ème} colloque national de cartographie des habitats marins Carhambar, Cartographie des habitats marins benthiques : de l'acquisition à la restitution. Édition Ifremer-AFB, 14-16 mars 2017, Brest, France. pp.98-101.

Pergent-Martini C., Buia M.C., Monnier B., Pergent G., 2019. Consequences of climate change for marine coastal habitats. Proceedings of the Fourteenth International MEDCOAST Congress on Coastal and Marine Sciences, Engineering, Management and Conservation MEDCOAST 2019, 22-26 October 2019, Marmaris, Turkey, E. Ozhan (Editor) : 399-410.

Riuz J.M, Marín-Guirao L., García-Muñoz R., Ramos-Segura A., Bernardeau-Esteller J., Pérez M., Sanmartí N., Ontoria Y., Romerà J., Arthur R., Alcoverro T., Procaccini G., 2018. Experimental evidence of warming-induced flowering in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 134 : 49–54.

Sala E., Boudouresque C-F., Harmelin-Vivien M., 1998. Fishing, Trophic Cascades, and the Structure of Algal Assemblages: Evaluation of an Old but Untested Paradigm. *Oikos*, 82 (3): 425-439.

Scartazza A., Moscatello S., Gavrichkova O., Buia M.C., Lauteri M., Battistelli A., Lorenti M., Garrard S.L., Calfapietra C., Brugnoli E., 2017. Carbon and nitrogen allocation strategy in *Posidonia oceanica* is altered by acidification. *Science of The Total Environment*, 607-608: 954-964.

Telesca L., Belluscio A., Criscoli A., Ardizzone G., Apostolaki E.T., Frascchetti S., Gristina M., Knittweis L., Martin C.S., Pergent G., Alagna A., Badalamenti F., Garofalo G., Gerakaris V., Pace M-L., Pergent-Martini C., Salomidi M., 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, 5 : 12505. doi.org/10.1038/srep12505

Vacchi M., Montefalcone M., Bianchi C.N., Morri C., Ferrari M., 2010. The influence of coastal dynamics on the upper limit of the *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Ecology - an Evolutionary Perspective*, 31 (4) : 546-554.

Venable D.L., Lawlor L., 1980. Delayed germination and dispersal in desert annuals: escape in space and time. *Oecologia*, 46 : 272–282.

Villèle X., Verlaque M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the North Western Mediterranean. *Botanica Marina*, 38 : 79-87.

Vu M.T., 2018. *Une approche numérique pour la conception d'ouvrages de protection côtière au tombolo oriental de la presqu'île de Giens*. Thèse Université de Toulon : 1-393.

Williams G.C., 1975. *Sex and Evolution*. Princeton University Press.

Zupo V., Maibam C., Buia M.C., Gambi M.C., Patti F.P., Scipione M.B., Lorenti M., Fink P., 2015. Chemoreception of the seagrass *Posidonia oceanica* by benthic invertebrates is altered by seawater acidification. *Journal of Chemical Ecology*, 41(8) : 766-779.

6. VALORISATION SCIENTIFIQUE

Oudart, T., P. Larroude, A.-É. Paquier, S. Meulé, C. Lebouteiller, and E. Rouanet (2018). Numerical approach for Flow/Vegetation interaction with 3D SPH Model. In Sixth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC-2018), Caen, France.

Sixth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC-2018), August 20-23, 2018, Caen, France

Numerical approach for Flow/Vegetation interaction with 3D SPH Model

Thibault Oudart*, Philippe Larroude

Univ. Grenoble Alpes, Grenoble INP, LEGI, 38000 Grenoble, France, *Institute of Engineering Univ. Grenoble Alpes*

Eléonore Paquier, Samuel Meulé

Aix-Marseille Univ., CNRS, IRD, INRA, Coll. France, CEREGE, Aix en Provence, France

Caroline Le Bouteiller

Université Grenoble Alpes, IRSTEA, UR ETGR, F-38402 Saint-Martin-d'Herès, France

Elodie Rouanet

GIS Posidonie, Groupement d'Intérêt Scientifique pour l'étude de l'environnement marin, Aix-Marseille University, OSU Pytheas, campus universitaire de Luminy, case 901, 13288, Marseille cedex 09, France

Abstract: The objective of this paper is to try a new approach to simulate the interactions between waves and sea-grass. The chosen method is to simulate waves and plants through SPH (Smoothed Particle Hydrodynamics, SPH). In this model, the seagrass are defined as a solid that respects Hook's law, which is in direct interaction with the fluid. Given the properties of this method, especially in terms of computation time, the dimensions of the simulations are limited. A successful representation of the plant movement under waves or/and current by SPH will permit the determination of a friction coefficient corresponding to a type of seagrass, that can be used in a different larger scale code. The other scientific locks on these seagrass plant simulations in SPH are the physical aspects of natural properties other than the Young modulus and elasticity already discussed in our previous studies. In order to calibrate the parameters of our simulation in relation to the specific characteristics of this plant physics, we will revisit, through our approach of fluid-structures interactions in Numerical channel SPH, several recognized studies made in physical channel and/or in theoretical approaches.

Key words: Numerical sea-grass movement, GPUSPH, Fluid Structure interaction, waves, current.

1. Introduction

For fluid-structure interaction problems, the structures are usually described by the Lagrangian formulation, while the fluids are often described with an Eulerian formulation. The coupling of the two media is generally obtained using a formulation called ALE (Arbitrary Lagrangian-Eulerian) for the fluid. Various problems have been treated via this

formulation, including the study of valve spring (Rugonyi and Bathe, 2001), the interactions of compressible and incompressible fluid with structures (Bathe and Zhang, 2004), or the absorption of hydro-elastic shock (Le Tallec and Mouro, 2000). On the other hand, in the Lagrangian SPH method, the state of a system is represented by a set of particles, which possess individual material properties and move with the fluid. In the case of large displacement of the fluid-solid interface or studies of fluid free surface, it is more

* Corresponding author. Email: icec-2018@sciencesconf.org

convenient to use a Lagrangian formulation for the fluid. Indeed, SPH requires no specific processing for the free surface (absent surface tension), and can track the two media simultaneously. The SPH method has already produced encouraging results on interaction between fluids (Monaghan et al., 1999) and solids (Gray et al., 2001, Van Liedekerke et al., 2013). Some numerical studies using SPH methods have been conducted to simulate flexible floating objects interacting with a fluid (H. Gotoh and A. Khayyer, 2018, A. Zhang et al., 2017, Liang et al., 2017).

The SPH method was developed in 1977 (Lucy, 1977; Gingold and Monaghan, 1977) in the field of astrophysics. J. Monaghan (Australian researcher in applied mathematics and co-inventor) has greatly contributed to the development of the method. It is only since 1985 that the method has been used in other areas than astrophysics. In the early 1990, SPH methods began to be used for fluid simulations including free surface flows, waves (Monaghan 1994), multiphase fluids (Monaghan et al., 1995) and weakly compressible cases (Monaghan, 1995; Morris et al., 1997). In the solid domain, simulations are mainly focused on the hypo-elastic solid (Gray et al., 2001). Recent developments in science and engineering increase the need for modeling problems to introduce more Fluid-Structure Interaction (FSI) for a multi-physics phenomenon in which the pressure and viscous stresses of the fluid create deformation in the solid, which in turn affects stress, pressure, and velocity in the fluid.

FSI is encountered in many science and engineering areas, such as flow in aerodynamics, simulation in biomechanics and airbag modeling in related industries (Farhat et al., 2006, Agamloh et al., 2006). Early models of stimulant-elastic solid fluid interactions via this method were implemented less than ten years ago with a specific focus on the laws of interaction (Antoci et al., 2007; Amini et al., 2011) and the definition of the solid interface (Ha et al., 2011). This method and the fluid-structure interaction have never been applied to environmental problems and, especially, to evaluate the influence of algae or sea-plant on waves, current and sediment dynamics in the coastal zone.

Mediterranean Posidonia (*Posidonia oceanica*) is an seagrass plant crucial for protecting shorelines from erosion. Indeed, algae and seagrass plants can play a major role in mitigating waves and sediment transport in the nearshore zone. Their impacts have been studied in an attempt to quantify the loss of wave energy (Stratigaki et al. 2010, 2011). However, this dissipation is difficult to estimate given the fact that the movement of plants beneath the waves has never been considered, and there is no exact numerical model (Mendez et al., 2004). Most of the numerical studies simulate plants as rigid bodies with different coefficients of friction (Dalrymple et al., 1984, Wallace and Cox, 2000).

The first aim of this research is to build a numerical flume with the GPUSPH model. The second objective is to reproduce with the SPH method the movement of plants under waves or/and current. Numerical SPH models are rarely used for 3D simulations in coastal environments

because they are computational time and memory consuming. The goal in this preliminary study is not to replace the traditional 2DH models but to complete it with precise numerical studies of the plants/waves interaction to improve the parameterization of this interaction in large-scale and long-term classical models in time. Particularly, it is used to understand the influence of the plant movement on hydrodynamics and, thus, on bottom roughness, to improve hydrodynamic models which tend to over-estimate the role of vegetation on the attenuation of hydrodynamics.

Developments already made (Oudart et al., 2012, 2013 and 2014) make it possible to simulate fields of plants of variable density (number of plants per square meter). Nevertheless there are still three numerical challenges to unlock in the field of coupled simulation Fluid-structures:

- find modeling solutions to allow the contact between two neighboring numerical plants in the calculation domain.
- represent plants with several stems (leaves) from the same trunk.
- add a third phase in the flow with a bed of SPH particles representing the sediment on the bottom.

The other locks on these seagrass plant simulations in SPH are the physical aspects of plant properties other than the Young modulus and elasticity already discussed in our previous studies. In order to calibrate the parameters of our simulation in relation to the main specificities of this plant physics, we will revisit through our approach of fluid-structures interactions in Numerical channel SPH, several recognized studies conducted in physical channel and/or in theoretical approaches: reconfiguration versus the number of Cauchy, the interest or not in numerical of the taking into account of the exponent of Vogel and being able to simulate the Monami effects.

For all the steps of our project presented above, we will compare our results to laboratory data from Simon Fraser University (Canada) and field data from CEREGE (Aix-Marseille) acquired at Berre Lagoon and on Hyères beaches (CANOPé program), both in the south part of France. In the present paper, we only compare our results to the first measurements made in the framework of the CANOPé program.

2. Study area and instrumentation

As part of the CANOPé project, we chose to work in the bay of Hyères and on the Giens peninsula (Var, France, Figure 1).

The bay of Hyères is dominated by moderate to strong winds (maximum hourly speed values of 17.6 ms^{-1} from 2010 to 2017) coming from North, North-West, South-East and East (E). Last three orientations producing the most intense winds (figure 1).

The Madrague site, located on the West part of the Giens peninsula, is exposed to winds from North to North-North-West (N to NNW, qualified as Mistral in the study area). These winds have a maximum fetch of 5 km at La Madrague.

The waves that spread on the site will be mainly waves of winds generated by the Mistral (figure 1a). La Madrague has a limited fetch because of its location in an enclosed bay and the presence of an island off-shore (Porquerolles) which protect the bay from most of the waves generated on an unlimited fetch.

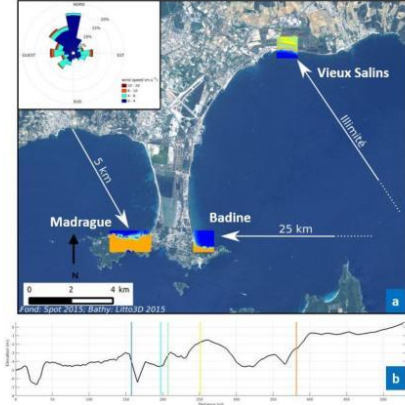


Figure 1: View of the bay of Hyères and location of the three study sites (a) (Paquier et al., 2018) and the bathymetric profile of the Madrague beach (b)

The reef has a complex bathymetries (presence of non-vegetated areas characterized by deeper sections, non-vegetated mat, fracturing zones, variability of more or less marked bottom forms, reef front and lagoon). The reef at the Madrague site is particularly long (just under 300 m). The reef front is well marked (bathymetric change of 3 m in 15 m). The bathymetry of the reef is particularly rugged with the presence of sandy spots (350 m) and many bathymetric accidents of smaller magnitude (see figure 1b).

3. Numerical methodology

The SPH method is based on the theory of interpolation (Monaghan, 1982; Monaghan, 1992; Benz, 1990; Liu, 2003; Monaghan, 2005). Its formulation is often divided in two parts: the first being the integral representation and the second "the particle approximation".

The integral representation of an arbitrary function $F(r)$ is defined as follows:

$$F(r) = \int_V F(r') \delta(r - r') dr' \quad (1)$$

where $\delta(r - r')$ represents the Dirac delta function, V the area of integration (in two dimensions) and the position vector r . For the SPH method an approximation to the delta function is:

$$F(r) \approx \int_V F(r') W(r - r', h) dr' \quad (2)$$

where h is the smoothing length defined by the area of influence of the smoothing function (or weight function) W

In the SPH method, the system is represented by a finite number of particles each carrying a mass through other fluid parameters and occupying a defined area of space. We use the "particle approximation" to discretize the domain. If $F(r')$ is known in N discrete points r_1, r_2, \dots, r_N then it can be approximated by:

$$F_h(r) = \sum_{b=1}^N \frac{m_b}{\rho_b} F_b W(r - r', h) \quad (3)$$

where the subscript b corresponds to a particle neighbor. The kernel function must satisfy (Monaghan, 1992; Benz, 1990; Liu, 2003):

$$\begin{cases} \int_V W(r - r', h) dr' = 1 \\ \lim_{h \rightarrow 0} W(r - r', h) = \delta(r - r') \\ W(r - r', h) = 0 \text{ when } |r - r'| > \kappa h \end{cases} \quad (4)$$

The first condition is the *normalization condition*, the second condition is the *Delta function property* that is observed when the smoothing length approaches zero and the third condition is the *compact condition* where κ is a constant related to the length of smoothing and defines the effective area of the smoothing function.

The stability of the SPH algorithm depends heavily on the second derivative of the kernel (Morris et al, 1997). There are different kernel functions, the most known is a Gaussian function. In this study, we use primarily the Wendland function.

$$W(r, h) = \frac{\Psi}{h^5} \begin{cases} 1 - 1.5s^2 + 0.75s^3 & 0 \leq s \leq 1 \\ 0.25(2 - s^3) & 1 \leq s \leq 2 \\ 0 & 2 \leq s \end{cases} \quad (5)$$

with $s = \frac{|r|}{h}$ and Ψ the normalization constant equal to

$10/7\pi$ for two dimensions.

The accuracy of the SPH method can be improved by increasing the number of neighbors, which also significantly increases the computation time. In the case of a 2D simulation, a number of neighboring particles between 20 and 30 is a good compromise between accuracy and computation time.

There are two forms for calculating a gradient of a scalar F in SPH.

- One is mainly used when the particle density varies weakly (6) :

$$\frac{1}{\rho_a} \nabla_a F = \sum_b m_b \left(\frac{F_a}{\rho_a^2} + \frac{F_b}{\rho_b^2} \right) \nabla_a W_{ab} \quad (6)$$

where ∇_a represents the gradient of the particle and $\nabla_a W_{ab}$ the gradient of the kernel function $W(|r_a - r_b, h|)$ with r_a the coordinates of the particle a .

$$\nabla_a W_{ab} = \nabla_a W(r_a - r_b, h) = \frac{dW}{dr_{ab}} \frac{1}{|r_{ab}|} (x_a^\alpha - x_b^\alpha) \quad (7)$$

Where $r_{ab} = r_a - r_b$ and η a small number to avoid having 0 at the denominator ($\eta \approx 0.1h$). In our study, the density difference between fluid and solid particles is low; we use the formulations (6).

The equations for the fluid

The fluid is assumed to be weakly compressible, isothermal and governed by the continuity equation:

$$\frac{D\rho}{Dt} = -\rho \frac{\partial v_i}{\partial x_i} \quad (8)$$

and the equation of motion :

$$\rho \frac{Dv_i}{Dt} = \frac{\partial \sigma_{ij}}{\partial x_j} + \rho b_i \quad (9)$$

with $\frac{D}{Dt}$ defined by the material derivative:

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + v \cdot \nabla u \quad (10)$$

where $\rho, v_i, \sigma_{ij}, b_i$ are density, velocity, stress tensor and the force vector. The stress tensor σ_{ij} is defined by:

$$\sigma_{ij} = -p\delta_{ij} + S_{ij} \quad (11)$$

with p , the pressure, δ_{ij} is the Kronecker tensor and S_{ij} the deviatoric shear stress

The equations for the solid

The solid part obeys the same equations as the fluid; the stress tensor for a solid can similarly be decomposed into its isotropic pressure P and deviatoric shear stress S as:

$$\sigma_{ij} = -p\delta_{ij} + S_{ij} \quad (12)$$

with $p = -\sigma_{kk}/3$ the isostatic pressure (δ_{ij} is the Kronecker tensor and S_{ij} the deviatoric shear stress as for the fluid part).

Equation (12) can be written:

$$\frac{Dv_i}{Dt} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial S_{ij}}{\partial x_j} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + b_i \quad (13)$$

The linear relation that connects the tensors of stress and strain can be derived for the time evolution equation S_{ij} . This is done using the Jaumann rate and gives the Hook's law corrected:

$$\frac{DS_{ij}}{Dt} = 2\mu \left(D_{ij} - \frac{1}{3} D_{kk} \delta_{ij} \right) + S_{ik} \Omega_{jk} + \Omega_{ik} S_{kj} \quad (14)$$

with μ the shear modulus, defined by:

$$\mu = \frac{E}{2(1+\nu)} \quad (15)$$

where E represents the Young's modulus and ν Poisson's ratio.

D_{ij} is the strain rate tensor:

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \quad (16)$$

and Ω_{ij} the rotation tensor:

$$\Omega_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} - \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \quad (17)$$

In the case of large deformations, the energy is not conserved; however, this method has the advantage of describing both the dynamics of the fluid and solid in terms of pressure and velocity.

The pressure can be defined the same way for the solid and fluid using the linearized equation of state:

$$p = c_0^2 (\rho - \rho_0) \quad (18)$$

with the speed of sound which is $c_0 = \sqrt{\frac{\varepsilon}{\rho_0}}$ for the fluid

and $c_0 = \sqrt{\frac{K}{\rho_0}}$ for the solid.

ε is the modulus of the fluid studied and K is the modulus of elasticity which can be expressed as a function of Young's modulus in the form:

$$K = \frac{1}{3} \frac{E}{(1-2\nu)} \quad (19)$$

Approximation the equations of motion by the SPH method

A -The fluid particles

We obtain the following equation for the velocity of fluid particles:

$$\frac{Dv_{i_a}}{Dt} = -\sum_b m_b \left(\frac{P_a}{\rho_a^2} + \frac{P_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} \nabla_a W_{ab} + g_i \quad (20)$$

with g_i gravity.

B - The solid particles

We obtain the following equation for the velocity of solid particles:

$$\frac{Dv_{i_a}}{Dt} = \sum_b m_b \left(\frac{S_{j_a}}{\rho_a^2} + \frac{S_{j_b}}{\rho_b^2} - \left(\frac{P_a}{\rho_a^2} + \frac{P_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} \right) \cdot \nabla_a W_{ab} + g_i \quad (21)$$

However, this equation suffers from numerical instabilities and requires introducing two terms: one term of artificial viscosity and another term to correct the tensile instability in solid traction.

The artificial viscosity was proposed by Monaghan (Monaghan et al, 1983; Monaghan, 1992) and is used to smooth the oscillations of speed and prevents the particles to be non-uniformly distributed in space when they are too close from each other.

$$\frac{Dv_{i_a}}{Dt} = \sum_b m_b \left(-\left(\frac{P_a}{\rho_a^2} + \frac{P_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} + \frac{S_{j_a}}{\rho_a^2} + \frac{S_{j_b}}{\rho_b^2} + \Pi_{ab} \delta_{ij} \right) \cdot \frac{\partial W_{ab}}{\partial x_j} + g_i \quad (22)$$

$$\Pi_{ab} \begin{cases} \frac{-\overline{c_{ab}} \mu_{ab}}{\rho_{ab}} & v_{ab} r_{ab} < 0 \\ 0 & v_{ab} r_{ab} > 0 \end{cases} \quad (23)$$

with

$$\mu_{ab} = \frac{h(v_{ab} r_{ab})}{|r_{ab}|^2 + 0.1h}, r_{ab} = r_a - r_b, v_{ab} = v_a - v_b, \\ \overline{c_{ab}} = \frac{1}{2}(c_a + c_b)$$

This term introduces a numerical dissipation must be minimized to avoid affecting the solution. (Antoci et al, 2007) proposes a value which is a compromise between oscillation and dissipation.

Correcting Speed

To move the particles, the code GPUSPH uses the technique XSPH (Monaghan, 1989). For each particle, a term containing the average speed over the surrounding

particles is added to the original pitch. Particle velocities v^{\rightarrow} are corrected according to the XSPH pattern to smooth out unwanted numerical peak.

$$\tilde{v}_a = \vec{v}_a + \theta \frac{\sum_b \frac{m_b}{\rho_{ab}} (\vec{v}_b - \vec{v}_a) W_{ab}}{\sum_b \frac{m_b}{\rho_{ab}} W_{ab}} \quad (24)$$

The value of θ depends of the media, for the fluid $\theta = 0.08$ and for the solid the value is discussed with the free oscillation of an elastic plate.

Validation of solid elasticity

As proposed by Gray et al, 2001 and Antoci et al, 2007, the sensitivity of the artificial viscosity and the XSPH factor can be tested by simulating the free oscillations of an elastic plate being free on one end, and clamped on the other. The plate is initially horizontal and an initial velocity distribution is assigned according to the analytical expression of the free oscillation of a thin plate:

$$v_z = v_{10} c_0 \frac{f(x)}{f(L)} \quad (25)$$

Where

$$f(x) = (\cos(kL) + \cosh(kL))(\cosh(kx) - \cos(kx)) + (\sin(kL) - \sinh(kL))(\sinh(kx) - \sin(kx))$$

while $v_{10} = 0.01$ determines the initial velocity of the free end and $kL = 1.875$ for the fundamental mode. The results are obtained for a plate with $L = 0.2m$, $H = 0.02m$, $h = 0.2m$, $\rho = 1000kg.m^{-3}$, $K = 3.25 \times 10^6 N.m^{-2}$, $\mu = 715000N.m^{-2}$.

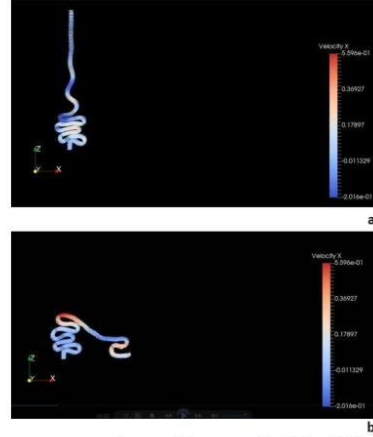


Figure 2: Example possible numerical flexibility with 3D SPH for a longer plate at two following times (a) and (b)

The analytical non-dimensional amplitude and period of the first oscillation are $A/L=0.115$ and $Tc_0/L = 72.39$. Gray obtained $A/L=0.125$ and $Tc_0/L = 82$ and Antoci $A/L=0.124$ and $c_0/L = 81.5$. Our results are $A/L=0.112$ and $Tc_0/L = 72.15$ and the difference with Antoci *et al.*, 2007 and Gray *et al.*, 2001, results probably come from the 3D simulation.

As proposed by Antoci *et al.* (2007), this experiment is a good case to test the artificial viscosity coefficient α and we obtain similar result, if $\alpha = 0$ the simulation is unstable and dumping of the free oscillations reduces for $\alpha > 1$. We use $\alpha = 1$ which lead to small energy dissipation but great stability (Oudart, T. and Larroude, Ph. 2012).

Monaghan (2005) proposed a tensile Instability corrective formula which is specific of 2D simulation but doesn't seem to be need for 3D simulation and can be replacing by increasing the XSPH coefficient. For $0.5 < \theta < 2.5$ we always obtained same results, but for simulation with higher initial velocity of the free end of the plate $v_{i0} = 0.05$ and $v_{i0} = 0.1$ we obtain good large oscillations without break for $2 \leq \theta \leq 2.5$ (Figure 3). The plate break or become instable for lower value.

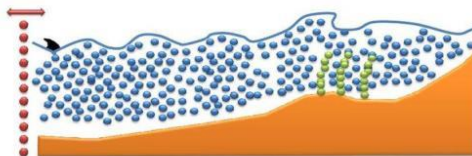


Figure 3: Mesh used in SPH with particles for the wave maker (red), for the fluid (blue) and for the plant (green).

4. Result

Here we present preliminary results of simulation on the Madrague study site. The 3D SPH simulations are representing a part of the cross-shore line profile of the beach, with bathymetry slope similar to the reality. The density of the seagrass meadow for the reference test case with plants is set to 100 plants per m². The Young's modulus for plants is set to 500000 N/m², the density of the solid is set to 600 kg/m³, the width of the seagrass is chosen to be of 1.8 cm and the thickness of 0.8 cm. The number of particles for the fluid part is of 600 000 and 1200000 for the solid part. The cross-shore length represented numerically correspond to a 26 m section with the slope extending on 20 m and a meadow length of 2 m. This is a representation of the meadow reef surveyed in the field.

Figure 4 shows the digital plants at an instant t under the passage of waves. This allows to see the density of the numerical meadow as well as the flexibility of marine plants.

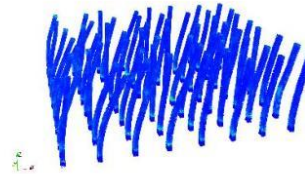


Figure 4: Example numerical meadow of seagrass at a given time under wave propagation.

With the SPH 3D method, we can give to the plant a chosen flexibility. Flexible plants are tested here but it will be of more use to choose a flexibility measured in-situ (in process of acquisition). The results seem to be coherent with reality: wave height increase above the meadow front edge as what as been measured in the field (Paquier *et al.*, 2018). The simulations with flexible plant give an attenuation of the wave's heights after the zone (see figure 5), as shown by Paquier *et al.* (2018).

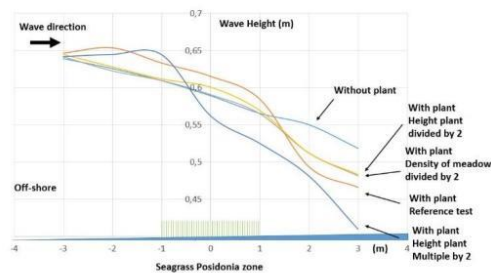


Figure 5: Reference test in terms of off-shore wave height, with and without plants and some comparison test case in terms of meadow density and plant height.

In Figure 5, we show the different simulation test cases on a bathymetry representing the average slope of the actual bathymetry presented in figure 1b. The results are consistent with what can be expected between differences in plant density or height. A significant difference between simulations with and without plants is also observed. This shows that this 3D SPH approach on real sites is possible and opens the way to complete and parameterize large-scale simulations with standard 2DH models.

In conclusion the development in terms of Fluid-Structure interaction add in the GPU SPH 3D allow us to simulate the modification of wind-waves over a seagrass meadow with real dimension in time and space. To propose more reliable results, an extensive wave in-situ dataset surveyed in the framework of the CANOPé program will be used. Obviously, current would be causing change in energies, and, particularly in the movement of the canopy. Therefore, incorporation of such parameters can further enhance the

results. Wave-current interactions could be included in SPH simulation method and as to be tested with the in-situ current measurement.

Acknowledgments

We gratefully acknowledge the support of NVIDIA Corporation with the donation of the GTX 780 GPU used for this research. We acknowledge TEC21 for the postdoctoral funding. This study was carried out with the financial support of the “Agence de l’Eau RM&C” with the CANOPé research program. The pressure data could be corrected for atmospheric pressure with HTM-net network data; Wind data have been made available by Météo-France. Litto3D data were obtained through SHOM.

References

- Agamloh, E., Wallace, A., von Jouanne, A. 2006. Application of Fluid Structure Interaction Simulation of an Ocean Wave Energy Extraction Device. American Institute of Aeronautics and Astronautics 25th Wind Energy Symposium (including revolutionary ocean energy concepts).
- Amini, Y., Emdad, H., Farid, M. 2011. A new model to solve fluid-hypo-elastic solid interaction using the smoothed particle hydrodynamics (SPH) method, *European Journal of Mechanics B/Fluids*, 30 pp. 184–194
- Antoci, C., Gallati, M., Sibilla, S. 2007. Numerical simulation of fluid–structure interaction by SPH, *Computers and Structures*, 85 pp. 879–890.
- Bathe, K.J. Zhang, H. 2004 Finite element developments for general fluid flows with structural interactions. *Int J Numer Methods Eng*: 60: 213–32.
- Crespo, A.J., Gómez-Gesteira, M., Dalrymple, R.A. 2007. Boundary Conditions Generated by Dynamic Particles in SPH Methods, *CMC: Computers, Materials, & Continua*, 5, 3, pp. 173-184.
- Dalrymple, R.A., Kirby, J.T., Hwang, P.A. 1984. Wave Diffraction Due to Areas of Energy Dissipation, *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, Vol. 110, Issue 1, pp. 67-79.
- Dalrymple, R.A., Rogers, B.D. 2006. Numerical Modeling of Water Waves with the SPH Method, *Coastal Engineering*, 53/2-3, pp. 141-147.
- Farhat, C., Van der Zee K., Geuzaine P. 2006. Provable second-order time-accurate loosely-coupled solution algorithms for transient nonlinear computational aeroelasticity, *J. Comput. Methods Appl. Mech. Eng.*, 195, pp. 1973–2001
- Fonseca, M.S., Cahalan, J.H. 1992. 'A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of Seagrass', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35 (6), pp. 565-576.
- Folkard, A.M. 2005. Hydrodynamics of model *Posidonia oceanica* patches in shallow water, *Limnology and Oceanography*. 50: 1592-1600
- Gingold, R.A., Monaghan, J.J. 1977. Smoothed particle hydrodynamics: theory and application to non-spherical stars, *Mon. Not. R. Astron. Soc.* 181: 375–389.
- Gómez-Gesteira, M., Rogers, B.D., Dalrymple, R.A., Crespo A.J.C., Narayanaswamy, M. 2010. User Guide for the SPHysics Code v2.0, <http://wiki.manchester.ac.uk/sphysics>
- Gotoh H. and Khayyer A.(2018) On the state-of-the-art of particle methods for coastal and ocean engineering, *Coastal Engineering Journal*, 60:1, 79-103, DOI: [10.1080/21664250.2018.1436243](https://doi.org/10.1080/21664250.2018.1436243)
- Gray, J.P., Monaghan, J.J., Swift, R.P. 2001. SPH elastic dynamics. *Comp Methods Appl Mech Eng*; 190: 6641-6662.
- Ha, Y.D. Kim, M.G., Kim, H.S. Cho, S. 2011. Shape design optimization of SPH fluid–structure interactions considering geometrically exact interfaces, *Struct Multidisc Optim*, 44:319–336.
- Héroult, A., Bilotta, G. Dalrymple, R.A. 2010. SPH on GPU with CUDA, *J. Hydr. Res.*, 48 (Extra Issue), 74-79, 2010.
- Héroult, A. Bilotta, G. Dalrymple, R.A., Rustico, E., Del Negro, C. 2011, GPUSPH (Version 2.0) (Software) Available from www.ce.jhu.edu/dalrymple/GPUSPH
- Kobayashi N., Raichlen, A.W., Asano T. 1993. 'Wave Attenuation by Vegetation', *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, Vol. 119, Issue 1, pp. 30-48.
- Le Tallec, P. Mouro, J. 2000. Fluid structure interaction with large structural displacements. *Comput Methods Appl Mech Eng*. pp. 1–29.
- Leimkuhler, B. J., Reich, S., Skeel, R.D. 1997. Integration Methods for Molecular dynamic IMA Volume in Mathematics and its application. Springer
- Liang, D., W. Jian, S. Shao, R. Chen, and K. Yang. 2017. Incompressible SPH Simulation of Solitary Wave

- Liu, G.R. 2003. Mesh Free methods: Moving beyond the finite element method. CRC Press, 692.
- Lucy, L.B. 1977. A numerical approach to the testing of the fission hypothesis, *Astron. J.* 82: 1013–1024.
- Luhar, M., Nepf, H.M. 2011. Flow-induced reconfiguration of buoyant and flexible aquatic vegetation, *J of Limnology and Oceanography*, 56: Issue 1, 2003-2017.
- Mendez, F.J., Losada I.J. 2004. An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields, *Coastal Engineering*, 51: Issue 2, 103-118.
- Monaghan, J. J. 1982. Why particle methods work. *Siam J. Sci. Stat. Comput.* 3: 422-433.
- Monaghan, J. J., Gingold, R.A. 1983. Shock simulation by the particle method SPH. *J. Comp. Phys.* 52: 374-389.
- Monaghan, J.J., Lattanzio, J.C. 1985. A refined method for astrophysical problems. *Astron. Astrophys.* 149: 135–143.
- Monaghan, J. J. 1989. On the problem of penetration in particle methods. *J. Computational Physics*, 82: 1-15.
- Monaghan, J. J. 1992. Smoothed particle hydrodynamics. *Annual Rev. Astron. Appl.*, 30: 543- 574.
- Monaghan, J. J. 1994. Simulating free surface flows with SPH. *Journal Computational Physics*, 110: 399- 406.
- Monaghan J. J., Kocharyan A. 1995. SPH simulation of multi-phase flow. *Computer Physics Communication*, 87:225-235.
- Monaghan, J. J., Kos, A. 1999. Solitary waves on a Cretan beach. *J. Water. Port, Coastal and Ocean Eng.*, 125: 145-154.
- Monaghan, J.J., Cas, R.A.F. Kos, A.M. Hallworth, M. 1999 Gravity currents descending a ramp in a stratified tank. *J Fluid Mech*, 379:39–69.
- Monaghan, J. J. 2005. Smoothed Particle Hydrodynamics. *Rep. Prog. Phys.* 68: 1703-1759.
- Morris, J.P. Fox, P. J. Zhu, Y. 1997. Modeling low Reynolds number incompressible flows using SPH, *J. Comp. Phys.* 136: 214-226.
- Oudart, T., Larroudé, P. 2012. SPH model to simulate movement of grass meadow of Posidonie under waves. Extended proceeding of ICCE 2012, Santander.
- Oudart, T., Larroudé, P. and F. Bouchette , Two numerical approaches: 2D and 3D SPH model to simulate extreme waves over a barrier island, *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 65*, pp. 362-367, 2013.
- Oudart T., Jaymond A., Larroudé Ph., Paquier A.E., Meulé S., Anthony E.J., Simulate the wind-wave attenuation on sea-grass meadow in Berre lagoon with Tomawac and SPH 3D, *Proceeding of the XVIIIth Telemac & Mascaret User Club, EDF, Grenoble*, 2014.
- Paquier A.-E., Meulé S., Sous D., Oudart T., Larroudé Ph., Rouanet E., Goujard A., Le Direach L., Comprendre le rôle des récifs barrière à *Posidonia oceanica* dans l'atténuation de l'hydrodynamique: Programme CANOPé, *XIV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil*, La Rochelle, 29-31 mai 2018.
- Prinos, P. Koftis, T. Galiatsatou, P. 2010 Wavelet analysis of wave propagation over *Posidonia oceanica*. *Proceedings on the Third International Conference on the Application of Physical Modelling to Port and Coastal Protection, COASTLAB*
- Randles, P.W., Libersky, L.D. 1996 Smoothed particle hydrodynamics: some recent improvements and applications. *Comput Methods Appl Mech Eng* ; 139 :375-
- Rogers, B.D., Dalrymple, R.A. 2008. SPH Modeling of tsunami waves, *Advances in Coastal and Ocean Engineering, Advanced Numerical Models for tsunami waves and run-up*, World Scientific. 10
- Rugonyi, S., Bathe, K.J. 2001 On finite element analysis of fluid flows fully coupled with structural interactions. *Comput Model Eng Sci*; 2: 195–212.
- Sánchez-González, J.F., Sánchez-Rojas, V., Memos, C.D. 2011 Wave attenuation due to *Posidonia oceanica* meadows, *Journal of Hydraulic Research Vol. 49, Iss. 4*
- Stratigaki, V., Manca, E. and Prinos, P. 2010. Effects of *Posidonia oceanica* meadow on wave propagation, Large-scale experiments. *Proc. 4th Int. Short Conf. Applied coastal res. Barcelona*, 230–240.
- Stratigaki, V., Manca, E., Prinos, P., Losada, I.J., Lara, J.L., Sclavo, M., Amos, C.L., Cáceres, I. and Sánchez-Arcilla, A. 2011. Large-scale experiments on wave propagation over *Posidonia oceanica* , *Journal of Hydraulic Research*, 49:sup1, 31-43
- Van Liedekerke P., T. Odenthal, B. Smeets, H. Ramon (2013) Solving microscopic flow problems using Stokes equations in SPH. *Computer Physics Communications* 184(7).
- Wallace, S., Cox, R. 2000. Effects of Seagrass on Nearshore Current and Wave Dynamics. *Coastal Engineering*, pp. 878-890. 27th International Conference on Coastal Engineering,

Sydney 2000
ISBN 0 7844 0549 2, ASCE, 4 Volumes, pp 878-890

Ward, L.G., Kemp, W.M. and Boynton, W.E. 1984. The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment', *Marine Geology*, Vol. 59, pp. 85-103.

Zhang A-m., Sun P-n, Ming F-r, Colagrossi A. (2017). Smoothed particle hydrodynamics and its applications in fluid-structure interactions *Journal of Hydrodynamics* ,29(2):187-216 , DOI: 10.1016/S1001-6058(16)60730-8

Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Oudard T., Larroudé P., Rouanet E., Goujard A., Le Direach L., 2018. Comprendre le rôle des récifs barrière à *Posidonia oceanica* dans l'atténuation de l'hydrodynamique : Programme CANOPé. *XVèmes Journées Nationales Génie Côtier - Génie Civil*. La Rochelle, 119–126.



XV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil
La Rochelle, 29 au 31 mai 2018
DOI:10.5150/jngcgc.2018.014 © Editions Paralia CFL
disponible en ligne – <http://www.paralia.fr> – available online

Comprendre le rôle des récifs barrière à *Posidonia oceanica* dans l'atténuation de l'hydrodynamique : Programme CANOPé

Anne-Eléonore PAQUIER^{1,2}, Samuel MEULE¹, Damien SOUS³, Thibault OUDARD⁴, Philippe LARROUDE⁴, Élodie ROUANET², Adrien GOUJARD², Laurence LE DIREACH²

1. Aix Marseille Université, CNRS, IRD, INRA, Collège de France, CEREGE, Aix-en-Provence, France.
paquier@cerege.fr
2. GIS Posidonie, Institut Pythéas - Aix- Marseille Université, Campus de Luminy, OCEANOMED, Bâtiment Méditerranée, case 901, 13288 Marseille cedex 09.
3. Université de Toulon, Aix-Marseille Université, CNRS/INSU, IRD, MIO, UM 110, 83957, La Garde Cedex, France.
4. Université de Grenoble Alpes, Grenoble, INP, LEGI, 38000 Grenoble, France.

Résumé :

CANOPé est un programme pluridisciplinaire dédié à l'étude des récifs barrières de *Posidonia oceanica* mettant à contribution des scientifiques dont l'expertise couvrent les domaines de la cartographie, de la biologie, de l'écologie, de la géomorphologie, de l'océanographie physique et de la modélisation. Alors que le projet a pour but de comprendre l'étendue de ces monuments naturels très peu étudiés et leurs fonctions biologiques et écologiques, ce papier présente l'avancée des travaux menés pour la compréhension de la modification de l'hydrodynamique par les récifs de Posidonie. Ceci est la première étape dans la compréhension de leurs fonctions de limitation des risques d'érosion et de submersion dans un contexte de changement climatique.

Durant un événement de vent, la pression a été mesurée le long d'un transect parallèle à l'orientation des vagues et traversant un récif barrière à *Posidonia oceanica* à La Madrague de Giens, Parc national de Port-Cros, France. Les mesures réalisées et les premiers résultats montrant l'impact du récif sur les ondes sont présentés dans ce manuscrit.

Mots-clés :

Récifs barrières de *Posidonia oceanica*, Eco-hydraulique, Modification de vagues de vent, Zone critique, *Nature-based defenses*, Erosion côtière

1. Introduction

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile est une magnoliophyte endémique de Méditerranée qui se développe de la surface jusqu'à 20-45 m de profondeur et forme de larges herbiers sous-marins (MOLINIER & PICARD, 1952 ; BOUDOURESQUE *et al.*

Thème 1 – Hydrodynamique côtière

2009 ; PERGENT *et al.*, 2012). Ces herbiers grandissent sur la base de leur propre matte (ensemble des rhizomes, racines et du sédiment piégé entre eux) qui, au cours du temps, monte vers la surface (BOUDOURESQUE & JEUDY DE GRISSAC, 1983). Cette espèce peut édifier des récifs barrières par bio-constructions (MOLINIER & PICARD, 1952). Ceux-ci se caractérisent par une faible profondeur au sommet et la présence d'un lagon entre le récif et la plage (BOUDOURESQUE *et al.* 2014, BONHOMME *et al.*, 2015). BONHOMME *et al.*, 2015 évaluent au nombre de 35 les sites avec des récifs barrières sur le littoral français (Corse comprise) et probablement plus d'une soixantaine dans le reste de la Méditerranée. BOUDOURESQUE *et al.* (2014) ont montré qu'il existait plusieurs types de récifs barrières ; typologie qui reste à compléter et à affiner.

Les travaux s'intéressant aux rôles des herbiers sous-marins ont permis de mettre en évidence les effets élémentaires des herbiers sur l'hydrodynamique : diminution des vitesses de courant dans la canopée (GAMBI *et al.*, 1990 ; GRANATA *et al.*, 2001), modification de la production et de la dissipation de turbulences (GAMBI *et al.*, 1990 ; WIDDOWS *et al.*, 2008 ; PUJOL & NEPF, 2012), réduction de l'énergie et de la hauteur des vagues (LOWE *et al.*, 2007 ; MANCA *et al.*, 2012 ; PAUL & AMOS, 2011). La capacité à atténuer les forçages hydrodynamiques est dépendante des caractéristiques biométriques comme la densité (PAUL & AMOS, 2011 ; KOFTIS *et al.*, 2013), l'indice de surface foliaire (PAUL *et al.*, 2012), la flexibilité (PERALTA *et al.*, 2008 ; PUJOL & NEPF, 2012), le ratio de submersion (MANCA *et al.*, 2012 ; JOHN *et al.*, 2016), et des caractéristiques morphologiques (étendue – GAMBI *et al.*, 1990, fragmentation – FONSECA & KOEHL, 2006) de chaque espèce (ELGINOZ *et al.*, 2011). À notre connaissance, seules deux études récentes se sont intéressées au rôle de la végétation en très faible profondeur (WANG *et al.*, 2015) ou d'algues sur des récifs (POMEROY *et al.*, 2017) et aucune n'a porté sur le rôle des récifs barrières de Posidonie sur la modification de l'hydrodynamique.

Le but du programme CANOPé est d'inventorier, de cartographier et d'améliorer la typologie des récifs barrières de Posidonie pour établir un diagnostic de leurs fonctions écologiques et comprendre comment les récifs modifient l'hydrodynamique à la côte. Ce manuscrit présente un jeu de données *in situ* acquis dans ce cadre et plus particulièrement la modification des vagues de vents, par ce type de structures.

2. Méthodes

2.1 Sites d'étude

L'atelier hydrodynamique du programme CANOPé porte sur les herbiers récifs de la rade de Hyères et de la Presqu'île de Giens (Parc national de Port-Cros, France). La rade de Hyères est dominée par des vents modérés à forts (maximum 17.6 m.s^{-1}) de Nord (N), Nord-Ouest/Nord-Nord-Ouest (NNW), Sud-Est (SE) et Est (E), les trois

*XV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil
La Rochelle, 29 au 31 mai 2018*

dernières produisant les vents les plus intenses (figure 1b). Trois sites ateliers ont été choisis pour leurs différentes expositions aux forçages hydrodynamiques et leur variété de longueur de fetch (figure 1a). Le site de la Madrague, situé à l'Ouest de la presqu'île de Giens, est exposé aux vents de N à NW (fetch maximum de 5 km à la Madrague). Le site de la Badine, situé à l'Est de la presqu'île, est exposé à des houles générées par le vent d'E sur un fetch de 25 km et fortement réfractées avant de se propager dans la baie qui abrite l'herbier récif. Enfin, le site des Vieux Salins, situé au Nord de la rade de Hyères, est exposé à de rares mais forts événements générés par des vents de SE sur un fetch illimité (figure 1a).

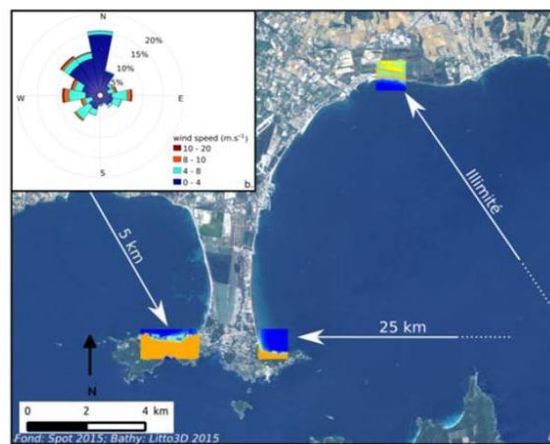


Figure 1. Sites d'étude.

Ces récifs ont tous des bathymétries complexes (zones non végétalisées aux profondeurs plus marquées, zones de fracturations de la matte, variabilité des formes du fond et des profondeurs de lagons).

2.2 Suivis topo-bathymétriques

Un suivi topo-bathymétrique a été réalisé sur le site de la Madrague en Octobre 2017. La partie émergée et faiblement immergée a été mesurée au GPS différentiel Trimble RTK (incluant les zones les moins profondes de l'herbier) et les zones les plus profondes au sondeur couplé à un GPS différentiel. La figure 2a présente un profil topo-bathymétrique à la Madrague de Giens extrait des Modèles Numériques de Terrain Litto3D®. Dans les secteurs où la donnée Litto3D® est manquante, les données acquises *in situ* ont permis d'accroître la précision des interpolations. Le récif de la Madrague est le plus large étudié et son front est bien marqué (changement bathymétrique de 2 m sur ~15 m de distance). Le relief du récif est particulièrement

Thème 1 – Hydrodynamique côtière

accidenté (tâches sableuses, notamment à 300 et 370 m, et nombreux accidents bathymétriques de plus petite ampleur).

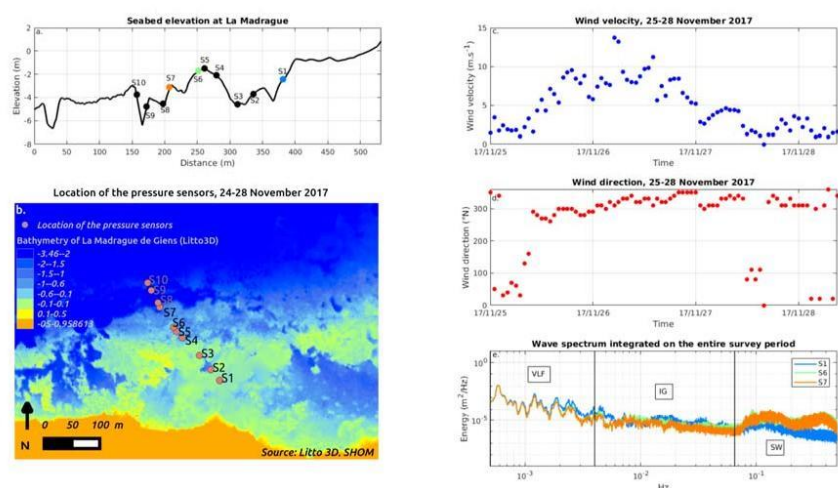


Figure 2. (a) Profil topo-bathymétrique du transect équipé de capteurs de pression et positions des capteurs. S1, S6, S7 correspondent aux données exploitées ici. (b) Bathymétrie de la Madrague (MNT Litto3D non modifié) et positions des stations de mesure. (c) Vitesse et (d) direction du vent mesurées à la B.A.N. de Hyères. (e) Spectres d'énergie des ondes calculés sur l'ensemble de la période de mesure pour S1, S6, S7.

2.3 Suivis hydrodynamiques et traitement des données

Un suivi hydrodynamique a été réalisé sur le site de la Madrague du 24 au 28 novembre 2017. 10 capteurs de pressions (NKE SPT10m) ont été déployés sur un transect de manière à être, *a priori*, dans l'axe d'incidence attendue des vagues (figures 2a-2b). Ils mesuraient la pression en continu à une fréquence de 4 Hz.

Les données de 3 capteurs seulement seront présentées dans ce papier (S1, S6, S7, figure 3a). Les données de pression ont d'abord été corrigées de la pression atmosphérique et de la dérive des capteurs. Les séries temporelles ont ensuite été traitées par analyse spectrale pour identifier les différentes composantes des fluctuations de la surface libre : *SW* pour les vagues (houle et mer du vent), *IG* pour les ondes infragravitaires et *VLF* pour les ondes de plus basse fréquence généralement liées aux oscillations propres des bassins (LOCALETTI *et al.*, 2017). Les *VLF* ont été intégrées sur l'ensemble de fréquences $[5 \cdot 10^{-4}; 4 \cdot 10^{-3}]$ Hz, les *IG* sur l'ensemble $[4 \cdot 10^{-3}; 6,5 \cdot 10^{-2}]$ Hz et les *SW* sur l'ensemble $[6,5 \cdot 10^{-2}; 5 \cdot 10^{-1}]$ Hz. Les hauteurs significatives associées sont calculées sur chacun de ces ensembles. Les périodes des ondes *SW* ont également été extraites de ces analyses spectrales (fréquences de pic, T_p).

*XV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil
La Rochelle, 29 au 31 mai 2018*

3. Premiers résultats et discussion

Les données présentées ont été acquises lors d'un épisode de vent de NNW modéré (maximum $15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ le 26 novembre, figures 2c-2d), du 25 au 28 novembre 2017. L'analyse spectrale des signaux de pression sur l'ensemble de la période de mesure (figure 2e) montre la présence d'ondes longues (*VLF*). On observe la présence de plusieurs pics bien définis dans la bande *VLF*. Ils correspondent aux modes d'oscillation propre à la rade, qui se comporte comme un bassin semi-fermé. L'énergie des *IG* révèle les transferts d'énergie vers les basses fréquences lors du déferlement (BERTIN *et al.* 2018).

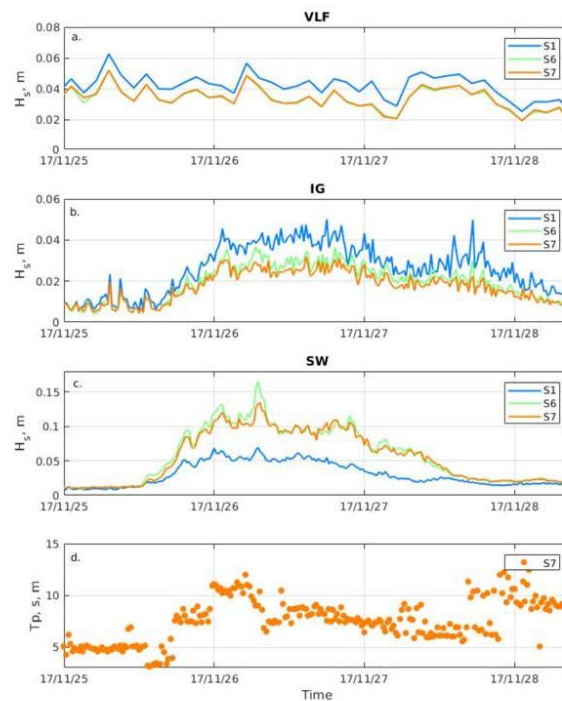


Figure 3. Hauteurs significatives des ondes *VLF* (a), *IG* (b) et *SW* (c) aux stations *S1*, *S6*, *S7*. Périodes des ondes *SW* (d) à la station *S7*.

On note que les périodes des *SW* sont relativement longues (entre 6 et 12 s, figure 3d), indiquant que le forçage de vague observé sur le site n'est pas généré localement. Nous supposons que la houle mesurée sur le site est donc soumise à de forts effets de réfraction avant d'arriver sur le pied du récif. Les fluctuations de *VLF* sont globalement

Thème 1 – Hydrodynamique côtière

constantes dans l'espace et le temps. On observe cependant une tendance moyenne à la décroissance au cours du temps qui semble indépendante des évolutions du forçage, et une légère amplification le long du profil (figure 3a). Les hauteurs significatives des *SW* et *IG* sont davantage contrôlées par les conditions météo-marines (figures 3b-3c). Les transferts d'énergie le long du profil confirment les observations réalisées sur les spectres moyens (figure 3f), avec une croissance de l'énergie *IG* et une décroissance des *SW*. Ceci est particulièrement visible entre S6 et S1, là où le déferlement doit être le plus marqué. Une augmentation de hauteur significative des *SW* est aussi visible au passage du front de récif, entre S7 et S6, qui pourrait correspondre à un processus de shoaling précédant le déferlement (figure 3c).

4. Conclusions et perspectives

Ces résultats sont un premier pas dans la compréhension de la modification de l'hydrodynamique au-dessus d'un récif barrière à *Posidonia oceanica*. Les quelques conclusions qui en sont tirées sont à considérer avec prudence puisque le jeu de données étudié est très limité et concerne des ondes de très faible hauteur. Il reste nécessaire d'analyser des jeux de données plus conséquents. Les apports de simulations numériques seront également utiles pour comprendre le rôle joué par la présence des différents éléments de l'herbier dans la modification de l'hydrodynamique. Des simulations (TELEMAC 2D, Xbeach, 3D SPH) sont d'ailleurs en cours au sein de CANOPé (OUDART *et al.*, 2018).

5. Remerciements

Cette étude a été réalisée avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau RM&C. Les données de pression atmosphérique ont été fournies par le réseau HTM-net, les données de vents par Météo-France et les données Litto3D par le SHOM.

6. Références bibliographiques

- BERTIN X., DE BAKKER A., VAN DONGEREN A., COCO G., ANDRE G., ARDHUIN F., BONNETON P., BOUCHETTE F., CASTELLE B., CRAWFORD W. D., DAVIDSON M., DEEN M., DODET G., GUÉRIN T., INCH K., LECKLER F., MCCALL R., MULLER H., OLABARRIETA M., ROELVINK D., RUESSINK G., SOUS D., STUTZMANN E., TISSIER M., DAVIDSON, M. (2018). *Infragravity waves: from driving mechanisms to impacts*. Earth-Science Reviews, Vol. 177, pp 774-799. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.01.002>
- BONHOMME D., BOUDOURESQUE C. F., ASTRUCH P., BONHOMME J., BONHOMME P., GOUJARD A., THIBAUT T. (2015). *Typology of the reef formations of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica, and the discovery of extensive reefs*

XV^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil
La Rochelle, 29 au 31 mai 2018

in the Gulf of Hyères (Provence, Mediterranean). Scientific Report of Port-Cros national Park, Vol. 29, pp 41-73.

BOUDOURESQUE C. F., JEUDY DE GRISSAC A. (1983). *L'herbier à Posidonia oceanica en Méditerranée : les interactions entre les plantes et le sédiment*. J. Rech. Océanogr., Vol. 8 (2-3), pp 99-122.

BOUDOURESQUE C. F., BERNARD G., PERGENT G., SHILI A., VERLAQUE M. (2009). *Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review*. Botanica Marina, Vol. 52, pp 395-418. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.057>

BOUDOURESQUE C. F., BONHOMME D., ASTRUCH P., BONHOMME P., GOUJARD A., THIBAUT T. (2014). *Insight into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Fifth Mediterranean symposium on marine vegetation, Portorož, 27-28 October 2014, pp 58-63.

ELGINOZ E., KABDASLI M.S., TANIK A. (2011). *Effects of Posidonia Oceanica Seagrass Meadows on Storm Waves*. Journal of Coastal Research Special Issue, Vol. 64 (Proceedings of the 11th International Coastal Symposium), pp 373–377.

FONSECA M.S., KOEHL M. (2006). *Flow in seagrass canopies: The influence of patch width*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 67, pp 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.018>

GAMBI M. C., NOWELL A. R. M., JUMARS, P. A. (1990). *Flume observations on flow dynamics in Zostera marina (eelgrass) beds*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 61, pp 159–169.

GRANATA T. C., SERRA T., COLOMER J., CASAMITJANA X., DUARTE C.M., GACIA E. (2001). *Flow and particle distributions in a nearshore seagrass meadow before and after a storm*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 218, pp 95–106. <https://doi.org/10.3354/meps218095>

JOHN B. M., SHIRLAL K. G., RAO S., RAJASEKARAN C. (2016). *Effect of artificial seagrass on wave attenuation and wave run-up*. The International Journal of Ocean and Climate Systems, Vol. 7, pp 14–19. <https://doi.org/10.1177/1759313115623163>

KOFTIS T., PRINOS P., STRATIGAKI V. (2013). *Wave damping over artificial Posidonia oceanica meadow: A large-scale experimental study*. Coastal Engineering, Vol. 73, pp 71–83. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2012.10.007>

LOCATELLI F., SOUS D., REY V., CHEVALIER C., BOUCHETTE F., TOUBOUL J., DEVENON J.L. (2017). *Wave transformation over the Ouano reef barrier, New Caledonia*. Coastal Dynamics 2017, Jun 2017, Helsingor, Denmark. Proceedings of Coastal Dynamics 2017.

LOWE R. J., FALTER J. L., KOSEFF J. R., MONISMITH S. G., ATKINSON M. J. (2007). *Spectral wave flow attenuation within submerged canopies: Implications for wave energy dissipation*. Journal of Geophysical Research: Oceans, Vol. 112. <https://doi.org/10.1029/2006JC003605>

Thème 1 – Hydrodynamique côtière

MANCA E., CÁCERES I., ALSINA J. M., STRATIGAKI V., TOWNEND I., AMOS C. L. (2012). *Wave energy and wave-induced flow reduction by full-scale model Posidonia oceanica seagrass*. Continental Shelf Research, Vol. 50–51, pp 100–116.

<https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.10.008>

MOLINIER R., PICARD J. (1952). *Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français*. Ann. Inst. Océanogr., Fr., Vol. 27(3), pp 157-234.

LOUDART T., LARROUDÉ P., PAQUIER A. E., MEULÉ S., LEBOUTEILLER C., ROUANET E. (2018). *Numerical approach for flow/vegetation interaction with 3D SPH model*. Sixth International Conference on Estuaries and Coasts (ICEC-2018), August 20-23, 2018, Caen, France.

PERGENT G., BAZAIRI H., BIANCHI C. N., BOUDOURESQUE C. F., BUIA M. C., CLABAUT P., HARMELIN-VIVIEN M., MATEO M. A., MONTEFALCONE M., MORRI C., ORFANIDIS S., PERGENT-MARTINI C., SEMROUD R., SERRANO O., VERLAQUE M. (2012). *Mediterranean seagrass meadows: resilience and contribution to climate change mitigation. A short summary*. IUCN publ., Gland, Málaga, pp 1-40.

PAUL M., AMOS C. L. (2011). Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*. Journal of Geophysical Research: Oceans, Vol. 116.

<https://doi.org/10.1029/2010JC006797>

PAUL M., BOUMA T., AMOS C. L. (2012). *Wave attenuation by submerged vegetation: combining the effect of organism traits and tidal current*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 444, pp 31–41. <https://doi.org/10.3354/meps09489>

PERALTA G., VAN DUREN L., MORRIS E., BOUMA T. (2008). *Consequences of shoot density and stiffness for ecosystem engineering by benthic macrophytes in flow dominated areas: a hydrodynamic flume study*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 368, 103–115. <https://doi.org/10.3354/meps07574>

POMEROY A. W. M., LOWE R. J., GHISALBERTI M., STORLAZZI C., SYMONDS G., ROELVINK D. (2017). *Sediment transport in the presence of large reef bottom roughness*. Journal of Geophysical Research: Oceans, Vol. 122.

<https://doi.org/10.1002/2016jc011755>

PUJOL D. & NEPF H. (2012). *Breaker-generated turbulence in and above a seagrass meadow*. Cont. Shelf Res. Vol. 49, pp 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2012.09.004>

WANG B., GUO X., MEI C. C. (2015). Surface water waves over a shallow canopy, Journal of Fluid Mechanics, Vol. 768, pp 572-599. <https://doi.org/10.1017/jfm.2015.110>

WIDDOWS J., POPE N., BRINSLEY M., ASMUS H., ASMUS R. (2008). *Effects of seagrass beds (Zostera noltii and Z. marina) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 358, pp 125–136.

<https://doi.org/10.3354/meps07338>

Boussard A., Barralon E., Boudouresque C-F., Boursault M., Goujard A., Pergent G., Pergent-Martini C., Rouanet É., Schohn T., 2019. Almost a century of monitoring of the *Posidonia* barrier reef at Port-Cros (Provence) and the platform reef at Saint-Florent (Corsica). *In* : Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 41-46.

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

Alizée BOUSSARD A., BARRALON E., BOUDOURESQUE C.F., BOURSAULT M., GOUJARD A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., ROUANET E., SCHOHN T.
GIS Posidonie, Aix-Marseille University & Corsica University, France
E-mail: pergent@univ-corse.fr

ALMOST A CENTURY OF MONITORING OF THE *POSIDONIA* BARRIER REEF AT PORT-CROS (PROVENCE) AND THE PLATFORM REEF AT SAINT-FLORENT (CORSICA)

Abstract

*The dynamics of natural monuments such as the *Posidonia oceanica* reefs is poorly known. The *Posidonia* barrier-reef Port-Cros has served as a laboratory for Molinier and Picard back in the 1950s and enabled them to describe the process of building of *P. oceanica* fringing and barrier-reefs, while the Saint-Florent platform-reef, mapped for the first time in the 1980s, appears to be a unique structure the construction of which remains a mystery. The availability of postcards dating from the early 20th century, aerial photographs dating from 1948, and the development of remote sensing and georeferencing techniques associated with the use of drones and 3D models, have made it possible to monitor, for the first time, the precise evolution of these reefs and associated structures. Since the early 20th century, the barrier-reef at Port-Cros has been undergoing a steady decline. Anthropogenic pressures more than natural pressures may underlie this regression. Despite a number of management measures aimed at its protection, regression of the barrier-reef continues inexorably, at an unchanged pace, such that its ultimate disappearance now seems predictable. With regard to the Saint-Florent platform-reef, the surface area covered by *Posidonia oceanica* has remained stable (around 2.5 ha), although some differences can be observed from year to year; essentially due to the quality and resolution of the aerial images used for analysis. Moreover, the main atoll observed on the platform has regularly increased in size, from 40 m² in 1948 to the current 189 m². The conservation of these natural monuments, both included within MPAs, must be given priority by environmental managers.*

Key-words: *Posidonia* reefs, mapping, temporal dynamics

Introduction

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile is a magnoliophyte species that is endemic to the Mediterranean Sea. It forms extensive meadows composed of the seagrass shoots on “matte” (rhizomes, roots and sediment). There are particular morphological formations of *Posidonia* meadows, including the so-called *Posidonia* reefs which are considered as a “natural heritage monument” (UNESCO, 1972; PNUE-PAM-CAR/ASP, 1999).

Under sheltered conditions, the matte can rise up with the leaf tips close to the sea surface, while the structure is found very close and parallel to the coast forming a fringing reef. The continued growth of the *matte* coupled with containment between the coast and the reef cause leaf shoot mortality on the inshore front of reef. A lagoon is then formed which can be colonized by *Cymodocea nodosa* (Ucria. Asch) and *Zostera noltei* (Hornemann). The reef develops seaward, forming a barrier reef. This type of reef may be observed at Port-Cros (Molinier and Picard, 1952). A specific triangle-shaped form is observed at Saint-Florent, which is referred to as a platform reef. This probably resulted from alternate and/or opposite currents running towards the two external sides of the triangle, where two barrier reefs, back to back, have progressed seaward, forming a triangle-shaped lagoon (Boudouresque *et al.*, 1985).

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

Posidonia reef structures are mainly located in sheltered areas, at the inland end of bays, near the coast where human activities have the greatest impact (Giakoumi *et al.*, 2015; Holon *et al.*, 2015) and as a result detract from the integrity of the original reef structure, leading to their disappearance (Rouanet *et al.*, 2019). Threats are numerous (coastal development, harbours, domestic pollution, artificial beaches, fish farms, etc.); moreover in the context of climate change, these structures are particularly vulnerable (rise in sea-level and shallow water temperatures) whereas they could play a role, just like mangroves, in the protection of coastlines facing extreme climate events (Pergent *et al.*, 2014 ; Howard *et al.*, 2014).

The Port-Cros barrier reef and Saint-Florent platform reef are among the best-known and most frequently investigated. The aim of this work, which formed part of the CANOPé programme, was to try to reconstruct the pattern of change of these structures according to time and human impacts.

Materials and methods

Posidonia reef structures have been retraced from various data sources: postcards dating from the early 20th century, memories of the elderly, aerial photographs by the National Geographic Institute (IGN) dating from 1948, and the use of drones and photogrammetry modelling. For the oldest maps, ground truth data was not available, but since the 1970s field data for Port-Cros and 1980' for Saint-Florent have been collected by scientists.

Maps drawn during the present study are based on remote sensing using 2016 IGN photographs (pixel size 20 and 50 cm) for Saint-Florent (unusable for Port-Cros) and on ones acquired by drone (DJI Phantom 4 Pro) for both sites. The overflights were conducted at a height of between 100 m (Port-Cros) and 120 m (Saint-Florent), according to the extent of the site, for a resolution of 2.7 to 3.3 cm/pixel, respectively. These aerial images have an overlap of 70% to generate a 3D model (Agisoft PhotoScan). Data for Port-Cros were directly integrated within GIS (Esri ArcGIS 10.5[®]) where a geoprocessing was applied: a learning phase of automatic recognition of polygons based on the RGB colorimetric spectrum, followed by a classification phase by maximum likelihood. Data for Saint-Florent were previously integrated on Envi 4.4[®] software (see method of Bonacorsi *et al.* (2013)) which replaces the learning and classification phases. Therefore, all maps have drawn using GIS (Esri ArcGIS 10.5[®]). Errors and aberrations were manually corrected from a 3D model by means of microtopography analysis (canopy heights of *P. oceanica* and dead matte, sandy breaks) and *in situ* observations by GPS surveys. A Reliability Index was applied to estimate the credibility and relevance of data (Valette, 2018).

The temporal dynamics of the reefs were considered with regard to anthropogenic and natural pressures. Based on the frequency and intensity of human activities, and on the sensitivity of *P. oceanica* to these drivers, the main factors underlying the dynamics were identified and quantified (see method in Boursault, 2018).

Results

Port-Cros: the *Posidonia* barrier-reef has been mapped on 9 dates from the early 20th century up to 2018 (Tab. 1, Fig. 1). Although the accuracy and interpretation of data have progressed, comparisons are possible with the same scale used (1/2 700). At the beginning of the 20th century, the area occupied by barrier-reef was 5 846 m², and in 2018 it occupies 2 350 ha. A decline of around 60% in one century has been quantified. Although data from the early 20th century are not very precise, they allow to draw the contours of the

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

barrier reef. The periods where regression has been the most rapid are recent: (1) from 1998 to 2010, with 21% of regression, *i.e.* 1.8% per year and, (2) from 2010 to 2018, with 20% of regression, *i.e.* 2.5% per year. The north part of barrier reef is mainly affected. Other major regression periods, especially ones since 1970, should be interpreted with caution because of the low RI of maps. Nowadays, predation by sea urchins and *Sarpa salpa* is the main pressure which accounts for a regression of 23%, followed by urban discharges (22%) and harbor construction (21%) even if the latter is relatively small in magnitude (75 places on quay and 40 places on ecological mooring).

Tab. 1: Sources of data and change in the area over time covered by the *Posidonia* barrier reef at Port-Cros and the *Posidonia* platform reef at Saint-Florent over time. RI: Reliability Index; md: missing data. * Georeferenced by Pasqualini *et al.* (1995)

Site	Date	References	Data acquisition method	Initial scale of map	<i>P. oceanica</i> (m ²)	RI (%)
Port-Cros	~1900'	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Postcard	1/4 250	5 846	50
	1935	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Interview	1/4 250	md	28
	1968	Picture of Pombart	Postcard	1/5 000	4 481	53
	1970	Augier & Boudouresque, 1970	Transects + ground truth	1/1 785	3 902	78
	1975	Boudouresque <i>et al.</i> , 1975	Postcard + interview	1/4 250	3 874	47
	1986	Augier & Nieri, 1988	Aerial photo + ground truth	1/490	3 727	81
	1998	Bonhomme <i>et al.</i> , 2001	Aerial photo + ground truth	1/500	3 740	89
	2010	Goujard <i>et al.</i> , 2010	Aerial photo + ground truth	1/800	2 937	89
	2018	This study	Drone + ground truth	1/40	2 350	89
Saint-Florent	1960	Bonacorsi <i>et al.</i> , 2013	Aerial photo	1/25 000	24 723	61
	1983	Boudouresque <i>et al.</i> , 1985	Aerial photo + ground truth	1/3 000	21 800*	78
	1994	Pasqualini <i>et al.</i> , 1995	Aerial photo + ground truth	1/6 500	21 400	81
	1996	This study	Aerial photo + ground truth	1/20 000	27 208	83
	2006	Bonacorsi <i>et al.</i> , 2013	Aerial photo + ground truth	1/500	23 680	89
	2016	This study	Aerial photo + ground truth	1/500	22 257	89
	2018	This study	Drone + ground truth	1/40	22 275	89

Saint-Florent: The *P. oceanica* platform reef exhibits a small regression estimated at 10% since 1960 (less than 0.2% per year), while the area of dead matte has increased by 5% (Fig. 2; Tab. 1). The *P. oceanica* atoll, located at the base of the platform reef, has increased in area regularly over the same period (Mann & Kendall test, p-value = 0; $\alpha = 0,05$; Tab. 2) as has that of the *C. nodosa* meadow from 1996 (2 184m²) to 2018 (5 879 m²). The main pressures are seasonal beach activities (17%), harbor construction at a distance of less than one kilometer (around 800 places) in 1973 (16.5%), and agriculture effluents (16%).

Tab. 2: Progression of the surface area of the atoll located at the St Florent reef platform.

Date	1948	1960	1985	1994	1996	2006	2016	2018
<i>Posidonia</i> atoll	39.6	42.8	53.3	94.9	105.0	120.5	177.5	188.9

Discussion

The use of drones for mapping offers the means to have images georeferenced quickly, cheaper and without the problems of sun reflection. For this purpose, 2016 IGN aerial photographs for Port-Cros are unusable. On the *Posidonia* platform reef at Saint-Florent, comparison between images from IGN and drones shows similar results for large surfaces

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

(differences under 0.1% for *P. oceanica* on the platform reef), but indicate a larger difference for small structures because of higher pixel precision (more than 3% difference for the *Posidonia* atoll).

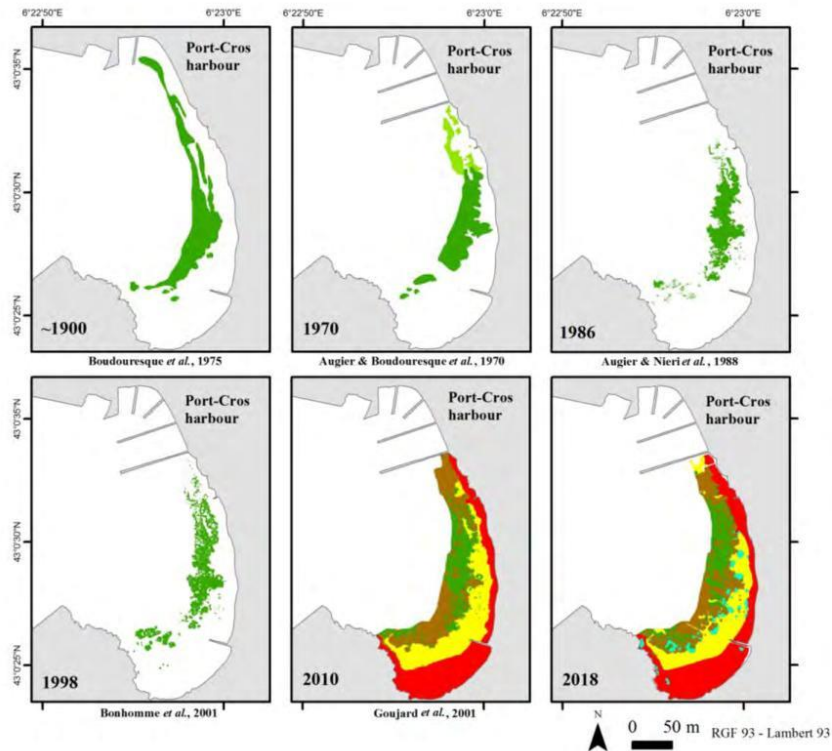


Fig. 1: Changes in the *Posidonia* barrier reef at Port-Cros from early 20th century to 2018. See legend at Fig. 2.

The temporal dynamics of the *Posidonia* barrier reef at Port-Cros and the *Posidonia* platform reef at Saint-Florent indicate a higher rate of regression at Port-Cros, especially during the two last decades, although the barrier reef there is integrated within a National Park with specific management measures (anchoring is prohibited and only clean boats are allowed access to the harbor). The spatio-temporal patterns of change in the Saint-Florent reef platform show an overall stability of the *P. oceanica* meadow since 1960, despite construction of the port and occasional damage due to trampling and anchoring of boats, which are observable despite the presence of a Biotope Protection Order (APB, May 7, 1998). The dynamics of the atoll, located at the base of the formation, corresponds with the model proposed by Pergent *et al.* (2007). These findings provide MPA managers with levers for action for the purpose of limiting regression.

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

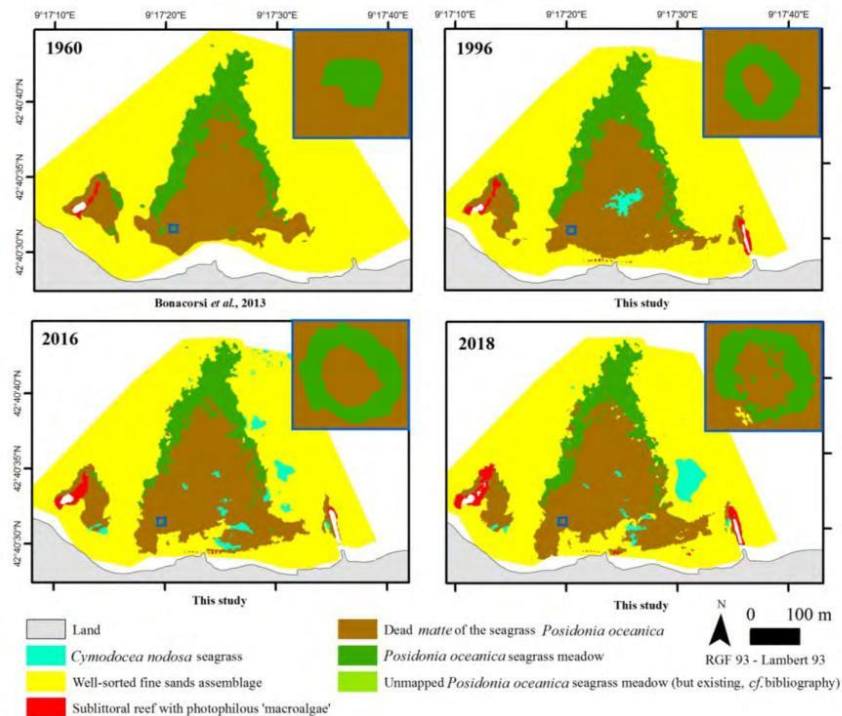


Fig. 2: Change in the *Posidonia* platform reef at Saint-Florent from 1960 to 2018.

Acknowledgments

This work was funded by the French *Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse*, the European Union Life program MarHa, the French Region Provence-Alpes-Côte d'Azur and the *Office de l'Environnement de la Corse*.

Bibliography

- AUGIER H., BOUDOURESQUE C-F. (1970) - Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). VI : le récif barrière de posidonies. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 30: 221-228
- AUGIER H., NIERI M. (1988) - Cartographie, balisage et dynamique du récif barrière à *Posidonia oceanica* de la baie de Port-Cros (Parc national). *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, Fr., 14: 29-40 + 1pl. H.T.
- BONACORSI M., PERGENT-MARTINI C., BREAND N., PERGENT G. (2013) - Is *Posidonia oceanica* regression a general feature in the Mediterranean Sea? *Mediterranean Marine Science*, 14/1: 193-203.
- BONHOMME P., LE DIREACH L., CADIOU G., BERNARD G., CHARBONNEL E., COQUILLARD Y (2001) - *Cartographie du récif-barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc national, Var, France)*. GIS Posidonie : 43 pp.
- BOUDOURESQUE C.F., AUGIER H., BELSHER T., COPPEJANS E., PERRET M. (1975) - Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). X : la régression du récif barrière de posidonie. *Trav. Sci. Parc nation. Port-Cros*, 1: 41-46.

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., LEFÈVRE J.R. (1985) - Cartographie des peuplements marins benthiques de Corse. I : la formation récifale à *Posidonia oceanica* de Saint-Florent). *Ann. Inst. Océanogr.*, 61 (1): 27-38.
- BOURSAULT M. (2018) - Analyse des pressions concomitantes sur les récifs de posidonies en Corse (France). *Rapport de stage de Master 2, Université de Montpellier II*: 1-66.
- GIAKOUMI S., HALPERN B.S., MICHEL L.N., GOBERT S., SINI M., BOUDOURESQUE C-F., GAMBÌ M-C., KATSANEVAKIS S., LEJEUNE P., MONTEFALCONE M., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., SANCHEZ-JEREZ P., VELIMIROV B., VIZZINI S., ABADIE A., COLL M., GUIDETTI P., MICHELI F., POSSINGHAM H.P. (2015) - Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs. *Conserv. Biol.*, 29(4): 1228-1234.
- GOUJARD A., ASTRUCH P., BONHOMME P., BOUDOURESQUE C-F. (2010) - *Cartographie du récif-barrière de posidonie et des peuplements associés, importance des herbivores, de la baie de Port-Cros (Parc national, Var, France)*. Partenariat Parc national de Port-Cros & GIS Posidonie: 51 pp.
- HOLON F., MOUQUET N., BOISSERY P. BOUCHOUCHA M., DELARUELLE G., TRIBOT A-S., DETER J. (2015) - Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS ONE*, 10(8): e0135473.
- HOWARD J., HOYT S., ISENSEE K., TELSZEWSKI M., PIDGEON E. (2014) - Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. *Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature*. Arlington, Virginia, USA.
- MOLINIER R., PICARD J. (1952) - Recherches sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Ann. Inst. Océanogr.*, Fr., 27(3): 157-234.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G. (1995) - Etude de la formation récifale de Saint-Florent (Haute Corse) – cartographie et évolution. *Contrat DIREN/GIS Posidonie*, GIS Posidonie centre Corse édit.: 49 pp.
- PERGENT G., BAZAIRI H., BIANCHI C.N., BOUDOURESQUE C.F., BUIA M.C., CALVO S., CLABAUT P., HARMELIN-VIVIEN M., MATEO, M.A., MONTEFALCONE M., MORRI C., ORFANIDIS S., PERGENT-MARTINI C., SEMROUD R., SERRANO O., THIBAUT T., TOMASELLO T., VERLAQUE M. (2014) - Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers. *Mediterranean Marine Science*, 15/2 Free Open Access
- PERGENT G., DJELLOULI A., HAMZA A.A., ETTAYEB K.S., ALKEKLI A., TALHA M., ALKUNTI E. (2007) - Structure of *Posidonia oceanica* meadows in the vicinity of Ain Al-Ghazala lagoon (Libya): the « macroatoll » ecomorphosis. *Proceedings of the third Mediterranean symposium on marine vegetation* (Marseille, 27-29 March 2007). C. Pergent-Martini, S. El Asmi, C. Le Ravallec edits., RAC/SPA publ., Tunis: 135-140.
- PNUE/PAM-CAR/ASP (1999) - Plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée. CAR/ASP, publ., Tunis: 47 pp.
- ROUANET E., GOUJARD A., BARRALON E., BOUDOURESQUE C-F., BOURSAULT M., BOUSSARD A., LARROUDÉ P., MEULÉ S., PAQUIER A-E., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., SCHOHN T. (2019) - Inventory and mapping of the *Posidonia oceanica* reefs of the French Mediterranean coast. *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, Antalya, RAC/SPA publ., Tunis: (this issue).
- UNESCO (1972) - Convention concernant la protection du patrimoine mondiale culturel, 16 novembre, Paris, 15 pp.
- VALETTE A. (2018) - *Changement climatique : caractérisation des puits de carbone liés aux herbiers de magnoliophytes marines de la Corse*. Thèse Doctorat « Ecologie Marine », Université de Corse: 185 pp.

Rouanet É., Goujard A., Barralon E., Boudouresque C-F., Boursault M., Boussard A., Larroudé P., Meulé S., Paquier A- É., Pergent-Martini C., Pergent G., Schohn T., 2019. Inventory and mapping of *Posidonia oceanica* reefs of the French Mediterranean coast. *In* : Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 129-130.

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

Élodie ROUANET, GOUJARD A., BARRALON E., BOUDOURESQUE C.F., BOURSALT M., BOUSSARD A., LARROUDÉ P., MEULÉ S., PAQUIER A.-E., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., SCHOHN T.

GIS Posidonie

E-mail: elodie.rouanet@univ-amu.fr

INVENTORY AND MAPPING OF *POSIDONIA OCEANICA* REEFS OF THE FRENCH MEDITERRANEAN COAST

Abstract

Posidonia oceanica reefs along the French Mediterranean coast were inventoried and mapped using bibliographical data, analysis of aerial photos, images obtained using drone and 3D models. Sixteen previously unreported reefs and another 13 reefs that had been destroyed or disappeared were identified. In all, 75 *Posidonia* reef structures have been known to exist but today there are only 62 left.

Key-words: *Posidonia* reefs, conservation, mapping, Mediterranean.

Introduction

Under sheltered conditions, especially in the innermost part of bays, the seagrass *Posidonia oceanica* can build the so-called ‘*Posidonia* reefs’. A *Posidonia* reef is a formation built by the seagrass with leaf tips emerging from the sea surface and/or located just below it, at least during low tide and in spring and early summer when leaf length is at a maximum (see Boudouresque *et al.*, 2014). *Posidonia* reefs are considered natural monuments of great heritage value. An inventory, with maps and descriptions, of all known reef structures, including ones that have been destroyed, and others that were previously unreported, was made along the French Mediterranean coast.

Materials and methods

A combination of Litto3D (bathymetry data), high resolution aerial imaging and bibliographical data was used to compile an inventory of all *Posidonia* reef. During the survey, a drone (DJI Phantom 4 Pro) was used to acquire georeferenced images. Overflights were conducted between 100 and 120 m height, according to the extent of the site, to obtain a resolution of 2.7 to 3.3 cm/pixel, respectively. The aerial images had an overlap of 70% to enable generation of 3D models (PhotoScan). Data were integrated within a GIS platform (ArcGIS 10.5) for georeferencing to obtain orthomosaics. Remote sensing was used to develop maps following the method of Pasqualini *et al.* (1998), then a maximum likelihood classification was applied. Errors and aberrations were manually corrected from a 3D model using microtopography analysis (canopy heights of *Posidonia* and dead *matte*) and *in situ* observations by GPS surveys.

Results and Discussion

The census based on reefs known in the past and newly discovered one’s list a total of 75 *Posidonia* reef structures along the French Mediterranean coast (Tab. 1; Fig. 1). Of these, 16 previously unreported reefs were identified; 6 in Provence and 10 in Corsica, mainly in the regions of Saint-Tropez and Figari, respectively. On the other hand, at least 13 reefs have been destroyed or buried owing to mismanagement (*e.g.* coastal development,

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

harbours, artificial beach construction), and due to poor knowledge of their presence, their heritage value and the ecosystem services they provide. Today, there are 62 *Posidonia* reefs (fringing, barrier, platform reefs, atolls and tiger reefs) in existence, which have been mapped to a very accurate scale and with 3D detail.

Tab. 1: Census of *Posidonia* reefs along the French Mediterranean coast.

Locality	Total of known reefs past and present	Reefs destroyed or disappeared	Previously unreported	Reefs mapped and studied
French Catalonia	3	3	0	0
Provence	25	9	6	16
French Riviera	2	0	0	2
Corsica	45	1	10	44
Total	75	13	16	62

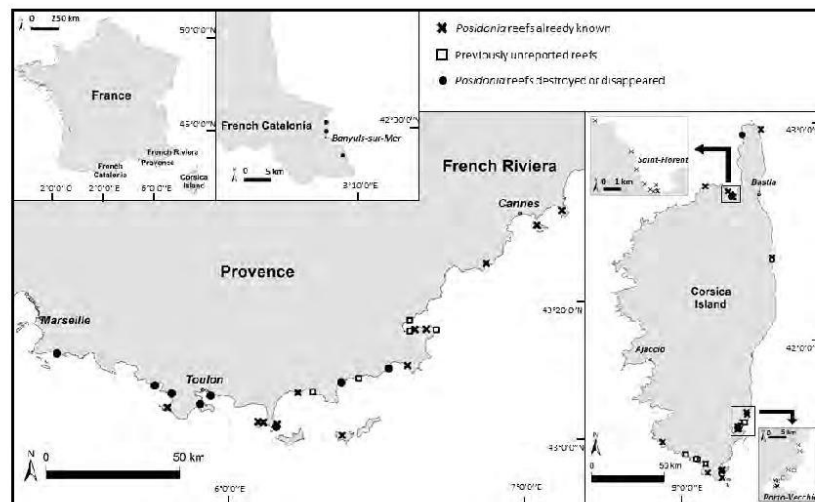


Fig. 1: Location of *Posidonia* reefs along the French Mediterranean coast.

Acknowledgments

This work was funded by the French *Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse*, the European Union Life program MarHa, the French Region Provence-Alpes-Côte d'Azur and the *Office de l'Environnement de Corse*.

Bibliography

- BOUDOURESQUE C.F., BONHOMME D., ASTRUCH P., BONHOMME P., GOUJARD A., THIBAUT T. (2014) - Insight into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. edits, RAC/SPA publ., Tunis: 58-63.
- PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. (1998) - Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar: Application of the island of Corsica (France). *Estuarine Coastal Shelf Science*, 47: 359-367.

Paquier A.-É., Meulé S., Sous D., Ducresson I., Oudart T., Larroude P., Rouanet É., Goujard A., Le Direach L., 2019. Understand the role of *Posidonia oceanica* barrier reefs on the hydrodynamic attenuation : CANOPé research project. In: Proceedings of the 6th Mediterranean symposium on marine vegetation, Antalya, Turkey, 14-15 January 2019, Langar H., Ouerghi A. (eds), RAC/SPA publ., Tunis : 127-128.

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

Anne-Eleonore PAQUIER, MEULE S., SOUS D., DUCRESSON I., OUDARD T., LARROUDE P., ROUANET E., GOUJARD A., LE DIREACH L.

Aix Marseille Université, CNRS, IRD, INRA, Collège de France, CEREGE, Aix-en-Provence, France / GIS Posidonie

E-mail: paquier@cerege.fr

UNDERSTANDING THE ROLE OF *POSIDONIA OCEANICA* BARRIER REEFS ON HYDRODYNAMIC ATTENUATION: THE CANOPÉ RESEARCH PROJECT

Abstract

*As part of the multidisciplinary CANOPé research project dedicated to the study of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile barrier reefs, this study focused on the modification of waves by *P. oceanica* barrier reefs. This is the first step to understand their effect in limiting erosion and submersion of low-lying coasts in the context of climate change. During two small wave events, a set of pressure sensors was deployed along a transect laid across a *P. oceanica* reef at La Madrague de Giens, France. The first measurements show that the reef is exposed to wind waves, swell and infragravity wave components. An energy transfer from the highest swell waves to infragravity waves is observed, probably associated with wave breaking. Wave attenuation seems to be related to the variation of offshore wave forcing and water depth. More measurements are needed to conclude on the role of the reef and the meadow itself on wave modification.*

Key-words: *Posidonia oceanica*, barrier reef, wave attenuation, Nature-based defenses

Introduction

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile, an angiosperm endemic to the Mediterranean, can form barrier reefs through bio-construction (e.g. Boudouresque *et al.*, 2014). Many authors have shown the role of seagrasses on wave modification (e.g. Manca *et al.*, 2012) but none have investigated the potential role of such bio-constructions on hydrodynamic attenuation. The present study constitutes a first step in understanding wave modification by *P. oceanica* barrier reefs.

Material and methods

The study site is located at La Madrague de Giens (Var, France). We focused on a 500 m-long transect crossing the *P. oceanica* reef present there. During northwesterly winds (maximum wind speed: 13.6 m.s⁻¹) that prevailed in January 2018, pressure sensors (10Hz) were deployed along the transect on the main axis of wave propagation. The water pressure data were processed as in Locatelli *et al.* (2017). Significant wave height (H_s) values were calculated for infragravity waves (IG), swell (SW) and wind waves (WW). Exponential wave decay rates (K) were calculated over the reef front and the reef flat for IG, SW and WW following Kobayashi *et al.* (1993). Positive values of decay rate correspond to wave attenuation, while negative values correspond to increasing wave height.

First results

The wave energy remained small during the events, with maximum H_s recorded at the foot of the reef front (second event: H_s reached 0.12, 0.25 and 0.04 m for IG, SW

6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Antalya, Turkey, 14-15 January 2019)

and WW, respectively). Each wave component height tended to increase over the reef front. The SW height $>0.15\text{m}$ decreased over the reef flat while the IG height increased. Such trend is related to the well-known energy transfer from short to long waves as observed in coral reef environments (Locatelli *et al.* 2017). Small SW and WW heights ($<0.15\text{m}$) increased all along the profile, highlighting a wave height threshold to reach wave attenuation. Wave decay increased with increasing offshore wave forcing and with decreasing water depth due to enhanced frictional dissipation (Fig. 1), as described by other authors (Manca *et al.*, 2012). Further analysis will be dedicated to better quantify the effects of *P. oceanica* barrier reefs on nearshore wave transformation and to discriminate the physical processes acting on each wave component.

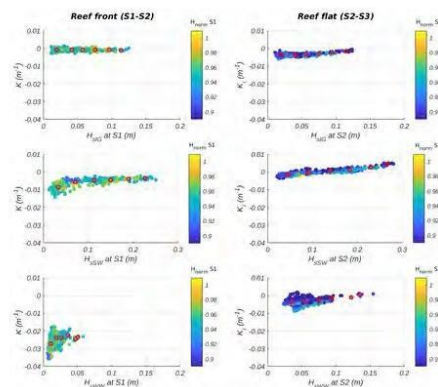


Fig. 1: Effect of wave height (H) and water depth (H normalized in reference to the higher depth measured) on wave height decay coefficient (K) for IG (first line), SW (second line) and WW (third line).

Acknowledgements

This study was realized with the support of the Agence de l'Eau RM&C. Atmospheric pressure were provided by HTM-Net and wind characteristics by Météo France.

Bibliography

- BOUDOURESQUE C. F., BONHOMME D., ASTRUCH P., BONHOMME P., GOUJARD A., THIBAUT T. (2014) - Insight into the typology of reef formations of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014). Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. editis, RAC/SPA publ., Tunis: 58-63.
- LOCATELLI F., SOUS D., REY V., CHEVALIER C., BOUCHETTE F., TOUBOUL J., DEVENON J.L. (2017) - Wave transformation over the Ouano reef barrier, New Caledonia. *Coastal Dynamics 2017*, Jun 2017, Helsingor, Denmark. *Proceedings of Coastal Dynamics 2017*.
- KOBAYASHI, N., RAICHLE, A.W., ASANO, T. (1993) - Wave attenuation by vegetation. *Journal of Waterway, Port, Coastal: ASCE* 119: 30-48.
- MANCA E., CÁCERES I., ALSINA J. M., STRATIGAKI V., TOWNEND I., AMOS C. L. (2012) - Wave energy and wave-induced flow reduction by full-scale model *Posidonia oceanica* seagrass. *Continental Shelf Research*, Vol. 50-51: 100-116.

Paquier A.-É., Oudart T., Bouteiller C. L., Meulé S., Larroude P., Dalrymple R. R., 2020. 3D Numerical simulation of seagrass movement under wave and current with GPUSPH Research. *International Journal of Sediment Research*, accepted.

ARTICLE IN PRESS

International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx



Contents lists available at ScienceDirect

International Journal of Sediment Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ijsrc

Original Research

3D numerical simulation of seagrass movement under waves and currents with GPUSPH

Anne-Eléonore Paquier ^{a,b}, Thibault Oudart ^c, Caroline Le Bouteiller ^d, Samuel Meulé ^b, Philippe Larroude ^{c,*}, Robert A. Dalrymple ^e

^a BRGM, Immeuble Agostini, Zone Industrielle de Furiani, Bastia^b Aix-Marseille University, CNRS, IRD, INRA, Coll France, CEREGE, Aix en Provence, France^c Grenoble INP (Institute of Engineering), University Grenoble Alpes, LEGI, 38000, Grenoble, France^d University Grenoble Alpes, UR ETGR, F-38402, France^e Department of Civil Engineering, Johns Hopkins University, Baltimore, MD, USA

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 May 2019

Received in revised form

4 August 2020

Accepted 7 August 2020

Available online xxx

Keywords:

Numerical seagrass movement

GPUSPH

Fluid structure interaction

Waves

Current

ABSTRACT

The current study tries a new approach to simulating interactions between waves and seagrass through Smoothed Particle Hydrodynamics (SPH). In this model, the plants are defined as a solid that respects Hooke's law, and are assumed to have direct interaction with the fluid. Given the characteristics of the SPH method, especially in terms of computational time, the dimensions of the simulations were limited. The first goal of the current study was to optimize the approach to avoid reaching certain limits such as the rupture of the simulated plant. Plant movements under waves and/or currents have been studied by several authors in various *in-situ*, physical, and numerical experiments concerning various vegetation species, thus proving that plant movements can be successfully reproduced by SPH 2D/3D. Manning's roughness coefficient, n , was calculated to confirm that the results were in accordance with what had been measured in flume studies. Even though there is still room for improvement, it is shown that this method can be used to estimate Manning's coefficient for coastal vegetation (seagrass and saltmarsh vegetation) and to greatly improve the modeling and forecasting of coastal erosion and storm surge risks by including the effects of vegetation in integrated models.

© 2020 International Research and Training Centre on Erosion and Sedimentation/the World Association for Sedimentation and Erosion Research. Published by Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Traditionally, to study fluid-structure interactions, structures usually are described with a Lagrangian formulation while fluids often are represented through an Eulerian formulation. The formulations generally are coupled using an Arbitrary Lagrangian-Eulerian formulation for the fluid. Numerous fluid-structure interactions have been studied according to such formulations, including valve springs (Rugonyi & Bathe, 2001), the interaction of compressible and incompressible fluids with structures (Bathe & Zhang, 2004), and the absorption of hydro-elastic shocks (Le Tallec & Mouro, 2001). The Lagrangian Smoothed Particle Hydrodynamics (SPH) method is a different approach to modeling in which fluids and/or solids are represented by a set of particles. Each

solid particle has defined individual material properties and moves under the effects of the fluid, and represented by another set of particles. The use of a Lagrangian formulation for fluids can be more convenient for certain types of applications, such as fluid-free surface studies or large movements along a fluid-solid interface. Indeed, the SPH method does not require specifically processing the fluid-free surface (no surface tension) and the two groups of particles (fluid and solid) can be tracked simultaneously. The SPH method has already been successfully used to study interactions between fluids (Monaghan et al., 1999) and solids (Gotoh & Khayyer, 2018; Gray et al., 2001; Liang et al., 2017; Van Liedekerke et al., 2013; Zhang et al., 2017).

The SPH method was developed in 1977 (Gingold & Monaghan, 1977; Lucy, 1977) for applications in astrophysics. J. Monaghan (an Australian researcher in applied mathematics) contributed greatly to the development of the method. Since 1985, the method has been used for other applications. In the early 1990s, the SPH method was used for fluid simulations including free surface flows,

* Corresponding author.

E-mail address: philippe.larroude@legi.grenoble-inp.fr (P. Larroude).<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.003>

1001-6279/© 2020 International Research and Training Centre on Erosion and Sedimentation/the World Association for Sedimentation and Erosion Research. Published by Elsevier B.V. All rights reserved.

Please cite this article as: Paquier, A.-E et al., 3D numerical simulation of seagrass movement under waves and currents with GPUSPH, *International Journal of Sediment Research*, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.003>

ARTICLE IN PRESS

2

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

waves (Dalrymple & Rogers, 2006; Monaghan, 1994; Randles; Libersky, 1996), multiphase fluids (Monaghan & Kocharyan, 1995) and weakly compressible flows (Morris et al., 1997). In the field of solid mechanics, simulations have mainly focused on the study of hypo-elastic solids (Gray et al., 2001). Recent developments in science and engineering have increased the need for modeling Fluid-Structure Interactions (FSI) to analyze multi-physics processes like retroactive loops, in which the pressure and viscous stresses of the fluid create deformation in the solid, which in turn affects stress, pressure, and velocity in the fluid.

Modeling FSI can, for instance, be useful for aerodynamics studies, biomechanics simulations, or airbag design (Agamloh et al., 2008; Farhat et al., 2006). The earliest models of stimulant-elastic solid and fluid interactions using the SPH method appeared a little more than ten years ago and focused on the laws of interaction (Amini et al., 2011; Antoci et al., 2007) and the definition of the solid interface (Ha et al., 2011). To date, the SPH method has not often been applied to fluid-structure interactions in environmental studies (Zhang et al., 2017). Here, it is proposed to use this method to evaluate the influence of submerged aquatic vegetation on waves and currents in natural hydrosystems.

Seagrasses form underwater meadows in the coastal zone. These meadows are known to attenuate waves (Bradley & Houser, 2009; Fonseca & Cahalan, 1992; Koftis et al., 2013; Paul & Amos, 2011; Kobayashi et al., 1993) and currents (Fonseca et al., 1982; Fonseca & Fisher, 1986; Peterson et al., 2004; Widdows et al., 2008), and to significantly influence sediment dynamics (Boscutti et al., 2015; Madsen et al., 2001). Depending on the biometric characteristics of the species (shoot density, leaf area index, plant stiffness, submergence ratio) and the morphological characteristics of the meadows (extension, fragmentation), the effect on hydrodynamics will vary (Fonseca & Koehl, 2006; Koftis et al., 2013; Paul & Amos, 2011; Stratigaki et al., 2011). The non-linear interactions of these parameters with hydrodynamics variables (wave height, wave period, water level, presence of a current) can also influence the attenuation of waves, the modification of currents, and sediment dynamics (Bradley & Houser, 2009; Paquier et al., 2019; Paul & Amos, 2011).

Large-scale hydrosystem models can integrate the role of vegetation through a change in the roughness coefficient. This can be done empirically through the modification of Manning's n value (for example, in the ADCIRC model (Luettich et al., 1992)). In other models, such as Xbeach (Roelvink et al., 2009) or Telemac (Hervouet, 2007), a specific vegetation roughness, as expressed by Mendez and Losada (2004), can be used. The calculation of this parameter is based on the geometric and physical characteristics of the vegetation meadow. This approach was very innovative in 2004, and is now widely used in modeling. However, it does not account for vegetation flexibility, which can be very important in subaquatic vegetation, especially when canopies are sparse (Paquier et al., 2019). As seagrass meadows are declining around the world (Waycott et al., 2009), it seems essential to better take into account vegetation flexibility in hydrodynamics modeling and to better understand the role of declining meadows or, more generally, sparse canopies. This could help to investigate seagrass meadows' limitations as coastal buffers protecting against erosion and storm surges, and could potentially enhance the protection of these declining ecosystems.

Sub-Aquatic Vegetation (SAV) is known to play a role in wave and storm surge mitigation, and thus, in coastal protection. The impacts of different species under different conditions have already been studied (see introduction of Paquier et al. (2019) for a review of the different processes observed). SAV has the ability to attenuate waves and currents and to modify turbulence. However,

no study to date has compared the impacts of the different existing species. Such studies are nearly impossible to do in the field considering the variety of environments in which the different species live. Furthermore, the experiments in flumes with real marine plants often are forbidden to protect the marine plant species. A numerical study could, therefore, help remedy the lack of *in-situ* studies. However, the modification in hydrodynamics generated by the plants themselves is still difficult to estimate since plant movements under waves and currents are still not well simulated and no exact numerical model exists (Mendez & Losada, 2004; Sánchez-González et al., 2011). Generally, existing numerical studies use rigid bodies to simulate plants with different roughness coefficients (Dalrymple et al., 1984; Wallace & Cox, 2000). However, among the numerical studies dealing with plants, Beudin et al. (2017) describe a three dimensional (3D) modeling framework that simulates the interactions between waves, flow, and flexible vegetation. Beudin et al. (2017) evaluated a plant drag model against field measurements in eelgrass canopies and investigated the hydrodynamics in an idealized shallow-water setting.

The research presented herein aims to reproduce plant movement under waves and/or current using the SPH method. The method was tested by building numerical two dimensional (2D) and 3D flumes with the GPUSPH model (GPUSPH official website. www.gpusph.org. Accessed: 2017-03-31; Gómez-Gesteira et al., 2010; Hérault et al., 2010, 2014), then comparing the simulations with the available data.

After a brief description of the SPH method (definition of the two numerical approaches used for plants and water), several tests of the FSI simulations are presented using the proposed model and these are compared with other simulations and experimental data (the FSI was calibrated and evaluated in the open source GPUSPH code (Hérault et al., 2011).

The numerical simulation results are compared with experimental results based on real or plastic seagrass meadows. The Young modulus is evaluated for real or fake plants for both the experimental and numerical approaches. The wave attenuation due to the seagrass meadow in the simulation also compared with experimental data. Finally, a first simulation also is run with field data, collected in a bay occupied by a *Zostera Noltei* meadow (another species of marine plant) in a large lagoon in Southern France.

2. SPH method and FSI approach

The SPH method is based on the theory of interpolation (Benz, 1990; Liu, 2002; Monaghan, 1982, 1992, 2005). Its formulation often is divided into two parts: (i) the integral representation, and (ii) the particle approximation. The equation for the integral representation generally used in SPH is given in Appendix A.

2.1. Equations for modeling the fluid

The fluid was assumed to be only slightly compressible, isothermal, and governed by the continuity equation:

$$\frac{d\rho}{dt} = -\rho \frac{\partial v_i}{\partial x_i} \quad (1)$$

and the motion equation:

$$\rho \frac{dv_i}{dt} = \frac{\partial \sigma_{ij}}{\partial x_j} + \rho b_i \quad (2)$$

with d/dt defined by the material derivative:

ARTICLE IN PRESS

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

3

$$\frac{du}{dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + v \cdot \nabla u \quad (3)$$

where ρ , v_i , p_{ij} , and b_i are the density, velocity in i direction, stress tensor in ij directions and force vector, respectively; t is time; x_i is the position in the i direction. Stress tensor σ_{ij} is defined as

$$\sigma_{ij} = -p\delta_{ij} + S_{ij} \quad (4)$$

where p is pressure, δ_{ij} is the Kronecker tensor and S_{ij} is the deviatoric shear stress both in the ij directions.

2.2. Equations for modeling the solid

The solids are governed by the same equations as the fluid. The stress tensor for a solid can similarly be decomposed into its isotropic pressure p and deviatoric shear stress S , as follows:

$$\sigma_{ij} = -p\delta_{ij} + S_{ij} \quad (5)$$

where $p = -\sigma_{kk}/3$ is the isostatic pressure, δ_{ij} is the Kronecker tensor, and S_{ij} is the deviatoric shear stress (as for the fluid).

Equation (2) can, thus, be written as

$$\frac{dv_i}{dt} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial S_{ij}}{\partial x_j} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x_i} + b_i \quad (6)$$

The linear relation that connects the stress and strain tensors can be derived from the time equation, S_{ij} . This is done by applying the Jaumann rate and gives the following corrected Hooke's law:

$$\frac{dS_{ij}}{dt} = 2\mu \left(D_{ij} - \frac{1}{3} D_{kk} \delta_{ij} \right) + S_{ik} \Omega_{jk} + \Omega_{ik} S_{kj} \quad (7)$$

where μ is the shear modulus, defined as

$$\mu = \frac{E}{2(1+\nu)} \quad (8)$$

where E represents Young's modulus and ν represents Poisson's ratio. D_{ij} is the strain rate tensor:

$$D_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \quad (9)$$

and Ω_{ij} is the rotation tensor:

$$\Omega_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} - \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \quad (10)$$

In the case of large deformations, energy is not conserved. However, this method has the advantage of describing both the fluid and the solid dynamics in terms of pressure and velocity.

Pressure can be defined in the same way for both solid and fluid by applying the linearized equation of state:

$$p = c_0^2 (\rho - \rho_0) \quad (11)$$

with the speed of sound being $c_0 = \sqrt{\varepsilon/\rho_0}$ for the fluid and $c_0 = \sqrt{K/\rho_0}$ for the solid.

ε is the modulus of the fluid studied, ρ_0 a reference density, and K is the modulus of elasticity of the solid, which can be expressed as a function of Young's modulus, as follows:

$$K = \frac{1}{3} \frac{E}{(1-2\nu)} \quad (12)$$

2.3. Approximation of the motion equations through the SPH method

2.3.1. Fluid particles

The following equation is obtained for the velocity of the fluid particles:

$$\frac{dv_{i_a}}{dt} = - \sum_b m_b \left(\frac{p_a}{\rho_a^2} + \frac{p_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} \nabla_a W_{ab} + g_i \quad (13)$$

with g_i = gravity, m_b is the mass of the b particle, and the classical indices i, j, q, a , and b of the SPH method.

2.3.2. Solid particles

The following equation is obtained for the velocity of the solid particles:

$$\frac{dv_{i_a}}{dt} = \sum_b m_b \left[\frac{S_{ij_a}}{\rho_a^2} + \frac{S_{ij_b}}{\rho_b^2} - \left(\frac{p_a}{\rho_a^2} + \frac{p_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} \right] \cdot \nabla_a W_{ab} + g_i \quad (14)$$

However, Eq. (14) suffers from numerical instability and requires two terms to be introduced: one term for artificial viscosity and another term to correct tensile instability in the solid traction.

Artificial viscosity, Π_{ab} , was proposed by Monaghan (Monaghan, 1992; Monaghan & Gingold, 1983) and is used to smooth the oscillations caused by speed and to prevent the particles from being non-uniformly distributed in space when they are too close to each other.

$$\frac{dv_{i_a}}{dt} = \sum_b m_b \left[- \left(\frac{p_a}{\rho_a^2} + \frac{p_b}{\rho_b^2} \right) \delta_{ij} + \frac{S_{ij_a}}{\rho_a^2} + \frac{S_{ij_b}}{\rho_b^2} + \Pi_{ab} \delta_{ij} \right] \cdot \frac{\partial W_{ab}}{\partial x_j} + g_i \quad (15)$$

$$\Pi_{ab} \begin{cases} -\frac{\alpha c_{ab} \mu_{ab}}{\rho_{ab}} & v_{ab} r_{ab} < 0 \\ 0 & v_{ab} r_{ab} > 0 \end{cases} \quad (16)$$

with

$$\mu_{ab} = \frac{h(v_{ab} r_{ab})}{|r_{ab}|^2 + 0.1h}, r_{ab} = r_a - r_b, v_{ab} = v_a - v_b, c_{ab} = \frac{1}{2} (c_a + c_b) \text{ (see$$

Appendix A).

This last term μ_{ab} introduces a numerical dissipation, which must be minimized so as not to affect the solution. Antoci et al. (2007) proposed a compromise value between oscillation and dissipation.

2.4. Correcting for speed

To move the particles, the GPUSPH code uses the XSPH technique (Monaghan, 1989). For each particle, a term containing the average speed of the surrounding particles is added to the original equation. Particle velocities, \vec{v} , were corrected according to the XSPH scheme to smooth out unwanted numerical peaks.

$$\vec{v}_a \rightarrow \vec{v}_a + \theta \frac{\sum_b \frac{m_b}{\rho_{ab}} (\vec{v}_b - \vec{v}_a) W_{ab}}{\sum_b \frac{m_b}{\rho_{ab}} W_{ab}} \quad (17)$$

ARTICLE IN PRESS

4

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

The value of θ depends on the medium: $\theta = 0.08$ for the fluid which is increased to 1 to support high deformation for the solid.

2.5. Validation of solid elasticity

As proposed by Gray et al. (2001) and Antoci et al. (2007), the sensitivity of the artificial viscosity and the XSPH factor can be tested by simulating the free oscillations of an elastic plate having one end free and the other held in place. The plate is initially horizontal (Fig. 1a) and an initial velocity distribution is assigned according to the analytical expression of the free oscillations of a thin plate:

$$v_z = v_{j0} c_0 \frac{f(x)}{f(L)} \quad (18)$$

where L is the length of the elastic plate and

$$f(x) = (\cos(kL) + \cosh(kL))(\cosh(kx) - \cos(kx)) + (\sin(kL) - \sinh(kL))(\sinh(kx) - \sin(kx)) \quad (19)$$

while $v_{j0} = 0.01$ determines the initial velocity of the free end and $kL = 1.875$ is the fundamental mode. For a plate with the following features: $L = 0.2$ m, $H = 0.02$ m, $h = 0.2$ m, $\rho = 1,000$ kg/m³, $K = 3.25 \times 10^6$ N/m², $\mu = 715,000$ N/m², the analytical non-dimensional amplitude (A) and period (T) of the first oscillation are $A/L = 0.115$ and $Tc_0/L = 72.39$.

Gray et al. (2001) obtained $A/L = 0.125$ and $Tc_0/L = 82$ and Antoci et al. (2007) obtained $A/L = 0.124$ and $Tc_0/L = 81.5$. For the proposed model the following was obtained $A/L = 0.116$ and $Tc_0/L = 73.34$ (Fig. 2). The small difference between the results can be attributed to several factors, but it is difficult to compare 2D simulations and the current 3D simulations, since the mesh is different. The difference between the current results and those presented by Antoci et al. (2007) and Gray et al. (2001) probably come from the current use of 3D simulation.

As proposed by Antoci et al. (2007), this experiment allowed the artificial viscosity coefficient, α , to be tested. In agreement with Antoci et al. (2007), the current numerical experiment showed that if $\alpha = 0$, the simulation is unstable; when $\alpha > 1$, the free oscillation damping reduces. Therefore, it was decided to use $\alpha = 1$, which caused some slight energy dissipation, but guaranteed good stability.

Monaghan (1992) proposed a tensile instability corrective formula specifically for 2D simulations, but which does not seem to be needed for 3D simulations. It can be replaced by simply increasing

the XSPH coefficient. For $0.5 < \theta < 2.5$, similar results always were obtained. For simulations with higher initial velocities of the free end of the plate ($v_{j0} = 0.05$ and $v_{j0} = 0.1$), good high oscillations without breakage were obtained for $\theta = 1$ but the plate broke or became unstable for lower θ values (see Fig. 1b), and permanent deformations occurred for higher θ values.

2.6. Fluid-solid interactions

To simulate seagrass motion under waves and wave induced-currents, solid particles must be defined to simulate the plants (a few millimetres thick) and the flume (a few meters long). It was decided to create different particle sizes depending on the nature of the element (water, interface, solid) (see Fig. 1c) and to adjust some interaction laws.

In order to use smaller particle sizes for the solid, interface particles were constructed from the solid particles. They were then initialized with the sum of the masses of the neighboring solid particles. The interface particles interact with the fluid particles according to the different laws previously presented. The stresses on fluid particles are directly transmitted to the interface particles, and for solid particles, the stresses are transmitted proportionally to the mass ratio between the interface particles and the solid particles. This treatment prevents a solid particle from being subjected to significant stress due to its low mass. It also makes it possible to smooth and evenly distribute the force on the solid particles.

Three different forces were tested to determine which one had the best fit for the current simulations. The computational methods developed for FSI simulations with deformable structures in the context of particle methods can be classified into several categories, including FSI solvers. The latter were developed by coupling particle methods with other computational methods or by integrating Lagrangian particles into solvers for both the fluid and the solid. Several examples can be found in the reviews on SPH methods done by Gotoh and Khayyer (2018) and Zhang et al. (2017).

Following Antoci et al. (2007), two types of boundary conditions were tested. First, the Lennard-Jones boundary condition as used by Monaghan (2005) was tested. The well-known Lennard-Jones formulation is a purely repulsive force principally used for molecule interactions. The force, $f(r)$, per unit mass between a solid and a fluid particle separated by a distance r has the form:

$$f(r) = D \left[\left(\frac{r_0}{r} \right)^{p_1} - \left(\frac{r_0}{r} \right)^{p_2} \right] \cdot \frac{r}{r_0} \quad \text{if } r > r_0$$

$$f(r) = 0 \quad \text{if } r \leq r_0 \quad (20)$$

The constants p_1 and p_2 (Eq. (20)) must satisfy the condition $p_1 > p_2$ to be repulsive; $p_1 = 12$ and $p_2 = 6$ were selected as proposed by Monaghan (1992).

The mass of an interface particle is calculated as the sum of the masses of the nearest solid particles within its radius of action (a solid particle being bound to a single interface particle). The interaction is then calculated between the interface particles and the fluid particles, and the force calculated on the interface particles then is transmitted to the linked solid particles, taking into account the mass ratios. The distance used in the interaction laws between the interface particles and the fluid particles depends on the size ratio between the interface particles and the solid particles at initialization so that the interaction volume equals the volume of the solid particles.

Coefficient D depends on the water depth, H , and it is usually taken as $D = 5gH$. D is applied to all the particles, and therefore, does not generate any difference between particle types.

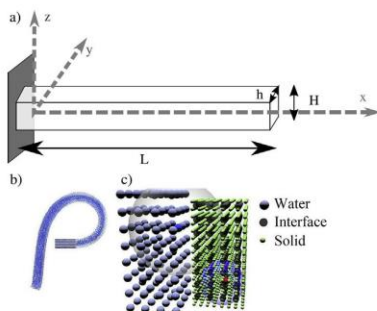


Fig. 1. a) Set up of the plate, b) example of high deformation in a longer plate, and c) schema of interaction.

ARTICLE IN PRESS

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

5

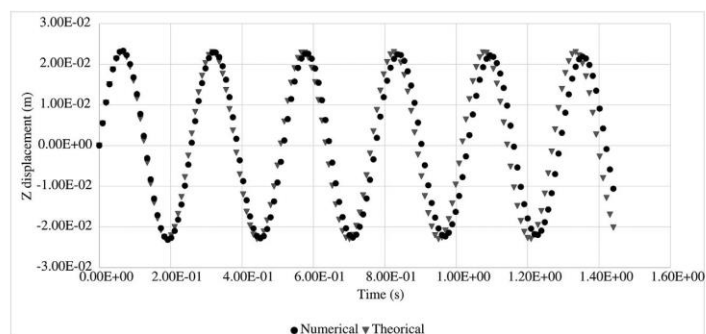


Fig. 2. Comparison between the 3D numerical simulation and the theoretical vertical displacement of the free end of the plate (case for a sinusoidal oscillation).

A formulation proposed by Kajtar and Monaghan (2008) also was tested, i.e., the same correction, as explained for Eq. (20), was applied to the length scale. Both boundary forces yielded similar results in the calculation of solid and fluid interactions. Finally, the second boundary condition formulation that was tested concerned extending the fluid and solid momentum and continuity equations to all particles regardless of their nature. This formulation gave good results for the experiments of Antoci et al. (2007). However, in cases with large differences in density between the fluid and the solid, when impacts occurred, this formulation created local high pressure. Studies have questioned or perfected these different approaches to boundary conditions (Crespo et al., 2007; Ferrand et al., 2013). In the current case, the standard options in the GPUSPH code worked well enough for the current needs.

3. Calibration and comparison with experimental data

Antoci et al. (2007) did a laboratory experiment and compared the results with SPH simulations. The experiment consisted in deforming an elastic bundle acting as a dam in a water column. The configuration of the experiment is described in Antoci et al. (2007). Table 1 lists the size experiment parameters. The elastic properties of the beam can be determined from Antoci et al. (2007). For the current simulations, a Young's modulus that provided the results closest to the experimental results was chosen. Liquid and elasticity properties are listed in Table 2.

Table 1
Dimensions in the experiment.

Dimension	Value
A(m)	0.1
H(m)	0.14
B(m)	0.1
B*(m)	0.098
L(m)	0.079
s(m)	0.005

Table 2
Fluid and solid properties and elastic modulus used.

Fluid property	Value
Density, ρ (kg/m ³)	1,000
Compressibility modulus, ϵ (N/m ²)	2×10^6
Solid properties	
Density, ρ_s (kg/m ³)	1,100
Young's modulus, E (N/m ²)	1.2×10^7
Shear's modulus, μ (N/m ²)	4.27×10^6
Bulk modulus, K (N/m ²)	2×10^7

To calibrate and validate the fluid-structure interaction (FSI) model used for plant movement, the current results were compared for the vertical (Fig. 3a) and horizontal movements (Fig. 3b) at the end of the plate with Antoci et al. (2007). The numerical results are consistent with the experimental results found by Antoci et al. (2007).

A fluid compressibility below the theoretical value was used to reduce the time step, as was done by Antoci et al. (2007). Despite this difference in compressibility, the displacements obtained were within the expected range.

In the current study, the Lennard-Jones (Monaghan, 2005), and Kajtar and Monaghan (2008) boundary conditions were used, and better results were found with the latter formulation. The proposed multi-scale approach also was validated with Kajtar and Monaghan (2008) boundary conditions for solid particles until they were ten times closer together than the fluid particles and with an interface particle similar to the one described in the previous section. A multi-scale approach such as this is needed to simulate small elastic solids in a fluid domain.

4. Results and discussion

The plant movements predicted with the proposed SPH simulations were compared with both experimental results (Le Bouteiller & Venditti, 2015; Luhar & Nepf, 2011) and field observations (Paquier et al., 2019).

Different species of seagrass colonize the shallow coastal waters around the world, often forming large underwater meadows. Seagrass meadows are known to reduce wave height and current velocity near the seabed, but the simulation meadow (see Fig. 4), could be also a problem for the simulations. The different datasets used for the current comparisons were collected on real or mimicked plants of different species. Luhar and Nepf (2011) and Stratigaki et al. (2011) worked on mimics of *Posidonia oceanica*, Le Bouteiller and Venditti (2015) worked on mimics of *Zostera marina* and Paquier et al. (2019) worked on real *Zostera noltei*.

4.1. Comparison using the initial 2D approach

The comparison was done on the basis of Luhar and Nepf's (2011) study. Plant modeling relies on solid knowledge of the physical properties of the plant (height and thickness but also density and elastic modulus). In addition, it is complicated to numerically simulate a very thin leaf. For the species *Posidonia Oceanica*, Folkard (2005) gives clear leaf properties (Table 3). Poisson's ratio is not given, but generally ranges from 0.3 to 0.4 for this type of solid.

ARTICLE IN PRESS

6

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

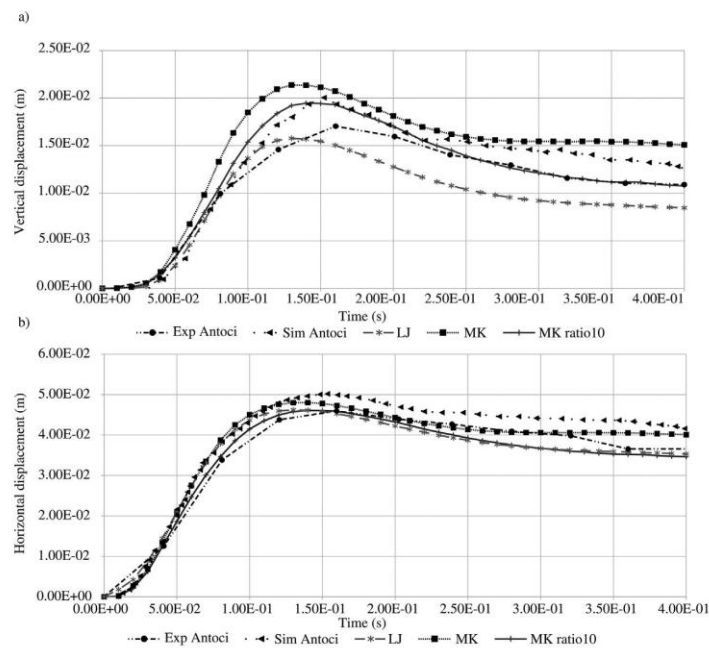


Fig. 3. Comparison between numerically simulated (sim) and experimental (exp) displacements (a) vertical and (b) horizontal of the free end of the plate: Antoci et al.'s (2007) experiment (black dots) and the current simulations with the Lennard-Jones (Monaghan, 2005) formulation (LJ, stars) and with the Kajtar and Monaghan (2008) formulation (MK, black squares), with an initial spacing between elastic particles 10 times smaller than the fluid particles with interface particles in the Kajtar and Monaghan (2008) formulation (MKratio10, shown as a solid line).

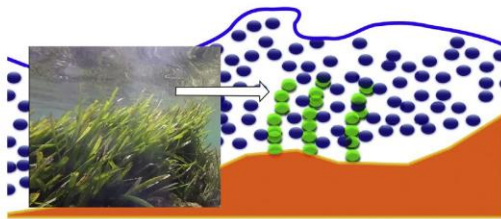


Fig. 4. Seagrass meadow of *Posidonia Oceanica* (left) and (right) schematic SPH discretization of water (blue) and seagrass meadow (green).

Several limitations were encountered during the simulation process of the *Posidonia Oceanica* leaf thickness. First, the thickness of the plant leaf is naturally 0.1 mm and the particle size used for the simulations was 5 mm (a ratio of 1/150). To deal with this issue, two choices were available: either divided the particle size by 150 or modify the plant properties while conserving a comparable flexibility. The 2D code as used originally (Oudart & Larroudé, 2012) does not accept multi-sized particles, which would induce a decrease in the water particle size. Furthermore, reducing the particle size would have dramatically increased the number of particles, and thus, the computation time. The memory needed to run such a calculation is much too large to allow the use of the SPH method. Therefore it was decided to modify the plant properties. Plant thickness, Young's modulus, and fluid compressibility were modified. The impact of density was not investigated; and another study should be done on this point. The final modified parameters of the plants are listed in Table 3.

Table 3

Properties of real *Posidonia Oceanica* and modified properties used for numerical simulations, from (Folkard, 2005).

Property	Real plant	Simulated plant
Density, ρ_s (kg/m ³)	910±110 kg/m ³	910 kg/m ³
Young's modulus, E (N/m ²)	$4.7 \times 10^8 \pm 0.6 \times 10^8$ N/m ²	2.1×10^4 N/m ²
Thickness (mm)	0.1 mm	15 mm
Bulk modulus, K (N/m ²)	$3.92 \times 10^8 \pm 0.6 \times 10^8$ N/m ²	1.7×10^4 N/m ²
Shear's modulus, μ (N/m ²)	$1.81 \times 10^8 \pm 0.5 \times 10^8$ N/m ²	8.7×10^3 N/m ²

Some seagrass species' leaves (including *Posidonia Oceanica*) grow from shoots in small groups (the number of leaves per shoot depends on the species and can vary from one shoot to another). These shoots cannot be simulated in a 2D model. However, several leaves close to each other were simulated in order to represent a natural meadow as well as possible. Fig. 5 shows the movement of three simulated leaves (as a first approach to meadow simulation) under a breaking wave. The numerical representation of the deformation of the plants in a meadow is therefore possible.

Luhar and Nepf (2011) did laboratory experiments to study the flow-induced reconfiguration of flexible subaquatic vegetation. The plant mimics used were inspired by *Posidonia Oceanica* plants; the drag and posture of the mimics were within the natural range for stiffness and buoyancy. Luhar and Nepf (2011) then compared the experimental results with a theoretical model. Two current velocities were tested: one lower and one higher than the restoring forces, the latter flow bending the leaves. The current simulation was compared to Luhar and Nepf's (2011) experiments from a qualitative point of view. Luhar and Nepf (2011) built two kinds of leaves:

ARTICLE IN PRESS

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

7

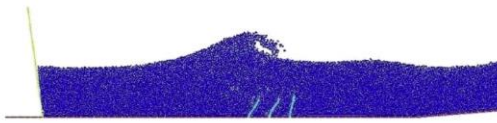


Fig. 5. Movement of three plants under a breaking wave using FSI simulated with SPH.

- one made of silicone foam (Young's modulus, $E = 500$ kPa; $\Delta\rho = 330$ kg/m³ with a seawater density assumed to be 1,025 kg/m³; thickness = 1.9 mm);
- one made of high-density polyethylene (HDPE) (Young's modulus, $E = 0.93$ GPa; $\Delta\rho = 50$ kg/m³; thickness = 0.4 mm).

Fig. 6a shows Luhar and Nepf's (2011) experimental set up and the comparison with the current simulations (Figs. 6b–6e). For both current velocities, the SPH simulation gives the correct inclination of the plant. For the low current velocity ($U = 0.16$ m/s), an inclination angle of 45° was obtained versus 38° angle obtained in the experiment with silicon foam leaf blades (see Figs. 6b and 6c).

For the higher current velocity ($U = 0.32$ m/s), Luhar and Nepf (2011) measured an angle of 21° while an angle of 26° was simulated. The shape of the numerically simulated blade is in reasonable agreement with the experimental results shown in black on the picture (see Fig. 6e).

In the experiment, Luhar and Nepf (2011) also built artificial leaf blades from HDPE. Again, the SPH simulation showed results similar to the experimental results. The difference Luhar and Nepf (2011) observed in the angle taken for the HDPE leaf compared to the silicon leaf is well represented by the SPH modeling.

4.2. Comparing simulated 2D and 3D plant effects on waves with experimental results

The simulated 2D results were compared with the experimental results of Luhar and Nepf (2011) and Stratigaki et al. (2011); both research teams worked on *Posidonia Oceanica* mimics. The simulated 3D results were compared with those of Paquier et al. (2019), who worked in the field on real *Zostera noltei* plants (a smaller species than *Posidonia Oceanica*).

The 3D modeling approach used in the current study allowed simulation of plant movements under waves. The results for

different h_0/h_{plant} ratios (where h_0 is the reference water level in the channel and h_{plant} is the height of the plant) were compared for one plant located at a distance of $x = 1.2$ m (Fig. 7) from the piston paddle. The height of the wave generated by the piston paddle was influenced at $x = 0.6$ m from the paddle. This boundary condition is too close to the seagrass meadow and the computational domain had to be increased (Oudart et al., 2013; Oudart & Larroudé, 2012).

The wave heights at $x = 1$ m and $x = 1.3$ m were nearly identical for all the simulations: wave height increased at the approach to the plant and decreased significantly afterwards. However, when approaching the area of the channel slope (at $x = 1.7$ m), there was another increase in wave height, which varied according to the ratio h_0/h_{plant} . The presence of the plant generated a decrease in the wave height at this location, due to a loss of energy resulting from friction. Reflecting this situation numerically would require complementary simulations with the foot of the beach slope far from the end of the seagrass meadow to avoid any slope influence on wave attenuation.

Different scenarios were simulated: a channel without plants (Case 0), with one elastic plant (Case 1), with one rigid plant (Case 2), and with three elastic plants located at $x = 1$ m, $x = 1.2$ m, $x = 1.4$ m from the wave maker (Case 3). Plant height was set at 0.1 m ($h_0/h_{\text{plant}} = 0.5$, $h_0 = 0.2$ m); the changes in wave height relative to h_0 along the cross section is represented in Fig. 7. In the presence of a rigid plant (Case 2), wave height decreased then increased again after the plant due to the recirculation generated by the rigid obstacle. With a three-plant meadow (Case 3), the decrease in wave height was higher than with a single plant (Case 2) and significantly higher than without any plants (decrease 24% greater for Case 3 than for Case 0). Stratigaki et al. (2011) observed a decrease of 30%–35% in wave height in their experimental study. These higher rates can be explained by a longer friction zone in the experiment than in the numerical simulations shown in Fig. 7.

2D simulations were appropriate for comparison with some experimental studies (Antoci et al., 2007; Luhar & Nepf, 2011; Stratigaki et al., 2011). These experiments are consistent with a 2D approach because very little flow can pass on each side of the seagrass. Indeed, the plant mimics in the foregoing studies were as wide as the channel or the meadow took up the whole width of the experimental set up. Obviously, to simulate experiments with sparser seagrass meadows or marine plants from coastal zones other than the ones studied by Stratigaki et al. (2011) and Luhar and

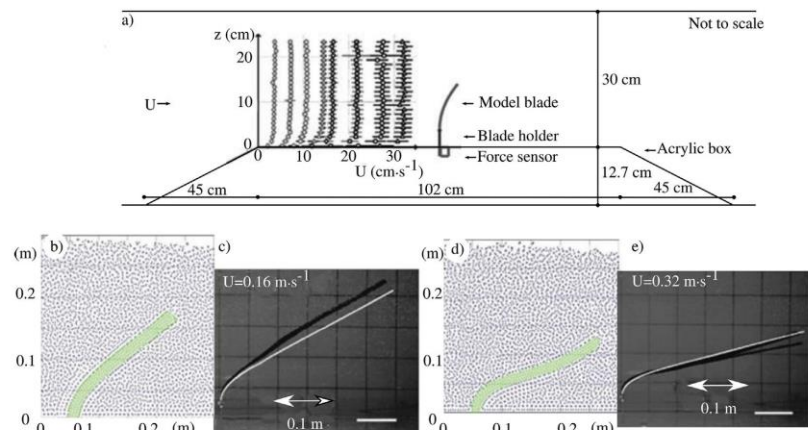


Fig. 6. Comparison between the experiment with artificial plants made of foam in Luhar and Nepf (2011) and the current simulation following the third FSI-SPH approach presented in the study: a) set up of the experiment, b) simulation; c) experiment with current velocity $U = 0.16$ m/s, d) simulation; and e) experiment with current velocity $U = 0.32$ m/s.

Please cite this article as: Paquier, A.-E et al., 3D numerical simulation of seagrass movement under waves and currents with GPUSPH, International Journal of Sediment Research, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.003>

ARTICLE IN PRESS

8

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

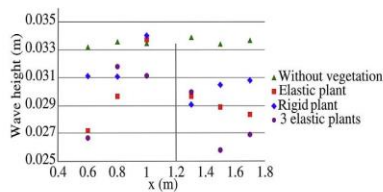


Fig. 7. Wave height relative to the reference water level in the channel ($h_0 = 0.2$ m) as a function of the cross-shore position for an h_0/h_{plant} ratio equal to 0.5. The vertical green line shows the plant's position at $x = 1.2$ m (one plant). In the simulation with three plants, they were located at $x = 1$, $x = 1.2$, and $x = 1.4$ m.

Nepf (2011), a 3D simulation is necessary. The proposed multi-scale 3D FSI simulations with the SPH method are able to reproduce the shape and phasing of leaf movements resulting from the wave passing over the plant or plant meadow. This is the first step toward developing a more quantitative approach. It also was possible to simulate this movement for an entire 3D meadow of 200 plants (Fig. 8a) and for a 3D meadow with two separate zones of seagrass (Fig. 8b).

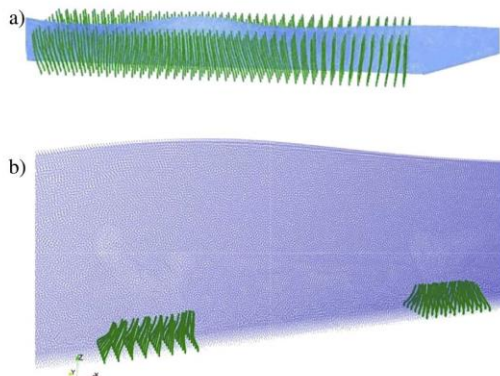


Fig. 8. Movement of the seagrass meadow under waves at different depths: a) with one meadow of 200 plants, and b) with two separate meadows.

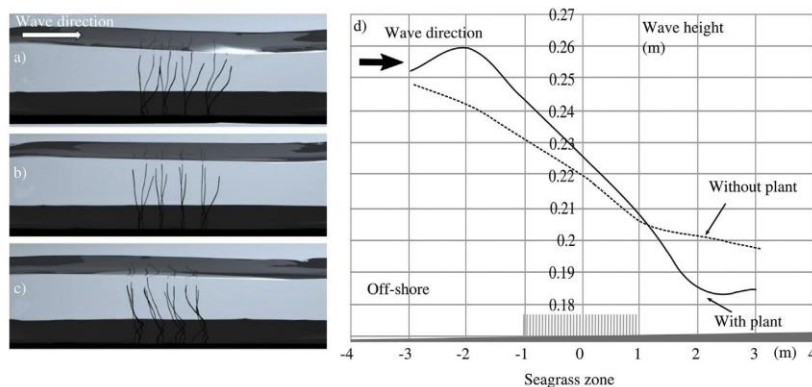


Fig. 9. GPUSPH 3D simulation of the real bathymetry in the Berre Lagoon: a), b), and c) at 3 different times under one and the same wave, and d) simulated wave height with and without plants using real off-shore wave height, beach bathymetry, and seagrass zones.

With a 3D method, different particle sizes can be used for water and plants. This makes it possible to (i) create plants with a more realistic thickness, (ii) to simulate several plants (200 in the current case), and (iii) to simulate several densities of seagrass meadow with realistic bathymetry (see Fig. 9). Fig. 9d shows the numerical results with and without a plant meadow on a real bathymetry (the “Point de Berre” beach in Berre Lagoon, France (Paquier et al., 2019)). This first qualitative approach with the 3D SPH method clearly shows the attenuation of the waves by the plants. The simulated plant movements (Figs. 9a–9c) are also qualitatively consistent with those observed in the study area (video available in the supplementary material in Paquier et al., 2019). The next research step will be to calibrate the model with *in-situ* wave measurements.

4.3. Comparison of simulated flow properties (Manning's coefficient) with experimental results

The aim of the TEC21 post-doc program at the University of Grenoble was to numerically reproduce the experiment of Le Bouteiller and Venditti (2015), which had been done on mimics of *Zostera marina* in an inclined flume (15 m long and 1 m wide) located in the River Dynamics Laboratory at Simon Fraser University in Canada (Figs. 10a and 10b). The central section of the flume between 5 and 11 m was covered with a vegetated bed (see Fig. 10a) consisting of staggered artificial blades. The blades were made of a low density polyethylene film (920 kg/m^3) with a Young's modulus of $2 \times 10^8 \text{ Pa}$, a length of 25.5 cm, a width of 0.75 cm, and a thickness of 0.2 mm (see Fig. 10b). The material and dimensions of the blades were chosen for their similarity to natural *Zostera marina* plants to maintain the ratio of flexural rigidity to buoyancy forces (Ghisalberti & Nepf, 2002). Two densities of plants were used in the experiments: 130 blades (low density) and 800 blades (high density) per square meter.

To simulate the interactions between the low-density meadow and hydrodynamics, several lines of plants were built. For the low-density meadow experiment, the lines were 6.25 cm from each other and the plant mimics were spaced 12.5 cm apart on each line. The alignment of the plants on one line was shifted by 6.25 cm from the previous line to form an alternating network. The nearest surrounding plants were, therefore, around 8.8 cm away. For the high-density meadow experiment, the lines were separated by 2.5 cm

ARTICLE IN PRESS

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

9

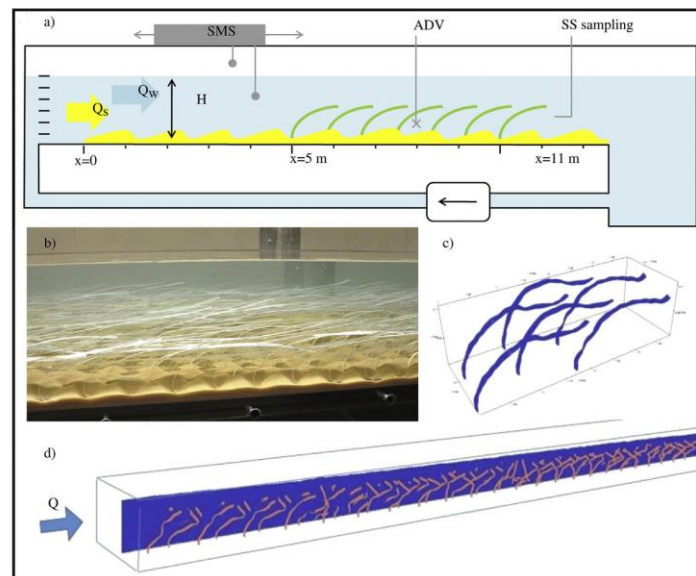


Fig. 10. Flume experiment done at the River Dynamics Laboratory at Simon Fraser University, courtesy C. Le Bouteiller: a) sketch of the experimental set up (figure from Le Bouteiller & Venditti, 2015) where Q_w is the water discharge, Q_s is the sediment transport rate, SMS is the Swath Mapping System, ADV is the Acoustic Doppler Velocimetry, and SS sampling is the Seatek bed Sensors, b) photograph of the blades during the experiment, c) close up of the numerical blades, and d) numerical flume at the same dimensions as in the experiment, i.e., with a 4-m-long meadow.

while the plant mimics on each line were affixed every 5 cm. Again, an alternating network was built. The nearest surrounding plants were, therefore, around 3.56 cm away. In the simulation presented here, the low-density meadow case was considered (see Fig. 10c). The simulated movements of the plants correspond to what was observed during the actual flume experiment (see Figs. 10b,–10d), even if a better quantitative evaluation of the simulated plants' movements is still needed. A Manning's n coefficient similar to the one found experimentally by Le Bouteiller and Venditti (2015) based on a uniform flow hypothesis was evaluated. For the low-density meadow, Le Bouteiller and Venditti (2015) found a Manning's n coefficient value of 0.023, which remained constant under increasing flow velocity. In the current study, a Manning's coefficient equal to 0.025 was obtained. A better parametrization of the Manning's n evaluation is still needed but it does seem appropriate to use the GPUSPH simulation to calculate the Manning's n coefficient. The evaluation of the Manning's n following the SPH simulation gave good results for the mesh (number of particles) used in the test cases. In future studies, the mesh should be increased to refine the results. What is pointed out in the current study is that it is feasible to use the same Manning's n evaluation methodology for 3D SPH simulations and real experiments.

5. Conclusions

The results obtained for the various FSI simulations with the SPH method were reasonable, even though improvements can be made in the future. First, in a deformation test case of an elastic plate under a column of water, it was shown that it is possible to model the movement of a solid submitted to water effects with the SPH method and FSI. Plant movements also were successfully simulated in a wave flume. The different curves taken by the plant under the passing waves show the role of the plant in wave height modification. In these initial simulations, the decrease in wave

height was significant. The influence of plant flexibility (in opposition to a rigid body) also was investigated. Further numerical experiments are needed to include larger and/or higher meadows that have been studied in physical experiments and *in-situ* in the literature.

Current modeling limitations include the sizing problems of the particles related to the cost in computation time but these limitations will undoubtedly be overcome in the future. Even so, the SPH method is still time-consuming in terms of computation for simulations over large areas. It is, however, a good way to evaluate an equivalent viscosity that can be applied in other methods and models. Once wave damping *in-situ* can be quantitatively simulated, researchers will be able to simulate the role of any plant and to determine an equivalent viscosity depending on each plant's properties. Improvements will likely be made to the methodology presented here for comparing SPH models with existing experiments and the computational time required for 3D calculations will tend to decrease with better computer technology. For the time being, however, it is difficult to do quantitative comparisons between simulations and existing experimental results due to the differences in the initial parameters themselves and to the limitations of the SPH method (especially regarding computational time). The next step in this research will be to build simpler theoretical cases (for which the dimensioning of the elements and the quantification of the fluid and solid movements are known) through SPH simulations and to evaluate the need to add a coefficient to the law of interaction.

It was also possible to simulate long plastic blades with high flexibility based on the experimental flume data from Le Bouteiller and Venditti (2015). This allowed a Manning's n coefficient to be calculated consistent with the one experimentally evaluated by Le Bouteiller and Venditti (2015). The next step in this study will be to ensure the quantification of this numerical reproduction and to improve the accuracy of the estimated Manning's n roughness

ARTICLE IN PRESS

10

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

coefficient for a variety of seagrass species. There is a real need for these values for the coastal management community's use in integrated models.

Interest in the role of nature-based defences is growing (Bridges et al., 2015; "Committee on Environment", 2015) and model users must respond to this need. The proposed method, applied to a wide range of vegetation species with various biometric parameters, will make it possible to evaluate Manning's n for a great number of plants; the proposed model, therefore, represents a breakthrough in modeling.

Another aspect of this research, within the framework of the CANOPé program, was to do 3D SPH simulations based on *in-situ* measurements collected from three coastal zones with seagrass meadows. This reflects another fundamental objective of the present feasibility study of 3D sea-plant/wave interaction simulations: applications in environmental engineering. Indeed, one future option in the context of coastal protection is to use seagrass meadows as protective barriers, either by extending existing seagrass beds or by creating artificial ones. In this case, large-scale digital studies can supplement *in-situ* studies. Channel experiments cannot be set up with real, often protected, marine plants; therefore, the authors hope that the virtual FSI channel will contribute to solving these environmental objectives. Finally, a layer of sediment (Ghaïtanellis et al., 2018) or gravel (Kazemi et al., 2020) could also be taken into account, which, when added to the plant/wave interaction, we simulated in our study, would be able to numerically reproduce a complete coastal system.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the support of the NVIDIA Corporation who donated the GTX 780 GPU used for this research. This research was partially supported by the LabEx Tec 21 program (Investissement d'Avenir grant agreement ANR-11-LABX-0030) and by financial support from the "Agence de l'Eau RM&C" through the CANOPé research program. AEP was partially supported by the French National Research Agency (ANR) through ANR @RAAction chair medLOC (ANR-14-ACHN-0007-01—project leader Thomas Steglitz). The authors also thank M. Luhar and H. Nepf (from MIT) for the exchange of information and data.

APPENDIX A

The integral representation of an arbitrary function, $F(r)$, is defined as follows:

$$F(r) = \int_V F(r') \delta(r - r') dr' \quad (A1)$$

where $\delta(r - r')$ represents the Dirac delta function, V is the area of integration (in two dimensions) and r is the position vector. For the SPH method, an approximation to the delta function is:

$$F(r) \approx \int_V F(r') W(r - r', h) dr' \quad (A2)$$

where h is the smoothing length defined by the area of influence of the smoothing function (or weight function), W .

In the SPH method, the system is represented by a number of particles, each carrying a mass and other fluid parameters and defined in a specific area of space. The particle approximation is used to discretize the domain. If $F(r')$ is known in N discrete points r_1, r_2, \dots, r_N , then it can be approximated by:

$$F_h(r) = \sum_{b=1}^N \frac{m_b}{\rho_b} F_b W(r - r', h) \quad (A3)$$

where b corresponds to a particle neighbor. The kernel function must satisfy (Benz, 1990; Liu, 2002; Monaghan, 1992):

$$\begin{cases} \int_V W(r - r', h) dr' = 1 \\ \lim_{h \rightarrow 0} W(r - r', h) = \delta(r - r') \\ W(r - r', h) = 0 \text{ when } |r - r'| > \kappa h \end{cases} \quad (A4)$$

The first condition is the *normalization condition*, the second is the *Delta function property* (observed when the smoothing length approaches zero), and the third is the *compact condition* where κ is a constant related to the length of smoothing and which defines the effective area of the smoothing function.

The stability of the SPH algorithm depends heavily on the second derivative of the kernel (Morris et al., 1997). There are different kernel functions, the most well-known being a Gaussian function. In the current study, the Wendland function primarily was used:

$$W(r, h) = \Psi / h^v \begin{cases} 1 - 1.5s^2 + 0.75s^3 & 0 \leq s \leq 1 \\ 0.25(2 - s^3) & 1 \leq s \leq 2 \\ 0 & 2 \leq s \end{cases} \quad (A5)$$

where $s = |r|/h$, and Ψ is the normalization constant, equal to $10/7\pi$ for two dimensions.

The accuracy of the SPH method can be improved by increasing the number of neighbors considered, which also significantly increases computational time. In the case of 2D modeling, a number of neighboring particles between 20 and 30 is a good compromise between accuracy and computational time; this number needs to be increased to 80 for 3D modeling.

There are two forms used to calculate a gradient of a scalar F in SPH. One is mainly used when the particle density varies only slightly:

$$\frac{1}{\rho_a} \nabla_a F = \sum_b m_b \left(\frac{F_a}{\rho_a^2} + \frac{F_b}{\rho_b^2} \right) \nabla_a W_{ab} \quad (A6)$$

where ∇_a represents the gradient of the particle and $\nabla_a W_{ab}$ is the gradient of the kernel function $W(|r_a - r_b, h|)$ with r_a (the coordinates of the particle a). The second form is as follows:

$$\nabla_a W_{ab} = \nabla_a W(r_a - r_b, h) = \frac{dW}{dr_{ab}} \frac{1}{|r_{ab}|} (x_a^\alpha - x_b^\beta) \quad (A7)$$

with $F_{ab} = F_a - F_b$, $r_{ab} = r_a - r_b$. More details about these two forms used to calculate a gradient can be found in GPUSPH Theory Guide, version 5.0 (2016), <https://www.gpusph.org/documentation/theory-guide/>.

References

Agamloh, E., Wallace, A., & Von Jouanne, A. (2008). Application of fluid structure interaction simulation of an ocean wave energy extraction device. *Renewable Energy*, 33(4), 748–757.

Please cite this article as: Paquier, A.-E et al., 3D numerical simulation of seagrass movement under waves and currents with GPUSPH, International Journal of Sediment Research, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.003>

ARTICLE IN PRESS

A.-E. Paquier et al. / International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx

11

- Amini, Y., Emdad, H., & Farid, M. (2011). A new model to solve fluid–hypo-elastic solid interaction using the smoothed particle hydrodynamics (SPH) method. *European Journal of Mechanics B: Fluids*, 30, 184–194.
- Antoci, C., Gallati, M., & Sibilla, S. (2007). Numerical simulation of fluid–structure interaction by SPH. *Computers & Structures*, 85, 879–890.
- Bathe, K. J., & Zhang, H. (2004). Finite element developments for general fluid flows with structural interactions. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, 60, 213–232.
- Benz, W. (1990). Smooth particle hydrodynamics: A review. In J. R. Buchler (Ed.), *The numerical modelling of nonlinear stellar pulsations. NATO ASI series (series C: Mathematical and physical sciences)* (pp. 302). Dordrecht: Springer.
- Beudin, A., Kalra, T. S., Ganju, N. K., & Warner, J. C. (2017). Development of a coupled wave–flow–vegetation interaction model. *Computers & Geosciences*, 100, 76–86.
- Boscutti, F., Marcorin, I., Sigura, M., Bressan, E., Tamberlich, F., Vianello, A., & Casolo, (2015). Distribution modeling of seagrasses in brackish waters of Grado-Marano lagoon (Northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, 183–193.
- Bradley, K., & Houser, C. (2009). Relative velocity of seagrass blades: Implications for wave attenuation in low-energy environments. *Journal of Geophysical Research*, 114, F01004.
- Bridges, T. S., Wagner, P. W., Burks-Copes, K. A., Bates, M., & Collier, Z. A. (2015). *Use of natural and nature-based features (NNBF) for coastal resilience* (Report No. ERDC SR-15-1). USA: USACE-ERDC.
- Committee on Environment, Natural, resources, and sustainability, national science and technology council. (2015). *Ecosystem-service assessment: Research needs for coastal green infrastructure*. Executive Office of the President of the United States.
- Crespo, A. J., Gómez-Gesteira, M., & Dalrymple, R. A. (2007). Boundary conditions generated by dynamic particles in SPH methods. *CMC. Computers, Materials & Continua*, 5(3), 173–184.
- Dalrymple, R. A., Kirby, J. T., & Hwang, P. A. (1984). Wave diffraction due to areas of energy dissipation. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 110(1), 67–79.
- Dalrymple, R. A., & Rogers, B. D. (2006). Numerical modeling of water waves with the SPH method. *Coastal Engineering*, 53(2–3), 141–147.
- Farhat, C., Van der Zee, K., & Geuzaine, P. (2006). Provable second-order time-accurate loosely-coupled solution algorithms for transient nonlinear computational aeroelasticity. *Journal of Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 195, 1973–2001.
- Ferrand, M., Laurence, D., Rogers, B., Violeau, D., & Kassiotis, C. (2013). Unified semi-analytical wall boundary conditions for inviscid, laminar or turbulent flows in the meshless SPH method. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 71.
- Folkard, A. M. (2005). Hydrodynamics of model *Posidonia oceanica* patches in shallow water. *Limnology & Oceanography*, 50, 1592–1600.
- Fonseca, M. S., & Cahalan, J. H. (1992). A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of Seagrass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35(6), 565–576.
- Fonseca, M. S., & Fisher, 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., & Koehl, M. A. R. (2006). Flow in seagrass canopies: The influence of patch width. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 1–9.
- Fonseca, M. S., Fisher, J. S., Zieman, J. C., & Thayer, G. W. (1982). Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 15(4), 351–358.
- Ghàitanelis, A., Violeau, D., Ferrand, M., El Kadi Abderrezzak, K., Leroy, A., & Joly, A. (2018). A sph elastic-viscoplastic model for granular flows and bed-load transport. *Advances in Water Resources*, 111, 156–173.
- Ghosalberti, M., & Nepf, H. (2002). Mixing layers and coherent structures in vegetated aquatic flows. *Journal of Geophysical Research*, 107(C2), 3-1–3-11.
- Gingold, R. A., & Monaghan, J. J. (1977). Smoothed particle hydrodynamics: Theory and application to non-spherical stars. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society*, 181, 375–389.
- Gómez-Gesteira, M., Rogers, B. D., Dalrymple, R. A., Crespo, A. J. C., & Narayanaswamy, M. (2010). *User Guide for the SPHysics code v2.0*.
- Gotoh, H., & Khayyer, A. (2018). On the state-of-the-art of particle methods for coastal and ocean engineering. *Coastal Engineering Journal*, 60(1), 79–103.
- Gray, J. P., Monaghan, J. J., & Swift, R. P. (2001). SPH elastic dynamics. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 190, 6641–6662.
- Ha, Y. D., Kim, M. G., Kim, H. S., & Cho, S. (2011). Shape design optimization of SPH fluid–structure interactions considering geometrically exact interfaces. *Structural and Multidisciplinary Optimization*, 44, 319–336.
- Héroult, A., Bilotta, G., & Dalrymple, R. A. (2010). SPH on GPU with CUDA. *Journal of Hydraulic Research*, 48, 74–79. (Extra Issue)
- Héroult, A., Bilotta, G., Dalrymple, R. A., Rustico, E., & Del Negro, C. (2011). *GPUSPH (Version 2.0) (Software)*. Available from: www.ce.jhu.edu/dalrymple/GPUSPH.
- Héroult, A., Bilotta, G., & Dalrymple, R. A. (2014). Atteindre la meilleure précision dans une mise en œuvre SPH. In *Proc. 9th SPHERIC Int. Atelier, Paris* (pp. 134–139). (In French).
- Hervouet, J.-M. (2007). *Hydrodynamics of free surface flows, modelling with the finite element method*. West Sussex, England: John Wiley & Sons Ltd.
- Kajtar, J., & Monaghan, J. J. (2008). SPH simulations of swimming linked bodies. *Journal of Computational Physics*, 227(19), 8568–8587.
- Kazemi, E., Koll, K., Tait, S., & Shao, S. (2020). SPH modelling of turbulent open channel flow over and within natural gravel beds with rough interfacial boundaries. *Advances in Water Resources*, 140.
- Kobayashi, N., Raichlen, A. W., & Asano, T. (1993). Wave attenuation by vegetation. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 119(1), 30–48.
- Koftis, T., Prinos, P., & Stratigaki, V. (2013). Wave damping over artificial *Posidonia oceanica* meadow: A large-scale experimental study. *Coastal Engineering*, 73, 71–83.
- Le Bouteiller, C., & Venditti, J. G. (2015). Sediment transport and shear stress partitioning in a vegetated flow. *Water Resources Research*, 51, 2901–2922.
- Le Tallec, P., & Mouro, J. (2001). Fluid structure interaction with large structural displacements. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 190(24–25), 3039–3067.
- Liang, D., Jian, W., Shao, S., Chen, R., & Yang, K. (2017). Incompressible SPH simulation of solitary wave interaction with movable seawalls. *Journal of Fluids and Structures*, 69, 72–88.
- Liu, G. R. (2002). *Mesh Free methods: Moving beyond the finite element method*. Boca Raton: CRC Press.
- Lucy, L. B. (1977). A numerical approach to the testing of the fission hypothesis. *The Astronomical Journal*, 82, 1013–1024.
- Luettich, R. A., Jr., Westerink, J. J., & Scheffner, N. W. (1992). *ADCIRC: An advanced three-dimensional circulation model for shelves coasts and estuaries, report 1: theory and methodology of ADCIRC-2DDI and ADCIRC-3DL, dredging research program technical report DRP-92-6* (pp. 137p). Vicksburg, MS: U.S. Army Engineers Waterways Experiment Station.
- Luhar, M., & Nepf, H. (2011). Flow-induced reconfiguration of buoyant and flexible aquatic vegetation. *Journal of Limnology and Oceanography*, 56(1), 2003–2017.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, 71–84.
- Mendez, F. J., & Losada, I. J. (2004). An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields. *Coastal Engineering*, 51(2), 103–118.
- Monaghan, J. J. (1982). Why particle methods work. *SIAM Journal on Scientific and Statistical Computing*, 3, 422–433.
- Monaghan, J. J. (1989). On the problem of penetration in particle methods. *Journal of Computational Physics*, 82, 1–15.
- Monaghan, J. J. (1992). Smoothed particle hydrodynamics. *Annual Review of Astronomy and Astrophysics*, 30, 543–574.
- Monaghan, J. J. (1994). Simulating free surface flows with SPH. *Journal of Computational Physics*, 110, 399–406.
- Monaghan, J. J. (2005). Smoothed particle hydrodynamics. *Reports on Progress in Physics*, 68, 1703–1759.
- Monaghan, J. J., & Gingold, R. A. (1983). Shock simulation by the particle method SPH. *Journal of Computational Physics*, 52, 374–389.
- Monaghan, J. J., & Kocharyan, A. (1995). SPH simulation of multi-phase flow. *Computer Physics Communications*, 87, 225–235.
- Monaghan, J. J., Cas, R. A. F., Kos, A. M., & Hallworth, M. (1999). Gravity currents descending a ramp in a stratified tank. *Journal of Fluid Mechanics*, 379, 39–69.
- Morris, J. P., Fox, P. J., & Zhu, Y. (1997). Modeling low Reynolds number incompressible flows using SPH. *Journal of Computational Physics*, 136, 214–226.
- Oudart, T., & Larrouté, P. (2012). SPH model to simulate movement of grass meadow of *Posidonia* under waves. In *Proceedings of 33rd International Conference on Coastal Engineering* (pp. 802–813).
- Oudart, T., Larrouté, P., & Bouchette, F. (2013). Two numerical approaches: 2D and 3D SPH model to simulate extreme waves over a barrier island. *Journal of Coastal Research*, 65, 362–367. Special Issue.
- Paquier, A., Meulé, S., Anthony, E. J., Larrouté, P. H., & Bernard, G. (2019). Wind-induced hydrodynamic interactions with aquatic vegetation in a fetch-limited setting: Implications for coastal sedimentation and protection. *Estuaries and Coasts*, 42, 688–707.
- Paul, M., & Amos, C. L. (2011). Spatial and seasonal variation in wave attenuation over *Zostera noltii*. *Journal of Geophysical Research*, 116, C08019.
- Peterson, B. C., Waldbieser, G. C., & Bilodeau, L. (2004). IGF-I and IGF-II mRNA expression in slow and fast growing families of USDA103 channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 139, 317–323.
- Randles, P. W., & Libersky, L. D. (1996). Smoothed particle hydrodynamics: Some recent improvements and applications. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 139(1–4), 375–408.
- Roelvink, D., Reniers, A., van Dongeren, A., van Thiel de Vries, J., McCall, R., & Lescinski, J. (2009). Modelling storm impacts on beaches, dunes and barrier islands. *Coastal Engineering*, 56(11–12), 1133–1152.
- Rugonyi, S., & Bathe, K. J. (2001). On finite element analysis of fluid flows fully coupled with structural interactions. *Computer Modeling in Engineering and Sciences*, 2, 195–212.
- Sánchez-González, J. F., Sánchez-Rojas, V., & Memos, C. D. (2011). Wave attenuation due to *Posidonia oceanica* meadows. *Journal of Hydraulic Research*, 49(4), 503–514.
- Stratigaki, V., Manca, E., Prinos, P., Losada, I. J., Lara, J. L., Scavo, M., Amos, C. L., Cáceres, I., & Sánchez-Arcilla, A. (2011). Large-scale experiments on wave propagation over *Posidonia oceanica*. *Journal of Hydraulic Research*, 49, 31–43.
- Van Liedekerke, P., Odenthal, T., Smeets, B., & Ramon, H. (2013). Solving microscopic flow problems using Stokes equations in SPH. *Computer Physics Communications*, 184(7), 1686–1696.

Please cite this article as: Paquier, A.-E et al., 3D numerical simulation of seagrass movement under waves and currents with GPUSPH, International Journal of Sediment Research, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.003>

ARTICLE IN PRESS

12

A.-E. Paquier et al. / *International Journal of Sediment Research xxx (xxxx) xxx*

- Wallace, S., & Cox, R. (2000). Effects of seagrass on nearshore current and wave dynamics. In *27th international conference on coastal engineering, coastal engineering* (vol. 4, pp. 878–890). ASCE. ISBN 0 7844 0549 2.
- Waycott, M., Duarte, C., Carruthers, T., Orth, R., Dennison, W., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J., Heck, K., Jr., Randall Hughes, A., Kendrick, G., Judson Kenworthy, W., Short, F., & Williams, S. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(30), 12377–12381.
- Widdows, J., Pope, N. D., Brinsley, M. D., Asmus, H., & Asmus, R. M. (2008). Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Ecology Progress Series*, *358*, 125–136.
- Zhang, A., Sun, P., Ming, F., & Colagrossi, A. (2017). Smoothed particle hydrodynamics and its applications in fluid-structure interactions. *Journal of Hydrodynamics*, *29*(2), 187–216.