

Partenariat 2014 – R&D Outre-mer – Expertise benthos récifal et herbiers de phanérogames



Développement d'indicateurs benthiques DCE (benthos récifal et herbiers de phanérogames) dans les DOM

Typologie des herbiers de Martinique

Version finale

Février 2015

Document élaboré dans le cadre de la Solidarité avec l'Outre-mer

- **AUTEURS**

Morgane LE MOAL, chargée d'études (MNHN-SPN), mlemoal@mnhn.fr

Fanny KERNINON, ingénieure d'études (CNRS)

Annabelle AISH, responsable du pôle marin (MNHN-SPN), annabelle.aish@mnhn.fr

Olivier MONNIER, chargé de mission (MNHN-SPN),

Anthony DORE, chargé d'études (MNHN-SPN),

Isabelle WITTE, chargée de mission (MNHN-SPN),

Claude PAYRI, directrice de Recherche (IRD)

- **CORRESPONDANTS**

Onema :

Olivier MONNIER, chargé de mission Fonctionnement des écosystèmes d'outre-mer (DAST),
olivier.monnier@onema.fr

Marie-Claude XIMENES, chargée de mission Eaux littorales (DAST), marie-
claude.ximenes@onema.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : DOM insulaires

Citations locales : eaux littorales

Niveau de lecture : professionnels, experts

SOMMAIRE

Introduction	4
1.1 Mise en œuvre de la DCE dans les DOM	4
1.2 Pourquoi une typologie des herbiers ?	4
1.3 Les herbiers de Martinique.....	5
2 Méthode.....	9
2.1 Stations.....	9
2.2 Protocole	11
2.3 Traitement et analyse des données	12
3 Résultats	16
4 Discussion	18
4.1 Types d'herbiers identifiés en Martinique	18
4.2 Transposition aux herbiers de Guadeloupe ?	20
4.3 Quel(s) type(s) choisir pour les suivis DCE ?	23
4.4 Vers une typologie des herbiers à Mayotte.....	24
5 Conclusions et perspectives	25
Liste des acronymes	26
Bibliographie	27
Annexe 1.....	32

Introduction

1.1 Mise en œuvre de la DCE dans les DOM

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (2000/60/CE) requiert le développement d'indicateurs biologiques permettant d'évaluer l'état écologique des eaux souterraines et des eaux de surface, ces dernières incluant à la fois les eaux continentales (cours d'eau et plans d'eau) et les eaux littorales (eaux de transition et eaux côtières). La DCE préconise ainsi l'utilisation d'éléments de qualité biologique (EQB) tels que le phytoplancton, les autres végétaux comme par exemple les macroalgues ou les angiospermes et les invertébrés benthiques (JORF 25 janvier 2010). Dans les DOM insulaires (Martinique, Guadeloupe, La Réunion et Mayotte), une proportion importante des masses d'eau côtières présente la particularité de contenir des formations récifales, auxquelles sont souvent associés des herbiers de phanérogames. Il a donc semblé hautement pertinent de développer des méthodes de bioindication adaptées à ces écosystèmes. Cependant, le développement de méthodes de bioindication pour ces milieux particuliers, sans équivalents ailleurs dans l'union européenne, représente un défi scientifique pour la mise en œuvre de la DCE, car non cadré par la directive. Par ailleurs, du fait des particularités historiques et du relatif isolement des DOM, les connaissances sur l'écologie et le fonctionnement de ces écosystèmes côtiers tropicaux sont bien moins fournies et beaucoup plus récentes que celles acquises sur les façades atlantique et méditerranéenne de métropole.

Dans ce contexte, depuis 2011 le MNHN travaille avec l'Onema afin d'apporter un appui scientifique aux acteurs locaux des DOM, en vue de développer des méthodes de bioindication adaptées au benthos récifal et aux herbiers de phanérogames marines. Le MNHN a ainsi initié en 2011 la mise place du groupe de travail (GT) national DCE « herbiers et benthos récifal ». Le GT s'est réuni lors d'un premier atelier à Paris en janvier 2012. Après avoir analysé les études préliminaires réalisées par les prestataires locaux et pris connaissance des méthodes de bioindication développées à l'étranger, les grandes orientations à suivre et à mettre en œuvre ont été définies (Vandel et al. 2012, Le Moal 2012, GT DCE Herbiers & Benthos Récifal 2012). Les travaux de deux autres ateliers en 2014 ont permis d'aboutir pour chaque indicateur à la proposition d'une liste de paramètres jugés pertinents à mesurer pour répondre à la problématique DCE (GT DCE Herbiers & Benthos Récifal 2014a, b). Des protocoles associés à la mesure de ces paramètres ont également été fournis, et les stratégies à poursuivre ou à mettre en œuvre pour la définition des états de référence et des seuils de changement d'état écologique ont été identifiées (GT DCE Herbiers & Benthos Récifal 2014a, b).

1.2 Pourquoi une typologie des herbiers ?

En parallèle, le GT a estimé que la définition d'une typologie des herbiers était une étape préliminaire essentielle au développement de l'indicateur « herbiers » dans les DOM, dans le but de s'affranchir au maximum de la variabilité naturelle (GT DCE Herbiers & Benthos Récifal 2012). En effet, selon les facteurs environnementaux qui influencent le développement des herbiers, leur composition et leur structure peuvent varier dans le temps et dans l'espace, ainsi que leur réponse écologique face à une perturbation d'origine anthropique. Ainsi, dans l'objectif d'établir un état de référence et des seuils de changement d'état écologique communs aux différentes masses d'eau, il est essentiel d'identifier les différents types d'herbiers existants dans les DOM puis de choisir le(s) type(s) d'herbier à suivre préférentiellement dans le cadre de la DCE.

Plus précisément, aux Antilles, la définition d'une typologie a semblé essentielle pour clarifier le lien entre la composition spécifique des phanérogames et l'utilisation de cette composition spécifique comme indicateur d'état écologique des masses d'eau (Vandel et al. 2012). En effet, historiquement,

dans les Antilles françaises, la composition spécifique est utilisée comme outil d'évaluation de l'état des herbiers (Bouchon et al. 2003). Au moment de la mise en œuvre de la DCE dans les DOM, en 2006, cet indicateur d'état de santé a été adapté aux exigences de la directive et a ainsi été considéré comme un indicateur de l'état écologique des masses d'eau. Or, la transposition de cet indicateur pour les suivis DCE doit être remise en question et replacée dans un contexte plus général, prenant en considération les facteurs environnementaux qui définissent l'aire écologique maximale et optimale de chaque espèce de phanérogame (Vandel et al. 2012).

La Martinique a ainsi été choisie comme DOM pilote pour ce projet avec pour objectif d'identifier les différents types d'herbiers existants et de proposer une 1^{ère} réflexion sur le(s) type(s) à retenir pour les suivis DCE. Le projet a été mené par le MNHN, en collaboration avec le CNRS, l'IRD, l'Office de l'Eau et la DEAL Martinique. Une mission de terrain a eu lieu au printemps 2013, et les résultats présentés aux membres du GT national en octobre 2014 ont servi de base de discussion pour le choix des herbiers à suivre dans le cadre de la DCE.

1.3 Les herbiers de Martinique

L'île de la Martinique mesure 60 km de long sur 30 km de large, et compte 350 km de linéaire côtier. Le plateau de la côte ouest, appelée la Côte-sous-le-vent, est étroit et caractérisé par des pentes abruptes, alors que le plateau de la côte atlantique s'étend jusqu'à 25 km au large. Les herbiers occupent ainsi au total 10% de la surface du plateau, soit 5000 ha (Legrand 2010, Figure 1).

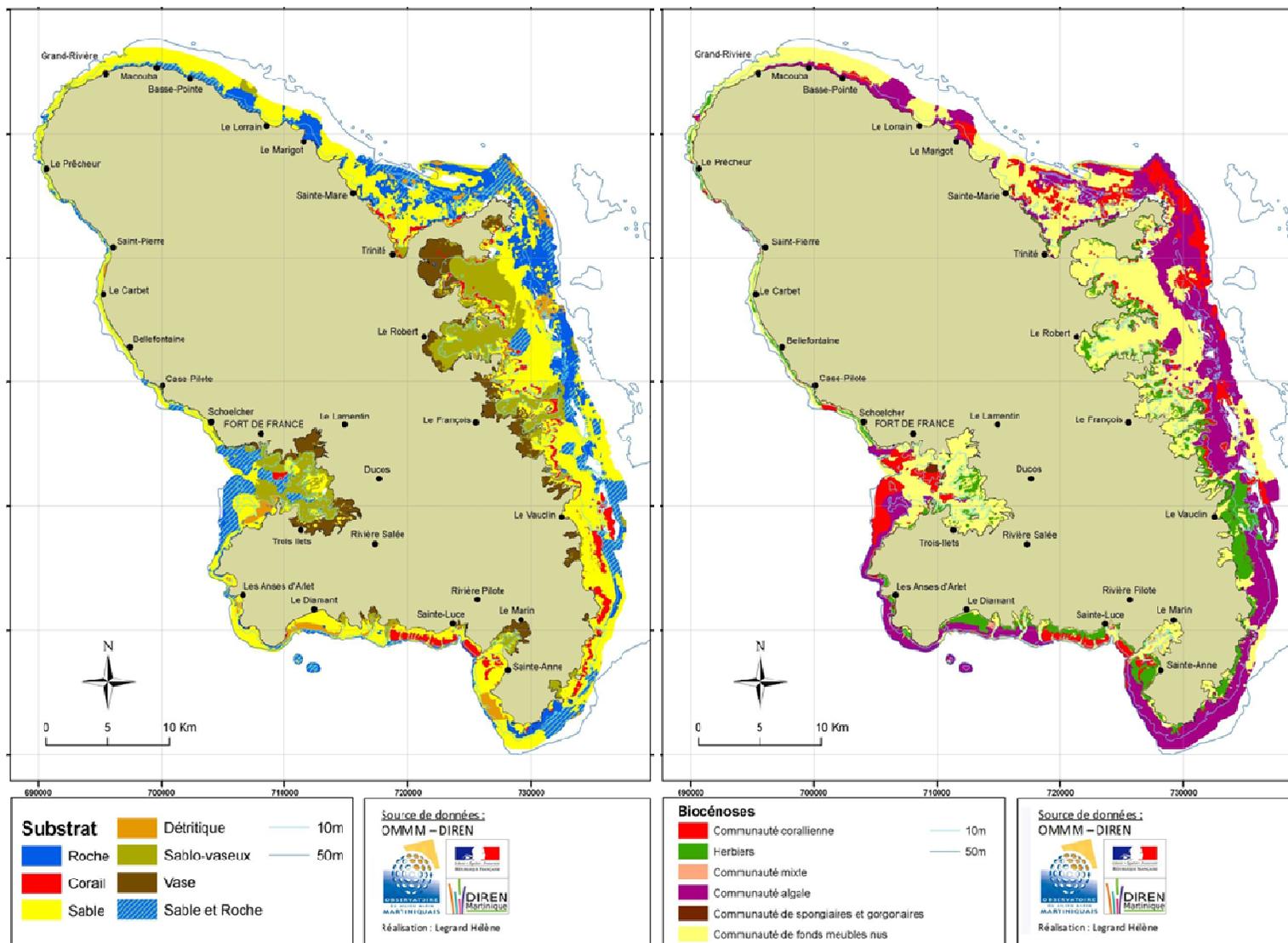


Figure 1. Cartographie des substrats (à gauche) et des biocénoses benthiques (à droite) du littoral de la Martinique pour la zone côtière de 0-50 m. D'après Legrand (2010).

Un certain flou règne actuellement sur l'identification taxonomique et la nomenclature de certaines espèces de phanérogames marines. Afin de clarifier ces éléments, de récentes études se sont axées sur des analyses phylogénétiques et sur l'identification des confusions de nomenclature des taxons problématiques (Kuo & Wilson 2008, Ito & Tanaka 2011). Ainsi, il semble que pour la Martinique le nombre d'espèces de phanérogames marines, estimé à sept (Hily et al. 2010), devrait être revu à la baisse. En effet, en l'état actuel des connaissances, il n'est possible de confirmer la présence que de cinq espèces pour ce DOM, à savoir *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halophila decipiens*, *Halophila stipulacea* et *Halodule wrightii* (Figure 2). Comme détaillé plus loin, *Halophila baillonis* est sans doute une erreur de détermination et *Halodule beaudettei* doit être considérée comme une synonymie de *H. wrightii*.

Thalassia testudinum (Figure 2A), *Syringodium filiforme* (Figure 2B) et *Halophila decipiens* (Figure 2D) sont des espèces connues de longue date comme ayant une très grande aire de répartition s'étendant à l'ensemble de la zone tropicale de l'Atlantique ouest, et leur présence en Martinique est attestée par de nombreuses études, comme par exemple la mission d'inventaire Corantilles II réalisée au début des années 1980 (den Hartog 1970, Laborel-Deguen 1984). *Halophila stipulacea* est quant à elle une nouvelle espèce dans les Caraïbes. Originaire de Mer Rouge, espèce envahissante en Méditerranée, elle est observée pour la première fois en 2002 aux Grenadines (Rindi et al. 1999, Ruiz & Ballantine 2004, Gambi et al. 2009). Elle s'est ensuite très vite répandue dans l'ensemble des îles de la mer des Caraïbes, dont la Martinique, et elle y est désormais considérée comme une espèce invasive (DEAL 2011, Willette & Ambrose 2012, Willette et al. 2014).

Concernant le genre *Halodule*, de nombreuses confusions taxonomiques existent au niveau spécifique en raison de problèmes d'identification basés sur la morphologie. En 1970, den Hartog propose une clé de détermination des *Halodule* basée sur la morphologie de l'extrémité des feuilles, et il identifie 6 espèces. Cette clé permet notamment la distinction de deux espèces présentes dans l'océan Atlantique tropical : *Halodule wrightii* caractérisée par des feuilles aux extrémités bicuspidées (bidentées) et *Halodule beaudettei* caractérisée par des feuilles aux extrémités tridentées. En parallèle d'autres auteurs observent une grande variabilité naturelle de ce critère morphologique, indiquant que pour des plants appartenant à un même rhizome, l'extrémité des feuilles peut varier de bicuspidée à tridentée (figure 2C₁). Ils estiment, par conséquent, que ce critère ne permet de distinguer que 3 espèces d'*Halodule* dans le monde : *H. wrightii*, *H. uninervis* et *H. pinifolia* (Phillips 1967, Philipps & Menez 1988). Une récente étude phylogénétique, basée sur l'analyse de gène plastidial (*rbcL*) et nucléaire (*phyB*), confirme l'existence de ces trois clades uniques et suggère que, malgré quelques différences génétiques, *H. beaudettei* devrait être regroupée avec *H. wrightii* (Ito & Tanaka 2011). Dans ce contexte, il semble préférable de considérer que les *Halodule* observées en Martinique appartiennent à l'espèce *Halodule wrightii*. Lors de la mission d'inventaire réalisée en 1980 en Martinique, *H. beaudettei* et *H. wrightii* étaient déjà soupçonnées de n'être qu'une seule et même espèce, et elles n'avaient pas été différenciées sur le terrain (Laborel-Deguen 1984).

Halophila baillonis, après avoir également été source de confusions, a récemment fait l'objet d'une publication visant à clarifier sa nomenclature (Kuo & Wilson 2008). D'après Kuo & Wilson, en 1874 Hooker publie un extrait de lettre rédigé par Ascherson, dans laquelle ce dernier utilise pour la première fois le nom *H. baillonis* et fait référence à 3 spécimens, dont un collecté par Hahn en Martinique. Or de nombreux éléments entraînent des confusions sur le nom et le concept de cette espèce : des changements successifs d'orthographe entre *H. baillonis* et *H. baillonii*, une description incomplète de l'espèce, une description de l'espèce qui n'est associée qu'*a posteriori* à un des 3 spécimens, la sélection en 1970 de ce spécimen comme lectotype de l'espèce. Au final, il semble que le concept d'Ascherson concernant *H. baillonis* fasse référence à l'espèce *H. decipiens*, et le spécimen collecté par Hahn en Martinique a formellement été identifié comme étant *H. decipiens* (Kuo & Wilson 2008). En dehors de ce spécimen, *H. baillonis* n'a jamais été mentionnée en Martinique à notre connaissance. En Guadeloupe, cette espèce est mentionnée par Feldman en 1936 (in Laborel-

Deguen 1984) et par Fournet en 2002. Ces deux références sont antérieures à la publication de Kuo & Wilson (2008), et à l'heure actuelle nous n'avons pas plus d'éléments sur ce sujet pour confirmer ou non la présence de cette espèce en Guadeloupe.

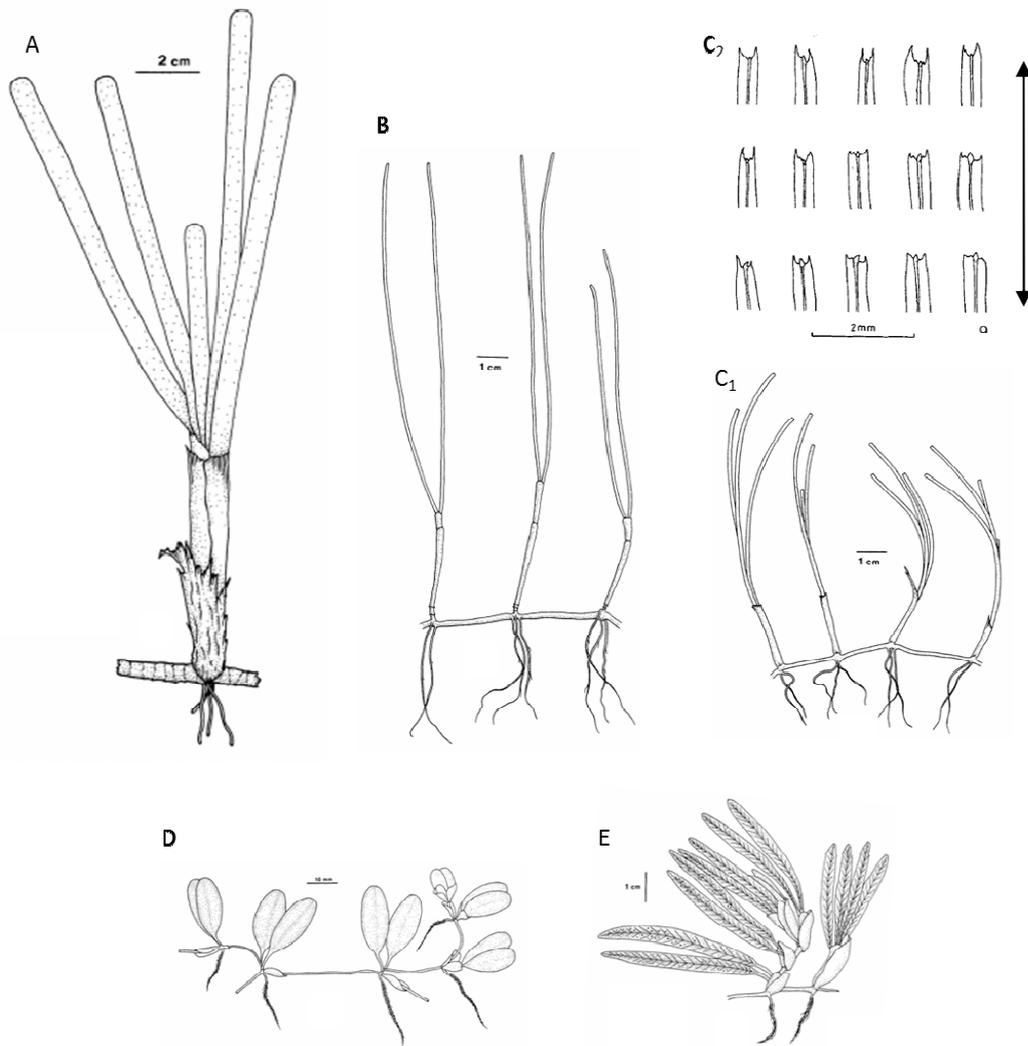


Figure 2. Phanérogames marines présentes aux Antilles françaises. A : *Thalassia testudinum* ; B : *Syringodium filiforme* ; C : *Halodule wrightii*, C1 plante, C2 : détail de l'extrémité des feuilles ; D : *Halophila decipiens* ; E : *Halophila stipulacea*. A, B, C1, D, E : d'après Philipps & Menez (1988). C2 : d'après de Oliveira et al. (1983).

2 Méthode

2.1 Stations

Parmi l'ensemble des paramètres qui influencent les biocénoses benthiques, le substrat est un paramètre édaphique fondamental, qui est d'ailleurs utilisé dans la classification de toutes les typologies d'habitats (ETC/BD-EEA 2008, Michez et al. 2011, Michez et al. 2013, PNUE et al. 2007). Le choix des sites à échantillonner s'est donc appuyé principalement sur la cartographie des substrats et sur les données disponibles concernant la localisation des herbiers sur l'île (Figure 1, Legrand 2010, Ortolé 2012). Ces deux types d'informations ont été recoupés et les sites ont été sélectionnés parmi les différents types de substrats sur lesquels les herbiers peuvent se développer (sensu Legrand 2010) à savoir : Sable, Détritique, Sablo-vaseux, Vase et Corail. Les stations DCE du réseau de contrôle de surveillance ont été intégrées autant que possible au choix des sites. Un des critères essentiels était d'échantillonner des sites ayant des profondeurs comparables, comprises entre 1 et 5 mètres de profondeur, tranche bathymétrique dans laquelle se développent les plus grandes superficies d'herbiers en Martinique (Laborel 1984, Legrand 2010) et dans laquelle se trouve la majorité des stations DCE. Les stations DCE situées à des profondeurs plus importantes (10-12 mètres) n'ont pas été échantillonnées, comme par exemple Caye Pariadis, ou alors le positionnement de la station a été décalé en zone moins profonde, comme par exemple Banc Gamelle (station 11, renommée Pointe Faula large). La phase terrain s'est déroulée en avril-mai 2013. Une phase de description de l'environnement global du site a été réalisée en Palme Masque Tuba, avec pour objectifs de décrire le type d'herbier dominant la zone ainsi que ses limites inférieure et supérieure, et de positionner la station d'échantillonnage de manière à être la plus représentative possible du site, au centre des herbiers. Au total 31 stations réparties sur l'ensemble des zones d'herbiers ont été échantillonnées (Figure 3).

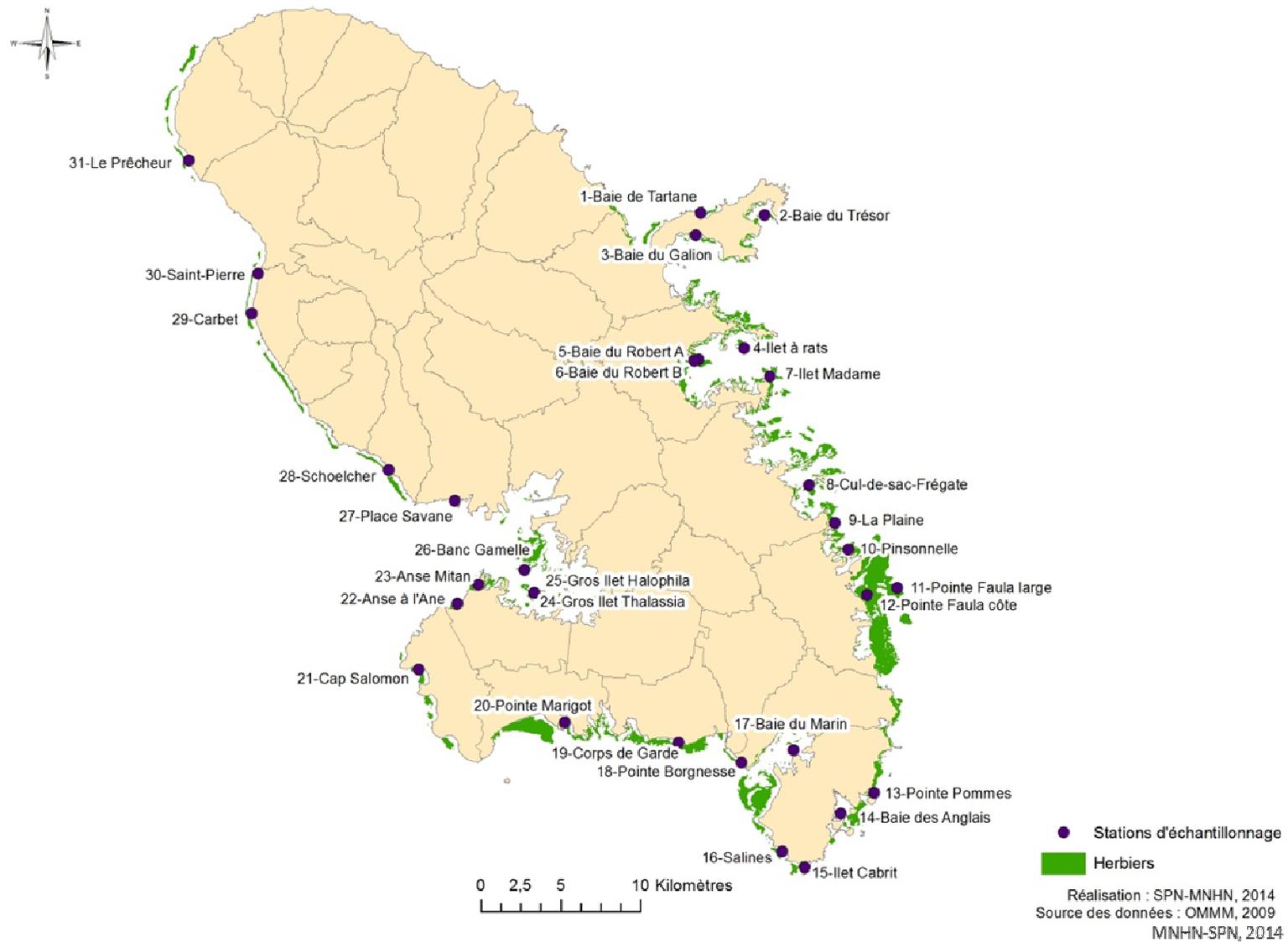


Figure 3 : stations d'échantillonnage pour la typologie des herbiers de la Martinique.

2.2 Protocole

A chaque station, 35 paramètres ont été relevés, portant à la fois sur des paramètres biotiques des phanérogames et de la flore et faune associées ainsi que sur des paramètres abiotiques. Les mesures ont été réalisées en suivant le protocole de Hily et Kerninon (2013), avec quelques modifications. Ce protocole a été développé dans le cadre du volet « Herbiers » du Thème d'Intérêt Transversal Réseaux d'Observations (TIT RESOBS) de l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens (IFRECOR). Dans ce protocole les paramètres sont mesurés par deux plongeurs en utilisant trois méthodes complémentaires: le Line Intercept Transect (LIT), le transect couloir (Belt) et les quadrats (Tableau 1, Figure 4). Les transects sont réalisés sur 50 mètres linéaires, la longueur communément utilisée à l'international dans les programmes de suivis des herbiers comme SeagrassNet et SeagrassWatch (McKenzie et al. 2001, Short et al. 2006).

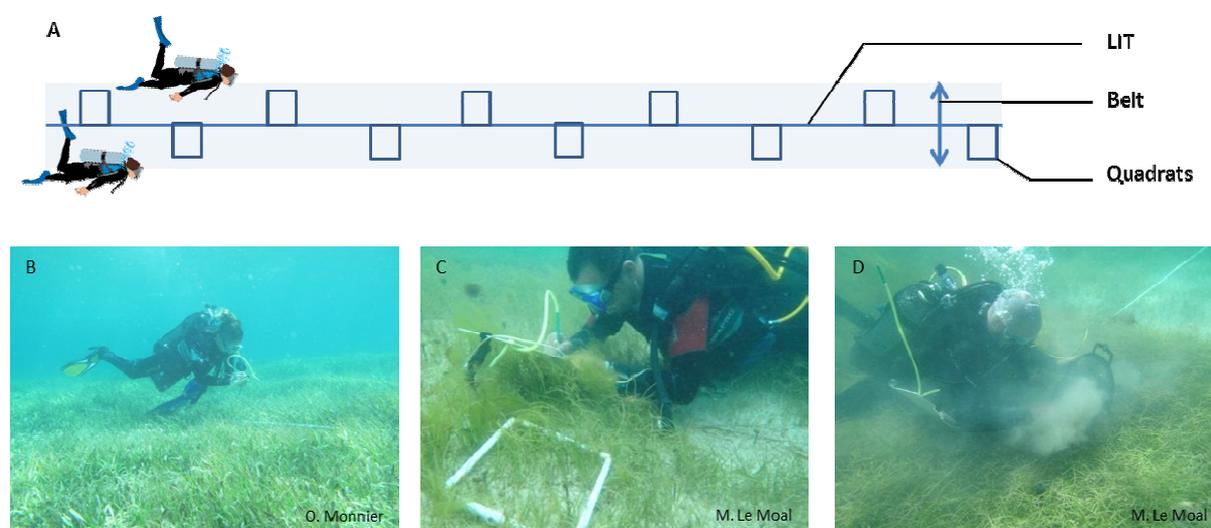


Figure 4. Schéma illustrant les trois méthodes complémentaires utilisées, à savoir le LIT, le Belt et les quadrats (A), et photographies de plongeurs réalisant des relevés le long du LIT (B) et dans des quadrats (C), ainsi que des prélèvements pour les mesures de biomasse (D).

L'objectif du présent rapport n'est pas de documenter dans le détail le protocole Hily et Kerninon (2013), disponible ailleurs, mais de présenter les modifications ou compléments apportés à ce protocole. Ceux-ci concernent notamment le **nombre de transects** réalisés, les **relevés de la flore et faune** associées aux phanérogames, et la **turbidité**.

Nombre de transects : Dans la présente étude seul un transect par station a été réalisé, et non trois tel que préconisé par Hily et Kerninon (2013), pour des raisons logistiques. Le temps nécessaire pour mesurer l'ensemble des paramètres du protocole n'est pas compatible avec la durée d'une plongée.

Relevés de la flore et faune: Afin de mesurer le recouvrement en macroalgues au sein des herbiers, le suivi initial a été renforcé par la pose de 10 quadrats de 25×25 cm, disposés régulièrement le long du transect, en suivant le protocole proposé dans le cadre des suivis DCE aux Antilles (Impact Mer et Pareto 2011). Les macroalgues ont été identifiées au genre, et le taux de recouvrement de chaque genre a été obtenu par estimation visuelle selon 5 classes : 0 ; 1-10 % ; 11-50% ; 51-90% ; 91-100% (Impact Mer et Pareto 2011).

Concernant l'abondance de la faune sessile (coraux et éponges), les classes basées sur des observations visuelles ont été précisées par des comptages le long de transects couloirs (Belt) de 0,5 mètre de large (25 m²). Ainsi, pour les coraux, les classes de présence « occasionnelle », « moyenne », « importante » et « très importante » correspondent respectivement à un nombre de colonies le long du transect couloir de 1-10 ; 11-150 ; 151-500 et >500.

Pour les éponges, ces mêmes classes correspondent respectivement à un nombre d'individus de 1-5 ; 6-20 ; 21-100 et >100.

Turbidité : La mesure de la turbidité a été réalisée à partir d'estimations visuelles en 5 classes: 1-turbidité très faible : visibilité > 20m ; 2-turbidité faible : visibilité 10-20 m, 3-turbidité moyenne : visibilité 2-10 m, 4-turbidité importante : visibilité 0.5-2 m, 5-turbidité très importante : visibilité < 0.5 m.

Au laboratoire, les échantillons de biomasses et de sédiment ont également été analysés selon le protocole décrit dans Hily et Kerninon (2013). L'ensemble des données brutes recueillies au cours de la mission sont présentées dans le rapport de mission (Le Moal et al. 2014a).

Tableau 1 : synthèse des paramètres mesurés. * Les trous correspondent à une absence d'herbier sur des longueurs de 0.5 à 2 m le long du transect, et ils incluent à la fois les surfaces non végétalisées et les trous de terriers quand il y en a.

Cibles	Paramètres	Description	Méthode
Phanérogames	Densité	Nombre de pieds	10 quadrats 10×20 cm
	Longueur des feuilles	Longueur moyenne de 30 pieds	3 quadrats 10×20 cm
	Biomasse	Poids sec feuilles et rhizomes	3 quadrats 10×20 cm
	Espèces	Nombre et noms des espèces présentes	LIT
	Recouvrement	Surface végétalisée / surface totale	LIT
	Fragmentation	Surface non végétalisée / surface totale	LIT
	Mitage	Nombre de trous (0,5 - 2 m)*	LIT
	Nombre de patchs	Nombre de patchs	LIT
	Taille patchs	Longueur des patchs	LIT
	Microfalaises	Nombre de microfalaises	LIT
Macroalgues et cyanobactéries	Macroalgues	Recouvrement en 5 classes, id. au genre	10 quadrats 25×25 cm
	Cyanobactéries	Abondance en 3 classes	Belt 100 m ²
Faune associée	Macrofaune	Abondance par grands groupes	Belt 25 m ²
	Bioturbation	Caractérisation en 4 classes	Belt 100 m ²
Sédiment	Granulométrie	Classes de taille selon les normes AFNOR	3 carottes+ tamis
	Matière organique	Poids sec- poids de cendres	3 carottes + four
Paramètres abiotiques	Relief	Caractérisation en 3 classes	Belt 100 m ²
	Profondeur	Evaluation en mètre	Sondeur
	Turbidité	Caractérisation en 5 classes	Estimation visuelle
	Environnement	Evaluation de l'activité de plaisance et du taux de macro déchet	Observations visuelles

2.3 Traitement et analyse des données

En amont des analyses statistiques pour proposer une typologie des herbiers, une pré-sélection des paramètres a été réalisée, en retenant les paramètres les moins soumis aux variations naturelles et les plus robustes (données quantitatives). Les paramètres fortement corrélés entre eux ont été éliminés. Ainsi, 17 paramètres portant sur les données abiotiques, la flore (densité des

phanérogames et taux de recouvrement des macroalgues) et la faune sessile (abondance des coraux et des éponges) ont été retenus. Les paramètres concernant la faune mobile, migratrice et sujette aux variations journalières, ont été écartés. De même, les paramètres concernant la morphologie des phanérogames (mesures de biomasses, de longueurs des feuilles) et ceux potentiellement indicateurs de pressions (cyanobactéries, algues vertes filamenteuses, bioturbation, plaisance, macro-déchets) n'ont pas été retenus, ce type de paramètres pouvant plutôt être utilisé pour qualifier l'état écologique.

Afin de pouvoir comparer les informations entre elles, toutes les données ont été transformées en données semi-quantitatives, sous forme de classes régulières et continues (Tableaux 2 et 3). Les corrélations entre les données quantitatives et les classes ont été testées afin d'assurer une représentation fidèle des valeurs continues originales (Tableau 2). Les analyses granulométriques réalisées à l'aide de la macro Gradistat v.8.0 (Blott & Pye 2001, Fournier et al. 2011) ont permis de nommer les sédiments des 31 stations puis de leur assigner une classe (Tableaux 2 et 3).

Ces 17 paramètres ont ensuite été utilisés comme variables d'une analyse en composante principale (ACP) visant à caractériser les 31 stations échantillonnées selon leurs paramètres biotiques et abiotiques. Au fur et à mesure des itérations, certaines variables sont éliminées de l'ACP (variables fortement corrélées entre elles ou trop peu significatives) afin de préciser les variables les plus explicatives et améliorer la représentation de la variabilité du nuage de points des stations. L'ACP finale comprend 11 variables (Figure 5).

Tableau 2. Ensemble des paramètres abiotiques et biotiques utilisés dans les analyses pour la caractérisation de la typologie des herbiers. Chaque paramètre est classé selon des valeurs auxquelles un code est assigné. * A la différence de *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*, il n'est pas possible de mesurer un nombre de pieds/m² pour *Halophila stipulacea* ; la biomasse a donc été utilisée. ** la classification pour les macroalgues a été développée de manière à conserver, pour chaque genre de macroalgues, à la fois les informations sur leur fréquence d'apparition (nombre de quadrats dans lesquelles elles sont observées) et leur taux de recouvrement (estimation visuelle en 4 classes dans chaque quadrat : 0 ; 1-10% ; 11-50% ; 50-90%, >90%). Cette classification se lit ainsi : attribution de la classe 4 lorsque l'algue est observée au minimum dans 7 quadrats (Q= quadrat) et que son recouvrement est de 11-50% dans minimum 4 quadrats.

Paramètres abiotiques			Paramètres biotiques: phanérogames			Paramètres biotiques: faune et flore associées		
Profondeur (m) r ² = 0,96 (prof)	0,5 - 1,5	1	Densité	0	0	Densité coraux (estimation visuelle) (cora)	Absence	0
	1,6 - 2,5	2	<i>T. testudinum</i> (pieds/m ²)	1 - 250	1		Faible	1
	2,6 - 3,5	3	r ² = 0,95 (Thaltes)	251 - 500	2		Moyenne	2
	3,6 - 4,5	4		501 - 750	3		Importante	3
	> 4,5	5		751 - 1000	4		Très importante	4
	> 1000	5						
Granulométrie r ² =0,80 (sed)	Vase	1	Densité	0	0	Densité éponges (estimation visuelle) (spon)	Absence	0
	Sable fin	2	<i>S. filiforme</i> (pieds/m ²)	Présence sur site	0,1		Faible	1
	Sable moyen	3	r ² = 0,94 (Syrifil)	1 - 1000	1		Moyenne	2
	Sable grossier	4		1001 - 2000	2		Importante	3
	Débris coralliens et sable	5		2001 - 3000	3		Très importante	4
	3001 - 4000	4		> 4000	5			
Taux de pellites (% poids total sec) r ² = 0,85 (pel)	0 - 10	1	Biomasse	0	0	Recouvrement macroalgues** (estimation visuelle) <i>Caulerpa</i> sp. (caul)	min 1Q à 1-10%	1
	11 - 20	2	<i>H. stipulacea</i> * (g/m ²)	Présence sur site	0,1		min 4Q à 1-10%	2
	21 - 30	3	r ² = 0,93 (Halosti)	1 - 100	1	<i>Halimeda</i> sp. (hali)	ou min 1Q dont 1Q à 11-50%	
	> 30	4		101 - 200	2	<i>Penicillus</i> sp. (peni)	min 7Q à 1-10%	3
				201 - 300	3	<i>Codium</i> sp. (codi)	ou min 4Q dont 1Q à 11-50%	
	> 300	4			<i>Avrainvillea</i> sp. (avra)	min 7Q dont 4Q à 11-50%	4	
Turbidité (estimation visuelle) (turb)	Très faible	1	<i>Halodule</i> sp. (Halodsp)	Non observé sur site	0	<i>Dictyota</i> sp. (dict)	min 7Q dont 7Q à 11-50%	5
	Faible	2		Présence sur site	0,1	Algues calcaires branchues (acb)		
	Moyenne	3						
	Importante	4						
	Très importante	5						
Relief (estimation visuelle) (reli)	Faible	1						
	Moyen	2						
	Important	3						

Tableau 3. Synthèse des paramètres utilisés pour les analyses statistiques sur l'ensemble des 31 stations échantillonnées. Pour rappel, les noms complets des stations sont indiqués dans la figure 3 et ceux des paramètres dans le tableau 2 ci-dessus.

station	Station	prof	sed	turb	pel	reli	Thaltes	Syrifil	Halosti	Halod	cora	spon	caul	hali	penn	codi	avra	dict	acb
1	TAR	1	3	3	2	2	2	4	0	0	1	1	1	0	2	0	0	0	0
2	TRE	2	3	3	1	2	2	0,1	0	0	2	3	0	0	0	0	0	3	0
3	GAL	2	5	4	2	1	5	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	2	0
4	RAT	1	2	2	2	1	3	1	0	0	4	4	0	1	0	0	0	0	0
5	ROA	1	3	3	3	1	5	0	0	0	2	4	2	0	0	0	2	0	0
6	ROB	1	1	4	4	1	4	0,1	0,1	0	2	4	0	1	0	0	0	0	0
7	MAD	1	2	2	1	1	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
8	FRE	1	2	3	1	1	5	0	0,1	0,1	3	2	0	1	0	0	0	1	1
9	PLA	2	4	3	3	1	1	5	0	0	0	2	1	3	0	0	1	3	0
10	PIN	1	4	3	1	1	4	0	0,1	0	2	3	0	0	0	0	0	4	0
11	FAA	2	4	1	2	2	4	1	0	0	1	1	0	2	2	2	2	2	1
12	FAB	1	3	4	1	3	3	2	0	0	1	1	1	2	1	0	1	1	0
13	POM	1	4	2	1	1	1	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2
14	ANG	3	1	5	4	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	CAB	2	3	3	1	3	1	5	0	0	0	0	1	0	1	0	0	3	3
16	SALI	3	2	4	1	3	2	5	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0
17	MAR	1	5	4	2	1	3	0	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	0
18	BOR	3	2	3	1	1	4	0	0,1	0	0	2	0	1	0	0	0	3	0
19	GAR	3	2	4	2	1	3	4	0	0	1	3	1	3	2	0	2	0	2
20	MRG	2	2	4	2	2	3	0,1	0,1	0,1	0	3	0	0	1	0	0	3	0
21	SALO	5	3	1	1	1	1	1	2	0	2	2	0	1	2	0	0	3	3
22	ANE	4	2	2	2	2	0,1	1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	MIT	5	2	3	2	2	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
24	GAM	1	2	3	1	1	4	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	2	0
25	GIA	1	1	4	4	2	2	0,1	0,1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0
26	GIB	3	1	4	4	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	SAV	2	2	2	1	2	0	0	1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	SCH	5	2	2	1	1	0,1	3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
29	CAR	5	3	1	1	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
30	PIE	5	2	2	1	2	0	0,1	4	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0
31	PRE	5	2	2	2	1	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

3 Résultats

Cinq espèces de phanérogames marines ont été observées au cours de la mission : *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halophila stipulacea*, *Halodule* sp. et *Halophila decipiens*. Selon les stations, les espèces qui dominent les herbiers sont *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, et *Halophila stipulacea* (Tableau 3). Sur plusieurs sites la présence d'*Halodule* sp. (probablement *Halodule wrightii*, cf. paragraphe d'introduction) a été relevée le long des transects ou à proximité (tableau 3) ; *Halophila decipiens* n'a quant à elle été observée que ponctuellement, en bordure d'herbiers.

Les différents tests statistiques réalisés aboutissent à la sélection de 11 paramètres permettant de discriminer trois grands groupes de stations (Figure 5). Les deux premiers axes de l'analyse en composante principale présentée ci-dessous permettent d'expliquer 66% de la variance du nuage de points des stations. Des outils d'aide à la décision ont été appliqués : le critère de Kaiser-Guttman, qui compare les valeurs propres de chaque axe à la valeur propre moyenne, et le modèle du Brokenstick, qui compare la distribution des valeurs propres réelles à un modèle nul (Borcard et al. 2011). Ces tests confirment que les deux premiers axes de l'analyse sont suffisants pour représenter et interpréter la distribution des sites dans l'analyse en composante principale (Borcard et al. 2011).

L'axe 1, corrélé à l'abondance d'*Halophila stipulacea* (Halosti), permet de séparer un premier groupe de stations (groupe 3) alors que le second axe permet de différencier les deux autres groupes (groupes 1 et 2, figure 5). Ce second axe est corrélé à deux ensembles de paramètres : d'une part les paramètres de densité de *Thalassia testudinum* (Thaltes), des coraux (cora) et des éponges (spon) qui caractérisent le groupe 1 et d'autre part les paramètres de densité de *Syringodium filiforme* (Syrifil) et de certaines macroalgues (hali, avra, codi, peni, acb) qui caractérisent le groupe 2. Les stations des groupes 1 et 2 comptent respectivement 12 et 9 stations, et elles sont localisées sur la côte atlantique, la côte sud, et la côte sud-ouest de la Martinique, alors que les stations du groupe 3, au nombre de 7, sont présentes en majorité sur la côte nord-ouest. Deux stations sont isolées dans les analyses, les stations de Schœlcher et Cap Salomon. Toutes deux se situent sur la côte ouest de la Martinique.

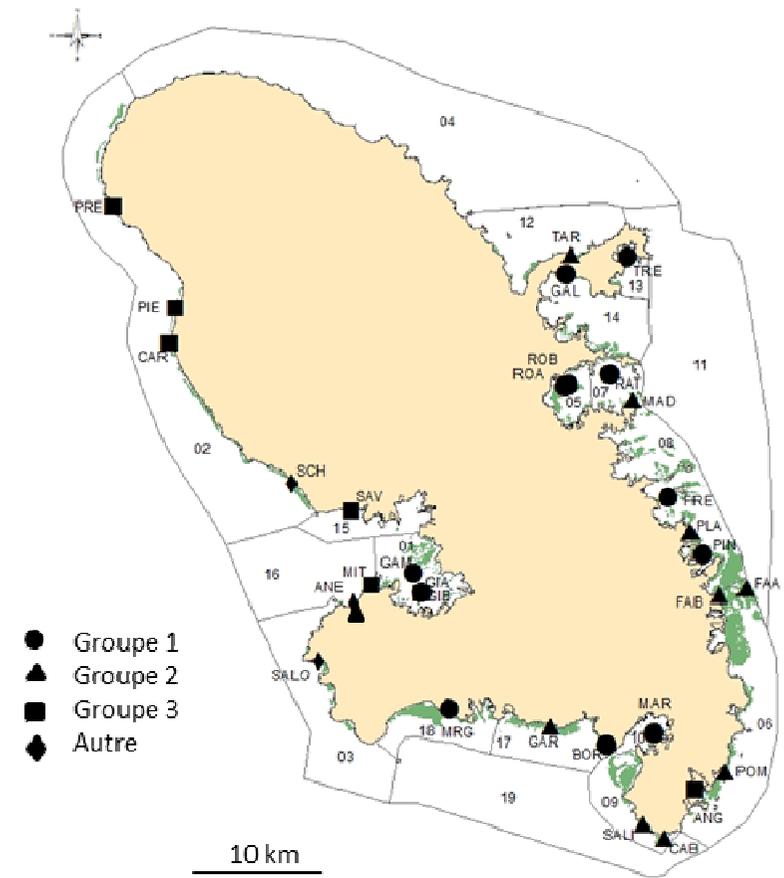
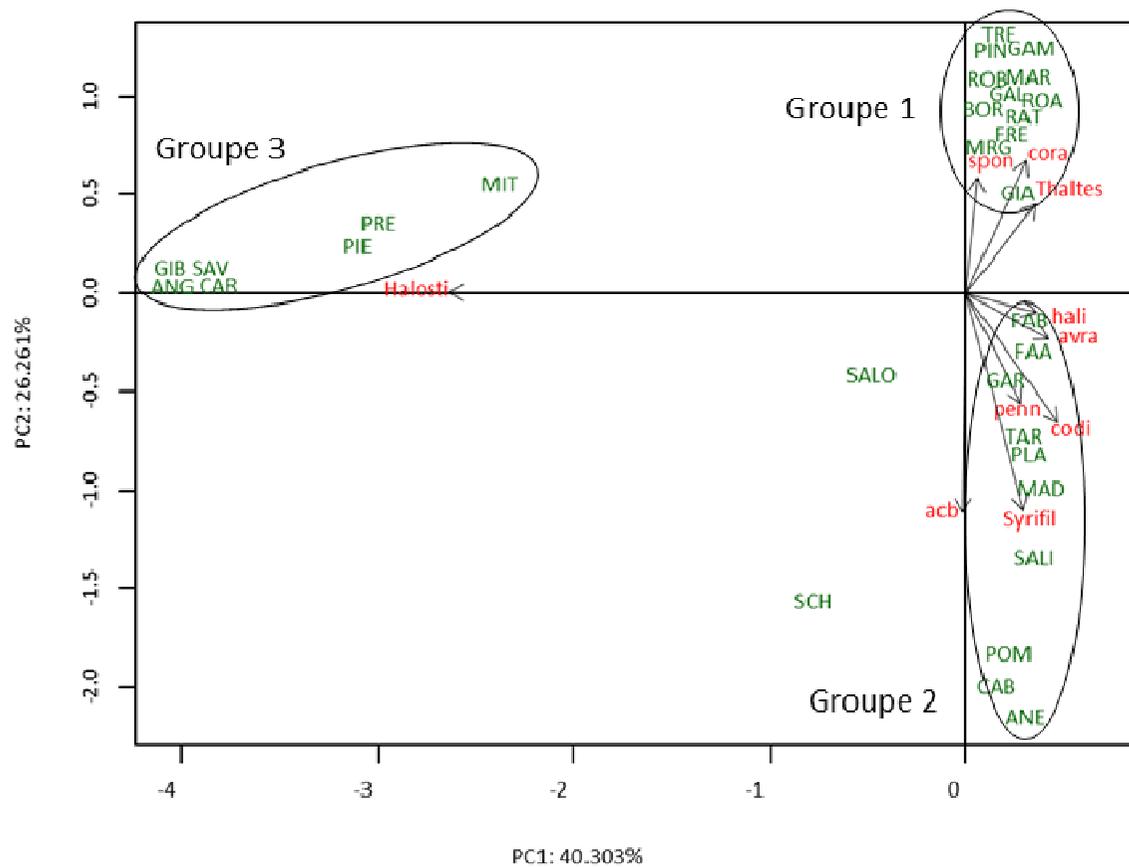


Figure 5. Identification de 3 grands groupes de stations par analyse en composantes principales (à gauche) et localisation de ces groupes de stations sur les herbiers de Martinique (à droite). En lettres vertes les stations, en rouge les paramètres. Source couche herbier : Legrand (2010).

4 Discussion

4.1 Types d'herbiers identifiés en Martinique

Les analyses ont permis d'identifier 3 types d'herbiers, principalement différenciés par la composition spécifique des phanérogames mais également par la densité de certains taxons de macrofaune et de macroalgues. Ont ainsi été identifiés les herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum*, caractérisés par la présence de cette espèce mais également par celle des coraux et des éponges ; les herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* caractérisés par la présence de *S. filiforme* et d'un cortège de macroalgues (*Halimeda*, *Penicillus*, *Codium*, *Avrainvillea* et algues calcaires branchues) et les herbiers à *Halophila stipulacea* (Figure 5). Cette typologie n'est pas exhaustive, puisqu'elle est basée sur des données acquises au centre des herbiers, entre 1 et 5 mètres de profondeur. Cette tranche bathymétrique correspond aux profondeurs dans lesquelles se développent les plus grandes superficies d'herbiers en Martinique (Laborel 1984, Legrand 2010) et dans lesquelles se trouve la majorité des stations DCE. D'autres types d'herbiers sont susceptibles d'être décrits en surface, à des profondeurs > 5 mètres, ou en bordure d'herbiers.

Le facteur principal qui semble influencer la distribution des herbiers monospécifiques à *Thalassia* et des herbiers mixtes est l'hydrodynamisme. En effet, les herbiers à *Thalassia* se trouvent en majorité dans des zones relativement abritées du courant tels que les fonds de baies ou arrière-récifs, alors que les herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* se retrouvent dans des zones ouvertes sur l'océan où les eaux sont plus agitées. Ces observations confirment celles de Laborel-Deguen (1984) et Legrand (2010), qui rapportent que les eaux soumises à un faible hydrodynamisme sont principalement peuplées par *Thalassia*, alors que les zones sous influence de courants sont principalement occupées par *Syringodium*. Elles vont également dans le sens de l'hypothèse de Carruthers et al. (2003), qui indique que le principal facteur structurant la typologie des herbiers du golfe de Panama est le degré de protection des mouvements de la colonne d'eau. Ces observations peuvent être rattachées au schéma de succession des espèces, dans lequel *Thalassia* est caractéristique des milieux stables et représente le stade climacique, alors que *Syringodium* est une espèce pionnière ou de transition, que l'on retrouve dans des zones soumises à des perturbations continues ou répétées (Patriquin 1975, Zieman 1982, Gallegos et al. 1994, Figure 6). *Halodule wrightii*, espèce pionnière qui précède généralement *Syringodium* dans ce schéma succession (Zieman 1982, Gallegos et al. 1994, figure 6) n'a quant à elle été observée que ponctuellement dans cette étude. Cela s'explique probablement du fait que les relevés ont été réalisés au centre des herbiers, zones plus stables car moins soumises aux perturbations physiques naturelles que les bordures d'herbiers. Il en est probablement de même pour *Halophila decipiens*, très peu observée. Lors d'une mission d'inventaire réalisée en Martinique en 1980, cette espèce est décrite comme vivant en peuplements monospécifiques, depuis la surface jusqu'à 45 mètres de profondeur, et formant près de la surface des tâches denses au sein des prairies d'*Halodule* (Laborel-Deguen 1984).

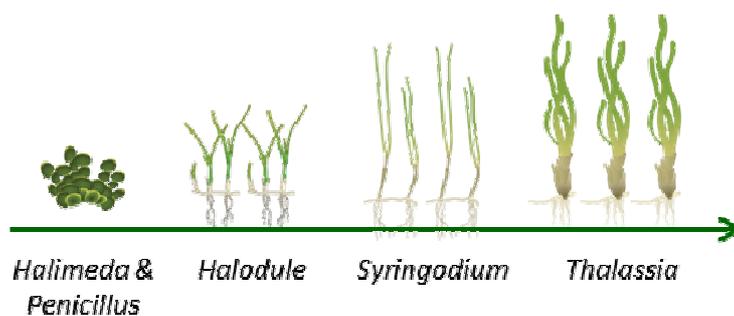


Figure 6. Schéma théorique de succession des espèces dans les Caraïbes. Adapté de Zieman (1982). Illustrations des phanérogames: S. Saxby & C. Collier, IAN Image Library (ian.umces.edu).

Les spécificités écologiques des phanérogames sont liées à leurs caractéristiques biologiques, et il est intéressant de relever certaines de ces spécificités pour les problématiques de recherche appliquée ou de gestion impliquant le développement de méthodes de bioindication. Selon le niveau de complexité biologique auquel on s'intéresse, en partant de l'étude de la physiologie d'un organisme jusqu'à l'étude d'une communauté, il est possible de détecter des perturbations de durée et d'intensité variées. Dans le cas des phanérogames, *Syringodium* et *Thalassia* n'intégreront probablement pas les mêmes informations issues de leur environnement, la durée de vie de leurs plants étant respectivement de quelques mois (100-180 jours) et de quelques années (Gallegos et al. 1994).

La distribution des *Halophila stipulacea* semble quant à elle liée à la capacité de l'espèce à se développer dans des zones où l'accès à la lumière est restreint, soit du fait d'une profondeur et/ou d'une turbidité plus importantes que pour les autres types d'herbiers. Les analyses statistiques indiquent en effet que le groupe des *Halophila* est très fortement corrélé à la profondeur ; les stations de ce groupe étant majoritairement positionnées sur les pentes abruptes de la Côte-sous-le-vent, à des profondeurs > 4,5 m. Ce type d'herbier est également présent sur la côte atlantique, dans des zones moins profondes mais où la turbidité est en revanche très importante, comme dans la Baie des Anglais (visibilité < 0,5 m). Ces observations sont cohérentes avec le faible besoin de lumière d'*H. stipulacea*. Cette espèce n'a besoin que de 5% de la lumière arrivant en surface pour se développer, alors que *Thalassia* et *Syringodium* en nécessitent respectivement au minimum 15 % et 17 % (Dennison et al. 1993, Sharon et al. 2011).

Ainsi, au nord de la Côte-sous-le-vent, l'espèce désormais dominante *H. stipulacea* (cette étude, Ortolé 2012), semble avoir remplacé les herbiers monospécifiques à *Syringodium* initialement présents (Legrand 2010). De récentes expériences de transplantation montrent qu'en quelques semaines *Halophila stipulacea* est en effet capable de s'étendre très rapidement au sein d'un herbier originel à *Syringodium*, voire de supplanter l'espèce (Willette & Ambrose 2012). Dans certaines zones très turbides *H. stipulacea* semble également être plus compétitive et avoir remplacé l'espèce originelle *Thalassia testudinum*. Par exemple, les fonds de la Baie des Anglais, dominés par *Thalassia* en 1980 (Laborel-Deguen 1984), sont désormais recouverts par *H. stipulacea*. De la même manière autour de Trois-Ilets en Baie de Fort-de-France, les herbiers auparavant dominés par *Thalassia* (Laborel-Deguen 1984) ne sont plus constitués que d'*Halophila stipulacea* (station Gros Ilet B) dès qu'on s'éloigne de la mangrove au-delà d'une profondeur de 1 mètre. En dehors de ces zones turbides ou plus profondes, *H. stipulacea* ne semble pas avoir remplacé les herbiers monospécifiques ou mixtes à *Thalassia* et *Syringodium* sur la côte sud ou atlantique, même si l'espèce est désormais présente sur l'ensemble de l'île parmi ces herbiers. En revanche, au sud de la Côte-sous-le-vent, la codominance de *H. stipulacea* avec *T. testudinum* et/ou *S. filiforme* sur les stations de Schœlcher et de Cap Salomon laisse penser qu'*Halophila stipulacea* pourrait toujours être en phase d'expansion, et qu'il faudra encore probablement plusieurs années avant de la considérer comme stabilisée et

naturalisée.

Les herbiers monospécifiques à *T. testudinum* et les herbiers mixtes à *S. filiforme* et *T. testudinum* ont été localisés sur la côte est et sud de la Martinique, dans respectivement 9 et 5 masses d'eau DCE (Figure 5, Tableau 4). Cependant, il est fort probable que ces deux types soit présents dans un plus grand nombre de masses d'eau. Des observations de vérité terrain (868 points) réalisées à la fin des années 2000 indiquent en effet que les herbiers monospécifiques à *Thalassia* et les herbiers mixtes *Syringodium* et *Thalassia* se développent de la pointe de la Caravelle pour les sites les plus au nord de la côte est jusque dans la baie de Fort-de-France (Legrand 2010). Les herbiers dominés par *Halophila stipulacea*, comme précisé plus haut, sont localisés majoritairement sur la partie nord de la Côte-sous-le-vent et ponctuellement dans les zones turbides de la côte sud et atlantique, soit 5 masses d'eau DCE (Tableau 4).

Tableau 4. Synthèse des connaissances disponibles sur la présence des 3 grands types d'herbiers observés dans les masses d'eau DCE. Les noms complets des stations sont indiqués dans la figure 3. Les stations DCE sont soulignées. Les stations de Schœlcher et de Cap Salomon n'apparaissent pas dans ce tableau, les herbiers étant constitués d'*Halophila stipulacea* en combinaison avec *Thalassia testudinum* et/ou *Syringodium filiforme*.

Masses d'eau DCE	Herbiers monospécifiques à <i>Thalassia</i>	Herbiers mixtes à <i>Syringodium</i> et <i>Thalassia</i>	Herbiers à <i>Halophila stipulacea</i>
FRJC001 - Baie de Génipa	<u>GAM</u> , GIA		GIB
FRJC002 - Côte NO			PRE, PIE, CAR
FRJC003 - Côte SO			
FRJ005 - Baie du Robert O	ROA, ROB		
FRJC006 - Vauclin à Sainte-Anne		FAA, FAB, POM	ANG
FRJC007 - Baie du Robert E	<u>RAT</u>		
FRJC008 - François au Vauclin	<u>PIN</u> , FRE	MAD, PLA	
FRJC009 - Baie de Sainte-Anne		SALI, CAB	
FRJC010 - Baie du Marin	<u>MAR</u>		
FRJC012 - Baie de la Trinité		TAR	
FRJC013 - Baie du Trésor	<u>TRE</u>		
FRIJ014 - Baie du Galion	GAL		
FRIJ015 - Baie Fort-de-France N			SAV
FRIJ016 - Baie Fort-de-France O		ANE	MIT
FRJC017 - Baie de Sainte-Luce	<u>BOR</u>	<u>GAR</u>	
FRIJ018 - Baie du Diamant	MRG		
Nombre total de masses d'eau incluant chaque type d'herbier	9	6	5

4.2 Transposition aux herbiers de Guadeloupe ?

Une synthèse bibliographique des connaissances existantes sur les herbiers de Guadeloupe a été réalisée pour évaluer la possibilité d'utiliser ces données dans un travail de transposition de la typologie obtenue en Martinique. Ont ainsi été synthétisées et analysées pour les herbiers de Guadeloupe les données issues de cartographie des biocénoses, des différents réseaux de suivis existants, et des missions ponctuelles. La typologie des herbiers de Martinique ayant été définie à partir des mesures de densité des phanérogames et de l'abondance de la faune sessile et de la flore associée, un niveau de précision en six classes relatif à ces paramètres a été attribué aux données : 0 : absence de données ; 1 : couche cartographique « herbiers » avec espèces de phanérogames indéterminées ; 2 : couche cartographique avec espèces de phanérogames déterminées ; 3 : estimation visuelle de la densité des espèces de phanérogames en trois classes, présence de

en Palme Masque Tuba et en vidéo-tractée (Kerninon & Hily 2013). Des estimations visuelles en 3 classes de la densité des phanérogames ont été réalisées et la présence de macroalgues a été renseignée (classe 3 des types de données dans le Tableau 5). Des études ponctuelles sur les macroalgues ont été réalisées dans le Grand cul-de-sac Marin (Renoux-Meunier 1977, Garrigue 1982), mais les données semblent trop fragmentaires pour apporter des éléments déterminants sur la typologie des herbiers de Guadeloupe.

Tableau 5 : Synthèse des données disponibles sur les herbiers de Guadeloupe et niveau de précision : 0 : absence de données ; 1 : couche cartographique « herbiers », espèces de phanérogames indéterminées ; 2 : couche cartographique avec espèces de phanérogames déterminées ; 3 : estimation visuelle de la densité des espèces de phanérogames en 3 classes, présence de macroalgues (au genre) précisée ; 4 : densité des espèces de phanérogames ; 5 : densité des espèces de phanérogames, abondance de la faune sessile, taux de recouvrement des macroalgues. * BTSE : Basse Terre Sud-Est ; PCSM : Petit Cul-de-Sac Marin ; GCSM : Grand Cul-de-Sac Marin.

Numéro et nom des masses d'eau DCE*	Type d'étude	Station de suivi	Années de suivi	Type de données					Types d'herbiers potentiels			Espèces observées	Référence	
				0	1	2	3	4	5	T	T-S			H
FRIC01	Carto	-	2001			x							Hp, Hp-S, T-S	Boutry 2001
Basse Terre Ouest	Ifrecor	Petit Malendure	2012				x				x		H, Hdsp	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Malendure	2012				x				x		H, H-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Bouillante	2012				x				x		H	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse à la Barque	2012				x				x		H, S, H-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Plage de l'étang	2012				x						H-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Vieux Habitants	2012				x						H-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Rocroy	2012				x						Hd	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Rivière sens	2012				x						Hd	Kerninon et Hily 2013
FRIC02 BTSE	Carto	-	2001			x				x	x		T, S, H, T-S, H-S, Hd-S	Boutry 2001
FRIC03 PCSM	Carto	-	1999			x				x	x		T, T-S, S	Boutry 2001
	DCE	Ilet Fortune	2009, 2011					x			x		T, S	Pareto et al. 2011
FRIC04 Grande Terre Sud	Carto	-	2001			x							-	Morancy et al. 2001b
	DCE	Petit Havre	2009, 2011					x			x		T-S	Pareto et al. 2011
	Ifrecor	Saint Félix	2012				x				x		T-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Salines	2012				x			?	?		S, T? T-S?	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Patate	2012				x			x	x		T, T-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Sainte-Anne	2012				x			x	x		T, T-S	Kerninon et Hily 2013
FRIC05 Grande Terre Est	Carto	-	1999	x	x								-	Porcher et al. 1999
	DCE	Le Moule	2009, 2011					x			x		T-S	Pareto et al. 2011
	DCE	Grande Anse	2008, 2009					x			x		T-S	Pareto et al. 2009
	Réserve	Terre de Haut	2007-					x			x		T-S	Pareto 2013
FRIC06 GTO					x									
FRIC07A GCSM Sud	Carto	-	2005			x				x	x		T, mixtes	Diaz 2005
	DCE	Ilet à Christophe	2009, 2011					x		x			T	Pareto et al. 2011
	DCE	Pointe Lambis	2008, 2009					x		x			T	Pareto et al. 2009
FRIC07B GCSM Nord	Carto	-	2005			x				x	x		-	Diaz 2005
	Carto	-	2003			x							-	Morancy et al. 2003
	DCE	Passe à Colas	2008, 2009					x			x		T-S	Pareto et al. 2009
	DCE	Pointe d'Antigues	2009, 2011					x		x			T	Pareto et al. 2011
	Réserve	Passe à Colas	2007-2011					x			x		T-S	Pareto 2011
	Réserve/PNG	Sud Caret	2005-2007,					x			x		T-S	Mège et Delloue
	PNG	Ouest Fajou	2005-2007					x		x			T	Mège et Delloue
	PNG	Nord Fajou	2005-2007					x		x			T	Mège et Delloue
FRIC08 Basse Terre Nord-Est	Ifrecor	Sud Fajou	2012				x			x	x		T	Mège & Delloue,
	Carto	-	2001			x				x	x		T, S, H, T-S, S-H, T-S-H	Boutry 2001
	Carto	-	2001			x							-	Morancy et al. 2001a
	DCE	Tête à l'Anglais	2009, 2011					x			x		T-S	Pareto et al. 2011
FRIC11 Les Saintes	DCE	Ilet Kahouanne	2008, 2009					x			x		T-S	Pareto et al. 2009
	Carto	-	1999	x	x								nd	Porcher et al. 1999
	DCE	Ti Paté	2009, 2011					x			x	x	T-S-H	Pareto et al. 2011
	DCE	Ilet à Cabrit	2008, 2009					x			x		T-S	Pareto et al. 2009
	Ifrecor	Kanoa	2012				x				x		T-H	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Crawen	2012				x			x	x		T, S, T-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Devant	2012				x				x		T, H, S-T-H	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Bois Joli	2012				x						T-S-H-Hd	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Fond de Curé	2012				x				x		T-S-H, T-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Anse Galet	2012				x						T, S, H	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Baie du Marigot	2012				x				x		T-S	Kerninon et Hily 2013
	Ifrecor	Ilet à Cabrit	2012				x						T, S, H, T-S-H	Kerninon et Hily 2013
Ifrecor	Baie Pompierre	2012				x				x		T, S, T-S, T-S-H	Kerninon et Hily 2013	

Les paramètres ayant permis de proposer une typologie des herbiers en Martinique sont la densité des phanérogames, l'abondance de la faune sessile et de la flore associées. L'analyse bibliographique illustre le fait que ce type de données combinées n'est pas disponible dans les études réalisées jusqu'à présent en Guadeloupe (classe 5, Tableau 5). La typologie proposée pour les herbiers de Martinique ne peut donc pas être transposée aux herbiers de Guadeloupe uniquement sur la base de ces informations. Néanmoins, les membres du groupe de travail national « herbiers » s'accordent sur le fait que la typologie proposée en Martinique est valable pour la Guadeloupe pour la tranche bathymétrique 1-5 mètres. Ainsi, basé uniquement sur les données relatives à l'abondance des espèces de phanérogames, un travail de synthèse des types potentiels présents en Guadeloupe a été réalisé (Tableau 5). Par ailleurs, l'analyse des données permet de dégager de grandes tendances. Il semble ainsi que pour une grande majorité des stations originellement monospécifiques à *Thalassia*, l'espèce *Syringodium* soit de plus en plus présente voire devenue dominante. Concernant la répartition d'*Halophila stipulacea*, l'espèce semble présente sur l'ensemble des côtes de Guadeloupe (Bouchon C. com. pers.).

4.3 Quel(s) type(s) choisir pour les suivis DCE ?

L'ensemble des résultats et discussions ci-dessus ont été présentés aux membres du groupe de travail national, lors de l'atelier d'octobre 2014 qui s'est tenu en Guadeloupe. Au cours de l'atelier, le choix a été fait d'intégrer pour les suivis DCE à la fois les herbiers monospécifiques à *T. testudinum* et les herbiers mixtes à *S. filiforme* et *T. testudinum*, pour les raisons résumées ci-dessous et dans la figure 8 (GT DCE Herbier & Benthos Récifal, 2014b).

Quand le stade climacique n'est pas atteint, la compétition entre *T. testudinum* et *S. filiforme* est permanente et peut se traduire par de l'hétérogénéité au sein de l'herbier, tant spatialement que temporellement : un herbier à un temps donné peut être composé de zones monospécifiques et de zones mixtes, et une même zone d'herbier peut évoluer en l'espace de quelques mois de monospécifique à mixte et vice versa. Cette instabilité des herbiers peut résulter de perturbations naturelles continues ou répétées comme par exemple une érosion du substrat (Patriquin 1975). A cette instabilité naturelle peut s'ajouter une instabilité liée aux perturbations d'origine anthropique, qui tendrait à déplacer le schéma de succession des espèces vers le stade de transition. En effet, au regard des résultats des suivis CARCICOMP menés dans la zone Caraïbes depuis 1993, il semble que l'abondance relative des *S. filiforme* tend à une augmentation, en lien avec la détérioration des conditions environnementales (van Tussenbroek et al. 2014).

Dans ce contexte, le groupe d'expert réuni en octobre 2014 a considéré que l'indice développé pour évaluer l'état de santé des herbiers dans le cadre des suivis du PNG ou des Réserves Naturelles (Bouchon et al. 2003) ne devrait pas être transposé aux suivis DCE. En effet, la DCE s'intéresse aux suivis des herbiers pour évaluer l'état écologique des masses d'eaux dans lesquelles ils se développent, en vue d'identifier des perturbations locales d'origine anthropique. Or, l'indice développé pour évaluer l'état des herbiers (Bouchon et al. 2003) intègre à la fois l'impact des perturbations naturelles et l'impact de perturbations anthropiques. Plus précisément, le passage de la classe 1 (herbier monospécifique à *T. testudinum*) à la classe 2 (herbier mixte à *T. testudinum* et *S. filiforme*) au sein de cet indice traduit une instabilité de l'écosystème, sans que cette instabilité soit nécessairement liée à une perturbation locale d'origine anthropique, la présence l'espèce pionnière *Syringodium filiforme* n'étant pas synonyme de mauvais état écologique au sens DCE.

Ainsi, afin de s'affranchir au maximum de la variabilité naturelle, le GT national recommande d'intégrer les deux types d'herbiers dans les suivis DCE, et de débiter si possible les suivis sur des herbiers monospécifiques à *T. testudinum*. L'évolution temporelle de *S. filiforme* doit être prise en compte dans les suivis mais non utilisée comme paramètre déclassant.

Le 3^{ème} type d'herbier identifié, les herbiers à *Halophila stipulacea* n'est à l'heure actuelle pas retenu pour les suivis DCE, car la dynamique propre de l'espèce semble d'une part indépendante des perturbations d'origine anthropique, et d'autre part trop soumise aux perturbations naturelles aiguës comme les cyclones (GT DCE Herbier & Benthos Récifal, 2014b). L'évolution de l'installation de l'espèce sur les sites à *S. filiforme* et/ou *T. testudinum* sera en revanche prise en compte.

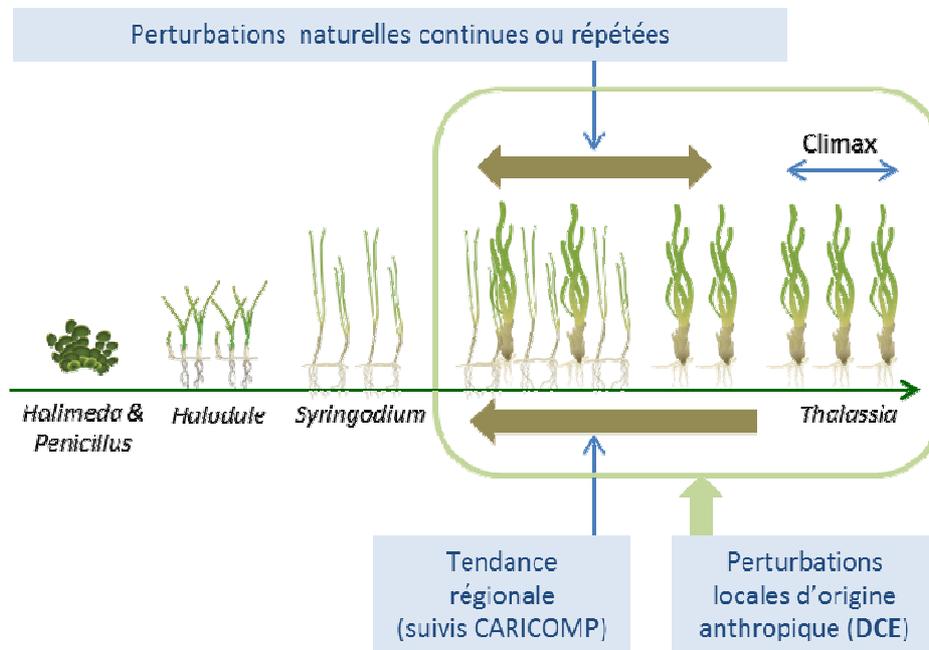


Figure 8. Schéma théorique de succession des espèces de phanérogames marines dans les Caraïbes et perturbations s'exerçant sur ces écosystèmes. Les suivis DCE devront débuter si possible sur des herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum*. L'évolution temporelle de *Syringodium filiforme* au sein des herbiers de suivi devra être prise en compte mais elle ne sera pas utilisée comme paramètre déclassant l'état écologique des masses d'eau. Schéma de succession adapté d'après Zieman (1982), Illustrations des phanérogames: S. Saxby & C. Collier, IAN Image Library (ian.umces.edu)

4.4 Vers une typologie des herbiers à Mayotte

Les conclusions ressortant du 3^{ème} atelier du GT national indiquent que les suivis DCE à Mayotte s'orienteront très probablement sur un type d'herbiers : les herbiers intertidaux peu profonds plurispécifiques, dominés par 3-4 espèces dont principalement *Halodule uninervis*, *Syringodium isoetifolium*, *Halophila* sp., et *Thalassia hemprichii*. Les associations d'espèces varient avec la profondeur, le substrat et la pression d'herbivorie, cette dernière étant l'élément principal déterminant la structuration des herbiers de Mayotte. A la grande différence des Antilles où cette pression est relativement faible et exercée par les oursins, à Mayotte elle est très forte et exercée principalement par la tortue verte *Chelonia mydas*. Ainsi, le stade successional des espèces de phanérogames est maintenu au stade intermédiaire pour les herbiers de Mayotte, alors qu'il peut atteindre le stade climacique pour ceux des Antilles.

5 Conclusions et perspectives

Trois types d'herbiers ont été identifiés en Martinique : les herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum*, les herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* et les herbiers à *Halophila stipulacea*. Ces trois types d'herbiers ont été différenciés principalement par la composition spécifique des phanérogames et par la densité de certains taxons de macrofaune et de macroalgues associés. Cette typologie proposée pour les herbiers de Martinique a été jugée par les scientifiques du groupe d'expert transposable aux herbiers de Guadeloupe. Afin de s'affranchir au maximum de la variabilité naturelle, il est proposé d'intégrer pour les suivis DCE aux Antilles à la fois les herbiers monospécifiques à *T. testudinum* et les herbiers mixtes à *S. filiforme* et *T. testudinum*.

Les paramètres acquis lors de la mission n'ont pas tous été utilisés dans les analyses pour l'établissement de la typologie. Certains de ces paramètres sont de potentiels indicateurs de l'état écologique des herbiers, comme par exemple le recouvrement en cyanobactéries, la présence d'algues vertes filamenteuses, la bioturbation, la fragmentation de l'herbier. Le jeu de données acquis lors de la mission ne permet pas de confirmer cette hypothèse et de relier ces paramètres à des perturbations, faute de données robustes sur les pressions. Néanmoins, les données acquises peuvent fournir des pistes intéressantes pour le développement des indicateurs DCE. A titre d'exemple, la fragmentation des herbiers semble pouvoir être un bon indicateur de certaines pressions physiques (annexe 1).

Cette étude a également permis d'illustrer la nécessité d'adapter l'utilisation des herbiers comme outil de bioindication aux différentes politiques de gestion et de conservation. Plus précisément, cette étude a permis de clarifier le lien entre la composition spécifique en phanérogames et l'utilisation de ce paramètre comme indicateur d'état.

Afin d'affiner ces connaissances, mais également et surtout afin de prendre des mesures de gestion adaptées à ces écosystèmes, il semble important à l'avenir d'étudier la diversité génétique des phanérogames. En effet, en fonction des conditions environnementales dans lesquelles se développent les herbiers, leur diversité génétique peut être très variable. Une récente étude réalisée sur différentes populations de *Thalassia* le long de la côte Atlantique du Mexique montre par exemple que dans les baies semi-fermées, la diversité génétique est très faible, et un herbier s'étendant sur plusieurs centaines de mètres peut n'être qu'un seul et même individu âgé de plusieurs centaines d'années (van Dijk & van Tussenbroek 2010). Le potentiel adaptatif d'un tel herbier face à des perturbations ne sera probablement pas le même que celui d'un herbier à forte diversité génétique. En ce sens, établir une première estimation de la diversité génétique des herbiers de nos territoires permettrait d'orienter les mesures de gestion à mettre en œuvre.

Liste des acronymes

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DEAL : Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EQB : Elément de Qualité Biologique

GT: Groupe de Travail

IFRECOR : Initiative Française pour les Récifs Coralliens

MEC : Masses d'Eau Côtière

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle

ODE : Office de l'Eau

OMMM : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

PNG : Parc National de Guadeloupe

PNMM : Parc Naturel Marin de Mayotte

SPN : Service du Patrimoine Naturel

TIT : Thème d'Intérêt Transversal

UAG : Université Antilles Guyane

Bibliographie

- Ballorain, K., 2010. Ecologie trophique de la tortue verte *Chelonia mydas* dans les herbiers marins et algueraies du sud-ouest de l'océan Indien. Thèse de doctorat, Université de la Réunion, CNRS-IPHC, Kélonia, Ifremer, 286 pages.
- Ballorain, K., 2013. Les herbiers marins de Mayotte : cadres et projets d'études, Parc Naturel Marin de Mayotte, v0, 19 pages.
- Blott, S.J., Pye, K., 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms* 26, 1237–1248.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical ecology with R*. Springer-Verlag, New York, 306 pages.
- Bouchon, C., Bouchon-Navarro, Y., Louis, M., Portillo, P., 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane, 56 pages.
- Bouchon, C., Bouchon-Navarro, Y., Louis, M., 2004. Critères d'évaluation de la dégradation des communautés coralliennes dans la région Caraïbe. *Revue d'Ecologie la Terre et la Vie*, 59, 113-121.
- Bouchon, C., Portillo, P., Bouchon-Navarro, Y., Louis, M., 2006. Bilan de l'état de santé des récifs coralliens de Guadeloupe (années 2002-2006), Université des Antilles et de la Guyane, 42 pages.
- Boutry, M., 2001. Cartographie des biocénoses marines côtières de la Basse-Terre de la Guadeloupe. Diagnostic écologique et pressions anthropiques. Rapport DESS, Université des Antilles et de la Guyane, 60 pages.
- Canfield, R.H., 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forestry* 39, 388-394.
- Carruthers, T., Jacome, G., Barnes, P., 2003. Seagrass habitats of bocas del Toro, Panama. A balance between river, mangrove and coral influences. 31st scientific meeting of the association of marine laboratories of the Caribbean, Trinidad, Poster.
- Chauvaud, S., 1997. Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la Martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à *Thalassia testudinum*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 265 pages.
- Chauvaud S., Bouchon C., Manière, R., 2001. Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir des données Spot (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves). *Oceanologica Acta*, 21, 1-14.
- Chauvaud, S., Le Bellour, A., Diaz, N., 2005. Cartographie des biocénoses marines côtières du lagon du Grand Cul-de-sac Marin. Parc National de Guadeloupe, Télédétection et Biologie Marine, 24 pages.
- de Oliveira, E.C.F., Pirani, J., Giulietti, A.M., 1983. The Brazilian seagrasses. *Aquatic Botany* 16, 251–267.
- den Hartog, C., 1970. The sea-grasses of the world. *Verh. kon. ned. Akad. Wet., Afd. Natuurkunde* 59, 275.
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P.W., Batiuk, R.A., 1993. Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience* 43, 86–94.
- Diaz, N., 2005. Opération Grand Site - Etude du milieu marin côtier de la Pointe des Châteaux, Saint-François, Guadeloupe. Rapport OSA, SAMIDEG, DIREN, 78 pages.

- Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement - Guadeloupe et Martinique (DEAL), 2011. Diagnostic sur l'invasion biologique aux Antilles Françaises. In: Diagnosis of biological invasion in the French Antilles, Pointe de Jaham, Martinique, vol. 3, 143 pages.
- European Topic Centre on Biological Diversity, 2008. European Nature Information System (EUNIS) Database. Habitat types and Habitat classifications. ETC/BD-EEA, Paris.
- Fournier, J., Bonnot-Courtois, C., Le Vot, M. 2011. Analyses granulométriques, principes et méthodes. CNRS, Dinard, 94 pages.
- Fournet, J., 2002. Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique. Nouvelle édition revue et augmentée. CIRAD, Montpellier - Gondwana Editions, La Trinité, 2538 pages.
- Gaboriau, M., 2011. Cartographie des biocénoses marines à l'aide de vidéo-transects et bathymétrie du cœur de Pigeon. Parc National de la Guadeloupe. Rapport de Master 2. Université des Antilles et de la Guyane, 46 pages.
- Gallegos, M., Merino, M., Rodriguez, A., Marba, N., Duarte, C., 1994. Growth-patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 109, 99-104.
- Gambi, M.C., Barbieri, F., Bianchi, C.N., 2009. New record of the alien seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the western Mediterranean: A further clue to changing Mediterranean Sea biogeography. Marine Biodiversity Records 2, e84.
- GT DCE Herbier & Benthos Récifal, 2012. Compte-rendu de l'atelier n°1 du groupe de travail national « herbiers et benthos récifal », 31 janvier-2 février 2012, Paris, MNHN-SPN, Onema, 19 pages.
- GT DCE Herbier & Benthos Récifal, 2014a. Compte-rendu de l'atelier n°2 du groupe de travail national « herbiers et benthos récifal », 5-7 février 2014, Paris, MNHN-SPN, Onema, 26 pages.
- GT DCE Herbier & Benthos Récifal, 2014b. Compte-rendu de l'atelier n°3 du groupe de travail national « herbiers et benthos récifal », 15-17 octobre 2014, Gourbeyre, Guadeloupe, MNHN-SPN, Onema, 30 pages.
- Garrigue, C., 1982. Contribution à l'étude des algues du Grand cul-de-sac Marin (Guadeloupe). Rapport de DEA, Université des Antilles et de la Guyane, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 70 pages.
- Hily, C., Duchêne, J., Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Gigou, A., Payri, C., Védie, F., 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'outre-mer français. Hily, C., Gabrié, C., Duncombe, M. coord IFRECOR, Conservatoire du littoral, 140 pages.
- Hily, C., Kerninon, F., 2013. Proposition de protocole de suivi stationnel des herbiers de phanérogames marines : paramètres mesurés et détails techniques. Application pour le protocole d'échantillonnage en plongée pour la typologie des herbiers de la Martinique. Rapport LEMAR, 9 pages.
- Impact Mer, 2006. Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Définition du réseau de surveillance des masses d'eau littorales de la Martinique. Rapport pour la DIREN Martinique, 76 pages.
- Impact Mer, Pareto-Ecoconsult, 2011. Directive Cadre européenne sur l'Eau. Suivi des stations des réseaux de référence et de surveillance des Masses d'Eau Côtières et de Transition au titre de l'année 2010. Volet Biologie. Rapport de synthèse : Réseau de référence. Rapport pour la DEAL Martinique, 159 pages.
- Impact Mer, Pareto-Ecoconsult, 2012. Directive Cadre européenne sur l'Eau. Suivi des stations des réseaux de référence et de surveillance des Masses d'Eau Côtières et de Transition au titre de l'année 2011. Volet Biologie. Rapport de synthèse : Réseau de référence, Rapport pour la DEAL Martinique, 228 pages.
- Ito, Y., Tanaka, N., 2011. Hybridisation in a tropical seagrass genus, *Halodule* (Cymodoceaceae), inferred from plastid and nuclear DNA phylogenies. Telopea 13, 219-231.

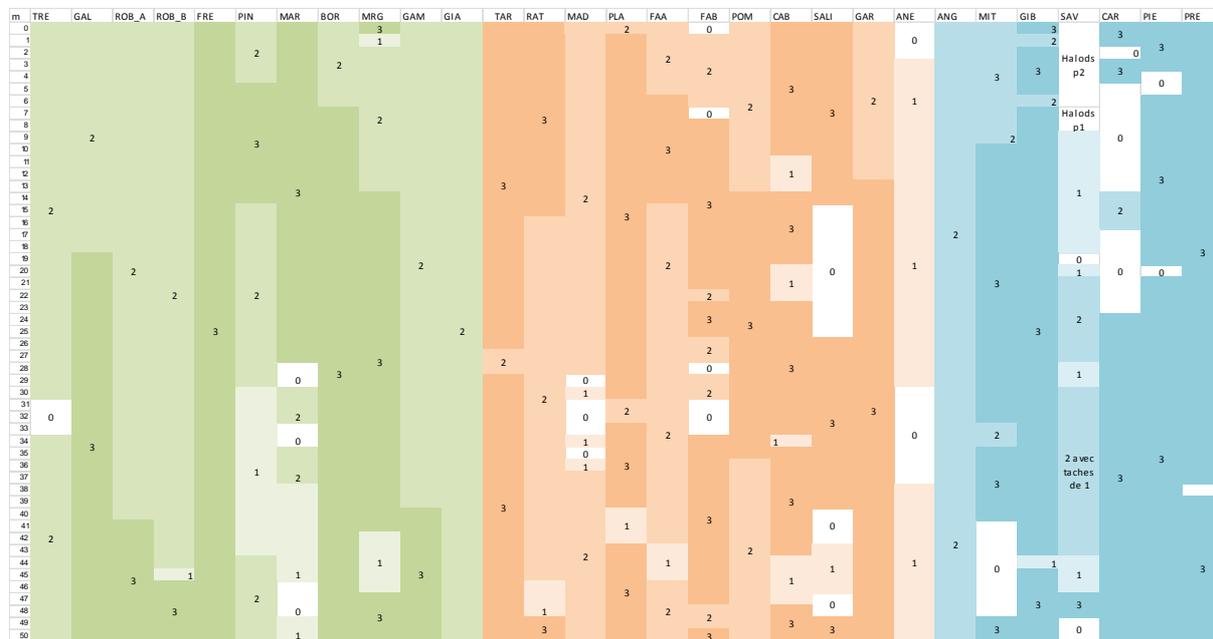
- Kerninon, F., 2012. Premières actions de mise en place d'un réseau d'observation des herbiers de phanérogames marines de l'Outre-mer. Rapport Master 2, Sciences de la Mer et du Littoral - LEMAR, IUEM, UBO Brest, 137pages.
- Kerninon, F., Hily, C., 2013. Compte-rendu de la mission RESOBS Herbiers en Guadeloupe 20 au 29 mai 2012. Rapport LEMAR, 35 pages.
- Kuo, J., Wilson, P.G., 2008. Nomenclature of the Seagrass *Halophila baillonis* Ascherson. Aquatic Botany 88, 178–180.
- Laborel-Deguen, F., 1984. Les herbiers de phanérogames marines de la Martinique – Mission Corantilles II, du 18 décembre 1983 au 6 janvier 1984. COREMA, UAG, Université de Aix-Marseille II, 156 pages.
- Legrand, H., 2010. Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique. Thèse de doctorat, EPHE, CNRS, CNRS, OMMM, DIREN Martinique, 297 pages.
- Le Moal, M., 2012. Bioindicateurs (récifs coralliens et herbiers de phanérogames) pour qualifier l'état écologique des masses d'eaux côtières en Outre-mer, dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. Etude bibliographique, MNHN-SPN, 32 pages.
- Le Moal, M., Aish, A., 2013. Analyse des mutualisations possibles entre le réseau DCE et les autres réseaux de suivi des récifs et des herbiers dans les DOM. Rapport MNHN-SPN, Onema, 47 pages.
- Le Moal, M., Kerninon, F., Aish, A., 2014. Compte-rendu de mission - Typologie des herbiers de Martinique. Rapport MNHN-SPN, Onema, 40 pages.
- McKenzie, L.J., Campbell, S.J., Roder, C.A., 2001. Seagrass-Watch: manual for mapping and monitoring seagrass resources by community (citizen) volunteers. Queensland Department of Primary Industries, Cairns, 94 pages.
- Mège, S., Delloue, X., 2007. Bilan des suivis des herbiers de Phanérogames marines du Grand Cul-de-Sac Marin (2005-2007). Parc National de Guadeloupe, 56 pages.
- Michez, N., Dirberg, G., Bellan-Santini, D., Verlaque, M., Bellan, G., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Labrune, C., Francour, P., Sartoretto, S., 2011. Typologie des biocénoses benthiques de Méditerranée, Liste de référence française et correspondances. Rapport SPN 2011 - 13, MNHN, Paris, 48 pages.
- Michez, N., Aish, A., Hily, C., Sauriau, P-G., Derrien-Courtel, S., De Casamajor, M-N., Foveau, A., Ruellet, T., Lozach, S., Soulier, L., Popovsky, J., Blanchet, H., Cajeri, P., Bajjouk, T., Guillaumont, B., Grall, J., Gentil, F., Houbin, C., Thiébaud, E., 2013. Typologie des habitats marins benthiques français de Manche, de Mer du Nord et d'Atlantique : Version 1. Rapport SPN 2013 - 9, MNHN, Paris, 32 pages.
- Morancy, R., Schrimm, M., Nivière, P. et Porcher, M. 2001a. Cartographie des fonds marins autour de l'îlet à Kaouhanne, Carex Environnement, 25 pages.
- Morancy, R., Schrimm, M., Nivière, P. et Porcher, M., 2001b. Cartographie des fonds marins proches du littoral de la Riviera, côte sud de Frande-Terre, secteur de la Pointe Canot (Gosier) à l'Anse Loquet (Saint-François), Carex Environnement, 48 pages.
- Morancy, R., Job, S. et Porcher, M., 2003. Cartographie des fonds marins du Grand Cul-de-sac Marin, Carex Environnement, 22 pages.
- Ortolé, C., 2012. Dynamique de population de l'espèce invasive *Halophila stipulacea* en Martinique. Rapport de Master 2, Institut Universitaire et technique de Caen, DEAL Martinique, 40 pages.
- PARETO, 2006. « ORC6 » : Suivi de l'état de santé des récifs coralliens de Mayotte. Suivi des peuplements benthiques du récif barrière et des récifs internes « point zéro ». Rapport technique pour le compte de la DAF Mayotte, 60 pages.

- PARETO, 2008. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens des réserves naturelles marines de Guadeloupe. Année 2007 : définition des sites de suivi et état de référence, rapport provisoire, 46 pages.
- PARETO, Impact Mer, ARVAM, ASCONIT, R.N. ST-MARTIN, 2011. Directive Cadre sur l'Eau : réalisation du contrôle de surveillance des masses d'eau littorales de la Guadeloupe. Biologie, Physico-chimie, Hydromorphologie. Rapport de synthèse de la 3ème année de suivi, 129 pages.
- Patriquin, D. G., 1975. "Migration" of blowouts in seagrass beds at Barbados and Carriacou, West Indies, and its ecological and geological implications, *Aquatic Botany*, 1, 163-189.
- Phillips, R., Menez, E., 1988. Seagrasses. Smithsonian contribution to the Marine Sciences, 34. Smithsonian Institute Press, Washington, DC, 110 pages.
- Phillips, R.C., 1967. On species of the seagrass, *Halodule*, in Florida. *Bulletin of Marine Science* 17, 672–676.
- PNUE, PAM & CAR/ASP, 2007. Manuel d'interprétation des types d'habitats marins pour la sélection des sites à inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la Conservation. Pergent G., Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G. et Harmelin J.G. eds., CAR/ASP publ., Tunis, 199 pages.
- Porcher, M., Morancy, R., Schrimm, M., Schmidt, A., Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C. et Louis, M., 1999. Cartographie de la frange littorale et du milieu marin peu profond en Guadeloupe et des îles proches, DIREN Guadeloupe, Carex Environnement, UAG, 80 pages.
- Renoux-Meunier A., 1977. Étude préliminaire de la flore algale de la mangrove du Grand cul-de-sac Marin (Guadeloupe). *Nouv. Agron. Antilles-Guyane*, 3-2, 77-106.
- Reyjol, Y., Spyratos, V. et Basilico, L., 2013. Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Perspectives en vue du 2^e cycle DCE – Eaux de surface continentales. Les rencontres de l'Onema, 31 pages.
- Rindi, F., Maltagliati, F., Rossi, F., Acunto, S., Cinelli, F., 1999. Algal flora associated with a *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson (Hydrocharitaceae, Helobiae) stand in the western Mediterranean. *Oceanologica Acta* 22, 421–429.
- Ruiz, H., Ballantine, D.L., 2004. Occurrence of the seagrass *Halophila stipulacea* in the tropical West Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 75, 131–135.
- Sharon, Y., Levitan, O., Spungin, D., Berman-Frank, I., Beer, S., 2011. Photoacclimation of the seagrass *Halophila stipulacea* to the dim irradiance at its 48-meter depth limit. *Limnology and Oceanography*, 56, 357.
- Short, F. T., McKenzie, L. J., Coles, R. G., Vidler, K. P., Gaeckle, J. L. 2006. SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat, Worldwide edition. University of New Hampshire Publication, 75 pages.
- Vandel, E., Monnier, O., You, H., Dirberg, G., Ximénès, M.-C., 2012. Développement d'indicateurs benthiques DCE (récifs coralliens et herbiers de phanérogames) dans les DOM – Synthèse et analyse des travaux sur la qualification de l'état écologique DCE, Rapport MNHN-SPN, Onema, 74 pages.
- Van Dijk, J.K., van Tussenbroek, B.I., 2010. Clonal diversity and structure related to habitat of the marine angiosperm *Thalassia testudinum* along the Atlantic coast of Mexico. *Aquatic Botany*, 92, 63- 69.
- Van Tussenbroek, B.I., Barba Santos, M.G., Wong, J.G.R., van Dijk, J.K., Waycott, M., 2010. A guide to the tropical seagrasses of the Western Atlantic. Universidad nacional Autonoma de México, 75 pages.
- Vaslet, A., Chevy, L., Alloncle N. et Brugneaux, S., 2013. Analyse régionale marine de Guadeloupe. Rapport Agence des Aires Marines protégées – Parc National de Guadeloupe – Université des Antilles et de la Guyane, 268 pages.

- Willette, D.A., Ambrose, R.F., 2012. Effects of the invasive seagrass *Halophila stipulacea* on the native seagrass, *Syringodium filiforme*, and associated fish and epibiota communities in the Eastern Caribbean. *Aquatic Botany* 103, 74–82.
- Willette, D.A., Chalifour, J., Debrot, A.O.D., Engel, M.S., Miller, J., Oxenford, H.A., Short, F.T., Steiner, S.C.C., Védie, F., 2014. Continued expansion of the trans-Atlantic invasive marine angiosperm *Halophila stipulacea* in the Eastern Caribbean. *Aquatic Botany* 112, 98–102.
- Zieman J.C., 1982. The ecology of the seagrasses of south Florida: a community profile. US Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D. C.FWS/OBS-82/25, 158 pages.

Annexe 1

Représentation schématique des transects LIT. Pour chaque station (nom des stations sur la première ligne du tableau) sont indiquées l'abondance des phanérogames le long du transect de 50 mètres (les 50 mètres étant représentés de haut en bas). 0 : substrat nu, 1 : densité faible, 2 densité moyenne, 3 : densité importante. En vert les herbiers monospécifiques à *Thalassia testudinum*, en orange les herbiers mixtes à *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum*, en bleu les herbiers à *Halophila stipulacea*.



La fragmentation des herbiers semble pouvoir être un bon indicateur de certaines pressions physiques. Par exemple, si on considère les herbiers monospécifiques à *Thalassia* (en vert) qui se développent préférentiellement dans des zones où l'hydrodynamisme est faible et le substrat stabilisé, la fragmentation est faible, exceptée à la station Baie du Marin (MAR), située dans une zone fortement soumise aux pressions physiques de type ancrage.

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Museum national d'Histoire naturelle
Service du Patrimoine Naturel
36 rue Geoffroy Saint Hilaire
CP 41
75231 Paris Cedex 05
www.mnhn.fr/spn