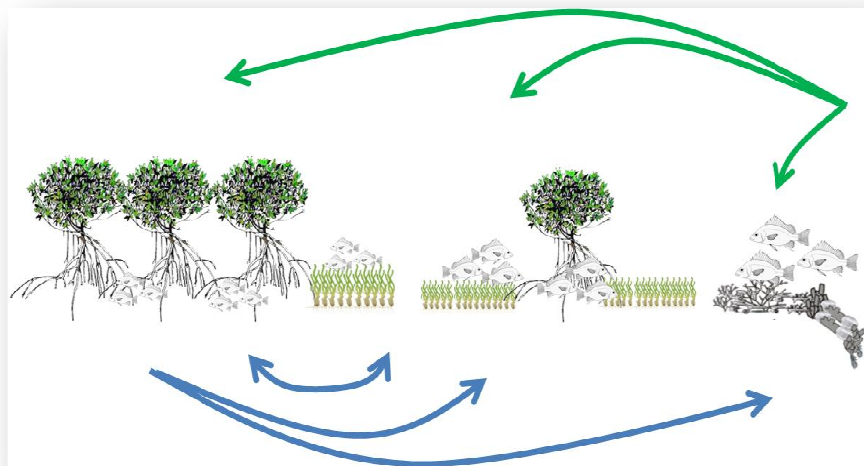


**INVENTAIRE DES ZONES FONCTIONNELLES POUR LES
RESSOURCES HALIEUTIQUES DANS LES EAUX SOUS
SOVERAINETE FRANÇAISE**

INVENTAIRE DES ZONES FONCTIONNELLES DANS LES ANTILLES FRANÇAISES



Credit : Astrou

en partenariat avec



Sommaire

• Introduction.....	7
• Orientations méthodologiques et organisation des travaux	9
1. Orientations méthodologiques nationales.....	9
1.1. Définitions	9
1.2. Critères de hiérarchisation pour identifier des secteurs d'importance	10
1.2.1. Pour les frayères.....	10
1.2.2. Pour les nourriceries.....	11
1.2.3. Pour les voies de migration	12
2. Organisation des travaux d'inventaire dans les Antilles françaises	13
• Informations disponibles et organisation de la connaissance pour les Antilles françaises	15
1. Nature des informations recherchées.....	15
2. Pour l'identification des nourriceries.....	16
3. Pour l'identification des frayères	17
4. Pour l'identification des voies de migration.....	17
5. Conclusion	17
• Inventaire des informations permettant d'identifier les zones fonctionnelles halieutiques d'importance dans les Antilles françaises	19
1. Les espèces d'intérêt halieutique dans les Antilles françaises.....	19
2. Synthèse des éléments connus dans les Antilles et dans la Caraïbe concernant les voies de migration	20
2.1. Migrations ontogéniques	20
2.2. Migrations liées à la reproduction	21
2.3. Conclusion	21
3. Synthèse des éléments connus dans les Antilles et dans la Caraïbe concernant les nourriceries	22
3.1. Généralités sur les nourricerie dans la Caraïbe.....	22
3.2. Les herbiers de Magnoliophytes marins	24
3.2.1. Description et rôle écologique	24
3.2.2. Peuplement ichtyologique des herbiers.....	25
3.2.3. Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie des Magnoliophytes marins...	29
3.3. Les mangroves.....	32
3.3.1. Description et rôle écologique	32

3.3.2.	Peuplement ichthyologique des mangroves et bordures de mangrove	33
	Les canaux	34
	Les lagunes de mangrove	34
	Les bordures de mangrove	35
3.3.3.	Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie des mangroves pour les espèces d'intérêt halieutique.....	37
3.4.	Les habitats coralliens	39
3.4.1.	Description et rôle écologique	39
3.4.2.	Peuplement ichthyologique des habitats coralliens	39
3.4.3.	Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie de l'habitat corallien	41
3.5.	Bilan des connaissances : identification des facteurs influençant la qualité des nourriceries pour les habitats clefs identifiés.....	42
4.	Synthèse des éléments connus concernant les frayères	44
4.1.	Dans la Caraïbe	44
4.1.1.	Les différents types de frayères	44
4.1.2.	Les frayères transitoires	45
	Les espèces	45
	Les sites répertoriés dans la Caraïbe	47
	Caractéristiques connues des frayères transitoires dans la Caraïbe.....	47
4.1.3.	Les frayères résidentes.....	49
	Les espèces.....	49
	Caractéristiques des zones de frai.....	51
4.2.	Dans les Antilles françaises	52
•	Applications des facteurs pour la détermination des zones fonctionnelles halieutiques prioritaires.....	53
1.	Rappel et éléments de terminologie.....	53
2.	Pour les nourriceries.....	54
2.1.	Applications aux herbiers de Magnoliophytes marins	54
2.1.1.	Données cartographiques disponibles	54
2.1.1.	Atlas cartographique	60
2.2.	Application aux mangroves	61
2.2.1.	Données cartographiques disponibles	61
2.2.2.	Atlas cartographique	63

2.3.	Application aux habitats coralliens	63
2.3.1.	Données cartographiques disponibles	63
2.3.1.	Atlas cartographique	67
2.4.	Synthèse	68
3.	Limites et perspectives.....	74
3.1.	Limites de l'étude et de l'application cartographique	74
3.2.	Perspectives et pistes de travail futures	74
•	Références bibliographiques.....	77

Remerciements

Ce travail est issu d'un étroit partenariat entre l'Agence française pour la Biodiversité, l'université des Antilles et IFREMER. Avec l'aimable collaboration d'Agrocampus Ouest et des réserves de Saint-Martin et de Saint-Barthélemy.

Ce rapport doit être cité comme suit :

Astrou A., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Reynal L., Brugneaux S., 2018. Inventaire des zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous juridiction française : inventaire des zones fonctionnelles dans les Antilles françaises. Agence française pour la Biodiversité, 131 p.

INTRODUCTION

Face aux enjeux mondiaux, l'Etat français s'engage dans la préservation de la biodiversité et des milieux naturels, notamment grâce à l'adoption de la loi n°2016-1087 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Cette loi prévoit notamment la création d'une nouvelle catégorie d'Aire Marine Protégée, les Zones de Conservation Halieutiques (ZCH). Ce nouvel outil de protection a pour objectif spécifique de contribuer à la préservation des ressources halieutiques par la protection ou la restauration des zones fonctionnelles d'importance pour le cycle de vie des ressources halieutiques au sein des eaux territoriales françaises (12 milles marins).

Le décret d'application n° 2017-568 du 19 avril 2017 relatif aux Zones de Conservation Halieutiques, prévoit que la désignation des zones de conservation halieutiques s'appuiera sur une analyse préalable qui comprendra :

- Un état des lieux :

- a) Des stocks d'espèces, de leur état et de leur importance économique ;
- b) Des zones fonctionnelles des ressources halieutiques identifiées, de leurs fonctionnalités en termes de frai, de nourricerie ou de migration, en précisant leur caractère saisonnier ou stable au cours de l'année ;
- c) Des actions et activités susceptibles d'affecter de manière significative les fonctionnalités de la zone ainsi que des enjeux socioéconomiques associés à ces actions ou activités ;
- d) Des mesures existantes de protection de la zone et de gestion des stocks concernés.

- Une étude de l'importance de la zone pour les stocks concernés, établie, notamment, au regard de la production de biomasse, de l'abondance de la ressource, ainsi que de la contribution de la zone au renouvellement du stock, compte tenu de sa superficie et des autres zones remplissant les mêmes fonctionnalités pour ce stock.

- L'identification d'objectifs de préservation ou de restauration des fonctionnalités halieutiques, ainsi que des propositions de mesures permettant d'atteindre ces objectifs.

Ce rapport constitue l'état des lieux des informations disponibles pouvant participer à l'identification des zones fonctionnelles d'importance et prioritaires dans les Antilles françaises.

* ORIENTATIONS METHODOLOGIQUES ET ORGANISATION DES TRAVAUX

1. ORIENTATIONS METHODOLOGIQUES NATIONALES

Les orientations méthodologiques nationales ont été établies par Delage et Le Pape (2016) dans une étude préliminaire consacrée aux définitions, aux critères d'importance et aux méthodes déterminant les zones fonctionnelles d'importance. Ce rapport définit les différents types de zones fonctionnelles participant au cycle de vie des ressources halieutiques et propose des critères pour évaluer leur importance vis-à-vis du renouvellement de la ressource.

1.1. Définitions

Les **espèces d'intérêt halieutique** s'entendent ici comme des éléments biotiques de l'écosystème aquatique présentant un intérêt pour l'exploitation commerciale par la pêche. On peut définir une **zone fonctionnelle halieutique** comme un espace en mer (jusqu'à la limite de dessalure des eaux) au sein duquel se déroule au moins une phase du cycle de vie d'une ressource halieutique.

Enfin, on considère comme **phases du cycle de vie** : la naissance et la vie larvaire, les phases de croissance et d'alimentation (séparées en croissance juvénile et phase adulte), le processus de reproduction et les migrations entre ces stades successifs.

Le tableau I caractérise de manière synthétique les phases du cycle de vie des espèces.

Tableau I-Identification des différentes catégories de zones fonctionnelles nécessaires au bon développement d'une ressource halieutique (d'après Delage et Le Pape, 2016)

	Quand ?	Pourquoi ?	Conditions nécessaires	Conséquences des perturbations sur la zone
Zone de ponte (frayère)	De la fécondation à l'éclosion	Développement embryonnaire	Conditions physico-chimiques adéquates	Baisse du recrutement
Zone de dispersion larvaire	De l'éclosion à la dernière métamorphose	Développement et croissance	Ressources trophiques Conditions physico-chimiques adéquates	Baisse du recrutement
Zone de nourricerie	De la dernière métamorphose à la première maturation	Croissance	Conditions physico-chimiques et type d'habitat adéquats Ressources trophiques	Baisse du recrutement
Zone de reproduction (frayère)	De la maturation à l'émission des gamètes	Reproduction	Conditions physico-chimiques adéquates Présence de congénères	Diminution de l'efficacité de la reproduction
Zone de croissance adulte	De l'émission des gamètes à la maturation suivante	Croissance	Conditions physico-chimiques adéquates Ressources trophiques	Diminution de la biomasse
Zone de migration	Trajet entre deux zones fonctionnelles	Changement de milieu	Continuité	Rupture de connectivité

Suite aux travaux de Delage et Le Pape (2016), trois catégories de **zones fonctionnelles halieutiques** sont finalement retenues comme présentant un intérêt majeur, dans le but d'identifier des secteurs prioritaires pour établir des Zones de Conservation Halieutiques dans les eaux territoriales :

- **Les voies de migration**, pour les espèces amphihalines et récifales ;
- **Les nurseries**, habitats où se réalise la croissance des juvéniles ;
- **Les frayères**, siège de la reproduction et des premiers stades de développement.

Chacune de ces zones représente une concentration importante sur des surfaces restreintes pour un stade de vie donné. Elle est le siège d'une phase essentielle du cycle de vie des espèces d'intérêt halieutique dont la privation entraînerait des conséquences pour le renouvellement des populations.

1.2. Critères de hiérarchisation pour identifier des secteurs d'importance

1.2.1. Pour les frayères

D'après Delage et Le Pape, 2016.

Les zones de reproduction sont définies comme des aires géographiques au sein desquelles les individus reproducteurs se regroupent dans le but d'émettre leurs gamètes. La zone de ponte est définie comme une aire géographique où sont émis les ovocytes fécondés. Du fait de l'étroite relation entre ces deux types de zones pour une très forte proportion d'espèces d'intérêt halieutique, celles-ci seront regroupées sous le terme de frayère comprenant la zone sur laquelle a lieu l'action de reproduction ainsi que celle où les embryons sont émis.

Une frayère peut se définir par :

- Ses conditions physiques (granulométrie du fond, vitesse de courant, température) et chimiques, particulièrement la salinité ;
- Son association avec des zones de fortes productivités, telles que des estuaires ou des upwellings.

En effet, les frayères sont le fruit d'une évolution sur le long terme qui a sélectionné les habitats offrant la meilleure fitness des produits de la ponte. En conséquence, leur positionnement n'est pas exclusivement lié aux conditions optimales pour les embryons mais aussi à leur devenir. Les frayères sont donc situées dans des secteurs d'où les œufs et les larves dériveront avec succès dans des conditions favorables d'alimentation et de survie vers des secteurs optimaux de nurserie.

Sur ces zones et lors de ces périodes, une forte concentration des individus reproducteurs est observée. L'identification des zones importantes pourra se baser sur la concentration en biomasse d'individus reproducteurs et/ou d'œufs sur une faible aire géographique en période de ponte. Plus le secteur hébergera une concentration en géniteurs et/ou en produits de ponte forte, plus il contribuera a priori à la production de nouvelles ressources.

1.2.2. Pour les nourriceries

D'après Delage et Le Pape, 2016.

Une zone de nourricerie se définit comme une aire géographique au sein de laquelle les juvéniles d'une même espèce se regroupent afin d'optimiser leur croissance jusqu'à la première maturation sexuelle. Cette zone est sélectionnée par les organismes en fonction de leurs besoins : disponibilité en nourriture, présence de refuge, conditions physico-chimiques ou encore compétition avec d'autres espèces pour les ressources.

Selon Beck *et al.* (2001) et Whitfield et Patrick (2015), un habitat constitue une nourricerie pour les espèces d'intérêt halieutique si :

- Les conditions physiques et chimiques du milieu sont adaptées aux besoins physiologiques, spécifiques à chaque espèce ;
- Les ressources trophiques sont abondantes et adaptées, la forte productivité et la disponibilité en ressources trophiques étant un critère fondamental (Le Pape et Bonhommeau, 2015) ;
- La protection contre les prédateurs est suffisante (Ebeling et Laur, 1985). Une nourricerie de qualité est, en effet, à la fois riche en nourriture et présente une faible mortalité due à la prédation (Vinagre et Cabral, 2008) ;
- La connectivité inter-habitats permet la colonisation par les larves et les stades précoces puis l'émigration vers les habitats des adultes.

Pour beaucoup d'espèces, la nourricerie se caractérise par une très forte concentration en juvéniles sur un espace restreint. Ainsi, plus un habitat de nourricerie héberge une densité/concentration forte de juvéniles, plus il contribuera au recrutement des ressources halieutiques.

1.2.3. Pour les voies de migration

D'après Delage et Le Pape, 2016.

Pour les espèces non sédentaires, afin d'effectuer la transition entre les différentes zones fonctionnelles occupées aux différents stades de vie, une ou plusieurs phases de migration doivent avoir lieu.

Ces phases transitoires peuvent être passives (dérive des œufs et des larves) ou actives (nage dirigée des juvéniles et adultes). Les migrations actives peuvent avoir deux fins, soit alimentaires vers une zone de nourrissage (Nakamura et Tsuchiya, 2008), soit reproductrices, vers les frayères (Block, 2011). Ces migrations sont des passages obligés pour certaines espèces d'intérêt halieutique afin de poursuivre leur cycle biologique. Elles adviennent entre deux stades (de juvéniles vers reproducteurs) ou entre deux phases saisonnières (échanges cycliques entre frayères et zones de nourrissage des adultes). A plus faible échelle spatiale, du fait de leur inféodation à un milieu particulier, on trouve également ce type de comportement migratoire chez les espèces tropicales fréquentant les récifs coralliens (Simpson *et al.*, 2013).

On considère donc comme voies de migration les couloirs empruntés par une espèce d'intérêt halieutique, dans le but de rejoindre une zone hors de laquelle la poursuite de son cycle biologique n'est pas réalisable. Le libre passage par ces voies de migrations permet aux organismes de poursuivre leur développement. L'abondance des espèces dans ces voies de passage peut en indiquer l'importance.

En milieu tropical, la connectivité écologique est un processus clé dans la structure des réseaux trophiques (Sheaves, 2009). Les migrations réalisées particulièrement par les juvéniles entre le récif corallien, la mangrove et les herbiers constituent un relai trophique exportant la matière vivante accumulée sur les nourriceries vers les zones de vie adulte (Kneib, 2002 ; Heck Jr *et al.*, 2008). La présence de mangrove et d'herbiers à une distance de 100 à 1000 m d'un récif y augmente l'abondance de l'ichtyofaune (Kendall *et al.*, 2003 ; Grober-Dunsmore *et al.*, 2007). Les migrations dans le but de pondre sont, elles-aussi, essentielles à la réalisation du cycle de vie des espèces d'intérêt halieutique de ces milieux. Approximativement, 50% des espèces dans le paysage marin de Zanzibar utilise deux habitats ou plus (Berkström *et al.*, 2012). Cet usage d'habitats multiples implique une forte connectivité entre les différents milieux et donc de disposer de voies de migrations opérationnelles pour permettre la poursuite du cycle de vie. Ces voies de migrations souvent restreintes (ex : passes dans les récifs barrières) constituent des zones fonctionnelles d'importance qu'il convient de protéger (Berkström *et al.*, 2012).

2. ORGANISATION DES TRAVAUX D'INVENTAIRE DANS LES ANTILLES FRANÇAISES

L'inventaire des données disponibles permettant d'identifier des zones fonctionnelles d'importance a été confié à Agrocampus Ouest pour les trois façades métropolitaines (Manche, Atlantique et Méditerranée).

L'inventaire des données disponibles dans les Antilles françaises a été confié à l'Agence Française pour la Biodiversité qui s'est appuyée sur un partenariat avec l'université des Antilles (laboratoire de biologie marine) et l'Ifremer (station de Martinique).

Les travaux ont été menés sous le pilotage des Directions de la Mer de Martinique et de Guadeloupe.

Une réunion d'information des partenaires et de recensement des organismes détenteurs de données ou d'informations a été tenue en Guadeloupe et en Martinique. La liste des organismes consultés est présentée en annexe I.

Une réunion de présentation des résultats a été organisée en Guadeloupe, en Martinique, ainsi qu'auprès des partenaires de Saint Barthélemy et de Saint Martin. .

Ce travail a abouti à l'identification :

- pour les nourriceries : des habitats ayant un rôle de nourricerie clef pour espèces d'intérêt halieutiques et à plusieurs facteurs influençant la qualité de la nourricerie pour ces habitats. A dire d'experts, ces facteurs ont permis d'établir une hiérarchisation de l'intérêt de chacun des habitats et de produire des cartes de zones de nourricerie d'importance et prioritaires théoriques.
- pour les frayères : la synthèse d'information réalisée n'a pas permis d'aboutir à la localisation de secteurs clefs.
- Pour les voies de migration : le peu d'informations disponibles n'a pas permis de localiser des secteurs clefs ni de définir des facteurs de hiérarchisation de ces zones.

* INFORMATIONS DISPONIBLES ET ORGANISATION DE LA CONNAISSANCE POUR LES ANTILLES FRANÇAISES

1. NATURE DES INFORMATIONS RECHERCHEES

Les travaux menés sur les façades métropolitaines se sont organisés à travers l'inventaire de quatre catégories d'informations :

- Les zones fonctionnelles d'importance déjà connues à partir de données quantitatives ;
- Les études et campagnes scientifiques dont l'exploitation des données pourrait permettre ce travail d'identification et de quantification ;
- Les données de suivi de la pêche professionnelle ;
- Les cartes, données et connaissances cartographiques non quantitatives issues de l'expertise des scientifiques, des gestionnaires et des professionnels de la pêche ou des plaisanciers.

Malgré une volonté de suivre l'organisation des travaux réalisés sur les façades métropolitaines, le manque de données disponibles dans les Antilles françaises a conduit à appréhender l'état des lieux des zones fonctionnelles halieutiques selon une approche différente.

Effectivement, il n'existe aucune cartographie des zones fonctionnelles aux Antilles françaises et peu d'études ont été menées dans le but explicite d'étudier le rôle fonctionnel de certains habitats ou secteurs particuliers.

En revanche, de nombreuses études ont été réalisées sur les peuplements de poissons. Pour la plupart, ces travaux se sont focalisés sur la composition et la structuration des peuplements ichtyologiques dans différents habitats côtiers, tandis que certaines études ont ciblé un nombre restreint d'espèces, tels que les travaux de Baelde (Baelde, 1986 ; Baelde et Louis, 1987) sur la biologie du brème commun *Archosargus rhomboidelis* et du sarde à queue jaune *Ocyurus chrysurus*. Ces études sont recensées et leur contenu détaillé dans des fiches de synthèse présentées en annexe II.

En outre, les données de suivi de la pêche professionnelle ne permettent pas d'identifier de zones fonctionnelles. En effet, le suivi de débarquement réalisé par IFREMER (Obsdeb) mis en place dans les Antilles françaises ne permet pas l'identification de zones géographiques précises, et les données sont souvent regroupées par famille ce qui empêche une approche à l'échelle de l'espèce.

Les données provenant des logbooks, récemment mis en place, ne sont pas encore disponibles et les VMS ne sont obligatoires que pour les navires de plus de 12 m, ce qui ne concerne qu'un faible

pourcentage de la flotte des Antilles françaises qui n'exploite pas les eaux territoriales. Ainsi, la cartographie de la distribution des espèces d'intérêt halieutique aux stades commerciaux n'est pas réalisable pour la zone étudiée.

Enfin, aucune cartographie s'appuyant sur des dires d'experts n'est disponible.

Face à ce constat une méthodologie *ad hoc* visant à pré-identifier certaines zones d'importance est proposée.

2. POUR L'IDENTIFICATION DES NOURRICERIES

Les nourriceries sont les zones fonctionnelles qui regroupent le plus de données disponibles dans les Antilles françaises. En effet, de nombreux travaux ont permis de quantifier l'abondance des poissons par classe de taille ou de manière ciblée sur les juvéniles sur des stations ponctuelles (position de l'engin de pêche dormant ou du coup de senne, comptage visuel). Ces études peuvent aboutir à la conclusion que la station étudiée constitue une zone de nourricerie pour certaines des espèces observées, parfois de manière hâtive dans la mesure où la qualification de juvéniles est fixée dans plusieurs études de manière arbitraire sans tenir compte de la taille de maturité sexuelle. Pour autant les conclusions de ces travaux portent sur des stations ponctuelles et les plans d'échantillonnage associés ne permettent pas d'envisager une généralisation de leurs résultats à l'ensemble d'un secteur ou d'un habitat,

Par ailleurs, il existe un manque de données en ce qui concerne la croissance, le taux de survie ou encore la migration vers les habitats des populations adultes. Par conséquent, si des concentrations élevées de juvéniles sont constatées dans certains secteurs, les études existantes ne permettent pas non plus de hiérarchiser l'importance des zones les unes par rapport aux autres en termes de qualité des nourriceries, ni de juger de leurs contributions respectives aux populations adultes. Une phase d'identification des paramètres influençant la qualité de la nourricerie s'est donc avérée nécessaire.

Aussi, un travail bibliographique a été réalisé afin d'identifier les habitats susceptibles d'être qualifiés de nourricerie et de rechercher les caractéristiques pouvant influencer l'importance de ces nourriceries pour les espèces d'intérêt halieutique.

Dans un deuxième temps, il est proposé une méthodologie pour mettre en œuvre ces critères de sélection théoriques.

3. POUR L'IDENTIFICATION DES FRAYERES

Les zones de frayère et d'agrégation de ponte n'ont jamais été localisées dans les Antilles françaises. Néanmoins une bibliographie conséquente existe à l'échelle de la Caraïbe. Une synthèse des travaux de recherche visant à décrire ces sites et à identifier des paramètres de localisation prédictive dans la Caraïbe a été réalisée ainsi qu'un recensement des dires d'experts.

4. POUR L'IDENTIFICATION DES VOIES DE MIGRATION

Les voies de migration sont encore mal connues dans la Caraïbe et aucune information permettant d'inventorier ce type de zone fonctionnelle n'a pu être identifiée dans les Antilles françaises (bibliographie, dires d'experts). Par ailleurs, les recherches bibliographiques menées n'ont pas permis de mettre en évidence des critères de localisation de voies de migration applicables au contexte antillais. Ainsi, aucun travail de cartographie n'a pu être réalisé dans cette étude.

5. CONCLUSION

Les études et les données disponibles à l'échelle des Antilles françaises nécessitent **une approche différente** de celle effectuée sur les autres façades maritimes métropolitaines. Par conséquent, la démarche retenue pour ce présent rapport est dans un premier temps de s'appuyer sur les études locales ou plus généralement caribbéennes et tropicales afin de mettre en évidence **des facteurs permettant l'identification des zones fonctionnelles d'importance et prioritaires théoriques**. Cette **étude bibliographique** est soutenue par **les dires d'expert**. Dans un second temps, une fois ces facteurs identifiés, une méthodologie d'application de ces critères est proposée afin d'identifier des **zones fonctionnelles d'importance et prioritaires théoriques** aux Antilles françaises.

* INVENTAIRE DES INFORMATIONS PERMETTANT D'IDENTIFIER LES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES D'IMPORTANCE DANS LES ANTILLES FRANÇAISES

1. LES ESPECES D'INTERET HALIEUTIQUE DANS LES ANTILLES FRANÇAISES

Dans ce rapport, seules les espèces halieutiques côtières sont prises en compte. En effet, la loi relative aux Zones de Conservation Halieutique concerne uniquement les eaux territoriales françaises soit 12 milles marins. Par conséquent, les stocks de poissons pélagiques hauturiers (ex : thon, dorade coryphène, marlin, exocet, etc.) ne sont pas pris en considération en raison de l'étendue géographique où se déroule leur cycle de vie.

La pêche antillaise est principalement composée d'une flottille de navires non pontés, propulsés par un moteur hors-bord, effectuant des sorties à la journée sur le plateau insulaire. Cette pêche est caractérisée par un nombre important d'espèces débarquées (182 espèces recensées en 1987 par Gobert, 1991), une grande diversité de métiers utilisés et une multitude de points de débarquements. En 2015, l'effectif était de 1 232 navires pour une production de 327 t de poissons démersaux côtiers en Martinique et un débarquement total de 750 t (SIH, 2017) et de 1 009 navires pour une production de 1 366 t pour la même ressource en Guadeloupe sur un total de 3 094 t débarquées (Guyader et al., 2017).

Les stocks de poissons démersaux côtiers sont constitués d'un grand nombre d'espèces dont la plupart sont inféodées de façon plus ou moins stricte aux écosystèmes coralliens. Cela se traduit par des débarquements de pêche composés de nombreuses espèces (127 dans les nasses martiniquaises et 118 dans les filets) sans espèce nettement dominante. En 1987, l'espèce démersale la plus abondante, *Ocyurus chrysurus*, représentait moins de 5 % de la production totale. Les tailles des poissons débarqués se situent majoritairement en-dessous de 40 cm (Gobert et Reynal *in* Blanchet, 2002). Le prix moyen annuel de vente des espèces démersales se situait entre 6 et 11 €.kg⁻¹ en 2009 en Martinique. Quelques espèces sont de plus haute valeur commerciale comme les langoustes (*Panulirus argus* et *Panulirus guttatus*) qui s'échangeaient respectivement pour 24 et 20 €.kg⁻¹ en moyenne, le lambi (*Lobatus gigas*) dont la valeur moyenne annuelle a été estimée à 21 €.kg⁻¹ ainsi que l'oursin blanc (*Tripneustes ventricosus*) dont les gonades atteignent un prix de vente moyen de 61 €.kg⁻¹ en 2009 (Reynal *com.pers.*, 2018).

Ainsi, toutes les espèces de poissons susceptibles d'être vendues ont été considérées dans ce travail. Une distinction a été réalisée entre les espèces d'intérêt commercial significatif et les espèces dont les débarquements sont globalement inférieurs à 1% (Annexe III). Sur les 121 espèces de poissons retenues, 91 sont des espèces récifales soit 75 %.

Très peu d'espèces d'intérêt halieutique ont pour habitat adulte les mangroves et les herbiers de Magnoliophytes marins (Engraulidae, Clupeidae), ces espèces représentent des débarquements assez faibles.

2. SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS CONNUS DANS LES ANTILLES ET DANS LA CARAÏBE CONCERNANT LES VOIES DE MIGRATION

Les migrations sont des mouvements d'individus se produisant saisonnièrement ou à des instants particuliers de leur cycle de vie. L'étendue des migrations peut être de l'ordre de quelques centaines de mètres à des milliers de kilomètres. Les migrations d'individus juvéniles et/ou adultes peuvent se produire si les individus ont besoin d'atteindre des zones particulières de frai, de nourricerie ou d'alimentation (Grüss *et al.*, 2011). Dans ce rapport, les migrations journalières liées à l'alimentation n'ont pas été prises en compte car elles ne sont pas considérées comme essentielles à la réalisation d'une phase du cycle de vie des espèces.

2.1. Migrations ontogéniques

Les migrations ontogéniques se définissent par des changements d'habitats liés aux différents stades de développement des individus, depuis la post-larve jusqu'au stade adulte. La majorité des poissons récifaux-lagonaires possède un cycle de vie complexe, caractérisé par une phase larvaire pélagique puis une phase benthique pour les juvéniles et les adultes. Pour certaines espèces de poissons récifaux, les stades juvéniles et adultes peuvent se dérouler dans des habitats différents. Une fois compétentes, les larves rejoignent le milieu côtier et s'installent dans les habitats peu profonds tels que les herbiers de Magnoliophytes marins, les mangroves et les communautés coralliennes. Après la métamorphose, les juvéniles évoluent dans ces habitats qualifiés de nourricerie. Au cours de leur croissance, les individus vont rejoindre les populations adultes, pouvant passer par des habitats intermédiaires. En effet, Grol *et al.* (2014) ont démontré dans leur étude qu'à Curaçao, dans la Caraïbe, la gorette jaune, *Haemulon flavolineatum*, peut utiliser jusqu'à cinq habitats différents au cours de sa croissance. Les larves pélagiques s'installent sur les fonds détritiques afin d'obtenir une protection efficace contre la prédation et des sources de nourriture abondantes. Ensuite, les individus migrent vers les herbiers de

Magnoliophytes, vraisemblablement en raison de la plus grande disponibilité de ressources nutritives dans cet habitat. Les juvéniles se retrouvent également dans les mangroves, qu'ils utilisent comme refuge contre les prédateurs. Avant la migration finale vers les communautés coralliennes, certains individus peuvent être présents sur des fonds rocheux. Cet habitat sert d'arrêt intermédiaire avant que les juvéniles rejoignent les communautés coralliennes pour atteindre leur maturité sexuelle et se reproduire.

Des études télémétriques suggèrent que la migration faite par les juvéniles pour rejoindre les populations adultes, se déroule durant de courtes périodes, entre quelques jours et quelques heures (Luo *et al.*, 2009). Des routes spécifiques dans les lagons et les estuaires peuvent être utilisées comme corridors de migration. Ces derniers doivent présenter certains avantages tels qu'une pression de prédation plus faible, une distance plus courte pour rejoindre les zones de vie des populations adultes ainsi que des conditions hydrologiques facilitant la migration (Zollner et Lima, 1999). Certaines études indiquent l'importance de la continuité dans les habitats (Hitt *et al.*, 2011) et/ou les corridors représentés par les zones non végétalisées dans les herbiers de Magnoliophytes marins (Boström *et al.*, 2006). Les poissons migrent vers le large en passant à travers des embouchures de baie ou en traversant des zones dégagées tel que des bancs de sable, des îlets ou d'autres types de corridors naturels plus proches du large (Vermeij *et al.*, 2007 ; Luo *et al.*, 2009).

2.2.Migrations liées à la reproduction

Ces migrations peuvent être décrites comme le mouvement des individus de leur lieu de vie vers un lieu de reproduction. Les échelles spatiales et temporelles des migrations de reproduction peuvent s'étendre de distances quotidiennes inférieures au kilomètre, à des mouvements annuels de plusieurs centaines de kilomètres selon les espèces. Les migrations courtes consistent en des agrégations formées quotidiennement lors des saisons de reproduction prolongées. Les migrations plus importantes sont caractérisées par des agrégations formées au cours des saisons de reproduction courte.

2.3.Conclusion

Dans les Antilles françaises, aucune étude visant à identifier ces couloirs de migration n'a été réalisée. Plus généralement, les études réalisées dans la Caraïbe ne permettent pas d'identifier des critères de localisation de ces zones, à l'exception de certaines espèces (ex : *Epinephelus itajara*). De plus, les experts rencontrés n'ont pas connaissance de zones où se dérouleraient ces phases essentielles dans le cycle de vie des espèces prises en compte dans ce rapport. De plus amples investigations semblent donc indispensables à une meilleure connaissance des voies de migration à l'échelle locale.

3. SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS CONNUS DANS LES ANTILLES ET DANS LA CARAÏBE CONCERNANT LES NOURRICERIES

3.1. Généralités sur les nourriceries dans la Caraïbe

Suite à la phase pélagique des larves, une fois la métamorphose effectuée, les juvéniles de poissons s'établissent préférentiellement dans les petits fonds (0-5 m). Durant cette phase de recrutement, les juvéniles arrivent en masse et sont susceptibles de se sédentariser sur différents types d'habitats tels que les mangroves, les herbiers de Magnoliophytes marins, les communautés coralliennes et les fonds durs peu profonds, artificiels ou naturels ainsi que les fonds sédimentaires (Louis, 1983 ; Aliaume *et al.*, 1990, Baelde, 1990, Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Louis *et al.*, 1992 ; Bouchon-Navaro, 1997 ; Nagelkerken *et al.*, 2000a,b ; Adams et Ebersole, 2002 ; Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 2004 ; Fréjaville, 2007 ; Vaslet, 2009 ; Kopp *et al.*, 2010 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

Cette phase de recrutement massif peut avoir lieu toute l'année, cependant deux pics annuels ont été observés sur les communautés coralliennes aux Antilles françaises, le plus important entre les mois de mai et juillet et, dans une moindre mesure, entre les mois de septembre et octobre (Bouchon-Navaro, 1997).

Suite à l'installation des post-larves, la dispersion des juvéniles des espèces dans ces habitats va dépendre de manière générale de deux facteurs principaux (Figure 1):

- Elle dépend tout d'abord du degré de spécialisation de leur domaine vital. On distingue trois catégories d'espèces de poissons : les espèces résidentes qui sont inféodées à un habitat et dont l'ensemble du cycle de vie se déroule dans cet habitat (espèces spécialistes), les espèces qui peuvent évoluer dans différents habitats (espèces généralistes) et les espèces utilisant des habitats successifs au cours de leur cycle de vie (espèces à migration ontogénique) (Adams et Ebersole *in* Nagelkerken, 2009). La plupart des espèces d'intérêt halieutique dans les Antilles françaises sont des espèces dont l'habitat adulte est la communauté corallienne et dont la phase de croissance peut se dérouler dans différents types d'habitats ;
- Ensuite, à l'exception des espèces montrant une spécialisation pour un habitat particulier, la répartition des juvéniles dans ces différents habitats de nourricerie dépendra principalement de la mosaïque d'habitats disponibles (présence d'herbiers, de mangroves, etc.) au moment du

recrutement et de la capacité de ces habitats à répondre à l'ensemble des conditions nécessaires à la survie et à la croissance des recrues (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

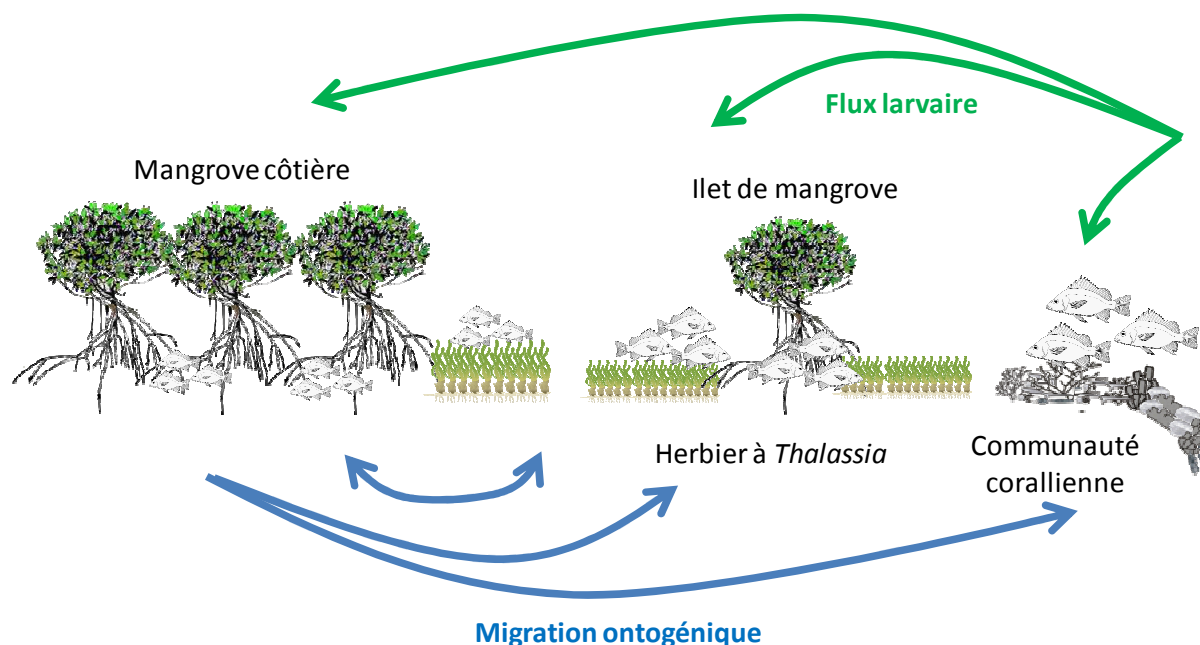


Figure 1-Schéma représentant les différents habitats de nurserie et leur connectivité pour les espèces effectuant une migration ontogénique (@astrou)

Plusieurs habitats ont un rôle de nurserie connu et bien documenté dans la Caraïbe. En effet, l'essentiel des études faites dans les îles de cette région, souligne le rôle essentiel des herbiers et des mangroves en tant que nurserie (notamment Nagelkerken *et al.*, 2000b ; Mumby *et al.*, 2004 ; Kopp *et al.*, 2010). Pour un grand nombre d'espèces effectuant une migration ontogénique, la présence d'herbiers et de mangroves à proximité de leur habitat au stade adulte (communautés coralliennes) augmente de manière significative la biomasse et l'effectif de ces espèces (Baelde, 1990 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Aliaume *et al.*, 1993 ; Mumby *et al.*, 2004 ; Dorenbosch, 2006 ; Kopp *et al.*, 2010). Dans diverses régions de la Caraïbe, l'absence de ces habitats peut engendrer une baisse importante de densité voir l'absence totale du stade adulte de certaines espèces sur les récifs adjacents, néanmoins ce phénomène n'a jamais été démontré dans les Antilles françaises (Nagelkerken *et al.*, 2002 ; Mumby *et al.*, 2004 ; Dorenbosh, 2006).

En comparaison, peu d'études ont été menées sur le rôle de nurserie des communautés coralliennes en particulier. Pour autant la plupart des études portant sur l'étude des peuplements en milieu corallien mettent en avant la forte abondance des juvéniles dans ces habitats (Bouchon-Navaro, 1997 ; Nagelkerken *et al.*, 2000b ; Mellin, 2007 ; Garpe et Ohman, 2007).

Enfin, de manière plus anecdotique, quelques travaux identifient les fonds détritiques comme pouvant constituer des nourriceries pour les espèces à migration ontogénique (Adams et Ebersole, 2002 ; Huijbers *et al.*, 2008). Aucune étude n'a été menée aux Antilles sur la fonctionnalité des fonds meubles et des embouchures de rivière pour les espèces d'intérêt halieutique.

3.2. Les herbiers de Magnoliophytes marins

3.2.1. Description et rôle écologique

Dans les Antilles françaises, quatre espèces indigènes appartenant à quatre genres de Magnoliophytes exclusivement marines sont présentes : *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum*. A ces espèces s'ajoute l'espèce exogène et invasive *Halophila stipulacea*, dont la présence aux Antilles est documentée depuis 2002 (Ruiz et Ballantine, 2004).

Selon les conditions environnementales présentes, ces différentes espèces sont susceptibles de s'installer ou de se succéder dans les petits fonds (inférieur à 10 m de profondeur pour *Thalassia testudinum*). Classiquement, lorsque les conditions sont réunies (stabilité du substrat, profondeur, richesse en matière organique, etc.), la succession d'espèces, qui commence souvent par des espèces pionnières comme *Halodule wrightii* ou *Syringodium filiforme*, conduit à l'installation et à la prédominance de l'espèce climaxique *Thalassia testudinum*. Néanmoins, même dominante, cette espèce constitue souvent des herbiers multi-taxons.

Cependant, dans de nombreux secteurs où les conditions, notamment de stabilité du substrat, ne sont pas remplies, c'est l'espèce *Syringodium filiforme* qui prédomine.

Dans des conditions où *Thalassia testudinum* devrait dominer, son remplacement par d'autres espèces peut traduire un faciès de dégradation, comme cela a été observé au profit d'*Halodule wrightii* dans des secteurs sujets à enrichissement en azote (Fourquean *et al.*, 1995).

Quoique toutes les espèces composant les herbiers remplissent au moins en partie d'importants rôles fonctionnels, l'espèce *Thalassia testudinum* est connue pour présenter un intérêt écologique plus élevé que les espèces dominant les stades antérieurs de la succession, et ce à tous les niveaux (importance de la production primaire et résidence de la production, concentration des sédiments en matières organiques, qualité de l'abri, diversité biologique associée, stabilisation du substrat) (Larkum *et al.*,

2006). Cette espèce est particulièrement sensible aux fortes concentrations en azote, qui limitent sa productivité, sa biomasse et favorisent le développement d'épiphytes algales (Wear *et al.*, 1999).

Avant l'arrivée de l'espèce invasive *Halophila stipulacea*, les deux espèces de Magnoliophytes marins *Syringodium filiforme* et *Thalassia testudinum* formaient la majorité des herbiers et occupaient une partie importante des fonds sédimentaires. Aujourd'hui, l'espèce *Halophila stipulacea* occupe une grande part des fonds d'herbiers des Antilles françaises quoi qu'aucune cartographie à jour ne permette d'en connaître la superficie (Hily *et al.*, 2010). Néanmoins, l'expansion rapide de cette espèce est documentée dans les Antilles françaises (Maréchal *et al.*, 2013 ; Bouchon *et al.*, 2015 ; van Tussenbroek *et al.*, 2016 ; Védie, *com.pers.*, 2016). Les informations actuelles indiquent qu' *Halophila stipulacea* se développe sur les fonds meubles nus, notamment des fonds de baie, et peut remplacer l'espèce autochtone *Syringodium filiforme*. En effet, une étude réalisée en Dominique par Willette et Ambrose (2012) montre que les plants d'*Halophila stipulacea* se développent rapidement lorsqu'ils sont transplantés dans un herbier à *Syringodium filiforme*. Cette observation ne semble pas se généraliser à l'espèce climacique *Thalassia testudinum* puisqu'aucune perte de surface liée à l'espèce *Halophila stipulacea* n'est rapportée dans les Antilles françaises (Bouchon *et al.*, 2015 ; Védie, *com.pers.*, 2016).

3.2.2. Peuplement ichthyologique des herbiers

Un grand nombre d'espèces de poissons utilise les herbiers durant au moins une phase de leur cycle de vie. Toutefois, le rôle que va jouer cet habitat n'est pas le même pour toutes les espèces. Si quelques-unes, de petites tailles (Syngnathidae, Atherinidae, etc.), y sont résidentes permanentes (20 % de la richesse spécifique pour 76 % des effectifs), la plupart ne fréquentent cet habitat que temporairement durant leur vie (Hily et Duchêne *in* Hily *et al.*, 2010). En effet, pour les espèces d'habitats voisins, les herbiers sont susceptibles de jouer deux rôles successifs. Au stade juvénile, ils constituent une nurricerie intéressante du fait de l'abondance de nourriture (épiphytes, matière en suspension) et de la protection qu'ils offrent face aux prédateurs grâce au couvert végétal dense. Tandis qu'au stade adulte, ils constituent des territoires de chasse privilégiés pour de nombreux poissons carnivores récifaux qui viennent y faire des raids alimentaires nocturnes (25 % de la biomasse de nuit contre 4 % de la biomasse de jour) (Nagelkerken, 2007 ; Hily et Duchêne *in* Hily *et al.*, 2010 ; Kopp *et al.*, 2010 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2017).

Les espèces dont les juvéniles utilisent les herbiers comme nurricerie peuvent être distinguées entre, d'une part les espèces résidentes, qui ne présentent pas d'intérêt commercial du fait de leur petite taille, et d'autre part, les espèces dont le stade adulte se déroule dans un habitat différent. Pour cette

dernière catégorie, la structure des communautés de juvéniles rencontrées dans les herbiers, en termes de composition spécifique, de densité et de taille moyenne des individus, varie selon la proximité d'autres habitats, tels que les récifs ou les mangroves. En effet, l'influence des habitats voisins induit une diversification des abris et des sources de nourriture qui rend la mosaïque d'habitats plus favorable aux juvéniles que lorsque ceux-ci sont isolés (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Adams et Ebersole. *in* Nagelkerken, 2009 ; Kopp *et al.*, 2010).

Le tableau II présente les 48 espèces d'intérêt halieutique recensées au stade de juvénile dans les herbiers sous influence récifale ou de mangrove en Guadeloupe (Kopp *et al.*, 2010) et l'annexe IV présente les biomasses et les densités de juvéniles recensées dans plusieurs études réalisées dans différents types d'herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe et en Martinique.

Tableau II-Espèces d'intérêt halieutique recensées au stade de juvénile dans les herbiers sous influence récifale ou de mangrove du Grand Cul-de-Sac Marin (d'après Kopp *et al.*, 2010).

Familles	Espèces	Présence dans les herbiers proches de mangroves	Présence dans les herbiers proches de communautés coralliennes
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	✓	✓
	<i>Acanthurus chirurgus</i>		✓
	<i>Acanthurus coeruleus</i>		✓
Belonidae	<i>Platybelone argalus argalus</i>		✓
	<i>Strongylura notata</i>	✓	✓
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	✓	✓
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	✓	✓
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	✓	
	<i>Oligoplites saurus</i>	✓	
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	✓	
	<i>Harengula humeralis</i>	✓	✓
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	✓	
Haemulidae	<i>Haemulon bonariense</i>	✓	
Hemiramphidae	<i>Haemulon chrysargyreum</i>		✓
	<i>Haemulon flavolineatum</i>		✓
	<i>Haemulon plumierii</i>	✓	✓
	<i>Haemulon sciurus</i>	✓	
	<i>Hemiranphus balao</i>	✓	✓
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	✓	✓
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	✓	✓

Familles	Espèces	Présence dans les herbiers proches de mangroves	Présence dans les herbiers proches de communautés coralliennes
Lutjanidae	<i>Holocentrus rufus</i>		✓
	<i>Myripristis jacobus</i>		✓
	<i>Lutjanus apodus</i>		✓
Monacanthidae	<i>Lutjanus griseus</i>	✓	✓
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	✓	✓
	<i>Lutjanus synagris</i>	✓	
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	✓	
	<i>Cantherhines pullus</i>	✓	✓
Mugillidae	<i>Mugil curema</i>	✓	✓
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>		✓
Muraenidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>		✓
	<i>Gymnothorax funebris</i>		✓
	<i>Gymnothorax moringa</i>		✓
Ostraciidae	<i>Gymnothorax vicinus</i>		✓
	<i>Acanthostracion polygonius</i>		✓
Pomacentridae	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	✓	
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	✓	
Priacanthidae	<i>Priacanthus cruentatus</i>		✓
Scaridae	<i>Sparisoma chrysopterum</i>		✓
Scorpaenidae	<i>Scarus iseri</i>		✓
	<i>Scorpaena plumieri</i>		✓
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	✓	✓
Sphyraenidae	<i>Calamus calamus</i>	✓	
	<i>Sphyraena barracuda</i>	✓	
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i>	✓	✓
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>		
Triglidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>		✓
	<i>Prionotus punctatus</i>		✓

Les données de captures de juvéniles présentées en annexe IV suggèrent, au moins pour certaines espèces d'intérêt, l'existence de préférences écologiques, au sein de l'habitat, propres à certains stades de croissance.

Le sarde à queue jaune (*Ocyurus chrysurus*) par exemple, présente des densités et des poids moyens de juvéniles qui diffèrent en fonction du type d'herbier, situé à proximité de mangroves ou de

communautés coralliennes. En effet, les études menées dans les Antilles françaises ont recensé des densités de juvéniles plus importantes dans les herbiers en bordure de mangroves (jusqu'à 64 individus par coup de senne en Guadeloupe) que dans les herbiers proches de communautés coralliennes (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 2004 ; Kopp *et al.*, 2010). A cette différence de densité s'ajoute un poids moyen par juvéniles moindre (entre 5 g et 8 g) dans les herbiers côtiers, proche de mangroves, en comparaison avec celui des juvéniles présents dans les herbiers plus au large (entre 17 g et 28 g), proches de communautés coralliennes. Ainsi, il existe un gradient en termes de taille et de densité des juvéniles de cette espèce, des herbiers côtiers vers les herbiers plus au large. Les juvéniles rencontrés dans les herbiers proches des communautés coralliennes sont moins nombreux et plus grands que ceux des herbiers de bordure de mangroves. Ces observations semblent illustrer la migration ontogénique effectuée par les juvéniles de cette espèce.

Cette densité plus importante de juvéniles de petite taille dans les herbiers en lisière de mangroves est également observée pour d'autres espèces de Lutjanidae (*Lutjanus apodus*, *Lutjanus griseus* et *Lutjanus synagris*), bien que les densités observées soient plus faibles que celles d'*Ocyurus chrysurus* (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 2004 ; Kopp *et al.*, 2010).

D'autres espèces, tels que les Hemiramphidae (espèces qui présentent une part importante des débarquements) et les Clupeidae, utilisent préférentiellement les herbiers en bordure de mangroves au stade juvénile. En Guadeloupe, par exemple, les juvéniles d'*Hyporhamphus unifasciatus* sont surtout présents à proximité de mangroves côtières tandis que leur présence est anecdotique dans les herbiers proches de la barrière récifale (Bouchon-Navaro *et al.*, 2004). Les juvéniles de ces espèces sont également présents en bordure de mangroves et dans les lagunes (Louis, 1983 ; Vaslet, 2009) caractérisées par des eaux dessalées et turbides.

A l'inverse, d'autres espèces récifales montrent une préférence pour les herbiers proches de communautés coralliennes. C'est le cas de certains Scaridae, dont l'espèce commerciale la plus commune au stade juvénile dans les herbiers est *Scarus iseri*. Cette espèce présente une densité importante dans certains herbiers proches de communautés coralliennes en Guadeloupe (47 individus par coup de senne). A noter que dans le même type d'herbier, la densité de juvéniles en Martinique est bien plus faible (7 individus par coup de senne). Tandis que dans les herbiers proches de mangroves, les densités varient entre 3 et 5 individus par coup de senne en Guadeloupe et en Martinique respectivement. Les juvéniles des espèces *Sparisoma chrysopteron*, *Sparisoma rubripinne* et *Sparisoma viride* sont moins abondants mais présentent également une nette préférence pour les herbiers situés à proximité de communautés coralliennes (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 2004 ; Kopp *et al.*, 2010). En Martinique, cette répartition spatiale est également observée chez les juvéniles d'*Acanthurus bahianus*. L'étude faite par Bouchon-Navaro *et al.* (1992)

recense 11 individus par coup de senne dans un herbier proche de communautés coralliennes contre 4 individus par coup de senne dans un herbier à proximité de mangroves. Toutes les espèces citées ci-dessus sont également présentes à l'état de juvéniles dans les communautés coralliennes (Bouchon-Navaro, 1997 ; Kopp, 2007). En revanche, en Guadeloupe, cette répartition n'est pas aussi marquée en ce qui concerne les juvéniles d'*Acanthurus bahianus* et d'*Acanthurus chirurgus*. Il en est de même avec les Haemulidae qui sont présents sur les deux types d'herbiers sans qu'une tendance en termes de densité ne se dégage.

Enfin, toutes espèces confondues, les herbiers situés en bordure de mangroves abritent des densités de juvéniles plus importantes que les herbiers situés à proximité de communautés coralliennes (Baelde, 1990 ; Kopp *et al.*, 2010).

Le rôle de nourricerie des autres espèces de Magnoliophytes marins a très peu été étudié. Néanmoins, l'étude de Willette et Ambrose (2012) réalisée en Dominique, indique la présence de juvéniles dans les herbiers à *Syringodium filiforme* et à *Halophila stipulacea* pour des espèces d'intérêt halieutique (Lutjanidae, Serranidae).

Les études effectuées dans les Antilles françaises ont été réalisées à faible profondeur (moins de 10 m), cependant la répartition bathymétrique de *Syringodium filiforme* est de 0 à 40 m et peut atteindre 60 m de profondeur pour *Halophila stipulacea*. En l'absence d'études comparatives des densités de juvéniles selon la profondeur, on estime qu'au-delà de quinze mètres de profondeur, le potentiel de nourricerie pour les juvéniles devient négligeable. (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2018 ; Védie, *com.pers.*, 2018).

3.2.3. Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie des Magnoliophytes marins

Plusieurs caractéristiques écologiques peuvent participer à expliquer la forte abondance de juvéniles de poissons dans les herbiers.

La composition spécifique de l'herbier et son **état de dégradation** apparaissent comme les éléments les plus structurants. En effet, parmi les deux espèces principales de Magnoliophytes marins présentes dans les Antilles françaises, les herbiers monospécifiques à *Syringodium filiforme* présentent une richesse spécifique et une densité de poissons généralement moindres en comparaison des herbiers à *Thalassia testudinum* (Martin et Cooper, 1981). Dans les Antilles françaises, environ 200 espèces de poissons ont été recensées dans les herbiers à *Thalassia testudinum*, pour une vingtaine dans les

herbiers à *Syringodium filiforme* qui sont beaucoup plus clairsemés et dont l'étréitesse des feuilles est moins propice à constituer un abri (Bouchon et Bouchon-Navaro *in* Hily *et al.*, 2010). La fonctionnalité de nourricerie des herbiers composés de l'association de l'espèce *Thalassia testudinum* et d'autres espèces, notamment *Syringodium filiforme* dépendra donc de la proportion de chaque espèce avec une diminution importante des propriétés de nourricerie si *Thalassia testudinum* devient minoritaire dans l'association (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2017).

La présence de juvéniles d'espèces d'intérêt halieutique dans les herbiers à *Syringoduim filiforme* et à *Halophila stipulacea* (Willette et Ambrose, 2012) démontre leur rôle de nourricerie, quoique moindre que les herbiers à *Thalassia testudinum* (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2017).

Lorsque l'herbier est soumis à certaines perturbations (notamment une charge en azote trop importante), la dégradation de son état de santé peut se manifester par l'apparition de macroalgues molles et par la diminution de la densité des plants. Ces herbiers dégradés peuvent perdre en partie leur complexité architecturale et donc leur capacité à offrir des abris aux juvéniles (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2017).

Par ailleurs, les conditions hydrodynamiques influencent la **structure morphologique** des herbiers à *Thalassia testudinum*, facteur conditionnant l'utilisation des juvéniles selon l'espèce et leur stade de développement. En effet, les herbiers situés à proximité de la côte, associés à des zones calmes et souvent proches de mangroves présentent une structure particulière qui avantage les jeunes juvéniles de certaines espèces. Ces herbiers sont caractérisés par des **feuilles plus longues** et une faible densité, constituant des abris efficaces pour les juvéniles de petite taille (Aliaume *et al.*, 1990 ; Gautier, 2015). Cette forte complexité structurelle associée à la présence de mangrove, qui offrent une proximité des racines de palétuviers et une forte turbidité de l'eau, sont des facteurs déterminant dans la protection des juvéniles contre la prédation (Sedberry et Carter, 1993). De plus, ces herbiers sont également moins sujets aux raids alimentaires des prédateurs piscivores récifaux en raison de leur éloignement par rapport aux récifs coralliens (Parrish, 1989 ; Baelde, 1990). A cette plus **faible pression de prédation** vient s'ajouter la présence de **nourriture abondante et diversifiée**, grâce à une litière importante et une forte charge en épiphytes (Gautier, 2015), permettant un taux de croissance plus élevé des juvéniles.

En comparaison, les herbiers situés plus au large, plus proches des récifs coralliens, sont caractérisés par des feuilles plus courtes et une densité de plants plus importante en raison des conditions hydrodynamiques agitées. Ces caractéristiques morphologiques offrent une plus faible complexité structurelle, et par conséquent, une plus faible valeur de refuge et de protection contre les nombreux prédateurs récifaux (Aliaume *et al.*, 1990). Ces herbiers abritent ainsi une plus faible densité de

juvéniles que les herbiers côtiers mais comptabilisent une richesse spécifique d'espèces d'intérêt halieutique plus importante (Tableau II).

Pour les espèces à migration ontogénique, qui utilisent l'ensemble des herbiers (Lutjanidae), les juvéniles de grande taille ou sub-adultes utilisent vraisemblablement les herbiers du large comme zone de nourrissage, tandis que les récifs proches leur servent d'abris (Baelde, 1990). Les études menées en Guadeloupe montrent que les juvéniles d'espèces récifales quittent les herbiers lorsqu'ils atteignent la longueur de 15 cm pour rejoindre leur habitat définitif, les communautés coralliennes, pour y achever leur croissance (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2017). Ce changement d'habitat correspond sans doute à une taille devenue trop importante pour se cacher sous la canopée de l'herbier, une meilleure habilité de nage permettant d'éviter la prédation et un changement de régime alimentaire (Baelde, 1990 ; Cocheret de la Monière *et al.*, 2002 ; Dorenbosch, 2006 ; Kopp *et al.*, 2010 ; Nakamura *et al.*, 2012).

Ainsi, dans le début de leur cycle de vie, certains juvéniles se retrouvent majoritairement dans les herbiers côtiers protégés des conditions hydrodynamiques agitées, puis migrent vers les zones de récifs coralliens une fois qu'ils ont atteint une taille suffisante. Ils peuvent alors être rencontrés dans les herbiers plus au large, proches des récifs, lors de raids alimentaires (Baelde, 1990 ; Cocheret de la Monière *et al.*, 2002 ; Kopp *et al.*, 2010). Tandis que d'autres espèces sont préférentiellement présentes dans certains types d'herbier.

D'une manière générale, bien que les biomasses de juvéniles soient globalement plus importantes par unité de surface dans les herbiers à longue feuille, l'intérêt particulier que représentent ces herbiers de fonds de baie en termes de nourricerie doit être pondéré. En effet d'une part, les juvéniles de certaines espèces d'intérêt halieutique (Scaridae) montrent une nette préférence pour les herbiers situés à proximité de communautés coralliennes ou utilisent de manière successive les différents types d'herbiers durant leur cycle de vie (Lutjanidae).

D'autre part, les herbiers à feuilles plus courtes couvrent une surface bien plus importante que les herbiers de fonds de baie (Baelde, 1990 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

De plus, **la surface** totale de l'habitat que constituent les herbiers influence sa capacité à intercepter les larves de poissons planctoniques (Parrish, 1989 ; Kopp *et al.*, 2010). Plus un herbier est grand, moins il est morcelé, plus la biomasse de juvéniles abrités sera importante. Néanmoins, ce facteur n'est pas retenu dans cette étude puisque qu'il n'influence pas la densité de juvéniles par unité de surface, selon les critères définis par Delage et Le Pape (2016).

Enfin, pour qu'un herbier joue pleinement son rôle de nourricerie pour les espèces récifales, ce dernier doit se situer dans un périmètre proche de communautés coralliennes, habitat final des

juvéniles qu'il abrite. Ainsi, une bonne **connectivité** facilite les déplacements entre les différents habitats, permettant aux juvéniles le bon déroulement de leur migration ontogénique. Dans les Antilles françaises, ce facteur est peu discriminant dans la mesure où les différents types d'habitats sont très imbriqués et permettent la migration des juvéniles notamment lors des migrations ontogéniques, qui peuvent s'étaler sur plusieurs semaines/mois.

Les travaux existants et les dires d'experts consultés montrent qu'au moins deux facteurs influencent la qualité des herbiers de Magnoliophytes marins en tant que nourricerie pour les espèces d'intérêt halieutique :

- La composition spécifique des herbiers : l'espèce *Thalassia testudinum* (et dans une moindre mesure en association avec *Syringodium filiforme*) présente un intérêt accru grâce à la largeur des feuilles qui offre une structure complexe et une forte charge en épiphyte. Les herbiers composés d'autres espèces, telles *Syringodium filiforme* et *Halophila stipulacea* présentent un rôle de nourricerie moindre mais néanmoins non négligeable.

- L'état de santé de l'herbier (absence de macro algues molles, faible envasement, etc.).

3.3. Les mangroves

3.3.1. Description et rôle écologique

La mangrove est constituée de plantes ligneuses, les palétuviers, qui se développent le long des côtes protégées des zones tropicales et subtropicales. L'écosystème de mangrove est le lieu de rencontre des eaux douces de ruissellement et des eaux salées apportées par la marée. Quatre espèces différentes de palétuviers ont été recensées dans les Antilles, dont trois prédominantes : le palétuvier rouge – *Rhizophora mangle*, le palétuvier noir – *Avicennia germinans*, le palétuvier blanc – *Laguncularia racemosa*. Il existe également, de façon peu abondante, le palétuvier gris – *Conocarpus erecta*. L'organisation des faciès de végétation au sein de la mangrove peut se résumer en une succession de ceintures parallèles à la côte ou aux cours d'eau importants. Cette séparation est déterminée par la tolérance des espèces à la salinité et à l'inondation due tour à tour à la marée et aux apports d'eau douce du bassin versant (Imbert *et al.*, 2000).

Selon les travaux d'Imbert (1985), il existe quatre grandes ceintures physiologiques de végétation au sein de la mangrove antillaise (Figure 2) :

- Une **ceinture côtière** à *Rhizophora* étroite (10 m) qui borde immédiatement le lagon ;
- Une **ceinture arbustive** de largeur variable (de quelques dizaines à plusieurs centaines de mètres, essentiellement composée de *Rhizophora* de forme naine, pouvant être également composée d'*Avicennia* et de *Laguncularia* ;
- Une **ceinture forestière interne**, plurispécifique mais dominée par *Rhizophora*, où *Avicennia* et *Laguncularia* sont minoritaire ;
- Une **ceinture forestière externe**, la plus distante par rapport au lagon, constituée de peuplements dominés par *Avicennia* et/ou *Laguncularia*.

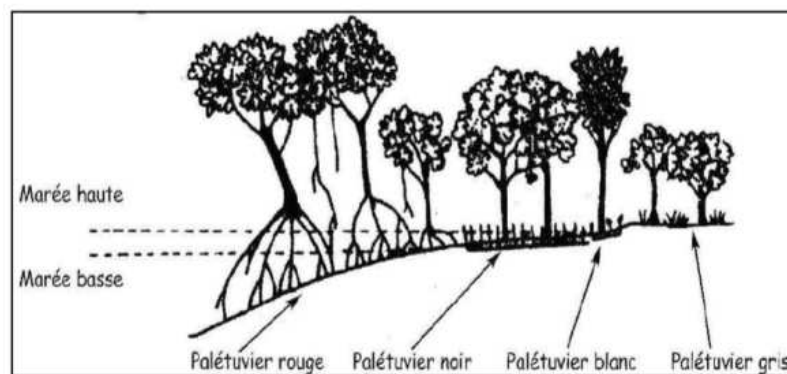


Figure 2-Les différentes espèces de palétuviers (source : Impact mer, 2009)

La mangrove de bord de mer est dominée par le palétuvier rouge (présent sur les sols fortement salés et durablement inondés). Ces arbres ne dépassent pas 10 m de haut et forment un bourrelet de quelques mètres de large en lisière des rivières, des canaux et du lagon, ou en formant des îlets. Les racines sont aériennes en échasses ou arceaux, et permettent de soutenir le palétuvier sur des fonds vaseux et meubles constamment inondés. La mangrove peut être en contact direct avec les herbiers de Magnoliophytes marins.

3.3.2. Peuplement ichthyologique des mangroves et bordures de mangrove

Dans les Antilles françaises, plusieurs travaux concernant l'étude des peuplements de poissons des mangroves ont été réalisés en Guadeloupe (Louis, 1983 ; Vaslet, 2009 ; Vaslet *et al.*, 2009) et en Martinique (Louis *et al.*, 1992 ; Louis *et al.*, 1995).

Louis (1983) met en évidence différents systèmes de mangrove :

- Le système de canal, qui est composé de chenaux de navigation creusés par l'homme au XIX^{ème} siècle pour le transport de la canne à sucre et du bois de chauffe ;

- Le système lagunaire, formé de lagunes qui communiquent avec le lagon par d'étroits chenaux ;
- Le système de la bordure lagonaire, constitué d'une frange de palétuviers bordant le lagon.

Chaque système présente des conditions de milieu propre (salinité, courantologie, matières en suspension, nature du fond, etc.) qui influence l'assemblage ichthyologique qu'il abrite.

Les canaux

Les canaux sont caractérisés par une grande variabilité physico-chimique. La salinité et la teneur en oxygène de l'eau peuvent y atteindre des valeurs très faibles (0,5 mg/L et 4 ‰ respectivement). La richesse spécifique de poissons de ce système varie entre 7 et 12 espèces (Louis, 1983) et la présence d'espèces d'intérêt halieutique reste anecdotique. Ainsi, le système de canal ne présente pas d'importance particulière en tant que zone de nourricerie pour les espèces d'intérêt halieutique.

Les lagunes de mangrove

En Guadeloupe, les lagunes du Grand Cul-de-Sac Marin bénéficient d'apports d'eau douce et d'eau salée et sont donc caractérisées par une eau saumâtre (Louis, 1983). Les observations réalisées chaque mois durant plusieurs années ont permis d'identifier la présence de juvéniles de 22 espèces d'intérêt halieutique. L'annexe V présente les taux d'occurrence des juvéniles d'espèces d'intérêt halieutique observés par Louis (1983) dans deux lagunes de mangrove en Guadeloupe.

Si une part importante de ces espèces y est observée de manière occasionnelle, quelques espèces sont fréquemment à régulièrement observées dans les échantillonnages, suggérant que les lagunes de mangrove sont des zones de nourricerie obligatoires à habituelles pour ces dernières quoique les données d'abondance ne soient pas disponibles.

Le taux d'occurrence est particulièrement élevés pour *Caranx latus* dont les juvéniles sont présents tout au long de l'année (98% d'occurrence) dans des proportions importantes. Louis (1983) observe un renouvellement constant du stock tout au long de l'année pour cette espèce, avec un va-et-vient permanent des individus à l'intérieur des lagunes.

D'autres juvéniles d'espèces de Carangidae (*Oligoplites saurus* et *Chloroscrombus chrysurus*) et d'Hemiramphidae (*Hyporhamphus unifasciatus* – balaou) sont également régulièrement présents avec des taux d'occurrence variant de 29 à 91 %.

Les juvéniles d'espèces moins importantes en termes de débarquement sont également rencontrés très fréquemment dans les lagunes de mangrove telles que *Gerres cinereus*, *Harengula humeralis*, *Gymnothorax funebris* et *Mugil curema* (Louis, 1983).

Les Lutjanidae, qui sont la principale famille de poissons côtiers débarquée, sont rarement rencontrés dans les lagunes de mangrove (à l'exception de *Lutjanus griseus*). Des juvéniles de *Lutjanus jocu*, *Ocyurus chrysurus* y sont observés exceptionnellement (taux d'occurrence de respectivement 9 et 5 %) et en très faible quantité (Louis, 1983), tandis que *Lutjanus apodus* et *Lutjanus synagris* sont plus fréquents avec des taux d'occurrence d'environ 20% (Louis, 1983).

Les bordures de mangrove

Le système de bordure de mangrove est un milieu ouvert, en contact direct avec le milieu maritime. En Guadeloupe, Vaslet (2009) y observe plus du double du nombre d'espèces d'intérêt halieutique présent à l'état de juvénile qu'à l'intérieur du système de mangrove, soit 48 espèces (40 % des espèces d'intérêt halieutique recensées dans l'étude). L'annexe V présente les taux d'occurrence des juvéniles d'espèces d'intérêt halieutique sur l'ensemble des stations en bordure de mangrove dans le Grand Cul-de-Sac Marin ainsi que les biomasses et effectifs de juvéniles observés par espèce dans l'ensemble des stations de bordure durant deux saisons (humide et sèche).

Les résultats de Vaslet *et al.* (2009) montrent que de manière générale les juvéniles d'espèces résidentes de mangrove, comme *Mugil curema*, et les espèces de petits poissons pélagiques à taux de croissance rapide telles que *Harengula clupeola*, *Harengula humeralis* sont les plus nombreuses en bordure de lagon. Néanmoins, ces espèces ne présentent qu'un faible pourcentage des débarquements de poissons côtiers.

Les juvéniles d'*Hyporhamphus unifasciatus* et de Carangidae (*Caranx latus*, *Oligoplites saurus* et *Chloroscombrus chrysurus*) forment le deuxième groupe d'espèces le plus abondant et sont préférentiellement présents dans les bordures de lagon influencées par les embouchures de canaux et de rivière que dans les bordures à influence océanique (Vaslet *et al.*, 2009).

Plusieurs groupes d'espèces, plus recherchés et représentant une part importante des débarquements de pêche sont également observés (avec des taux d'occurrence variables), dans des effectifs cependant plus faibles que les espèces citées précédemment. C'est le cas par exemple des Lutjanidae (*Ocyurus chrysurus*, *Lutjanus apodus*, *Lutjanus griseus*, *Lutjanus synagris* et *Lutjanus analis*), d'une espèce de

Belonidae (*Tylosurus crocodilus*), des Haemulidae (*Haemulon flavolineatum*, *Haemulon chrysargyreum*, *Haemulon bonariense* et *Haemulon sciurus*), d'Acanthuridae (*Acanthurus bahianus* et *Acanthurus chirurgus*) et d'Holocentridae (*Holocentrus rufus*), (Annexe V).

La présence de ces espèces est principalement influencée par la proximité d'herbiers de Magnoliophytes marins et de communautés coralliennes (Vaslet *et al.*, 2009). A noter que cet auteur a concentré ses observations sur deux campagnes de pêche au cours d'une année. La présence de pics d'abondance de juvéniles de certaines espèces récifales à d'autres moments de l'année reste donc envisageable.

Vaslet (2009), a démontré que, dans les Antilles françaises, plusieurs variables du milieu jouent un rôle significatif dans la composition spécifique du cortège de poissons présent dans les bordures de mangrove : des variables d'ordre physique (salinité, turbidité, nutriments) et d'autres plutôt liées à la répartition spatiale des habitats (proximité des récifs et herbiers, des estuaires). En résulte globalement un gradient environnemental lié d'une part à la proximité de récifs coralliens et des herbiers de Magnoliophytes marins et d'autre part à l'influence des embouchures de rivière.

Ainsi les espèces récifales, qui représentent une grande partie des espèces d'intérêt halieutique côtières, sont plutôt observées au stade juvénile dans les bordures lagunaires de mangroves influencées par des apports océaniques, caractérisées par des eaux salées et plus claires ainsi que par la présence quasi systématique d'herbiers de Magnoliophytes marins. Tandis que les espèces résidentes et fréquentes de mangrove sont situées au niveau des embouchures de rivière ainsi que des lagunes de mangrove et affectionnent les eaux dessalées et turbides.

Par ailleurs, l'étude de la fréquence de taille des juvéniles de certaines espèces dans les bordures de mangrove de Guadeloupe a montré une utilisation différentielle des types d'habitats de mangrove traduisant leur migration ontogénique. En effet, il a été démontré que la taille moyenne de certaines espèces (*Lutjanus griseus*, *Caranx latus*, *Oligoplites saurus*) augmente depuis les mangroves côtières vers les îlets de mangrove situés à proximité de la barrière récifale, tendant ainsi à montrer que les juvéniles migrent progressivement vers les communautés coralliennes plus au large en passant par des habitats intermédiaires tels que les îlots de mangrove (Vaslet, 2009).

3.3.3. Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie des mangroves pour les espèces d'intérêt halieutique

En Guadeloupe, les juvéniles représentent jusqu'à 70 % des effectifs du peuplement de poissons de bordure lagonaire de mangroves (Vaslet, 2009) et généralement plus de 50 % des effectifs de poissons dans les lagunes de mangrove, malgré une grande variation d'amplitude (Louis, 1983).

Cette forte abondance globale peut s'expliquer par différents facteurs. Tout d'abord, la structure complexe des racines et la turbidité des eaux permettent de protéger les juvéniles des prédateurs. De plus, la ressource trophique importante, venant soit directement de la chaîne trophique détritique ou indirectement, des apports de matière d'origine terrestre, est un facteur favorable à la survie et à la croissance des juvéniles (Louis *et al.*, 1995 ; Laedsgaard et Johnson, 2001 ; Nagelkerken 2007 ; Taylor *et al.*, 2007 ; Vaslet, 2009).

Pour ce qui est des espèces d'intérêt halieutique *stricto sensu*, les variables du milieu ont une influence sur la distribution des espèces de poissons. En effet, selon l'étude de Vaslet (2009), la présence de juvéniles d'espèces coralliennes en mangrove est conditionnée par une salinité importante, une turbidité faible et un **environnement physico-chimique** très similaire à celui des eaux se trouvant proches des communautés coralliennes. Ainsi, les bordures de mangroves se trouvant à proximité des embouchures de rivières et de canaux, définies par des apports d'eau douce importants engendrant une faible salinité et un environnement physico-chimique très différent des eaux plus aux larges, ne sont pas favorables aux juvéniles de poissons coralliens qui représentent la majorité des espèces d'intérêt halieutique. A noter que ces conditions sont favorables au développement des juvéniles d'un nombre limité, mais néanmoins débarquées, d'espèces commerciales non récifales, en Guadeloupe (Clupeidae, Carangidae, Hemiramphidae). Ce facteur ne permet donc pas d'identifier des zones de nourricerie prioritaires puisque les bordures de mangroves sous influence océanique ou situées proche d'embouchures présentent un gradient de conditions environnementales correspondant aux préférences écologiques des différents types d'espèces.

De manière connexe, **la proximité de certains habitats** influence la composition et la structure de taille des peuplements de juvéniles dans les mangroves. En Martinique, Louis *et al.* (1992) ont démontré que la présence d'herbiers sur les fonds vaseux bordant les mangroves augmentait fortement la richesse spécifique du peuplement par l'apport d'espèces de poissons récifaux. Leur biomasse reste cependant inférieure aux juvéniles des espèces sédentaires et des petits poissons pélagiques à croissance rapide.

De plus, au Belize, Mumby *et al.* (2004) ont mis en évidence une augmentation des biomasses d'espèces commerciales telles que les Lutjanidae (*Lutjanus apodus*, *Ocyurus chrysurus*) et les Haemulidae (*Haemulon sciurus*, *Haemulon flavolineatum*) lorsque les écosystèmes de mangrove étaient suffisamment proches des communautés coralliennes. Cette relation entre biomasse d'espèces coralliennes au stade adulte (dont les juvéniles sont présents en mangrove) et proximité de la mangrove n'a pas été spécifiquement étudiée aux Antilles françaises.

Néanmoins, les mangroves situées à proximité directe de récifs coralliens (tels que les îlots de mangrove) présentent de plus faibles densités de juvéniles en comparaison des zones de mangrove éloignées de quelques kilomètres. Cette faible densité de juvéniles peut être liée à la présence d'un plus grand nombre de prédateurs à proximité du récif (Dorenbosch, 2006). De la même façon, dans l'étude de Vaslet (2009) en Guadeloupe, les plus faibles proportions de juvéniles observées dans les îlets de mangrove par rapport à la ceinture côtière de mangrove peuvent être attribuées à la proximité du récif et à la présence de prédateurs mais également à la surface moindre que présente ces îlets en comparaison à celles des mangroves côtières.

Si les conditions environnementales et la mosaïque d'habitats disponibles influencent la composition du peuplement de juvéniles dans les mangroves, la surface des bordures lagunaires de mangrove se révèle être un paramètre corrélé à la biomasse de juvéniles des espèces d'intérêt halieutique. Ainsi, les biomasses de ces espèces augmentent avec l'augmentation des étendues de mangroves marines (Vaslet, 2009). Cette tendance a également été observée au Mexique par Aburto-Oropeza *et al.* (2008), qui a pu mettre en évidence une hausse des débarquements de pêche (espèces récifales et non récifales) avec l'augmentation des **surfaces** de la ceinture côtière de mangroves. Néanmoins, comme pour les herbiers, ce facteur n'est pas retenu puisqu'il n'influence pas la densité de juvénile par unité de surface, critère retenu par Delage et Le Pape (2016).

En conclusion, les travaux existants montrent que les bordures de mangrove sont un lieu important de nourricerie pour les espèces d'intérêt halieutique, principalement non récifales, aux Antilles. Les études menées montrent que certaines espèces récifales utilisent les bordures de mangroves comme nourricerie. Elles ne permettent cependant pas de se prononcer sur l'importance de cet habitat pour les juvéniles de ces espèces (données quantitatives non temporelles).

Les données disponibles ne permettent pas de qualifier l'importance des zones intérieures de mangrove, telles que les lagunes (données d'effectifs de juvéniles par espèce non disponibles).

Les données actuelles **n'ont pas permis de définir des facteurs** permettant de hiérarchiser les différents secteurs de mangroves, ainsi, **l'ensemble des secteurs** de mangroves ont été qualifié de

zones fonctionnelles prioritaires en raison du rôle de nourricerie pour un certain nombre d'espèce d'intérêt halieutique de cet habitat.

3.4. Les habitats coralliens

3.4.1. Description et rôle écologique

Dans les Antilles françaises, il existe plusieurs catégories d'habitat corallien (Bouchon *et al. in* Blanchet, 2002) :

- Les communautés coralliennes constructrices d'architectures récifales (de type frangeante ou barrière) :
 - Le récif frangeant est constitué d'une plateforme horizontale appelée platier qui borde la côte. Vers le large, le platier s'interrompt au niveau du front récifal où se brise la houle, puis se poursuit en profondeur par une pente externe récifale plus ou moins abrupte. Il s'agit du type d'architecture récifale le plus répandu dans la Caraïbe ;
 - Le récif barrière est une ceinture récifale séparée de la côte par un lagon qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres de large. De telles structures existent sur la côte est de la Martinique et en Guadeloupe, au niveau du Grand Cul-de Sac Marin , le plus grand des Petites Antilles, composé d'une barrière récifale de 29 km, d'un lagon d'environ 10 000 ha et d'une profondeur maximale de 30 m.
- Les communautés coralliennes non bioconstructrices de récifs qui se rencontrent essentiellement en côte sous le vent, et qui colonisent en grande partie les fonds rocheux.
- Les communautés mixtes formant des massifs coralliens en association avec des Magnoliophytes marins ou des algues vertes calcaires sur substrats mixtes (sable, coraux morts, détritique, etc.)

3.4.2. Peuplement ichthyologique des habitats coralliens

Bouchon-Navarro (1997) recense 250 espèces de poissons récifaux sur les récifs des Antilles françaises. Dans les habitats coralliens, la profondeur est le principal facteur déterminant la composition spécifique du peuplement de poissons. L'auteur distingue un peuplement ichthyologique de faible profondeur (0-5 m) d'un peuplement plus profond. Contrairement aux cortèges d'espèces présents dans les écosystèmes jouxtant les habitats coralliens (mangrove, herbier), le cortège d'habitats

coralliens est principalement composé d'espèces démersales dites récifales, c'est-à-dire vivant au stade adulte dans les habitats coralliens. Certaines espèces y effectuent l'ensemble de leur cycle de vie, tandis que d'autres peuvent réaliser leur croissance dans différents habitats voisins, sans que ces derniers soient cependant obligatoires pour la réalisation de leurs cycles de vie.

Les études menées en Guadeloupe montrent que les juvéniles représentent une part importante du peuplement ichthyologique des fonds coralliens, à la fois en nombre d'espèces (51.3% des espèces observées sur les fonds coralliens y sont présentes au stade juvénile) et en effectifs (49.4% des individus observés le sont au stade juvénile) (Bouchon-Navaro, 1997). En effet, suite à la phase de recrutement massif qui a lieu dans les petits fonds coralliens, les juvéniles se dispersent progressivement dans l'habitat corallien à la recherche d'abris convenables pour effectuer le reste de leur croissance (de 0 à 40 m de profondeur). Pour la plupart, les individus resteront sur ces territoires une fois parvenus à l'âge adulte (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

L'annexe VI présente les taux d'occurrence des espèces rencontrées au stade juvénile lors du suivi temporel (209 comptages sur 3 ans de suivi) du peuplement ichthyologique des îlets Pigeon en Guadeloupe réalisé par Bouchon-Navaro (1997).

Pour les espèces coralliennes résidentes, dont un grand nombre d'espèce de Labridae, d'Ostraciidae, de Scaridae, de Serranidae, etc., l'habitat définitif constitue en soit une zone de nurserie et les juvéniles de ces espèces sont uniquement rencontrés dans les habitats coralliens (ou présents de manière anecdotique dans d'autres habitats). En effet, comme le montre l'annexe VI, concernant les Scaridae (qui représente près de 15% des débarquements de poissons côtiers en Guadeloupe), les juvéniles de *Scarus taeniopterus*, de *Sparisoma aurofrenatum* et *Sparisoma viride* sont très régulièrement observés (plus de 70% d'occurrence) dans les habitats coralliens.

Egalement, même si le taux d'occurrence des juvéniles de certaines espèces de Serranidae reste relativement faible, entre 30 et 35 % pour *Cephalopholis cruentata* et *Cephalopholis fulva* respectivement, ces derniers sont absents des autres habitats de nurserie tels que les herbiers et les mangroves. Les communautés coralliennes jouent donc un rôle de premier ordre pour les juvéniles des espèces résidentes.

A noter que ces éléments sont à considérer avec prudence car dans cette étude (Bouchon-Navaro, 1997), tous les individus de moins de 5 cm sont considérés comme étant des juvéniles, sans tenir compte de la taille de maturité sexuelle des espèces.

Les individus des espèces coralliennes qui effectuent une partie de cycle de vie dans d'autres habitats nourriceries (Lutjanidae, Haemulidae, etc.), réinvestissent tôt ou tard la communauté corallienne pour y achever leur croissance.

De manière générale, plusieurs études menées dans la Caraïbe rapportent des densités et une richesse spécifique de juvéniles importantes dans les habitats coralliens (récifaux ou non) présentant une forte complexité architecturale (Lindman et Snyder, 1999 ; Adams et Ebersole, 2002 ; Baron *et al.*, 2004 ; Mateo et Tobias, 2004 ; Huijbers *et al.*, 2008 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

3.4.3. Facteurs influençant l'importance du rôle de nourricerie de l'habitat corallien

La **complexité structurale** de l'habitat, telles que la porosité du récif (nombre, taille et diversité des anfractuosités) et dans une moindre mesure la rugosité, joue un rôle prépondérant dans le recrutement puis l'installation de poissons en offrant des refuges contre les perturbations physiques et la prédation tout en augmentant l'abondance des ressources alimentaires (Mellin, 2007 ; Garpe et Ohman, 2007 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017). Ainsi, certaines espèces telles que les Haemulidae présentent des biomasses de juvéniles importantes sur les récifs artificiels ainsi que sur les fonds durs naturels à forte complexité (Gilliam, 1999 ; Lindman et Snyder, 1999 ; Sherman, 2000 ; Baron *et al.*, 2004). Aux Antilles, les communautés coralliennes (constructrices ou non) sont les habitats offrant la plus grande diversité et abondance d'abris (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

La **vitalité des peuplements coralliens** sont des atouts majeurs. Les peuplements de coraux vivants les plus diversifiés, ayant des formes de colonies variées, offrent de grandes possibilités de caches et une importante disponibilité de nourriture. De plus, la mortalité des colonies coralliennes entraîne à terme une baisse de la complexité structurale en raison de l'érosion des structures calcaires. Ainsi, **l'état de santé** des communautés coralliennes a une grande influence sur leur rôle de nourricerie (Garpe et Ohman, 2007 ; Bouchon et Bouchon-Navaro, *com. pers.*, 2017).

Les travaux et les dires d'experts s'accordent pour souligner l'intérêt majeur d'une **complexité architecturale importante** des habitats coralliens (porosité et rugosité).

Secondairement, **l'état de santé** des communautés coralliennes est susceptible d'influencer la qualité de la nourricerie des communautés coralliennes pour les espèces d'intérêt halieutique.

3.5. Bilan des connaissances : identification des facteurs influençant la qualité des nourriceries pour les habitats clefs identifiés

Les études menées dans la Caraïbe montrent que les habitats clefs jouant un rôle connu de nourricerie pour les espèces d'intérêt halieutique sont principalement les mangroves, les herbiers de Magnoliophytes et les habitats coralliens. Ceux-ci sont caractérisés par certains éléments communs : (1) une forte complexité structurale, (2) une abondance de nourriture et une (3) bonne connectivité avec les habitats voisins.

A l'issue de la phase de synthèse des informations existantes, le tableau III rappelle pour chacun des habitats, les principaux facteurs d'influence ainsi que les seuils ou valeurs correspondants à une influence positive du facteur identifié.

D'autres facteurs tels l'influence du courant dans le transport des larves, les apports de nutriments par les rivières, etc. n'ont pas été développés dans la présente étude mais ont très probablement une influence sur les zones de nourricerie (Reynal, *com. pers.*, 2017).

Tableau III – Principaux facteurs d'influence de la qualité des habitats de nourricerie dans les Antilles françaises

Habitats abritant des nourriceries pour les espèces d'Intérêt Halieutique	Facteurs d'influencent l'importance de la nourricerie	Paramètres structurant
Herbiers de Magnoliophytes marins	Composition spécifique de l'herbier	- Les Herbiers à <i>Thalassia testudinum</i> ou herbiers mixtes à <i>Thalassia</i> dominante. - Les herbiers dominés par d'autres espèces ont un rôle de nourricerie moindre.
	Etat de santé de l'herbier	Herbiers à <i>Thalassia testudinum</i> ou mixtes dont l'état de santé (degré d'envasement, densité des plants, présence de macroalgues non calcaires) peut être estimé comme permettant de remplir son rôle de nourricerie
Mangroves	Aucun facteur retenu	

Habitats abritant des nourriceries pour les espèces d'Intérêt Halieutique	Facteurs d'influçant l'importance de la nourricerie	Paramètres structurant
Habitats coralliens	Complexité architecturale (porosité et rugosité)	Présence d'anfractuosités en nombre suffisant servant d'abris aux juvéniles.
	Communauté corallienne vivante	Sélection des fonds durs avec présence de communautés coralliennes vivantes.
Herbiers/Mangroves/Habitats coralliens	L'influence des habitats voisins induit une diversification des abris et des sources de nourriture qui rend la mosaïque d'habitats plus favorable aux juvéniles que lorsque ceux-ci sont isolés	Présence d'une succession de ces trois ou d'au moins deux de ces habitats (mangroves/herbiers/habitats coralliens).

4. SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS CONNUS CONCERNANT LES FRAYÈRES

4.1. Dans la Caraïbe

4.1.1. Les différents types de frayères

Selon la distance parcourue par l'espèce pour atteindre le site de frai et la fréquence de l'agrégation, la majorité des auteurs s'accorde à distinguer deux grands types de frayères (Tableau IV): les frayères transitoires (temporaires) et les frayères résidentes (permanentes) (Domeier et Colin, 1997 ; Nemeth, 2009 ; Domeier *in* Sadovy de Mitcheson et Colin, 2012 ; Kobara *et al.*, 2013).

Les espèces dont la reproduction s'effectue sur des frayères transitoires se regroupent généralement en agrégations de ponte, qui se définissent comme étant une concentration répétée, prévisible dans le temps et l'espace, d'animaux marins de la même espèce, qui se rassemblent dans le but de se reproduire. La densité des individus participant à une agrégation de ponte est au moins quatre fois supérieure à celle rencontrée en dehors de ces agrégations (Domeier *in* Sadovy de Mitcheson et Colin, 2012).

Le tableau IV synthétise les caractéristiques de chaque type de frayère.

Tableau IV- Caractéristiques des frayères résidente et transitoire (d'après Domeier et Colin, 1997 ; Nemeth, 2009).

Caractéristiques	Résidente	Transitoire
Fréquence d'occurrence	fréquent et régulier, souvent journalier, parfois mensuel	peu fréquent, pics annuels durant un moment spécifique de l'année
Durée de la reproduction	quelques heures (1-5 h)	quelques jours (2-10 j)
Taux de l'effort reproductif lors d'une agrégation	représente de 0.25% (journalier) à 8% (mensuel) de l'effort reproductif annuel	représente de 33% (pour le frai se déroulant durant trois cycles lunaires consécutifs) à 100% (pour le frai se déroulant durant un cycle lunaire) de l'effort reproductif annuel
Distance de migration	dans ou à proximité du domaine de	à l'extérieur du domaine de vie (de

Caractéristiques	Résidente	Transitoire
	vie (< 2 km)	2 à plus de 100 km)
Superficie de la zone de migration fonctionnelle*	petite (<10 km ²)	grande <10 à 500 km ²)
Temps nécessaire pour atteindre l'agrégation	quelques minutes ou heures	quelques jours ou semaines
Taille de l'espèce effectuant l'agrégation	petite à moyenne (de 5 à 50 cm)	moyenne à grande (de 30 à plus de 100 cm)
Niveau trophique de l'espèce	herbivore, omnivore, carnivore	carnivore, piscivore
Système d'accouplement dans l'agrégation	groupe, frai en masse, couple	couple, harem, groupe, frai en masse
Emplacement du frai	espèce connue pour se reproduire à l'extérieur d'agrégation	pas de reproduction connue à l'extérieur d'agrégation
Famille connu pour effectuer cette forme d'agrégation de ponte	Acanthuridae, Carangidae, Labridae, Scaridae	Balistidae, Lutjanidae, Serranidae, Sparidae

*La superficie de la zone de migration fonctionnelle indique la superficie dans laquelle une espèce évolue pour rejoindre son site d'agrégation de ponte et pouvant interagir avec le réseau trophique local.

4.1.2. Les frayères transitoires

Les espèces

Une grande diversité d'espèces récifales effectue des migrations importantes vers un site spécifique afin de se reproduire. Ces espèces sont le plus souvent des espèces à maturation lente, de relativement grande dimension à l'âge adulte et comprennent des espèces à fort intérêt halieutique telles que les Lutjanidae (vivaneaux), les Serranidae (mérus) et les Carangidae (carangues) (Nemeth *in* Sadovy de Mitcheson et Colin, 2012 ; Kobara *et al.*, 2013).

Pour ces espèces, qui ne vont rejoindre le site de frai qu'un très petit nombre de fois dans l'année (voire une seule), l'investissement reproductif que représente le déplacement vers le site frai est extrêmement élevé.

Des recherches récentes menées dans la région Caraïbe ont permis de documenter le comportement agrégatif de 37 espèces de poissons de récif appartenant à 10 familles (Kobara *et al.*, 2013 ; voir Tableau V).

Tableau V-Espèces de poisson formant des frayères transitoires dans la Caraïbe (d'après Kobara *et al.*, 2013) et période de frai connue dans le bassin caraïbe (d'après <http://www.scrfa.org/database/>)

Familles	Espèces	Sites d'agrégation connus dans les petites Antilles	Périodes connue de frai	Phase lunaire
Serranidae	<i>Epinephelus striatus</i>		Décembre à février	Pleine lune
	<i>E. guttatus</i>	Antilles néerlandaises, Antigua-Barbuda, Anguilla	Décembre à février	Pleine lune
	<i>E. adscensionis</i>		Janvier ²	Pleine lune
	<i>E. itajara</i>			
	<i>E. morio</i>		Janvier à avril ⁴	
	<i>Mycteroperca bonaci</i>		Janvier à mars ²	Pleine lune
	<i>M. venenosa</i>		Février à mai ²	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>M. tigris</i>		Janvier à avril ^{1,2}	Pleine lune
	<i>M. interstitialis</i>		Février à mars ⁵	
	<i>M. phenax</i>			
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>		mars à juin ^{1,6} /janvier-février ⁵	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>L. jocu</i>		toute l'année ⁷	pleine lune
	<i>L. synagris</i>		janvier-février ⁵ mai à septembre ⁷	3 ^{ème} quartier
	<i>L. cyanopterus</i>		janvier-février ⁵	pleine lune
	<i>L. griseus</i>		juin à septembre ⁷	pleine lune
	<i>L. campechanus</i>			
	<i>L. apodus</i>	Antilles néerlandaises	juin	3 ^{ème} quartier
	<i>Ocyurus chrysurus</i>		janvier-février ⁵	
Carangidae	<i>Caranx ruber</i>		février-octobre ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>C. bartholomaei</i>			
	<i>C. lugubris</i>		janvier-février ⁵	3 ^{ème} quartier
	<i>C. latus</i>		janvier-février ⁵	pleine lune
	<i>C. hippos</i>		février-octobre ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>Seriola dumerili*</i>		février-octobre ⁸	3 ^{ème} quartier
	<i>Trachinotus falcatus</i>		février-octobre ⁸	3 ^{ème} quartier
<i>Decapterus macarellus</i>		janvier-février ⁵	3 ^{ème} quartier	
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>		février-juillet ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
Scombridae	<i>Scomberomorus</i>		avril-juillet ⁸	
Labridae	<i>Lachnolaimus maximus</i>		décembre à avril ² /avril-mai ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
Haemulidae	<i>Haemulon album</i>		janvier-février ⁵ / février à juin ⁸	pleine lune
Balistidae	<i>Canthidermis sufflamen</i>		janvier-février ⁵ /avril à juin ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>Xanthichtys ringens</i>		mars à août ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune

Familles	Espèces	Sites d'agrégation connus dans les petites Antilles	Périodes connue de frai	Phase lunaire
	<i>Balistes vetula</i>	Antilles néerlandaises		
Sparidae	<i>Calamus bajonado</i>		toute l'année ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigonus</i>		février mars ⁸	3 ^{ème} quartier-pleine lune
	<i>Rhinesomus triqueter</i>			

¹ Virgin Islands, ² Puerto rico, ³ Brésil, ⁴ Mexique, ⁵ îles Caïman, ⁶ venezuela, ⁷ Cuba, ⁸ Belize

*espèce ciguatérique interdite de vente en Guadeloupe et îles du nord

Les sites répertoriés dans la Caraïbe

Une compilation des informations existantes sur les zones de frai dans la Caraïbe a été réalisée par Kobara *et al.* (2013) sur la base des informations répertoriées dans Fishbase et à partir de dires d'experts réunis lors d'un atelier international dédié (GCFI, 2009).

Cette synthèse a permis de localiser 108 sites d'agrégation répartis dans 14 Etats de la Caraïbe. Les auteurs estiment qu'il s'agit d'une faible proportion des sites existants et plus particulièrement dans le sud et à l'est du bassin où aucune prospection n'a été menée. Si aucune localisation ne concerne un territoire français, des sites sont répertoriés dans les petites Antilles pour trois espèces.

Le nombre d'espèces utilisant ces sites et leurs co-occurrences à la fois spatiales et temporelles peuvent varier. En revanche, la majorité des sites connus concernent plusieurs espèces (jusqu'à 17 espèces co-occurentes répertoriées au Belize). Ceci suggère l'existence d'exigences communes aux espèces et qui sont satisfaites par certains sites (Kobara et Heyman, 2010).

Caractéristiques connues des frayères transitoires dans la Caraïbe

▪ La période

Les éléments actuellement connus suggèrent que les signaux conduisant à la synchronisation des comportements induisant le frai s'opèrent à trois échelles de temps: l'année, le cycle lunaire et le moment du jour.

Ces signaux complexes, encore mal connus et sans doute inter-reliés, comprennent vraisemblablement un panel d'éléments tels que la photopériode, la température de l'eau, la vitesse du courant et sa

direction, la phase lunaire, la marée, la lumière ambiante, la densité de poissons, la livrée, la présence de comportement nuptiaux, la production de sons ou d'hormones spécifiques.

Dans la Caraïbe, la température de l'eau est connue pour avoir une forte influence sur la période de frai des mérus de Nassau (*Epinephelus striatus*) à une large échelle. Leur période de frai se situant au moment où la température de l'eau descend sous les 27 ° C entre décembre et mars (Colin in Sadovy de Mitcheson et Colin, 2012).

Les périodes de frai observées pour un nombre important d'espèces ne correspondent pas toujours à la période de refroidissement des eaux et un nombre important d'espèces montre une capacité à frayer toute l'année sur les sites d'agrégation (Tableau V).

Le cycle lunaire et son influence sur les marées est largement reconnu comme signal pour le frai. Quoique le facteur lié à la marée n'ait pas été mis en évidence pour les espèces réalisant des agrégations temporaires dans la Caraïbe (possiblement en raison de l'hétérogénéité des relevés de données disponibles), les agrégations sont connues pour se former effectivement à un moment particulier du cycle lunaire et toujours à un moment particulier de la journée (au crépuscule ou la nuit) (Claydon, 2004 ; Domeier et Colin, 1997).

▪ **Caractéristiques géomorphologiques et océanographiques**

Bien que les conditions physiques expliquant qu'un site de ponte persiste à un endroit précis sur plusieurs générations ne soient pas connues avec exactitude, plusieurs variables environnementales participent probablement à expliquer ces localisations : la géomorphologie, l'hydrodynamisme, la composition des communautés benthiques, le degré de connectivité avec les sites d'installation des larves, etc. (Kobara *et al.*, 2013).

L'analyse des caractéristiques géomorphologiques de l'ensemble des sites connus d'agrégation multispécifique dans la Caraïbe montre que tous les sites sont situés le long de la bordure intérieure de plateau ou de tombant (de pente supérieur à 20 °) et surplombant des eaux plus profondes.

Selon les cas, les sites peuvent se trouver le long de passes et/ou à proximité de promontoires (Kobara et Heyman, 2010 ; Heyman et Kobara, 2012 ; Kobara *et al.*, 2013). La concentration des individus autour d'un promontoire en bordure de plateau n'est pas systématique mais est une caractéristique fréquente des sites d'agrégation (Kobara et Heyman, 2010). Par ailleurs, la profondeur se situe souvent entre 20 et 45 m (Kobara et Heyman, 2010 ; Heyman et Kobara, 2012).

L'analyse des données existantes sur les communautés benthiques montre que la plupart des sites d'agrégation sont caractérisés par des communautés coralliennes associées à une complexité topographique élevée (présence de grottes ou de rebords). Ces communautés pourraient offrir les abris nécessaires aux espèces durant la phase de frai ou précédant le frai (Kobara *et al.*, 2013). Toutefois, tous les sites ne sont pas caractérisés par une forte couverture corallienne (Nemeth et Quandt, 2005 ; Coleman *et al.*, 2011).

Peu de travaux ont été menés sur l'influence spécifique du courant sur le choix des sites d'agrégation dans la Caraïbe, toutefois, la géomorphologie est un facteur influençant fortement l'hydrodynamisme. Les poissons peuvent en tirer avantage au moment du frai pour accroître les chances de survie des larves. Les gamètes sont expulsés pendant les heures où le courant est le plus faible, puis, les œufs sont dispersés vers le large ou au contraire profitent de courants tourbillonnaires pour rester à proximité de sites d'installation favorables (Sale, 2004 ; Lobel et Lobel, 2008). Les études menées sur quelques sites d'agrégation ont montré l'existence de conditions hydrodynamiques propres à chaque site pouvant avoir des répercussions particulières pour le transport larvaire (Ezer *et al.*, 2010). Ces caractéristiques hydrodynamiques expliquent certainement en partie le fait que des sites pourtant très proches géomorphologiquement ne constituent pas tous des zones d'agrégation.

Les études menées dans la Caraïbe identifient plusieurs caractéristiques communes aux zones d'agrégation de ponte multi spécifiques : des habitats à forte complexité, en bordure intérieure de plateau ou de tombant (de pente supérieur à 20 °) et surplombant des eaux plus profondes. De manière moins systématique, la présence d'un promontoire ou d'une passe est aussi parfois constatée.

4.1.3. Les frayères résidentes

Les espèces

Certaines espèces n'effectuent pas de longue migration pour frayer mais peuvent constituer des agrégations au sein de leur domaine vital ou proche de celui-ci (Sadovy, 1996). Les espèces concernées par cette stratégie sont essentiellement des espèces de petite taille. Il est probable que cette adaptation les rendent moins vulnérables à la prédation dans la mesure où ils restent proches des abris présents dans leur domaine de vie (Johannes, 1978).

Le frai peut ainsi avoir lieu régulièrement, à une fréquence mensuelle, hebdomadaire ou journalière, durant une longue période de l'année voire même tout au long de celle-ci (Sadovy, 1996). En effet, les

femelles des poissons de petite taille, contrairement aux espèces de plus grande taille qui dispose d'une masse ovarienne plus importante, ont peu de place dans leur cavité viscérale et ne peuvent porter une grande quantité d'ovules de manière simultanée. Une période de reproduction plus étalée ainsi qu'une production d'ovules plus fréquente, peut donc permettre à ces espèces d'améliorer leur succès reproducteur (Sadovy, 1996).

Les espèces concernées par cette modalité de frai sont généralement des herbivores, planctonivores ou omnivores, appartenant à des familles telles que les Scaridae, Acanthuridae et les Labridae (Tableau IV et VI). Ces espèces présentent une importance pour les équilibres écosystémiques et la plupart revêtent un intérêt halieutique élevé.

Le tableau VI répertorie les caractéristiques et les espèces utilisant des zones de frai en fonction de leur localisation.

Tableau VI-Espèces de poisson utilisant les frayères résidentes dans la Caraïbe (d'après Nemeth, 2009) et caractéristiques de l'agrégation de ponte

Familles	Espèces	Habitat d'agrégation de ponte	Localisation	Taille d'agrégation de ponte (n)	Distance de migration (km)
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	Récif frangeant côtier ou de milieu de plateau, pente externe de récif ou bordure de plateau	Porto Rico	20 000	0.9-1
	<i>A. coeruleus</i>	Récif frangeant côtier ou de milieu de plateau, pente externe de récif ou bordure de plateau	Porto Rico, Belize, Bahamas		
Carangidae	<i>Caranx bartholomaei</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Belize		
	<i>C. latus</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Iles Caïmans		
	<i>C. lugubris</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Iles Caïmans		

	<i>C. ruber</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Iles Caïmans		
	<i>Decapterus macarellus</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Iles Caïmans		
	<i>Trachinotus falcatus</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Belize	500	
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	Embouchure de chenal ou chenal de récif frangeant	Iles Turks et Caïques	100 000	
Labridae	<i>Clepticus parrai</i>	Pente externe de récif ou bordure de plateau	Porto Rico	~ 300	
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	Pente récifale de lagon peu profond ou arrière récif, pâté corallien ou épave, sommet des récifs frangeant ou récif exposé du large	Panama, USVI, Bahamas	200-400 80-100	< 1,5
Scaridae	<i>Scarus iserti</i>	Récif frangeant côtier ou de milieu de plateau, pente externe de récif ou bordure de plateau	Porto Rico, Jamaïque	100	
	<i>Sparisoma rubripinne</i>	Fond sableux, récif frangeant côtier ou de milieu de plateau	St John (USVI), St Thomas (USVI), Bermudes	200 100	

Caractéristiques des zones de frai

Les observations centralisées par Nemeth (2009) montrent qu'une grande variabilité d'habitats récifaux est utilisée pour le frai (Tableau VI) (passes, les pentes externes de récif, lagons peu profonds, récifs frangeants, arrière récif, etc.).

Peu d'études fournissent des détails sur la géomorphologie ou autres caractéristiques des sites de frai. L'espèce *Thalassoma bifasciatum* a particulièrement été étudiée par Warner (1988, 1990a,b), même si cette espèce ne revêt pas un intérêt économique majeur, elle donne un exemple intéressant de frayères résidentes. En effet, ces travaux indiquent que le choix de la femelle pour un site d'agrégation est basé sur des caractéristiques physiques spécifiques telles que la localisation, la structure et les conditions

océanographiques. Ces sites sont souvent localisés sur le plus haut promontoire en aval du courant d'un récif, offrant ainsi une meilleure dispersion des œufs (Warner, 1988). Ce choix de site d'agrégation n'a néanmoins pas été observé lors des études menées aux Ilets Pigeon en Guadeloupe.

L'utilisation à long terme de ces sites d'agrégation est maintenue génération après génération, les jeunes femelles suivant les plus vieilles. La longévité d'un site d'agrégation reste cependant imprévisible. En effet, certains sites utilisés par les Scaridae ou les Serranidae sont connus pour persister plusieurs décennies alors que d'autres ne semblent avoir été utilisés qu'un nombre limité de fois (Nemeth, 2009).

De manière générale, les études réalisées ne permettent pas d'établir de facteurs prédisposant certains sites à être des frayères pour les espèces résidentes. En effet, la localisation spatiale et temporelle des agrégations semblent évoluer en fonction des conditions du milieu et du type géomorphologique disponible.

4.2. Dans les Antilles françaises

Devant le manque de connaissances constaté sur les sites de frai dans les Antilles françaises, une consultation auprès des chasseurs sous-marins a été entreprise en Martinique et en Guadeloupe. Pour cela, un rapide questionnaire a été soumis à quelques chasseurs sous-marins aguerris. Le tableau VII illustre les sites et les espèces identifiées.

Tableau VII-Sites d'agrégation identifiée à dire de chasseurs sous-marins

Espèces	Mois	Année	Moment de la journée	Estimation du N individus	Localisation	Géomorphologie	Commentaires	Source données
<i>Lutjanus analis</i>	mai	2016	pleine journée	50	PCSM Guadeloupe	récifale, en escalier, après un rebord assez étroit à 22 m et plongeant vers plus profond	site appelé "Dispo" land par les pêcheurs, sans doute présence de <i>Lutjanus cyanopterus</i> (Dispo en créole)	PNG
<i>Lutjanus jocu</i>	août	2013	pleine journée	30	Pente externe de la barrière récifale du GCSM Guadeloupe	présence d'un promontoire complexe sur une plateforme à 20 m. Ne bordant pas un tombant.	présence d'un banc de <i>Lutjanus apodus</i> mais ne frayant pas	PNG
<i>Scomberomorus spp.</i>					Secs au large du Robert, Martinique			particulier

* APPLICATIONS DES FACTEURS POUR LA DETERMINATION DES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES PRIORITAIRES

1. RAPPEL ET ELEMENTS DE TERMINOLOGIE

L'étude de Delage et Le Pape (2016) a défini différents types de zones fonctionnelles participant au cycle de vie des ressources halieutiques. Trois catégories ont été retenues comme étant des zones fonctionnelles d'intérêt majeur : les frayères, les nourriceries ainsi que les voies de migration (Figure 3).

Dans un premier temps, la phase d'étude bibliographique préliminaire réalisée dans les Antilles et dans la Caraïbe a permis d'identifier les Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance (ZFHI) au sein de ces catégories. Ces dernières permettent de déterminer les habitats présentant, à une phase d'intérêt majeur de leur cycle de vie, une forte concentration d'individus sur une surface restreinte, et contribuant de manière significative au renouvellement des ressources (Delage et Le Pape, 2016).

Enfin, des critères de hiérarchisation ont été proposés afin de prioriser certaines zones ayant un rôle fonctionnel élevé, ce sont les Zones Fonctionnelles Prioritaires.

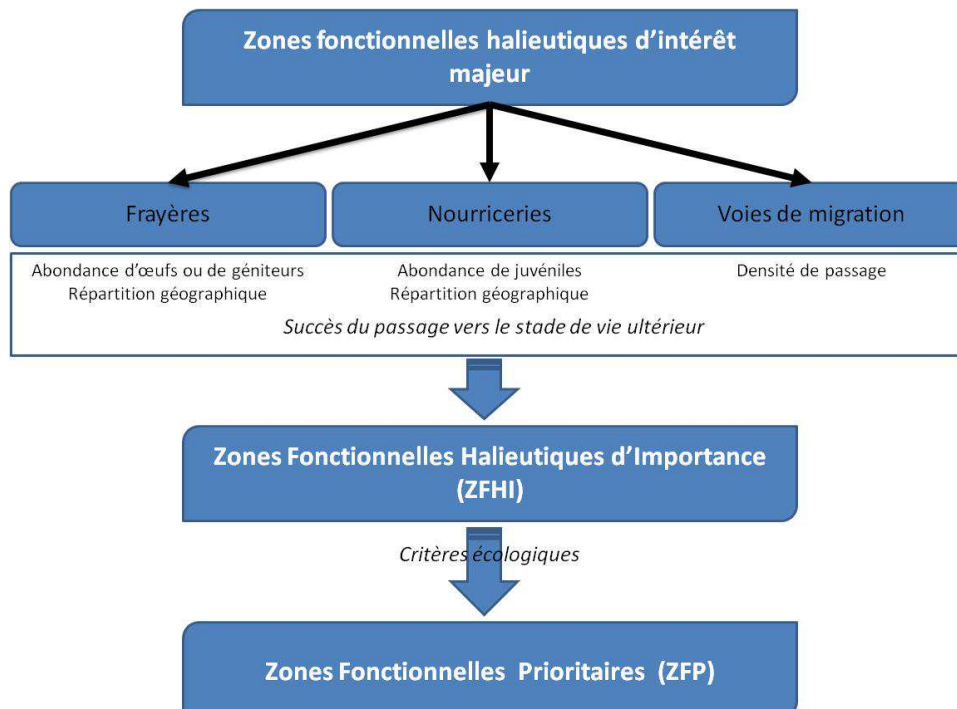


Figure 3 – Rappel de la démarche permettant d'aboutir à l'identification des ZFHI puis des ZFP (d'après Régimbart et al., 2017)

2. POUR LES NOURRICERIES

Les données disponibles n'ont pas permis de décrire quantitativement la répartition spatiale des populations de juvéniles d'espèces d'intérêt halieutique. Ces lacunes résultent de la faible diversité des zones d'étude mais également du fait que de nombreuses données collectées dans le cadre des campagnes scientifiques n'ont pas été prévues, ni analysées dans le but d'identifier des zones fonctionnelles d'intérêt majeur.

Cependant, la synthèse de connaissances effectuée à partir des travaux réalisés dans les Antilles françaises, appuyée par des études plus globales faites dans la Caraïbe ainsi que des dires d'experts ont permis d'identifier les habitats clefs assurant la fonction de nurricerie pour les espèces d'intérêt halieutiques : les mangroves, les herbiers de Magnoliophytes marins et les communautés coralliennes.

L'ensemble des superficies recouvertes par ces trois habitats peut être considéré comme des nurriceries et donc qualifié de Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance. Les facteurs environnementaux définis préalablement permettent de hiérarchiser, de manière théorique, l'importance de ces secteurs. Les secteurs sélectionnés sur la base de ces facteurs environnementaux sont qualifiés de Zones Fonctionnelles Prioritaires théoriques (Tableau VIII et XI).

2.1.Applications aux herbiers de Magnoliophytes marins

Le tableau VIII présente les deux facteurs retenus pour les herbiers : la composition spécifique et l'état de santé. Les herbiers à *Thalassia testudinum* pur ou en association (mixte) présentant un état de santé bon à correct sont classés Zones Fonctionnelles Prioritaires. Les autres herbiers (herbiers à *Thalassia* dominant dégradés ou herbiers d'autres espèces quelque soit leurs état de santé) jouent également un rôle de nurricerie mais à un niveau de fonctionnalité moindre, ils sont donc identifiés comme Zone Fonctionnelle Halieutique d'Importance.

Tableau VIII-Hiérarchisation des types d'herbiers

Composition Spécifique	<i>Thalassia testudinum</i> pur ou en association	Autre herbier (<i>S. filiforme</i> , <i>Halodule spp.</i> , <i>Halophila spp.</i>)
Etat de santé		
De très bon à correct	ZFP	ZFHI
Dégradé	ZFHI	ZFHI

2.1.1. Données cartographiques disponibles

Plusieurs cartographies des biocénoses benthiques font état de la localisation des herbiers de Magnoliophytes marins dans les Antilles françaises :

- Guadeloupe : Carex, 1999 ; Carex, 2001 ; UAG, 2001 ; TBM, 2005
- Martinique : OMMM, 2009 ; DEAL, 2012

- Saint Martin : TBM, 2007 ; Chalifour, *com.pers.*, 2018
- Saint Barthélémy : TBM, 2013

Différentes techniques ont été utilisées pour réaliser ces cartographies, (télédétection à partir de photographies aériennes ou d'images satellites, caméra tractée) aboutissant à des résolutions et à des choix de typologies de biocénoses différentes.

Des regroupements de catégories ont du être effectués afin d'homogénéiser les typologies à l'échelle d'un territoire et d'appliquer les facteurs identifiés (Tableau IX et X).

Composition spécifique de l'herbier

Le tableau IX recense les données cartographiques disponibles afin de réaliser les cartographies des herbiers de Magnoliophytes marins en fonction de leur composition spécifique.

En Guadeloupe, une carte composite a été réalisée distinguant les herbiers à *Thalassia testudinum* pur ou en association et d'autres espèces de Magnoliophytes marins (*Syringodium filiforme*, *Halophila stipulacea*, etc.). Certains herbiers n'ont pas été caractérisés par espèce (Est de la Grande Terre, Désirade, Petite Terre, Marie Galante, Les Saintes), la composition spécifique dominante sur ces secteurs a été complétée grâce à des dires d'expert lorsque cela était possible (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2018).

En Martinique, les surfaces d'herbiers, sans distinction spécifique, ont été recensées par l'OMMM (2009). La composition spécifique n'a été que ponctuellement identifiée lors de cette étude et plus récemment par la DEAL (2012). Pour ce travail, la composition spécifique des polygones d'herbiers a été renseignée à partir de ces deux sources de données ponctuelles, complétées par du dire d'experts récent (Vedie, *com.pers.*, 2018).

Une seule cartographie de biocénoses par île a été utilisée pour Saint Martin et Saint Barthélémy, TBM (2007) et TBM (2013) respectivement. Des mises à jour ponctuelles ont pu être réalisées grâce aux dires d'expert à Saint Martin (Chalifour, *com.pers.*, 2018) et à Saint Barthélémy (Gréaux, *com.pers.*, 2018). Néanmoins, le passage de l'ouragan majeur Irma, qui a touché ces îles en septembre 2017 a vraisemblablement fortement modifié la répartition des herbiers. Une mise à jour des cartographies est nécessaire. Les données et cartographies présentées pour ces deux îles sont donc à considérer avec prudence.

Etat de santé de l'herbier

Les données d'état de santé disponibles ne sont pas homogènes. En effet, certaines études se sont appuyées sur une évaluation visuelle élaborée par Bouchon *et al.* (2003) prenant en compte la densité des plants de Magnoliophytes, la présence de macroalgues molles et l'hypersédimentation, classée en quatre catégories, tandis que d'autres études ont seulement recensé un ou plusieurs de ces éléments. Le tableau X fait l'inventaire des données disponibles ainsi que des regroupements de typologie effectués afin de réaliser la cartographie de l'état de santé des herbiers pour chaque île.

L'impact des différents marqueurs de dégradation des herbiers (envasement, présence d'algues molles, densité des plants) sur la fonction de nourricerie pour les juvéniles n'ayant pas été étudiée aux Antilles, un regroupement en deux catégories d'état de santé selon les dires d'expert a été effectué. Les

herbiers dont l'état de santé est considéré de très bon à correct (présence de macro algues ou envasement modérés) sont considérés comme jouant pleinement leur rôle de nourricerie. Les herbiers très dégradés (caractérisés par une dominance d'algues molles, une très faible densité et/ou un degré d'envasement important) sont considérés comme n'étant plus en capacité de jouer complètement leur rôle. En effet, on peut supposer que l'herbier est en capacité de maintenir son potentiel d'abri pour les juvéniles jusqu'à un état de dégradation avancée. De plus, la capacité de résilience de ce milieu permet d'espérer qu'un herbier partiellement dégradé puisse à terme retrouver un bon état de santé et ainsi jouer pleinement son rôle de nourricerie (Bouchon et Bouchon-Navaro, *com.pers.*, 2018).

En Guadeloupe, les éléments cartographiques disponibles ne permettent pas d'évaluer l'état de santé des herbiers pour tout le territoire. Les dires d'expert n'ont pas permis l'actualisation de certains secteurs.

En Martinique, l'état de santé a été ponctuellement estimé par l'OMMM (2009) sur l'ensemble des herbiers de l'île. Le suivi de l'espèce *Halophila stipulacea* réalisé par la DEAL (2012) indique ponctuellement le taux de recouvrement, la présence de macroalgues molles ainsi qu'un envasement important. De la même manière que pour la composition spécifique, un état de santé a été attribué à chaque polygone grâce aux données ponctuelles et complété par des dires d'expert (Vedie, *com.pers.*, 2018).

Pour Saint Barthélemy et Saint Martin il n'existe pas de données d'état de santé, seules des indications sur la densité des herbiers sont disponibles. L'indicateur d'une faible densité a été choisi pour illustrer l'état de dégradation, complété par les dires d'experts (Chalifour et Gréaux, *com.pers.*, 2018).

Tableau IX-Traitement des catégories pour réaliser la cartographie des herbiers de Magnoliophytes marins en fonction de l'espèce

Typologie carte composite	Guadeloupe			Martinique		Saint Martin	Saint Barthélemy
	Carex, 1999 Carex, 2001	UAG, 2001	TBM, 2005	OMMM, 2009	DEAL, 2012	TBM, 2007 Chalifour, com.pers., 2018	TBM, 2013
Herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte		Herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>	12 catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> (substrat et taux de couverture variables)	Données ponctuelles, herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>	Données ponctuelles, herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>	Herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>	Herbier à <i>Thalassia testudinum</i> et herbier mixte à <i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>
Autre herbier		Herbier composé d'autres espèces de Magnoliophytes marins (<i>Halodule</i> sp., <i>S. filiforme</i> , <i>Halophila</i> sp.)	Mosaïque d'herbier	Herbier composé d'autres espèces de Magnoliophytes marins (<i>Halodule</i> sp., <i>S. filiforme</i> , <i>Halophila</i> sp.)	Herbier composé d'autres espèces de Magnoliophytes marins (<i>Halodule</i> sp., <i>S. filiforme</i> , <i>Halophila stipulacea</i>)	Herbier à <i>S. filiforme</i>	16 catégories d'herbier (mosaïque d'herbiers, mosaïque d'herbiers et d'algues)
Herbier indéterminé	Herbier de Magnoliophytes marins			Herbier de Magnoliophytes marins			

Tableau X-Traitement des catégories pour réaliser la cartographie de l'état de santé des herbiers de Magnoliophytes marins

Typologie carte composite	Guadeloupe			Martinique		Saint Martin	Saint Barthélemy
	Carex, 2001	UAG, 2001	TBM, 2005	OMMM, 2009	DEAL, 2012	TBM, 2007 Chalifour, com.pers., 2018	TBM, 2013
Herbier à <i>T. testudinum</i> ou mixte de très bon état à dégradé	Herbier sans couverture algale	Herbier dense pouvant être faiblement envahi de macroalgues molles (état de santé 1 à 3)	Ensemble des catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> et mixte (<i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>) sans présence d'algues	Données ponctuelles, herbier dense pouvant être faiblement envahi de macroalgues molles (état de santé 1 à 3)	Données ponctuelles - densité : plus de 30 % de taux de recouvrement - présence faible de macroalgues - envasement faible	Ensemble des catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> et mixte (<i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>) avec un taux de recouvrement de plus de 25 %	Ensemble des catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> et mixte (<i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>) dense
Herbier à <i>T. testudinum</i> ou mixte de très dégradé	Herbier avec couverture algale	Herbier très clairsemé et envasé, présence de macroalgues molles (état de santé 4)	Mosaïque d'herbier et d'algues	Données ponctuelles, herbier très clairsemé et envasé, présence de macroalgues molles (état de santé 4)	Données ponctuelles - densité : moins de 30 % de taux de recouvrement - présence importante de macroalgues - envasement important	Ensemble des catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> et mixte (<i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>) avec un taux de recouvrement de moins de 25 %	Ensemble des catégories d'herbier à <i>T. testudinum</i> et mixte (<i>T. testudinum</i> et <i>S. filiforme</i>) peu dense

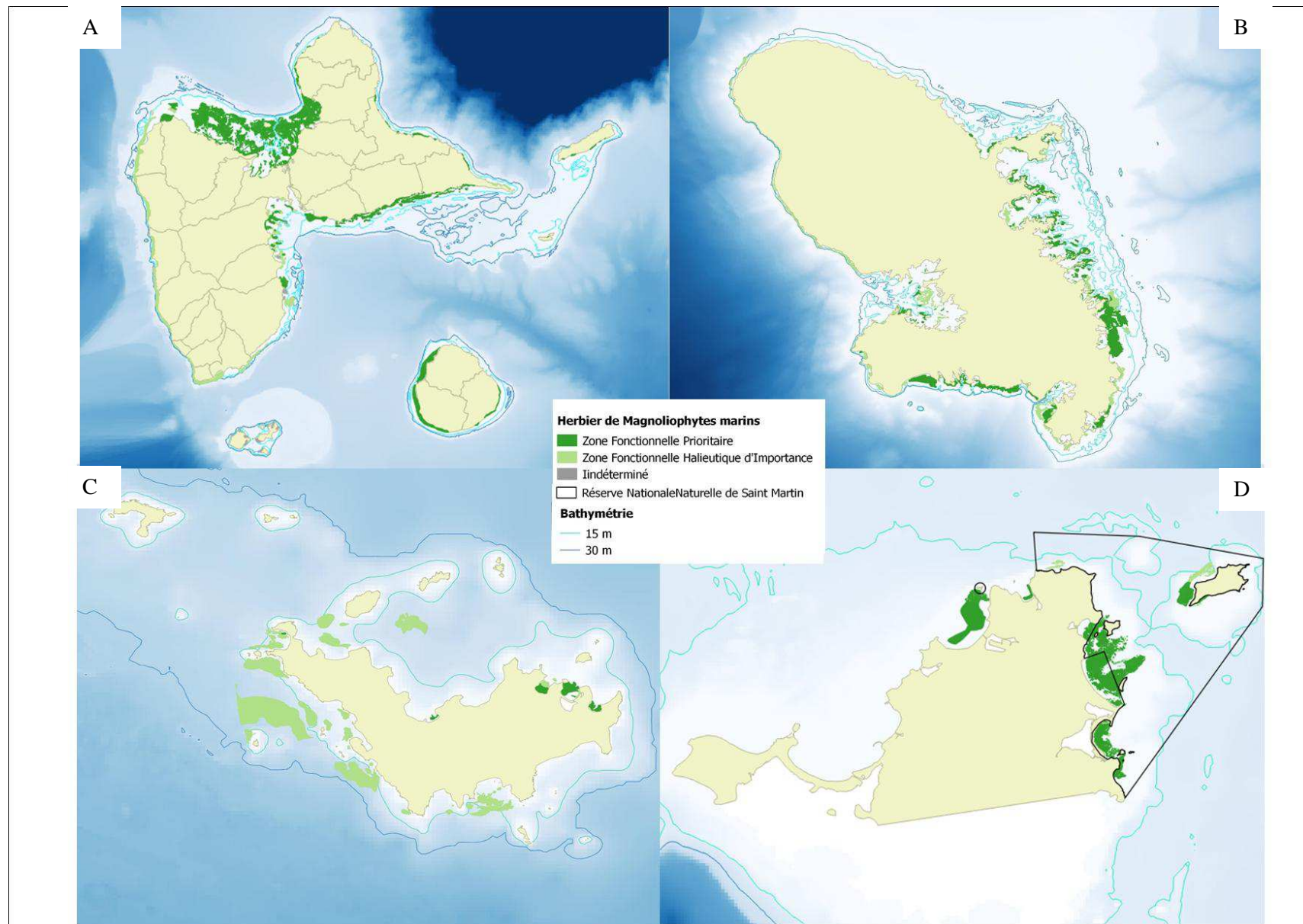


Figure 4 – Cartographie des Zones Fonctionnelles Prioritaires et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance des herbiers de Magnoliophytes marins dans les Antilles françaises (A : Guadeloupe, B : Martinique, C : Saint Barthélemy, D : Saint Martin)

2.1.1. Atlas cartographique

La figure 4 représente les zones fonctionnelles prioritaires théoriques et les zones fonctionnelles halieutiques d'importance pour les quatre îles des Antilles françaises.

En Guadeloupe (carte A), les données surfaciques existantes identifient 10 193 ha d'herbiers de Magnoliophytes marins, dont 78% sont composés de *Thalassia testudinum* pur ou en association. Les herbiers sont en grande partie présents dans le Grand Cul-de-Sac Marin (55% des herbiers de Guadeloupe). Ces derniers sont majoritairement composés de *Thalassia testudinum* et présentent un bon état de santé général (Chauvaud, 2005). Le Petit Cul-de-Sac Marin accueille également des herbiers à *Thalassia* mais ces derniers présentent un taux d'envasement important en raison des apports d'alluvion venant de la Petit Rivière à Goyave (Boutry, 2001). La Grande Terre abrite une fine frange d'herbier à *Thalassia* en bon état de santé tout le long de son littoral. Les données des herbiers des îles de Guadeloupe sont imprécises, néanmoins les herbiers de Marie Galante recouvrent une surface non négligeable. La côte sous le vent de Basse Terre abrite une petite surface d'herbier composée essentiellement d'*Halophila stipulacea*, l'espèce *Thalassia testudinum* n'y est pas présente en raison de conditions géomorphologiques défavorables. Au regard de sa superficie, de sa composition spécifique ainsi que de son bon état de santé général, l'herbier du Grand Cul-de-Sac Marin présente un intérêt de nourricerie majeur.

Les herbiers de Martinique (carte B) recouvrent 4 975 ha, ils sont principalement regroupés sur la côte atlantique (54%) et, dans une moindre mesure, sur la côte méridionale (27%) où les herbiers à *Thalassia testudinum* purs ou en association dominent les peuplements. La baie de Fort de France est composée d'herbiers à *Thalassia* dégradés et le secteur nord caraïbe est constitué d'herbiers de petite surface principalement composés d'*Halophila stipulacea* et de *Syringodium filiforme*. Même si les herbiers de Martinique sont morcelés et présentent un état de santé globalement médiocre, les herbiers de la côte atlantique et de la côte méridionale présentent un intérêt de nourricerie particulier en raison de leur superficie et de leur composition spécifique.

Saint Martin (carte C) abrite 222 ha d'herbiers, dont la majorité (177 ha) est composée d'herbiers à *Thalassia testudinum* mixtes. Les herbiers clairsemés ne représentent que 3,1 ha, soit 1,4% des herbiers. Cette large domination des herbiers denses indique un bon état de conservation des herbiers de la réserve.

A Saint Barthélémy (carte D) les herbiers couvrent 374 ha. Les herbiers à *Thalassia testudinum* purs ou mixtes couvrent de relativement faibles surfaces dans les lagons ou dans des secteurs peu agités (90 ha) mais ne présentent pas de trace de dégradation notable (TBM, 2013), tandis qu'*Halophila stipulacea* est présente sur 277 ha. A noter la dégradation progressive des herbiers dans la baie encaissée de Marigot en raison des sargasses (Gréaux, *com.pers.*, 2018)

2.2. Application aux mangroves

L'étude bibliographique préalable n'a pas permis d'isoler des facteurs permettant la hiérarchisation des secteurs de mangrove. Malgré les études réalisées sur les peuplements ichtyologiques des mangroves faisant apparaître une variation de la composition du peuplement en fonction de l'environnement physico-chimique, de la mosaïque d'habitats avoisinant et de la superficie de la mangrove, ces facteurs n'ont pas été retenus. En effet, les juvéniles d'espèces récifales et non récifales ne partagent pas les mêmes préférences écologiques, ainsi, chacun des secteurs de mangrove présentent un intérêt particulier selon l'espèce ou le stade de développement du juvénile.

2.2.1. Données cartographiques disponibles

Plusieurs cartographies faisant état des zones humides à caractéristiques saumâtre ou salée existent dans les îles des Antilles françaises :

- Guadeloupe : ONF, 2007
- Martinique : Gayot et Laval, 2005
- Saint Martin : Pibot, 2018 ; Chalifour, *com.pers.*, 2018
- Saint Barthélemy : Pibot, 2018 ; Gréaux, *com.pers.*, 2018

Tableau XI-Traitement des catégories pour réaliser la cartographie de l'état de santé des mangroves marines

Typologie de la carte composite	Guadeloupe	Martinique	Saint Martin et Saint Barthélemy
	ONF, 2007	Gayot et Laval, 2005	Pibot, 2018 ; Chalifour, <i>com.pers.</i> , 2018
Mangrove	Mangroves ouvertes et captives	Mangroves et milieux ouverts connexes sur sédiments argileux ou sablo-argileux	Mangroves

Le tableau XI présente les éléments issus des cartographies des zones humides saumâtres ou salées disponibles ainsi que les regroupements de catégories qui ont été adoptés pour les mangroves.

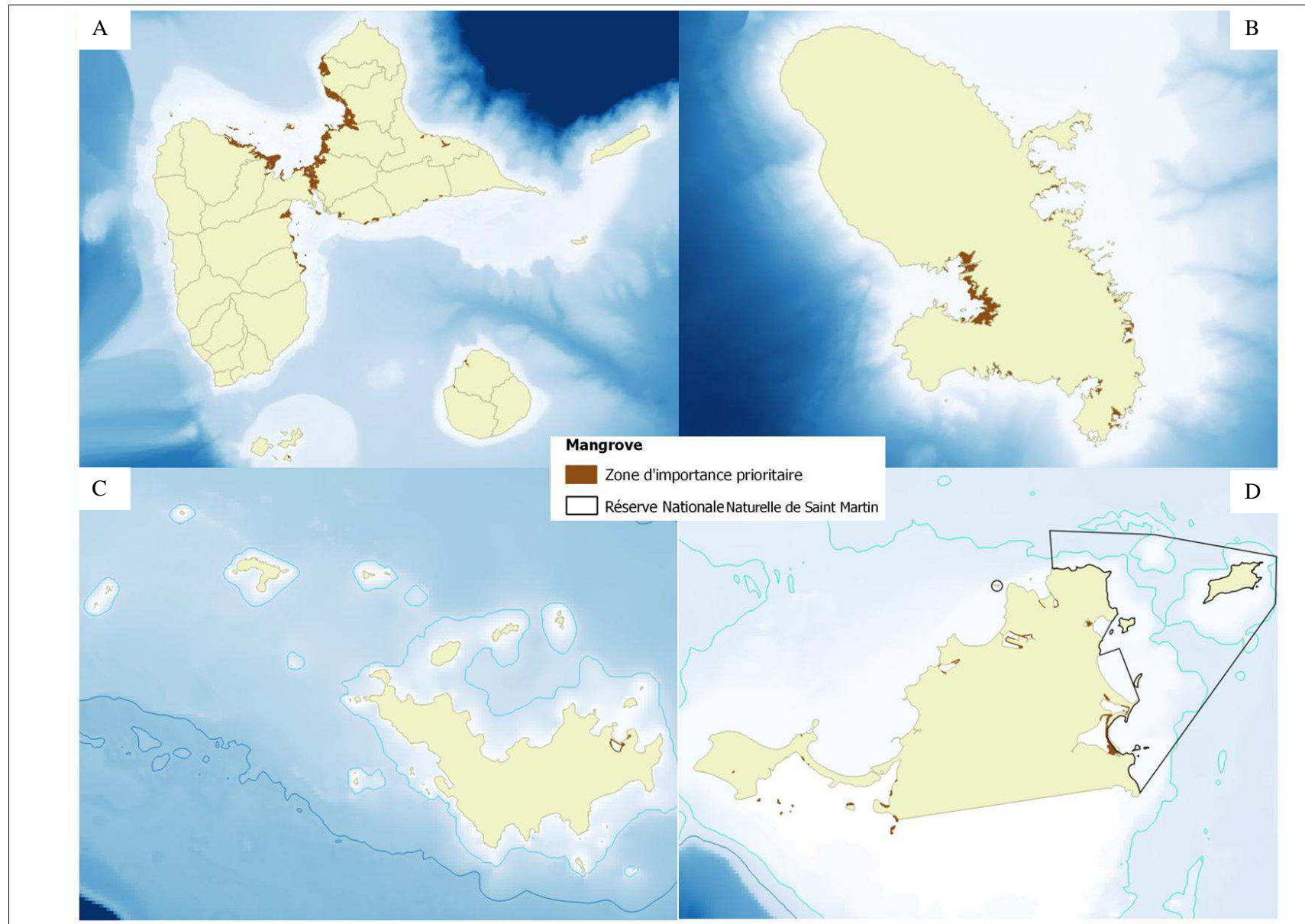


Figure 5 - Cartographie des Zones Fonctionnelles Prioritaires et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance des mangroves dans les Antilles françaises (A : Guadeloupe, B : Martinique, C : Saint Barthélemy, D : Saint Martin)

2.2.2. Atlas cartographique

Les zones humides côtières à caractéristiques saumâtres ou salées couvrent une surface totale de 3 348 ha en Guadeloupe (figure 5). Le lagon du Grand Cul-de-Sac Marin est bordé par la plus grande formation de mangrove de Guadeloupe qui constitue 83 % des mangroves présentes sur l'ensemble de l'archipel. A ce titre, cette zone apparaît comme particulièrement intéressante pour son rôle de nourricerie.

La Martinique abrite 2 100 ha de mangroves marines, dont 40 % sont présentes dans la baie de Fort-de-France.

Au sein de la Réserve Nationale Naturelle de Saint-Martin, la mangrove est présente sur 12 ha au niveau de la Baie de l'Embouchure et des Salines d'Orient. Cette donnée ne prend pas en compte les mises à jour apportées par les dires d'experts (Chalifour, *com.pers.*, 2018).

Les mangroves de Saint Barthélemy sont lagunaires et ne sont donc pas accessibles aux ressources halieutiques marines, à l'exception de la mangrove en arrière de l'anse du grand Cul-de-Sac dont la communication avec la mer est artificiellement maintenue.

2.3. Application aux habitats coralliens

Le tableau XII présente les deux facteurs retenus pour les communautés coralliennes : la complexité architecturale et l'état de santé. Les communautés coralliennes en bon état de santé ayant une complexité architecturale importante sont classées comme Zones Fonctionnelles Prioritaires (ZFP). Les communautés coralliennes dégradées et ou présentant une faible complexité architecturale jouent également un rôle de nourricerie mais avec un niveau de fonctionnalité moindre, elles sont donc identifiées comme Zone Fonctionnelle Halieutique d'Importance (ZFHI).

Tableau XII-Hiérarchisation des types de communautés coralliennes

Complexité archit. Etat de santé	Complexité architecturale importante	Faible complexité architecturale
De très bon état à correct	ZFP	ZFHI
Dégradé	ZFHI	ZFHI

2.3.1. Données cartographiques disponibles

Plusieurs cartographies des biocénoses benthiques font état de la localisation des communautés coralliennes dans les Antilles françaises :

- Guadeloupe : UAG, 1997 ; Carex, 2001 ; UAG, 2001 ; TBM, 2005 ; DEAL, 2013
- Martinique : OMMM, 2009
- Saint Martin : TBM, 2007 ; Chalifour et Gréaux, *com.pers.*, 2018
- Saint Barthélemy : TBM 2013

Complexité architecturale

Les données disponibles ne permettent pas de définir la complexité du milieu (relief, rugosité, porosité, etc.). A défaut de données cartographiques précises sur cette complexité architecturale, l'hypothèse émise est que l'ensemble des des des fonds durs (roche, blocs, construction biogène en dehors des dalles lorsqu'elles sont identifiées dans les cartographies) est considéré comme ayant une architecture complexe propice à la survie et au développement des juvéniles de poissons..

Etat de santé

A l'instar des herbiers, les données d'état de santé disponibles ne sont pas homogènes, le tableau XIII synthétise les éléments issus des cartographies des biocénoses benthiques disponibles ainsi que les regroupements de catégories qui ont été adoptés pour les communautés coralliennes et leur état de santé.

Certains secteurs ont été diagnostiqués à l'aide de la méthode visuel de Bouchon et *al.*, (2003) (Martinique, Basse Terre de la Guadeloupe). Cette échelle qualitative prend en considération trois critères pour déterminer l'état de santé : le taux de nécroses coralliennes, la présence de macroalgues et l'hypersédimentation des fonds, différenciés en quatre niveaux de dégradation. Le choix a été fait dans la présente étude de définir comme état de santé dégradé les communautés coralliennes présentant une très forte mortalité, envahis par les macroalgues ou entièrement recouverts de sédiments (état de santé 4). La présence modérée de nécroses et de macroalgues est considérée comme ne pas altérer significativement la capacité d'accueil des communautés coralliennes pour les juvéniles de poissons.

Pour d'autres secteurs, la présence de macroalgues et le pourcentage de corail vivant sont les deux facteurs retenus pour évaluer l'état de santé des communautés coralliennes (Saint Martin, Saint Barthélémy, Grand Cul-de-Sac Marin de la Guadeloupe).

Tableau XIII-Traitement des catégories pour réaliser la cartographie de l'état de santé des communautés coralliennes

Typologie carte composite	Guadeloupe				Martinique	Saint Martin	Saint Barthélemy
	UAG (1997), TBM (2005)	UAG, 2001	Carex, 2001	TBM, 2005 (Pointe des Châteaux)	OMMM, 2009	TBM, 2007	TBM, 2013
Communauté corallienne en bon état	Corail vivant sur sable, Dalle avec couverture de corail (>5%), Corail mort-corail vivant (>5%)	Etat de santé 1, 2 et 3	Coraux et autres peuplements benthiques sans algues	Dalle rocheuse : algues 25-50, corail 10-25 Dalle rocheuse : algues 5-25, coraux vivant 1-15 Récif vivant, corail vivant >50%	Données ponctuelles, coraux vivants pouvant présenter quelques nécroses et faiblement envahis de macroalgues (état de santé de 1 à 3)	Roche corail vivant >10-15%, Dalle algues brunes > 5% corail vivant > 10%, Corail vivant 20% algues brunes 50% + sable fin et débris coralliens	Corail vivant avec présence potentiel d'algues brunes en faible densité
Communauté corallienne dégradé	Algues brunes sur dalles ou corail mort, Corail mort, Corail mort-corail vivant (<5%), Mosaïque de dalle et corail (<5%)	Etat de santé 4	Coraux et autres peuplements benthiques avec algues	Dalle rocheuse : algues 25-75, coraux vivant 0-15 Récif corallien mort : algues 10-50, coraux vivants 0-10 Récif frangeant altéré	Données ponctuelles, coraux majoritairement morts, envahis de macroalgues et de sédiments (état de santé 4)	Dalle algues brunes 10-50% corail vivant <1-5%	Corail vivant avec présence d'algues brunes en forte densité

A

B

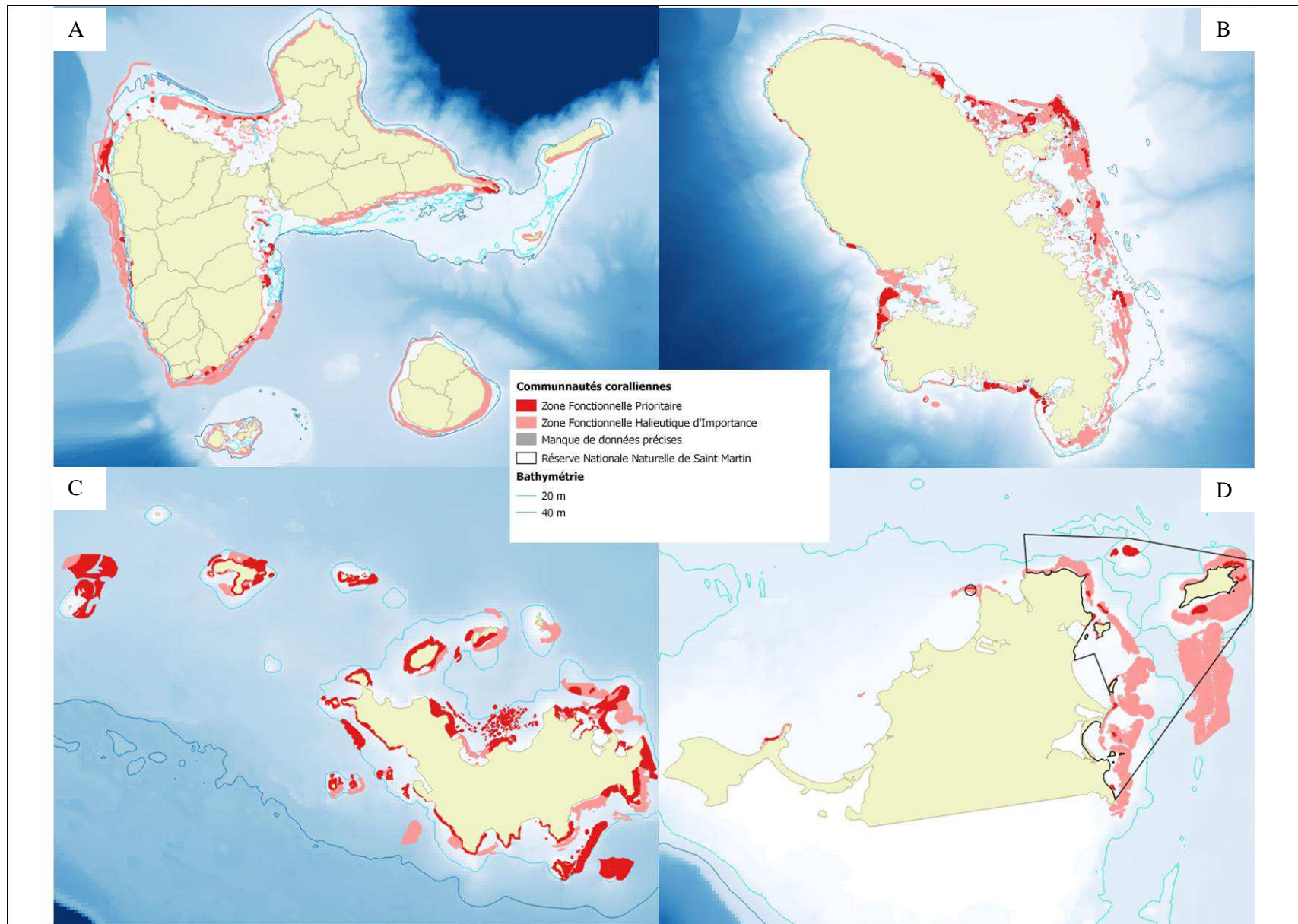


Figure 6 - Cartographie des Zones Fonctionnelles Prioritaires et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance des communautés coralliennes et des substrats durs dans les Antilles françaises (A : Guadeloupe, B : Martinique, C : Saint Barthélemy, D : Saint Martin)

2.3.1. Atlas cartographique

La figure 6 présente la cartographie des zones fonctionnelles prioritaires et des zones fonctionnelles halieutiques d'importance pour les communautés coralliennes.

En Guadeloupe (carte A), les données surfaciques estiment à 7 015 ha la surface occupée par les communautés coralliennes. Une partie de la cartographie de la Guadeloupe et de ses îles a été faite à très grande échelle et ne permet pas toujours de différencier les communautés coralliennes des autres communautés benthiques de substrat dur. Ici, l'hypothèse posée est qu'une grande partie de ces communautés benthiques, compte tenu de la faible profondeur de prospection, sont des communautés coralliennes (Analyse régionale de Guadeloupe, 2013). Les surfaces occupées par les communautés coralliennes s'étendraient donc à environ 16 632 ha.

Les principales formations récifales se localisent au niveau du Grand Cul-de-Sac Marin et sur la côte méridionale de Grande Terre (Riviera). La barrière récifale du premier totalise 22 % de la surface totale des communautés coralliennes de Guadeloupe. Seul 11 % de ces communautés présentent une couverture notable de coraux, de plus, les observations faites par l'Université des Antilles indiquent un degré de dégradation avancée. Néanmoins, l'étendue de ce récif barrière (29 km de long) entourant un vaste lagon rend ce secteur particulièrement intéressant pour les juvéniles de poissons.

La côte Caraïbe est dépourvue de récifs coralliens en raison du plateau continental peu développé qui plonge rapidement vers des profondeurs de plus de 100 m. Les fonds rocheux y sont colonisés par des communautés coralliennes non bioconstructrices, souvent plus diversifiées que les formations récifales, ces dernières sont concentrées entre Bouillante et Deshaies. Sachant qu'une biodiversité importante augmente la rugosité et donc la capacité d'accueil du milieu, notamment pour les juvéniles, la côte sous le vent semble être un secteur de nourricerie particulièrement intéressant.

Les eaux martiniquaises abritent 5 612 ha de communautés coralliennes (carte B). Les constructions récifales se sont principalement développées sur la côte atlantique, sur la côte méridionale ainsi que dans la baie de Fort de France. Les communautés coralliennes non bioconstructrices sont concentrées sur la côte sous le vent, en raison de la morphologie accidentée des fonds.

Une grande construction récifale d'origine algale protège sur la côte atlantique de la houle. La barrière externe, couvrant une vaste surface (1 340 ha), hébergent encore des peuplements coralliens vivants dans certains secteurs, tandis que d'autres sont dans un état très dégradé et totalement colonisé par des communautés algales.

La baie de Fort de France est pourvue de nombreuses constructions récifales, présentant à l'heure actuelle un faciès de dégradation très avancé. Néanmoins, les communautés coralliennes plus profondes (entre 10 et 50 m) présentes à la sortie de la baie de Fort de France sont caractérisées par un état moins dégradé que le reste de la baie. L'ensemble de ces communautés coralliennes totalise une surface de 1 206 ha.

A Saint Martin (carte C), 321 ha sont occupés par une faible couverture algale (25%) et corallienne (5 à 10 %) ; Ces structures couvrent de vastes surfaces dans le secteur de Eastern Point et de Tintamarre.

La couverture corallienne est assez importante (87,6 ha), les algues brunes y sont rares ou absentes. Ces récifs en relativement bon état de santé se retrouvent principalement dans le secteur de la passe de Grandes Cayes, autour de l'îlet Pinel, et dans la baie de l'Embouchure.

A Saint Barthélémy (carte D), le corail vivant se rencontre sur 926 ha de substrats durs. Néanmoins, ce chiffre est à relativiser en raison de la présence de très petites colonies éparses de corail présentant une faible porosité sur 415 ha. Sur 11 ha le taux de recouvrement dépasse 5 % pour rester inférieur à 20 %. C'est principalement le cas sur la barrière récifale du Grand Cul-de-Sac où les colonies d'*Acropora palmata* sont florissantes et relativement nombreuses.

2.4.Synthèse

Les études menées sur les nourriceries dans la Caraïbe soulignent l'importance de trois habitats côtiers (herbiers, communautés coralliennes, mangroves). Ces résultats, en partie relayés par les travaux menés dans les Antilles françaises, demandent à être précisés sur certains points (voir § 4. Limites et perspectives).

Elles soulignent également que la présence de mosaïques d'habitats augmente de manière générale la capacité d'accueil pour les juvéniles.

Ainsi, les figures 7, 8, 9 et 10 font état des Zones Fonctionnelles Prioritaires et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance pour l'ensemble des trois habitats sur chacune des îles des Antilles françaises.

En ce qui concerne la synergie de fonctionnalité des différents habitats, on peut citer quelques secteurs particuliers :

En Guadeloupe (figure 7),

- Le Grand Cul-de-Sac Marin, qui totalise la plus grande surface d'habitats à fonctionnalité de nourricerie, fortement imbriqués ;
- Le Petit Cul-de-Sac Marin, même si ce secteur présente des signes de dégradation, la présence et les interactions entre les trois habitats de nourricerie identifiée sont des caractéristiques avantageuses dans sa fonctionnalité de nourricerie, en outre la résilience du milieu peut aboutir à un recouvrement du potentiel maximale des fonctionnalités du milieu ;
- Le secteur de Deshaies à Bouillante regroupe les communautés coralliennes les plus florissantes, ce qui lui confère une plus value importante pour les juvéniles se servant des communautés coralliennes comme nourricerie, ceci en l'absence de mangroves et d'herbier à *Thalassia testudinum*.

En Martinique (figure 8),

- La côte méridionale, qui abrite des herbiers et des communautés coralliennes en bonne santé ainsi que des petites surfaces de mangroves ;
- La baie de Fort-de-France, qui, malgré un état avancé de dégradation, abrite les trois habitats de nourricerie ;

- La presqu'île de la Caravelle, qui abrite les trois habitats de nourricerie en bon état de santé ;
- Le secteur du Vauclin, qui présente un herbier étendu, des communautés coralliennes et des mangroves dans les baies de Paquemar et de Massy-Massy ;
- Les secteurs de communautés coralliennes en bon état de santé de la côte sous le vent.

A Saint Barthélemy (figure 9),

- Les secteurs des baies de Marigot, Grand cul-de-sac et Petit cul-de-sac pour l'association des trois habitats de nourricerie ;
- Tous les secteurs présentant des communautés coralliennes en bon état de santé.

A Saint Martin (figure 10),

- Le secteur du rocher créole et de Tintamarre, qui hébergent des communautés coralliennes florissantes et un herbier étendu ;
- Le sec de la basse espagnole, qui présente des communautés coralliennes en bon état de santé.

Il faut toutefois garder à l'esprit que la grande majorité des espèces d'intérêt halieutique sont des espèces récifales. Pour une grande partie de ces espèces, tout ou partie de la vie juvénile a lieu obligatoirement dans les habitats coralliens, les rendant singulièrement indispensables au bon déroulement de leur cycle de vie.

APPLICATION DES FACTEURS D'IDENTIFICATION POUR LA DETERMINATION DES SECTEURS D'IMPORTANCE THEORIQUES
DES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES

Guadeloupe - Synthèse des habitats de nurricerie - Zones Fonctionnelles d'Importance et Prioritaires

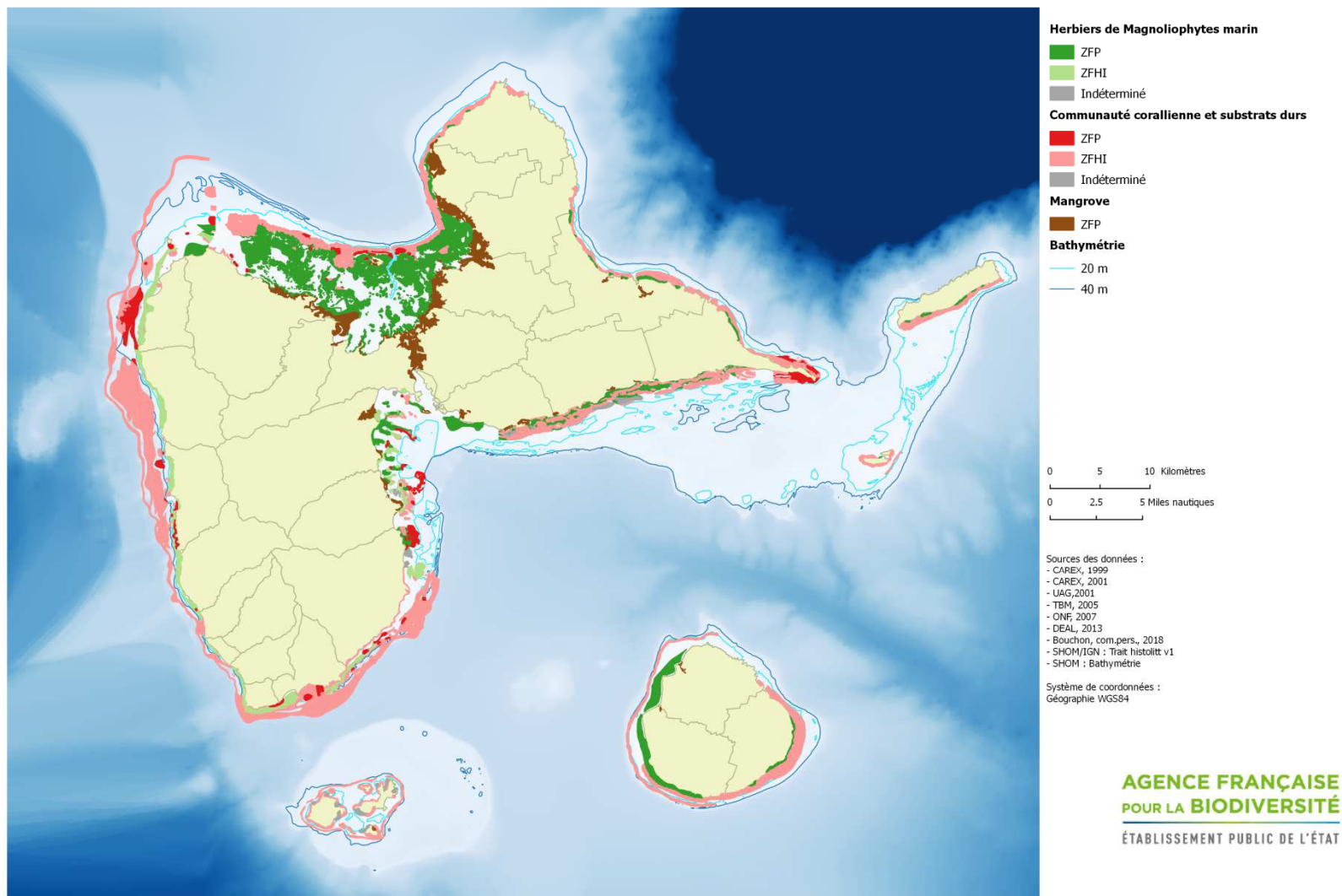


Figure 7 – Synthèse des cartographies des Zones Fonctionnelles Prioritaire et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance de Guadeloupe

APPLICATION DES FACTEURS D'IDENTIFICATION POUR LA DETERMINATION DES SECTEURS D'IMPORTANCE THEORIQUE
DES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES

Martinique - Synthèse des habitats de nurricerie - Zones Fonctionnelles d'Importance et Prioritaires

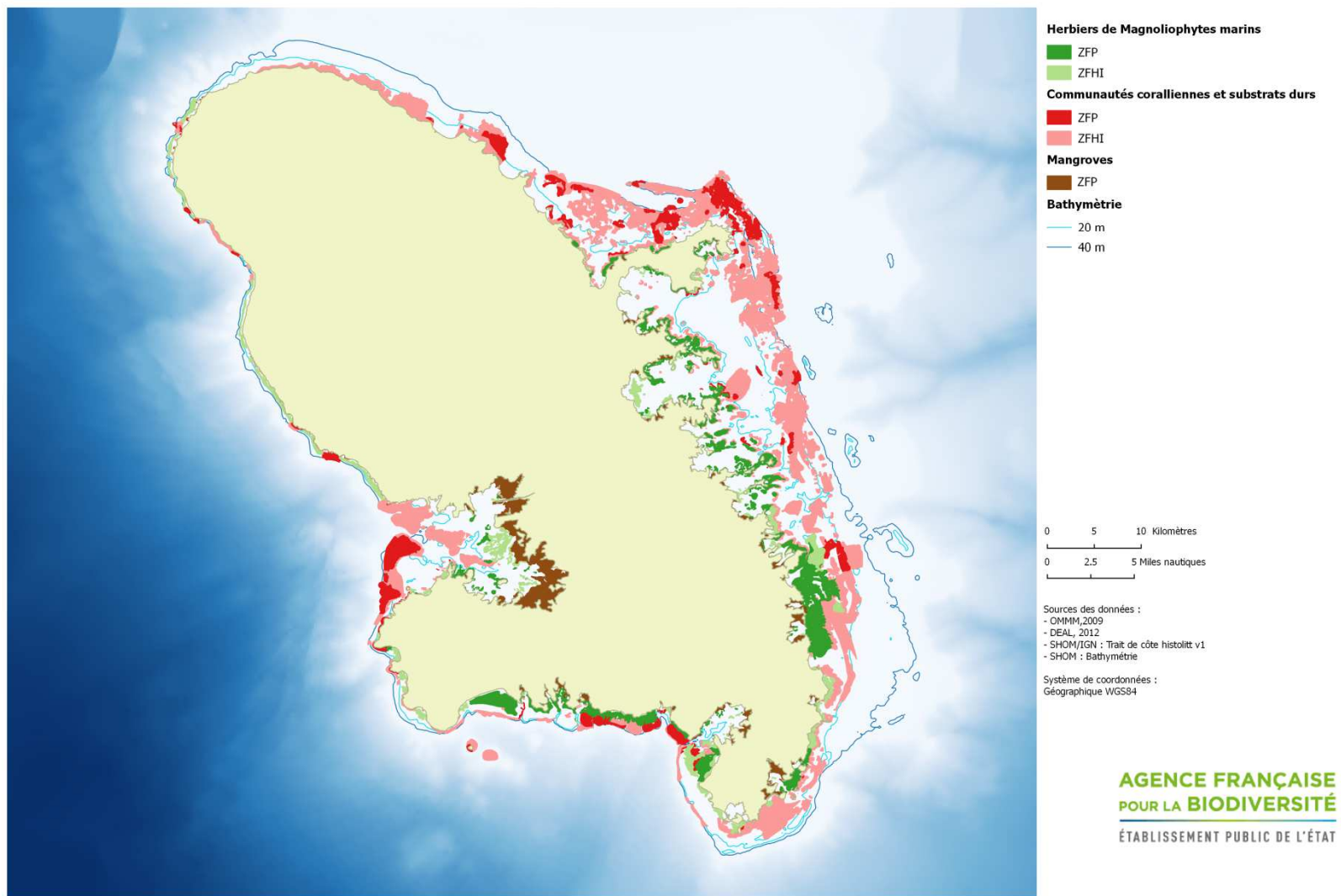


Figure 8 – Synthèse des cartographies des Zones Fonctionnelles Prioritaire et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance de Martinique

APPLICATION DES FACTEURS D'IDENTIFICATION POUR LA DETERMINATION DES SECTEURS D'IMPORTANCE THEORIQUE DES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES

Saint-Martin - Synthèse des habitats de nurserie - Zones Fonctionnelles d'Importance et Prioritaires

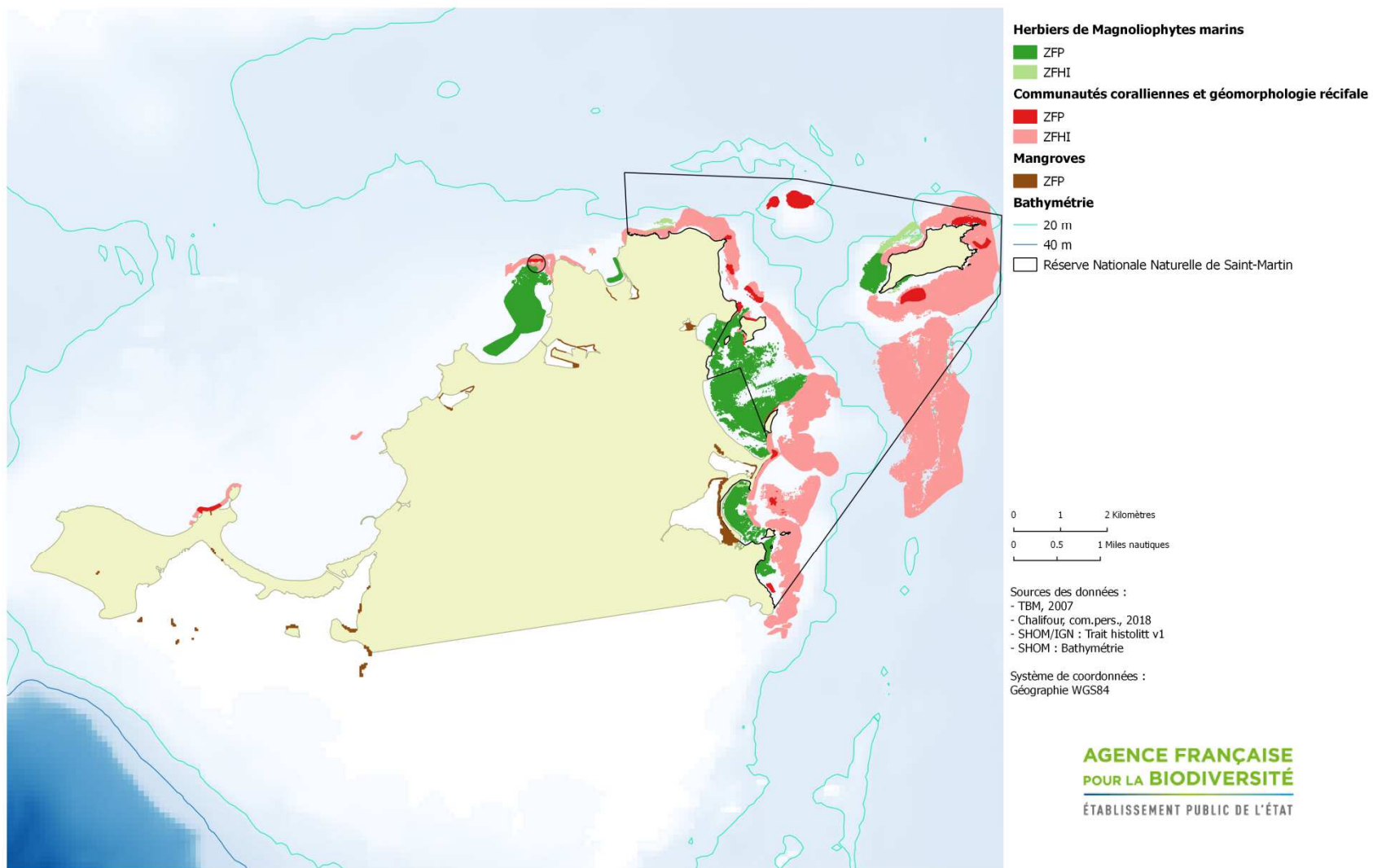


Figure 9 – Synthèse des cartographies des Zones Fonctionnelles Prioritaire et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance de Saint Martin

APPLICATION DES FACTEURS D'IDENTIFICATION POUR LA DETERMINATION DES SECTEURS D'IMPORTANCE THEORIQUES DES ZONES FONCTIONNELLES HALIEUTIQUES

Saint Barthélemy -Synthèse des habitats de nourricerie - Zones Fonctionnelles d'Importance et Prioritaires

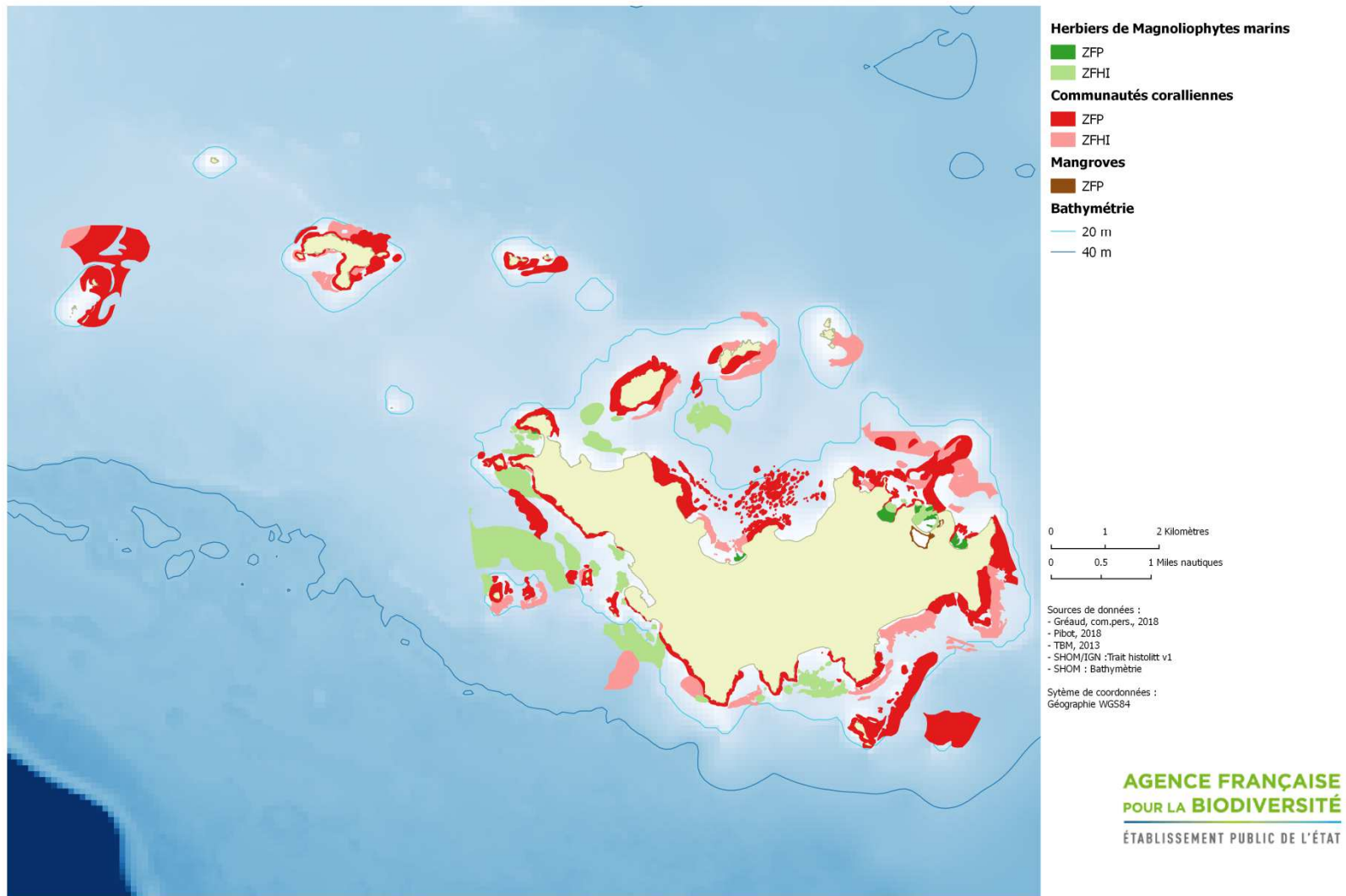


Figure 10 – Synthèse des cartographies des Zones Fonctionnelles Prioritaire et des Zones Fonctionnelles Halieutiques d'Importance de Saint Barthélemy

3. LIMITES ET PERSPECTIVES

3.1.Limites de l'étude et de l'application cartographique

L'état des connaissances et des cartographies actuelles ne permet pas l'identification de zones de nourricerie très précises.

En effet, les cartographies sont anciennes (plus de 10 ans), hétérogènes et parfois incomplètes. Différentes techniques ont été utilisées pour réaliser ces cartographies, (télédétection à partir de photographies aériennes ou d'images satellites, caméra tractée) aboutissant à des résolutions et à des choix de typologies de biocénoses différentes. Ainsi, des regroupements de catégories ont dû être effectués afin d'homogénéiser les typologies à l'échelle d'un territoire.

Par ailleurs, ces cartographies ne produisent pas d'information relative à la complexité architecturale des fonds durs. Les données cartographiques actuelles ne permettent donc pas une application optimale des critères de priorisation identifiés.

En outre, bien qu'il existe de nombreuses études sur les peuplements ichthyologiques dans les trois habitats de nourriceries identifiés, les données quantitatives ne sont généralement pas disponibles et leurs traitements n'ont pas toujours été réalisés sous l'angle de l'étude des nourriceries et de leurs caractéristiques. Ceci est particulièrement le cas pour les communautés coralliennes puisqu'une seule étude dans les Antilles françaises (Bouchon-Navaro, 1997) porte sur le peuplement de juvéniles.

S'ajoute à cela une faible diversité géographique des zones d'études (concentrées dans le Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe et sur la côte Caraïbe en Martinique) et plus particulièrement en ce qui concerne le rôle des communautés coralliennes, puisque la seule étude disponible se déroule sur un seul site.

De ce fait, des éléments pouvant potentiellement avoir une influence sur le rôle de nourricerie des différents habitats, tels que la courantologie ou encore l'exposition à la houle (côte sous le vent *vs.* côte au vent), n'ont pas été étudiés.

Enfin les études se sont concentrées sur trois habitats : les communautés coralliennes, les mangroves et les herbiers de Magnoliophytes marins. Néanmoins, l'absence de phase juvénile observée pour certaines espèces dans les différentes études peut laisser penser que les juvéniles de ces espèces sont cryptiques et n'ont pas pu être observés lors de ces études, et qu'ils pourraient être présents dans d'autres habitats (ex : fonds sableux ou détritiques, embouchures de rivière – hors mangrove – etc.).

3.2.Perspectives et pistes de travail futures

Diverses pistes de travail peuvent être envisagées afin d'affiner les connaissances sur les nourriceries dans les Antilles françaises et permettre ainsi d'aboutir à l'identification de zones fonctionnelles prioritaires plus robustes.

Des suivis des peuplements ichthyologiques des communautés coralliennes sont réalisés dans les eaux des Antilles françaises depuis 20 ans (suivis GCRMN, suivi du réseau des réserves). Ces suivis font intervenir des comptages de poissons par classe de taille. Le traitement de ces données selon les tailles de maturité sexuelle propre à chaque espèce permettrait de quantifier avec plus de justesse la part de juvéniles dans les peuplements ichthyologiques et de tester l'influence de certains paramètres caractérisant les stations d'échantillonnage (rugosité, état de santé des communautés, nature de l'habitat...). De la même manière, le retraitement des données quantitatives existantes pour les mangroves permettrait d'affiner le diagnostic quand au rôle joué par cet habitat pour les espèces récifales spécifiquement.

De plus, les principaux herbiers étudiés dans les Antilles françaises sont les herbiers à *Thalassia testudinum* pur ou en association avec *Syringodium filiforme*. S'il ressort de ces études que ces herbiers abritent le plus de diversité et de biomasse associée, le rôle de nourricerie des herbiers d'autres espèces telles que *S. filiforme* et *H. stipulacea* n'a jamais été précisé. Une étude quantitative comparative entre les peuplements de juvéniles de ces trois herbiers permettrait d'affiner la priorisation proposée pour les habitats d'herbier.

Pour aller plus loin, les seuls habitats étudiés pour leur rôle de nourricerie dans les Antilles françaises sont les herbiers de Magnoliophytes marins, les mangroves et les communautés coralliennes. La contribution au renouvellement des populations d'autres habitats tels que les fonds meubles, les estuaires de cours d'eau (hors mangrove), pourrait être étudiée.

Enfin, ce premier travail de synthèse s'est concentré sur les poissons côtiers d'intérêt halieutique. Néanmoins, d'autres ressources marines telles que les langoustes, les oursins ou encore le lambi présentent une grande importance pour la pêche antillaise et devraient faire l'objet de travaux de synthèse et d'acquisition dédiés.

Les données actuelles n'ont pas permis de réaliser un travail cartographique permettant d'identifier les zones d'agrégation de pontes théoriques dans les Antilles françaises. Néanmoins, certaines approches permettraient d'identifier de telles zones. En effet, les connaissances empiriques des pêcheurs professionnels peuvent être une première approche pour l'identification de ces zones. Cette connaissance peut être accessible grâce au déploiement d'un questionnaire. De plus, certaines études utilisent l'outil cartographique afin de prédire les sites d'agrégation de pontes (Kobara et Heymen, 2010) grâce à l'identification de caractéristiques géomorphologiques. Enfin, une campagne d'acquisition de données par acoustique passive permettrait de confirmer les zones d'agrégations identifiées grâce aux connaissances empiriques des pêcheurs.

* REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aburto-Oropeza O., Ezcurra E., Danemann G., Valdez V., Murray J., Sala E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30) : 10456-10459.
- Adams A.J., Ebersole J.P. 2002. Use of back-reef and lagoon habitats by coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 228 : 213–226.
- Adams A.J., Ebersole J.P. 2009. Mechanisms affecting recruitment patterns of fish and decapods in tropical coastal ecosystems. *In* : Nagelkerken I. (ed.) *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer Science and Business Media, Dordrecht, 185-228.
- Aliaume C., Lasserre G., Louis M. 1990. Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'hydrobiologie tropicale*. 23(3) : 231-250.
- Aliaume C., Louis M., Lasserre G. 1993. L'écosystème des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Antilles françaises) : relations entre le recrutement des poissons et l'habitat. *Acta Œcologica*, 15 (5) : 627-641.
- Baelde P. 1986. La faune ichtyologique du lagon du grand Cul-de-Sac Marin de Guadeloupe. Structure des peuplements et contribution à l'étude de la biologie d'*Archosargus rhomboidalis* (Sparidae) et d'*Ocyurus chrysurus* (Lutjanidae). Thèse de doctorat, Université Aix Marseille II, 225pp.
- Baelde P., Louis M. 1987. Croissance et production des juvéniles d'*Ocyurus chrysurus* (Poisson *Lutjanidae*) dans les herbiers en Guadeloupe. *Proc. 38th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Congress*, Martinique, 1985, 452-468.
- Baelde P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Mar. Biol.* 105 : 163-173.
- Baron R.M., Jordan L.K., Spieler R.E. 2004. Characterization of the marine fish assemblage associated with the nearshore hardbottom of Broward County, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(3) : 431-443.
- Beck M.W., Heck K.L., Abl K.W., Childers D.L., Eggleston D.B., Gillanders B.M., Halpern B., Hays C.G., Hoshino K.,

- Minello T.J. *et al.* 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *Bioscience* 51 : 633–641.
- Berkström C., Gullström M., Lindborg R., Mwandya A.W., Yahya S.A.S., Kautsky N., Nyström M. 2012. Exploring “knowns” and “unknowns” in tropical seascape connectivity with insights from East African coral reefs. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 107 : 1–21.
- Block B.A. 2011. Fish migrations, Tracking Oceanic Fish A2 - Farrell AP, *in* Encyclopedia of Fish Physiology. Academic Press, San Diego, 1928–1936.
- Boström C., Jackso, E.L., Simenstad C.A. 2006. Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68: 383–403.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Louis M. 2002. Les écosystèmes marins côtiers des Antilles. *In*: Blanchet B., Gobert B., Guérédrat JA. (dir) La pêche aux Antilles : Martinique et Guadeloupe, Paris, IRD éditions 21-43.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y., Louis M. 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbe. Université des Antilles et de la Guyane, DIREN Guadeloupe, 57pp.
- Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. 2010. Iles de la Guadeloupe – Saint Martin – Saint Barthélemy. *In*: 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. 34-44.
- Bouchon C., Mellinger J., Bouchon-Navaro Y. 2015. *Halophila stipulacea* : une espèce invasive de Phanérogame marine dans les Antilles. UMR BOREA, DYNECAR, Labex CORAIL, Université des Antilles, 18pp.
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C., Louis M. 1992. L'ichtyofaune des herbiers de magnoliophytes marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles françaises). *Cybiu*, 16(4) : 307-330.
- Bouchon-Navaro Y. 1997. Les peuplements ichtyologiques récifaux dans les Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane, 242pp.
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C., Louis M. 2004. L'ichtyofaune des herbiers de Magnoliophytes marines des Antilles

- françaises : intérêt de leur protection. *Revue d'Ecologie (terre et vie)*, 59 : 253-272.
- Cocheret de la Morinière E., Pollux B.J.A., Nagelkerken I., Van der Velde G. 2002. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 55 : 309–321.
- Claydon J. 2004. Spawning aggregations of coral reef fishes: characteristics, hypotheses, threats and management. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 42: 265–302.
- Coleman F.C., Koenig C.C., Scanlon K.M. 2011. Groupers on the edge: shelf-edge spawning habitat in and around marine reserves of the Northeastern Gulf of Mexico. *The Professional Geographer* 63(4): 1–19.
- Colin P.L. 2012. Timing and location of aggregation and spawning in reef fishes. *In* : de Mitcheson Y. S., Colin P. L. (eds). 2012. Reef fish spawning aggregations: biology, research and management Springer Science & Business Media Vol. 35: 117-158.
- Delage N., Le Pape 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. *Agro campus ouest pôle halieutique*. 36pp.
- Domeier M.L. 2012. Revisiting spawning aggregations: definitions and challenges. *In*: de Mitcheson Y. S., Colin P. L. (eds). 2012. Reef fish spawning aggregations: biology, research and management Springer Science & Business Media Vol. 35: 1-21.
- Domeier M.L., Colin P.L. 1997. Tropical reef fish spawning aggregations: defined and reviewed. *Bulletin of Marine Science* 60 : 698–726.
- Dorenbosch M. 2006. Connectivity between fish assemblages of seagrass beds, mangroves and coral reefs : evidence from the Caribbean and the western Indian Ocean. PhD Dissertation Radboud University Nijmegen. 216pp.
- Ebeling A.W., Laur D.R. 1985. The influence of plant cover on surfperch abundance at an offshore temperate reef. *Environ. Biol. Fishes* 12 : 169–179.
- Ezer T., Heyman W.D., Houser C., Kjerfve B. 2010. Modeling and observations of high-Frequency flow variability and internal waves at a Caribbean reef spawning aggregation site. *Ocean Dynamics* 61 : 581–598.
- Fourqurean J.W., Powell G.V., Kenworthy W.J., Zieman J.C. 1995. The effects of

- long-term manipulation of nutrient supply on competition between the seagrasses *Thalassia testudinum* and *Halodule wrightii* in Florida Bay. *Oikos*, 349-358.
- Fréjaville Y. 2007. Colonisation ichtyologique des récifs coralliens dans les Antilles françaises. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 165pp.
- Garpe K.C., Öhman M.C. 2007. Non-random habitat use by coral reef fish recruits in Mafia Island Marine Park, Tanzania. *African Journal of Marine Science*, 29(2) : 187-199.
- Gautier F. 2015. Fonctionnement des réseaux trophiques des herbiers à *thalassia testudinum* en Guadeloupe (Petites Antilles): apports des isotopes stables et des acides gras. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 202pp.
- Gilliam D.S. 1999. Juvenile reef fish recruitment processes in South Florida: a multifactorial field experiment. Dissertation, Nova Southeastern University, Dania Beach, Florida, USA, 111pp.
- Gobert B. 1991. Éléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais. Pôle de Recherche Océanologique et Halieutique Caraïbe, Document scientifique 31, 73pp.
- Gobert B., Reynal L. 2002. Les ressources démersales des Antilles et leur exploitation. In : Blanchet B., Gobert B., Guérédrat JA. (dir) *La pêche aux Antilles : Martinique et Guadeloupe*, Paris, IRD éditions 49-65.
- Grober-Dunsmore R., Frazer T.K., Lindberg W.J., Beets J. 2007. Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs* 26 : 201–216.
- Grol M.G., Rypel A.L., Nagelkerken I. 2014. Growth potential and predation risk drive ontogenetic shifts among nursery habitats in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 502 : 229-244.
- Grüss A., Kaplan D.M., Guenette S., Roberts C.M., Botsford L.W. 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biological Conservation* 144(2): 692-702.
- Guyader O., Reynal L., Lespagnol P., Le Meur C., Demanèche S., Le Blond S., Jean-Charles C., Erialc C., Rullé L., Bourgeois P., Cornou A.S., Leblond E., Merrien C., Le Ru L., Blanchard F., Daures F., Berthou P. 2017. Synthèse des pêcheries de Guadeloupe 2015. Ifremer-sih-2017.04, 18pp.
- Heyman W.D., Kobara S. 2012. Geomorphology of Reef Fish Spawning Aggregations in Belize and the Cayman Islands (Caribbean) in Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat. Elsevier, Amsterdam, 30pp.

- Heck Jr K.L., Carruthers T.J., Duarte C.M., Hughes A.R., Kendrick G., Orth, R.J., Williams S.W. 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems* 11 : 1198–1210.
- Hily C., Duchêne J. 2010. Caractéristiques générales des herbiers de phanérogames marines. *In* : Blanchet B., Gobert B., Guérédrat JA. (dir) *La pêche aux Antilles : Martinique et Guadeloupe*, Paris, IRD éditions 5-31.
- 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, 140pp.
- Hitt S., Pittman S.J., Nemeth R.S. 2011. Diel movements of fishes linked to benthic seascape structure in a Caribbean coral reef ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 427 : 275–291.
- Huijbers C.M., Grol M.G., Nagelkerken I. 2008. Shallow patch reefs as alternative habitats for early juveniles of some mangrove/seagrass-associated fish species in Bermuda. *Revista de Biologia Tropical*, 56(1) : 161-169.
- Imbert D. 1985. Organisation spatio-temporelle des communautés végétales dans la mangrove du Grand Cul-de-sac Marin (Guadeloupe). Thèse de doctorat, U.S.T.L., Montpellier.
- Imbert D., Rousteau A., Scherrer P. 2000. Ecology of mangrove growth and recovery in the Lesser Antilles: state of knowledge and basis for restoration projects. *Restor. Ecol.*, 8: 230-236.
- Impact mer 2009. Caractérisation océanologique des mangroves de Martinique. DIREN Martinique, 77pp.
- Johannes R.E. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environ Biol Fish* 3 : 65–84.
- Kendall M.S., Christensen J.D., Hillis-Starr Z. 2003. Multi-scale data used to analyze the spatial distribution of French grunts, *Haemulon flavolineatum*, relative to hard and soft bottom in a benthic landscape. *Environ. Biol. Fishes* 66 : 19–26.
- Kneib R.T. 2002. Salt marsh ecoscapes and production transfers by estuarine nekton in the southeastern United States, in: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Springer, 267–291.
- Kobara S., Heyman W.D. 2010. Sea bottom geomorphology of multi-species spawning aggregation sites in Belize. *Marine Ecology Progress Series* 405 : 243-254.

- Kobara S., Heyman W., Pittman S.J., Nemeth R.S. 2013. Biogeography of transient reef-fish spawning aggregations in the Caribbean: a synthesis for future research and management. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 51 : 281-326.
- Kopp D. 2007. Les poissons herbivores dans les écosystèmes récifal des Antilles. Thèse de Doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 246pp.
- Kopp D., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Mouillot D., Bouchon C. 2010. Juvenile fish assemblages in Caribbean seagrass beds: Does nearby habitat matter? *Journal of Coastal Research*, 26(6) : 1133-1141.
- Laegdsgaard P., Johnson C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 257 : 229-253.
- Larkum A.W.D., Orth R.J., Duarte C.M., 2006. *Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation*. Springer - Verlag. Berlin / Heidelberg, 691pp.
- Le Pape O., Bonhommeau S., 2015. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish Fish.* 16 : 373–398.
- Lindeman K.C., Snyder D.B. 1999. Nearshore hardbottom fishes of southeast Florida and effects of habitat burial caused by dredging. *Fisheries Bulletin*, 97 : 508-525.
- Lobel P.S., Lobel L.K. 2008. Aspects of the biology and geomorphology of Johnston and Wake Atolls, Pacific Ocean. In *Coral Reefs of the USA*, B.M. Riegl & R.E. Dodge (eds). New York: Springer, 655–689.
- Louis M. 1983. Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises). Thèse de Doctorat d'Etat, Université des sciences et techniques du Languedoc Montpellier II, 270pp.
- Louis M., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. 1992. L'ichtyofaune de mangrove dans la baie de Fort-de-France (Martinique). *Cybiurn* 16(4) : 291-305.
- Louis M., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblage in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*. 295:275-284.
- Luo J., Serafy J.E., Sponaugle S., Tear, P.B., Kieckbusch D. 2009. Movement of gray snapper *Lutjanus griseus* among subtropical seagrass, mangrove, and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 380 : 255–269.
- Maréchal J. P., Meesters E. H., Védie F., Hellio C. 2013. Occurrence of the alien seagrass *Halophila stipulacea* in Martinique

- (French West Indies). Marine Biodiversity Records, 6, 5pp..
- Martin F.D., Cooper M. 1981. A comparison of fish faunas found in pure stands of two tropical atlantic seagrasses, *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*. Northeast Gulf Sci., 5(1) : 31-37.
- Mateo I., Tobias W. J. 2004. Survey of nearshore fish communities on tropical backreef lagoons on the southeastern coast of St. Croix. Caribbean Journal of Science, 40(3) : 327-342.
- Mellin C. 2007. Sélection de l'habitat à l'installation et utilisation de l'habitat post-installation chez les poissons récifaux-lagonaires de Nouvelle-Calédonie. Doctoral dissertation, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI, 221pp.
- Mumby P.J., Edwards A.J., Arias-González J.E., Lindeman K.C., Blackwell P.G., Gall A., Wabnitz C.C. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature, 427(6974) : 533-536.
- Nagelkerken I., Dorenbosch M., Verberk W.C.E.P., De La Morinière E. C., van Der Velde G. 2000a Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. Mar. Ecol. Prog. Ser. 202 : 175–192.
- Nagelkerken I., Van der Velde G., Gorissen M.W., Meijer G.J., Van't Hof T., Den Hartog C. 2000b. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. Estuarine, coastal and shelf science, 51(1) : 31-44.
- Nagelkerken I., Roberts C.M., van der Velde G., Dorenbosch M., Van Riel M.C., De La Morinière E.C., Nienhuis P.H. 2002. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. Mar. Ecol. Prog. Ser. 244 : 299–305.
- Nagelkerken I. 2007. Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? Bull. Mar. Sci. 80 : 595-607.
- Nakamura Y., Tsuchiya M., 2008. Spatial and temporal patterns of seagrass habitat use by fishes at the Ryukyu Islands, Japan. Estuar. Coast. Shelf Sci. 76 : 345-356.
- Nemeth R.S. 2009. Dynamics of reef fish and decapods crustacean spawning aggregations: underlying mechanisms, habitat linkages, and trophic interactions. In : Nagelkerken I. (ed.) Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer Science and Business Media, Dordrecht, 73-134.

- Nemeth R.S. 2012. Ecosystem aspects of species that aggregate to spawn. *In* : de Mitcheson Y. S., Colin P. L. (eds). 2012. Reef fish spawning aggregations: biology, research and management Springer Science & Business Media Vol. 35: 21-56.
- Nemeth R.S., Quandt A. 2005. Differences in fish assemblage structure following the establishment of the Marine Conservation District, St. Thomas U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 56: 367–381.
- Parrish J.D. 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 58 : 143-160.
- Regimbart A., Guitton J., Le Pape O. 2017. Inventaire des zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous souveraineté française. Rapport d'étude. Les publications du Pôle halieutique Agrocampus Ouest n°46, 160pp.
- Ruiz H., Ballantine D.L. 2004. Occurrence of the seagrass *Halophila stipulacea* in the tropical West Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 75, 131–135.
- Sadovy Y. 1996. Reproduction of reef fishes. *In* : Polunin NVC, Roberts CM (eds) Reef fisheries. Chapman and Hall, London. pp. 15–59.
- Sale P.F. 2004. Connectivity, recruitment variation, and the structure of reef fish communities. *Integrative and Comparative Biology* 44(5): 390–399.
- Sedberry G.R., et Carter J. 1993. The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America. *Estuaries.* 16(2) : 198-215.
- Sheaves M. 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 391 : 107–115.
- Sherman R.L. 2000. Studies on the roles of reef design and site selection in juvenile fish recruitment to small artificial reefs. Dissertation. Nova Southeastern University, Dania Beach, Florida, 173 pp.
- SIH, 2017. Synthèse des pêcheries de Martinique 2015. Ifremer, 19pp.
- Simpson S.D., Piercy J.J.B., King J., Codling E.A. 2013. Modelling larval dispersal and behaviour of coral reef fishes. *Model. Ecol. Process. Proc. Mate* 2011 16 : 68–76.
- Taylor D.S., Reyier E.A., McIvor C.C., Davis W.P., 2007. An Assessment of Ichthyofaunal assemblages within the mangal of the Belize offshore cays. *Bulletin of Marine Science*, 80 (3), 721-737.
- Van Tussenbroek B.I., Van Katwijk M.M., Bouma T.J., Van der Heide T., Govers L. L., Leuven R.S.E.W. 2016. Non-native

- seagrass *Halophila stipulacea* forms dense mats under eutrophic conditions in the Caribbean. *Journal of Sea Research*, 115, 1-5.
- Vaslet A. 2009. Ichtyofaune des mangroves des Antilles: Influence des variables du milieu et approche isotopique des réseaux trophiques. Thèse de Doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 274pp.
- Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Bouchon C. 2009. Potential effect of mangrove regression for fish species of commercial interest in Guadeloupe. *Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. Vol 61: 271-277.
- Wear D.J., Sullivan M.J., Moore A.D., Millie D.F. 1999. Effects of water-column enrichment on the production dynamics of three seagrass species and their epiphytic algae. *Marine Ecology Progress Series*, 201-213.
- Verweij M.C., Nagelkerken I. 2007. Short and long-term movement and site fidelity of juvenile Haemulidae in back-reef habitats of a Caribbean embayment. *Hydrobiologia* 592 : 257–270.
- Vinagre C., Cabral H. 2008. Prey consumption by the juvenile soles, *Solea solea* and *Solea senegalensis*, in the Tagus estuary, Portugal. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78 : 45–50.
- Warner R.R. 1988. Traditionality of mating-site preferences in a coral reef fish. *Nature* 335:719–721.
- Warner R.R. 1990a. Male versus female influences on mating-site determination in a coral reef fish. *Anim Behav* 39:540–548.
- Warner R.R. 1990b. Resource assessment versus tradition in mating-site determination. *Am Nat* 135:205–217.
- Whitfield A.K., Patrick P. 2015. Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 160 : 49–59.
- 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.
- Zollner P.A., Lima S.L. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology* 80 : 1019–1030.

Annexe I - Liste des organismes consultés par territoire

Martinique	Comité régional des pêches, Direction de la Mer, DEAL, associations (OMMM, Ocean environnement, aquasearch), Bureaux d'études (Creocean, Impact mer, Biotope), chasseurs sous-marin
Guadeloupe	Comité régional des pêches, Direction de la Mer, DEAL, BE (Créocéan), Parc National de Guadeloupe, réserve des îlets de petite terre, association (kap natirel), chasseurs sous-marin
Saint Martin	Réserve Naturelle Nationale de Saint Martin
Saint Barthélémy	Réserve Naturelle Territoriale de Saint Barthélémy

EN GUADELOUPE

Etude des peuplements de poissons dans les lagunes de mangroves de Guadeloupe

Responsable scientifique : Max Louis

Série : 1978 à 1980

Période : L'échantillonnage de la capéchade a été effectué tous les deux mois en 1978 et tous les mois en 1979 et 1980. L'échantillonnage des verveux a été effectué en mars et en mai 1978.

Localisation : Lagune Belle Plaine et Lagune Manche-à-eau, Guadeloupe

Protocole : Plusieurs méthodes d'échantillonnage ont été utilisées : la capéchade a été employé dans les lagunes et en bordure du lagon et le verveux (appelé gangui dans l'étude) dans les canaux. Le gangui est constitué d'ailes de 13.8 mm de coté de maille et de 6 mm entre nœuds pour la nasse. Deux verveux ont été calés en direction opposée afin de capturer les poissons remontant et descendant les canaux. La capéchade composé d'une paradière simple nappe de 45 m de long et de 2 m de hauteur avec une maille de 13.8 mm, le tour présente la même maille. Les goulets, qu'en à eux, présente des mailles de 8, 7 et 6 mm de l'entrée vers le fond. Les engins sont relevés toute les 24 h.

La pêche au Roténone a été utilisée pour les poissons sédentaires et les alevins.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	Identification, mesure et pesé de chaque individu capturé. Pour certaines espèces, prélèvement des gonades pour l'étude de la fécondité (stade de maturité sexuelle chez les femelles) et établissement du rapport gonado-somatique

Produit(s) issue du traitement des données :

- ⇒ Richesse spécifique et biomasse ;
- ⇒ Estimation des stocks, biomasse, production, reproduction et fécondité, régime alimentaire, croissance pour *Bairdiella ronchus* ;
- ⇒ Biométrie pour certaines espèces juvéniles.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie	stations ponctuelles dans Lagune de Manche-à-eau et de Belle-Plaine		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Parmi les 55 espèces recensées dans les lagunes de Manche-à-Eau et de Belle-Plaine, 29 espèces ne sont rencontrées qu'en phase juvénile. Ces juvéniles arrivent en lagune au stade d'alevin, y séjournent quelques mois puis quittent ce milieu. Ces juvéniles représentent en général plus de 50% des effectifs de l'ensemble des poissons pêchés, pour une biomasse bien moins forte.

Bibliographie :

Louis M., Lasserre G. 1982. Etude du peuplement de poissons dans les lagunes des mangroves de Guadeloupe (Antilles françaises). *Oceanologica Acta*, Special issue, 333-338.

Louis M., 1983. Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises). Thèse de Doctorat d'Etat, Université des sciences et techniques du Languedoc Montpellier II, 275 pp.

Louis M., Lam Hoai T., Lasserre G. 1985. Résultats préliminaires sur le recrutement en poissons dans deux lagunes des mangroves de Guadeloupe : Belle-Plaine et Manche-à-Eau. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 18(4) : 385-394.

Etude de l'ichtyofaune des mangroves des Antilles

Responsable scientifique : Amandine Vaslet

Série : 2005

Période : Une campagne a été réalisée dans les baies du PCSM en saison sèche et deux campagnes dans le lagon du GCSM en saison sèche et en saison des pluies.

Localisation : Bordure lagonnaire de mangrove dans le Grand Cul-de-Sac Marin (32 stations) et le Petit Cul-de-Sac Marin (6 stations).

Protocole : Utilisation d'une capéchade composé d'une paradière simple nappe de 35 m de long et de 2 m de hauteur avec une maille de 18 mm, le tour présente une maille de 13 mm. Les goulets, qu'en à eux, présente des mailles de 8, 7 et 6 mm de l'entrée vers le fond. Les engins sont relevés toute les 24 h. Les variables physiques et chimiques ont été mesurées lors de la pose et la levée des filets.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Température, salinité, oxygène dissout, pH, turbidité de l'eau, teneur en nitrate et phosphate, chlorophylle a, phéophytine a, MES	Les poissons sont identifiés, dénombré, pesé et mesuré individuellement Séparation des poissons juvéniles d'après la taille de maturité sexuelle des espèces

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, abondance en effectifs et en biomasse, indice de diversité et de régularité, signature isotopique

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie	38 stations échantillonnées		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Parmi les différentes familles observées, les juvéniles des Chaetodontidae, Acanthuridae, Manocanthidae, Scaridae, Pomacentridae et Mullidae ont été recensés. Ces familles regroupent des espèces récifales qui sont présentes dans les mangroves uniquement lors du stade juvénile ce qui confirme le rôle de nourricerie de ces écosystèmes. Dans les effectifs totaux observés, les juvéniles

représentent 68% dans le PCSM et 84% dans le GCSM. Les assemblages de poissons étudiés dans les mangroves de Guadeloupe, bordant le lagon du GCSM et la baie du PCSM, sont principalement composés de juvéniles ce qui confirme de nourricerie de ces habitats.

Les peuplements ichtyologiques de mangrove sont dominés par des poissons juvéniles, ces derniers représentant plus de 70% des effectifs observés, cet habitat peut donc être considéré une zone de nourricerie pour de nombreuses espèces de poisson. Près de 40% des espèces de poissons en mangrove ont un intérêt commercial potentiel et sont représentées essentiellement par des juvéniles.

La prédominance de juvéniles peut être expliquée par deux facteurs. La complexité de structure de ces habitats peu profonds, liée aux enchevêtrements des racines de palétuviers et la turbidité des eaux, constituent des abris pour les poissons réduisant ainsi les risques de prédatons. De plus, les écosystèmes de mangrove procurent de grandes quantités de nourriture aux espèces de poissons, soit directement via la chaîne trophique détritique ou indirectement par des apports de matière organique d'origine terrestre.

Les plus faibles abondances de juvéniles observées dans les îlets de mangrove par rapport aux mangroves côtières peuvent être reliées à la proximité du récif et à la présence de prédateurs. Dans les mangroves de Guadeloupe, les biomasses des espèces d'intérêt halieutique sont positivement corrélées aux étendues de mangrove faisant face aux stations d'échantillonnage.

L'étude des distributions des fréquences de tailles, notamment des espèces récifales présentant un intérêt commercial, des différences ont été observées entre les habitats de mangrove qui abritent les juvéniles et les zones où les individus plus grands et les adultes sont observés. Ces observations peuvent être reliées à des migrations ontogéniques au cours desquelles les poissons juvéniles présents en mangrove (zone de nourricerie) vont progressivement migrer vers les récifs (habitat des adultes) au cours de leur croissance.

Bibliographie :

Vaslet A. 2009. Ichtyofaune des mangroves des Antilles : influence des variables du milieu et approche isotopique des réseaux trophiques. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 360p.

Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Bouchon C. 2009. Potential effect of mangrove regression for fish species of commercial interest in Guadeloupe. Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Vol 61: 271-277.

Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Bouchon C. 2010. Fish assemblages in a mangrove shoreline lagoon of Guadeloupe (FWI): spatial and temporal distribution patterns along environmental gradients. *Cybium*, 34(1): 115-127.

Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Bouchon C. 2010. Mangroves and seagrass beds as feeding areas for fishes of commercial interest in a Caribbean Island. Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Vol. 62: 24-29.

Structure des peuplements des herbiers du GCSM et contribution à l'étude de la biologie d'*Archosargus rhomboïdelis* (sparidae) et d'*Ocyurus chrysurus* (lutjanidae)

Responsable scientifique : Pascale Baelde

Série : d'avril 1983 à mai 1984

Période : Les échantillonnages à la capéchade ont été faits une fois par mois, de janvier 1983 à mai 1984. Les échantillonnages à la senne ont été faits deux fois par mois d'avril 1983 à mai 1984.

Localisation : Ilet Christophe et Ilet Fajou, Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe

Protocole : Des prélèvements ont été effectués à la senne de plage au-dessus de l'herbier jusqu'à 1.20 m de profondeur, durant 13 mois. D'avril 1983 à octobre 1983, les échantillonnages ont été effectués mensuellement, à partir de novembre 1983, la périodicité a été réduite à 15 jours pour augmenter le nombre de capture. Néanmoins, les données ont été regroupées par mois pour leur traitement. La senne utilisée mesure 102 m de longueur et 2 m de hauteur. Elle présente une grandeur de maille décroissante des ailes vers la poche centrale (soit 10 puis 6 mm pour les ailes et 3 mm pour la poche).

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	<p>Les individus capturés sont identifiés à l'espèce, et pour chaque espèce, le nombre d'individus, le poids total, le poids moyen individuel est le stade de développement (juvénile ou adulte) ont été pris chaque mois. La taille totale a été mesurée pour certaines espèces.</p> <p>Pour <i>Archosargus rhomboïdelis</i>, pour chaque individu on relève le sexe, la longueur totale, le poids total et le poids éviscéré, le poids des gonades pour les femelles. Pour <i>O. chrysurus</i>, les poissons sont pesés et mesurés individuellement.</p>

Produit(s) issue du traitement des données :

- ⇒ Calcul de la biomasse et de la production ;
- ⇒ Polygone de fréquence des tailles et identification de différentes cohortes au cours du temps.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère	Passes profondes de la barrière pour <i>Archosargus rhomboidalis</i> (dire d'experts)		
Nourricerie	Mangrove et herbier des deux ilets pour <i>A. rhomboïdalis</i> et herbier uniquement pour <i>O. chrysurus</i>		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Les herbiers situés à proximité de mangroves sont préférentiellement utilisés comme zones de nourriceries par les petits juvéniles de plusieurs espèces (p. ex. Clupeidae, Sparidae, Gerreidae, *Ocyurus chrysurus*). Les herbiers situés à proximité des récifs coralliens sont utilisés par des poissons pouvant plus facilement éviter la prédation, ces poissons viennent se nourrir sur les herbiers la nuit et se réfugient dans les récifs durant la journée (grands juvéniles de récif corallien et adulte d'espèce pélagique).

L'herbier de l'ilet Christophe jouera un rôle de nourricerie additionnelle à la mangrove pour les juvéniles des espèces associées aux estuaires et ou espèces pélagiques, et un rôle de nourricerie primaire pour *Ocyurus chrysurus*, espèce de récif corallien.

Ocyurus chrysurus, espèce récifale par excellence, est totalement absente dans le lagon de Grand Cul-de-Sac à l'âge adulte. Seuls les juvéniles de 1 à 15 mois ont été rencontrés dans l'herbier. Ils sont nettement plus abondants dans l'herbier à proximité de la mangrove (Ilet Christophe) que dans celui à proximité de la barrière récifale (Ilet Fajou).

L'herbier de l'ilet Fajou est un habitat significatif pour quelques juvéniles, tel que *Archosargus rhomboidalis*.

Le recrutement de très jeunes individus (estimé à deux mois) chez *A. rhomboïdalis* à lieu de janvier à avril, avec un maximum en mars. Sa période de reproduction est étendue sur plusieurs mois, de janvier à mai, avec une activité de reproduction maximale courant janvier-février.

Au vu des connaissances sur la reproduction *A. rhomboïdalis* et des observations faites au cours de cette étude, il est probable que dans le Grand Cul-de-Sac Marin, la ponte a lieu plus ou moins au large, près des passes les plus profondes, telles que la Passe de la Grande Coulée et la Passe à Colas.

Cette espèce effectue une migration à plusieurs étapes dans son développement : les larves pélagiques arrivent sur les herbiers et y restent quelques mois, puis migrent vers les eaux de la mangrove. A partir de la deuxième année, les individus migrent en masse vers la bordure externe du lagon pour participer à la reproduction entre aout et septembre.

Les juvéniles d'*O. chrysurus* pêchés dans l'herbier de l'îlet Christophe se situe entre 25 mm (individus âgé de deux mois) et 110 mm (les individus quittent l'herbier à un an environ pour rejoindre les zones récifales). Il existe plusieurs période de reproduction étalé au cours de l'année, une entre janvier et avril, une en juillet et une en septembre.

Dans la mangrove, il existe des lagunes dont le caractère de nourricerie est très marqué, les alevins y dominant numériquement et s'y succèdent en cortège.

Sur les deux sites d'échantillonnage, les peuplements sont constitués d'une majorité de juvéniles, parmi lesquelles les espèces récifales sont de loin les plus nombreuses.

La détermination précise de la durée de la saison de reproduction est toujours délicate en zone tropicale. La constante des conditions de milieu conduit à étaler sur plusieurs mois, voire sur toute l'année, la durée de reproduction.

Bibliographie :

Baelde P., 1986. La faune ichtyologique du lagon du grand Cul-de-Sac Marin de Guadeloupe. Structure des peuplements et contribution à l'étude de la biologie d'*Archosargus rhomboidalis* (Sparidae) et d'*Ocyurus chrysurus* (Lutjanidae). Thèse de doctorat. Université Aix Marseille II, 225p.

Baelde P. et Louis M., 1987. Croissance et production des juvéniles d'*Ocyurus chrysurus* (Poisson *Lutjanidae*) dans les herbiers en Guadeloupe. Proc. 38th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Congress, Martinique, 1985, pp 452-468.

Baelde, P., 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. Mar. Biol., 105, pp.163-173.

L'écosystème des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Antilles françaises) : relations entre recrutement des poissons et l'habitat

Responsable scientifique : Catherine Aliaume

Série : 1987-1988

Période : Entre août 1987 et juillet 1988

Localisation : 11 stations dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe

Protocole : Une senne de plage a été utilisée pour cette étude (filet de 2 m de hauteur constitué de 2 ailes de 25 m de long chacune et de 10 à 6 mm de maille, et d'une poche centrale de 3 m de profondeur et de 3 mm de vide de maille). Les prélèvements ont été effectués mensuellement.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Distance à la côte, turbidité, agitation de l'eau, température de l'eau, salinité, oxygène dissous, concentration en nitrates et silicates.	L'ensemble des peuplements prélevé a été identifié, dénombré et pesé par espèce. Biomasse foliaire, densité des plants, longueur des feuilles des <i>Thalassia</i> . Densité des copépodes, concentration en chlorophylle <i>a</i> .

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, biomasse totale et l'effectif total

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie	11 stations d'herbiers		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Les descripteurs de l'habitat les plus à même d'expliquer les peuplements observés sont : la visibilité, la chlorophylle *a* et la concentration en zooplancton.

Si l'habitat, aussi bien du point de vue structural (longueur des feuilles) que du point de vue trophique (plancton et nitrate) explique la capacité d'accueil du milieu, il n'explique pas en revanche la

disponibilité des populations à ces mêmes habitats. Cette disponibilité est représentée par la structure temporelle de variation des populations qui est significativement liée aux variations temporelles de température et de salinité.

Bibliographie :

Aliaume C., Lasserre G., Louis M. 1990. Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. Rev. Hydrobiol. Trop. 23 : 231–250.

Aliaume C., Louis M., Lasserre G., 1993. L'écosystème des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Antilles françaises) : relations entre le recrutement des poissons et l'habitat. Acta Oecologica, 15 (5) : 627-641.

L'ichtyofaune des herbiers de magnoliophytes marines des Antilles Françaises : Intérêt de leur protection

Responsable scientifique : Yolande Bouchon-Navaro

Série : 1990 à 1992

Période : mars, juin, octobre 1990 et 1991, janvier, mars 1992

Localisation : San Justan et pointe de la Croix Bigotte, Baie de Fort-de-France, Martinique
Grand Cul-de-Sac Marin (pointe à Lambi, îlet Christophe, îlet Fajou), Guadeloupe

Protocole : Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une senne. Cet engin est constitué par deux ailes, de 23 m de long et de 2 m de haut, qui encadrent une poche de 2 m d'ouverture et de 3 m de profondeur. Le filet constituant les ailes présentes une maille de 10 mm pour les 13 m les plus externes et 6 mm pour les 10 m situés près de la poche. Le maillage de la poche est de 3 mm. Le filet est posé à l'aide d'une embarcation. A chaque coup de senne, une surface de l'ordre de 180 m² d'herbier est échantillonnée. Une surface d'environ 1100 m² a été échantillonnée par station (soit 6 coups de senne), à chaque campagne de pêche. Les échantillonnages ont été effectués le matin, entre 9 et 12 h.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	Les individus capturés sont identifiés, comptés et pesés par lots spécifiques

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, taux d'occurrence d'une espèce dans les prélèvements, abondance des individus par espèce, biomasse des individus par espèce, poids moyen des poissons.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayerie			
Nourricerie	herbiers étudiés		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Observation de nombreux juvéniles lors des échantillonnages. La diversité et l'abondance de poissons dans les herbiers sont nettement influencées par la proximité d'un autre écosystème, ici, il s'agit d'une

mangrove. Il est probable que la proximité des deux écosystèmes, qui entraîne une diversification des abris et des sources de nourriture, constitue un biotope plus favorable aux juvéniles de poissons que chacun des écosystèmes isolés (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992). Les résultats de l'étude confirment le rôle de nourricerie joué par les herbiers de *Thalassia testudinum* dans les Antilles. Les espèces d'intérêt commercial représentent une proportion importante de ces communautés, plus élevée en bordure de mangrove qu'au large (Bouchon-Navaro *et al.*, 2004).

Bibliographie :

- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C., Louis M., 1992. L'ichtyofaune des herbiers de magnoliophytes marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles françaises). *Cybium*, 16(4), pp 307-330.
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C., Louis M., 2004. L'ichtyofaune des herbiers de Magnoliophytes marines des Antilles françaises : intérêt de leur protection. *Revue d'Ecologie (terre et vie)*, 59, pp 253-272.

Juvenile fish assemblages in Caribbean seagrass beds: Does nearby habitat matter?

Responsable scientifique : Dorothee Kopp

Localisation : Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe. Deux sites d'échantillonnage se situent dans le lagon, un à 50 m d'une mangrove et l'autre à 50 m de la barrière de corail. Les deux sites sont recouverts d'un herbier sur une profondeur approximative de 1 m. Les herbiers sont constitués de *Thalassia testudinum* clairsemé de *Syringidium filiforme*.

Protocole : Au cours de l'étude deux engins de pêche ont été utilisés, une senne et une capéchade. La senne est constituée par deux ailes, de 23 m de long et de 2 m de haut, qui encadrent une poche de 2 m d'ouverture et de 3 m de profondeur. Le filet constituant les ailes présentes une maille de 10 mm pour les 13 m les plus externes et 6 mm pour les 10 m situés près de la poche. Le maillage de la poche est de 3 mm. La capéchade est un engin dormant qui est composé d'une paradière et de deux tours comportant trois verveux chacun. La paradière et les deux tours ont une maille de 13.8 mm tandis que les verveux ont des mailles de 8, 7 et 6 mm de l'entrée vers le fond. La capéchade est calée pour 48 h et vidée chaque jour à l'aube et au couché du soleil. Chaque semaine, la capéchade est déplacée sur un autre endroit de l'herbier pour un nouvel échantillonnage de 48 h. Etant donné la faible efficacité de la capéchade durant la journée, une senne a été utilisée pour les échantillonnages de jour. Durant l'échantillonnage de 48 h, 12 coups de senne ont été effectués le long d'un transect de 100 m autour de la localisation de la capéchade. Dans chaque zone de l'herbier, 8 répliques de nuit et 8 répliques de jour ont été effectués.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	Chaque poisson a été individuellement identifié, compté, mesuré et pesé au laboratoire. La détermination du stade juvénile chez les différentes espèces a été faite grâce à la taille minimum de maturation estimée par l'équation de Froese et Binohlan (2000).

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, effectif, biomasse, longueur moyenne

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie	Deux herbiers dans le GCSM		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Selon les habitats voisins, récif ou mangrove, la structure des communautés de poissons juvéniles rencontrés sur les herbiers diffère en termes de composition spécifique, de densité et de taille moyenne des individus. Dans l'herbier proche du récif, les juvéniles recensés durant la journée appartiennent majoritairement aux espèces résidentes des herbiers, tandis que durant la nuit, de nombreuses juvéniles d'espèces récifales viennent se nourrir sur cet herbier. Près des mangroves côtières, le changement de l'ichtyofaune est moins évident. Dans cette étude, la distribution des classes de taille suggère une utilisation différente des deux types d'herbiers en fonction de leur stade de vie. La localisation de ces herbiers joue un rôle dans la migration et le recrutement.

Bibliographie :

Kopp D., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Mouillot D., Bouchon C., 2010. Juvenile fish assemblages in Caribbean seagrass beds: Does nearby habitat matter? *Journal of Coastal Research*, 26(6), pp 1133-1141.

Suivi du peuplement ichtyologique de l'Ilet Pigeon

Responsable scientifique : Yolande Bouchon-Navaro

Série : 1988 à 1991

Période : Relevé mensuel durant 45 mois

Localisation : Ilet Pigeon

Protocole : La méthode d'échantillonnage utilisé durant cette étude est le comptage visuel sur un transect de 150 m de long et 2 m de large. La taille, le nombre et le groupement des individus sont pris en compte. Toutes les espèces sont recensées et catégorisées en trois classes de taille petit-moyen-grand. La classe petit correspond aux juvéniles ou aux individus de petite taille.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Force estimée du vent, pluie, nébulosité, houle, force estimée du courant, direction du courant, température de l'eau à 15m, transparence estimée de l'eau à 15 m	Identification de l'espèce, mesure de l'effectif, mesure des individus par classe de taille (petit-moyen-grand)

Produit(s) issue du traitement des données :

Richesse spécifique, effectifs, biomasse, examen des fluctuations annuelles pour l'ensemble de l'ichtyofaune ainsi que pour les juvéniles.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayerie			
Nourricerie	1 station corallienne sur Ilet Pigeon à dire d'expert		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Les poissons juvéniles observés appartiennent à 59 espèces et 21 familles, représentant 51.3% de la richesse spécifique totale de la communauté. Le nombre d'espèce maximale comportant des juvéniles a été enregistré durant les mois de mai et juin. Les poissons juvéniles les plus souvent observés sont toutes des espèces résidentes (p. ex. *Thalassoma bifasciatum*, *Halichoeres garnoti*, *Sparisoma aurofrenatum*) et sont rencontrés durant la plupart de l'année. Sur le nombre total d'individus

dénombrés au cours de l'étude, les juvéniles ont représenté 49.4% des effectifs pour une biomasse de 2.1%, phénomène logique au vu de la petite taille de ces poissons.

En considérant les proportions de juvéniles au sein des différentes catégories basées sur l'occurrence des espèces, il apparaît que toutes les espèces considérées comme résidentes ont des juvéniles sur le récif étudié et que ceux-ci constituent la grande majorité des juvéniles observés aussi bien en effectifs qu'en biomasse.

Bibliographie :

Bouchon-Navaro Y., 1997. Les peuplements ichtyologiques récifaux dans les Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane, 242p.

L'écosystème des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Antilles françaises) : relations entre recrutement des poissons et l'habitat

Responsable scientifique : Catherine Aliaume

Série : 1987-1988

Période : entre août 1987 et juillet 1988

Localisation : 11 stations dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe

Protocole : Une senne de plage a été utilisée pour cette étude (filet de 2 m de hauteur constitué de 2 ailes de 25 m de long chacune et de 10 à 6 mm de maille, et d'une poche centrale de 3 m de profondeur et de 3 mm de vide de maille). Les prélèvements ont été effectués mensuellement.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Distance à la côte, turbidité, agitation de l'eau, température de l'eau, salinité, oxygène dissous, concentration en nitrates et silicates.	L'ensemble des peuplements prélevé a été identifié, dénombré et pesé par espèce. Biomasse foliaire, densité des plants, longueur des feuilles des <i>Thalassia</i> . Densité des copépodes, concentration en chlorophylle <i>a</i> .

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, biomasse totale et l'effectif total

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayerie			
Nourricerie	11 stations d'herbiers		
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Les descripteurs de l'habitat les plus à même d'expliquer les peuplements observés sont : la visibilité, la chlorophylle *a* et la concentration en zooplancton.

Si l'habitat, aussi bien du point de vue structural (longueur des feuilles) que du point de vue trophique (plancton et nitrate) explique la capacité d'accueil du milieu, il n'explique pas en revanche la

disponibilité des populations à ces mêmes habitats. Cette disponibilité est représentée par la structure temporelle de variation des populations qui est significativement liée aux variations temporelles de température et de salinité.

Bibliographie :

Aliaume C., Lasserre G., Louis M. 1990. Organisation spatiale des peuplements ichthyologiques des herbiers à *Thalassia* du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. Rev. Hydrobiol. Trop. 23 : 231–250.

Aliaume C., Louis M., Lasserre G., 1993. L'écosystème des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Antilles françaises) : relations entre le recrutement des poissons et l'habitat. Acta Oecologica, 15 (5) : 627-641.

Fonctionnement des réseaux trophiques des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Petites Antilles) : apports des isotopes stables et des acides gras

Responsable scientifique : Françoise Gautier

Série : 2011-2013

Période : Echantillonnages effectués durant la saison sèche et la saison humide (janvier et septembre)

Localisation : 2 sites d'herbiers mono-spécifique à *Thalassia testudinum*, la Pointe à Lambi et l'Ilet Fajou, Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe

Protocole : Chaque variable a été mesurée durant la saison sèche et la saison humide, le jour et la nuit uniquement pour la structure des communautés des invertébrés de l'épifaune vagile. Pour l'échantillonnage des poissons, une senne de plage a été utilisée. La surface ainsi échantillonnée est de 168 m². Six « coups de senne » représentent la taille minimale d'échantillonnage dans les herbiers antillais.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
MES	Herbiers : longueur des feuilles, densité de faisceaux, production primaire, biomasse foliaire, biomasse de la litière, biomasse et composition des épiphytes Epifaunes vagiles : effectif Poissons : identification, mesure de la longueur totale, pesé, analyse du contenu stomacale sur les 28 espèces les plus abondantes des herbiers du Grand Cul-de-Sac

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Complexité structurale des herbiers, structure des communautés de l'épifaune vagile, signature isotopique des sources de matière organique, concentration et composition d'acides gras

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie	herbiers Ilet Fajou et Pointe à		

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

L'utilisation des analyses des contenus stomacaux couplés à celles des isotopes stables du carbone et de l'azote ont mis en évidence que les poissons s'alimentent uniquement au niveau de l'herbier et non dans la mangrove. Ces poissons sont pour la plupart des carnivores de premier ordre et des omnivores. Ils montrent clairement une préférence alimentaire pour les Crustacés de l'épifaune vagile. Cela explique les abondances en effectifs et en nombre d'espèces plus élevées de ces consommateurs dans l'herbier côtier, où ils se nourrissent préférentiellement de Pércarides et secondairement de Crevettes. La plus grande diversité des niveaux trophiques des poissons dans l'herbier côtier est associée à la plus grande diversité des proies telles que les Pércarides et les Crevettes, aux niveaux trophiques différents. Dans l'herbier du large où les Pércarides sont absents, les carnivores de premier ordre consomment des Paguridae et des Crevettes. L'herbier côtier joue donc mieux son rôle de nurserie que l'herbier du large, car il fournit une plus grande quantité et diversité de ressources de nourriture et d'abri pour les juvéniles de poissons.

Bibliographie :

Gautier F., 2015. Fonctionnement des réseaux trophiques des herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe (Petites Antilles) : apports des isotopes stables et des acides gras. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 281p.

Colonisation ichthyologique des récifs coralliens dans les Antilles françaises

Responsable scientifique : Yann Fréjaville

Série : 2004-2005

Période : 18 campagnes échantillonnées entre octobre 2004 et décembre 2005

Localisation : Ilet Gosier, Guadeloupe

Protocole : Dans cette étude, un filet de crête pour recueillir les post-larves a été utilisé. C'est un engin de pêche passif de forme pyramidale, d'une longueur de 4 m avec une ouverture rectangulaire de 1.5 m de large et une maille de filet de 950 µm. A chaque campagne, le filet de crête a été déployé durant 24h.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Vitesse du courant, agitation de l'eau, houle, marnage, température, oxygène dissous, pH, salinité, masse de débris végétaux dérivant, vitesse et direction du vent, nébulosité, astre visible	Identification des poissons capturés

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, abondance numérique, indice de diversité, densité

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie			
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Cette étude ne permet pas d'identifier des zones fonctionnelles.

Bibliographie :

Fréjaville Y. 2007. Colonisation ichthyologique des récifs coralliens dans les Antilles françaises. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane. 165p.

Suivi de l'état de santé des communautés benthiques et des peuplements de poissons de la Martinique

Responsable scientifique : Sophie Brugneaux (2001-2005) Jean-Philippe Maréchal (2005-2013)

Série : 2001-2013

Période : De 2001 à 2010 échantillonnage en saison sèche (juin) et en saison humide (novembre), de 2012 à 2013 un échantillonnage en saison humide (novembre)

Localisation : De 2001 à 2004 3 sites ont été échantillonnés, de 2005 à 2010 4 sites, 5 sites en 2012 et 14 sites autour de la Martinique en 2013

Protocole : Comptage et identification de 61 espèces cibles par « bande-transect » en plongée sous-marine. Pour chaque site, cinq transect de 30 m de long sur 2 m de large de 2001 à 2010 et trois transects de 50 m de long et de 2 m de large en 2012 et 2013, ont été réalisés. L'abondance et la taille sont relevées par classe d'abondance et classe de taille. Le recouvrement benthique et les populations d'oursin diadème (*Diadema antillarum*) ont également été étudiés.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	Pour le peuplement ichtyologique, identification de l'espèce, mesure de l'effectif, mesure des individus par classe de taille. Dénombrement de l'oursin <i>Diadema antillarum</i> . Transect vidéo pour l'étude du recouvrement benthique.

Produit(s) issue du traitement des données :

- ⇒ Taux de couverture benthique, composition du peuplement corallien ;
- ⇒ Richesse spécifique, biomasse et abondance pour le peuplement ichtyologique.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère		14 stations ponctuelles	
Nourricerie			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Cette étude ne permet pas d'identifier des zones fonctionnelles mais un retraitement des données de comptages de la plus petite classe de taille (0-5 cm) permettrait de quantifier les juvéniles sur les stations.

Bibliographie :

Trégarot E. et Maréchal J.-P. (2014). Suivi de l'état de santé des récifs coralliens - campagne 2013. Rapport OMMM. 109p.
et autres (<http://www.observatoire-eau-martinique.fr/les-outils/base-documentaire/tris-base-documentaire/portail-de-la-mer>)

Structure des peuplements ichthyologiques des récifs coralliens de la Martinique en relation avec la qualité de l'habitat

Responsable scientifique : Yann Rousseau

Série : 2007-2008

Période : Saison sèche (mars-avril) et saison humide (septembre-octobre) en 2007 et 2008.

Localisation : 14 sites sur la côte Caraïbe de la Martinique

Protocole : Utilisation de la méthode du transect à point équidistant (« Point intercept transect »), pour estimer le pourcentage de recouvrement des différents substrats et organismes. Un relevé est réalisé tous les 50 cm (100 points) sur un transect de 50 m de long. Trois réplicats sont effectués (300 points/site). Pour la rugosité, c'est la méthode de Luckhurst & Luckhurst (1978) qui a été utilisée, à l'aide d'une chaîne de 5 m de long déroulée sur le substrat en alignement avec le transect. Cinq mesures de rugosité sont réalisées par transect (tous les 10 m).

Caractérisation du peuplement ichthyologique grâce à des transects de 50 m de long. L'abondance et la taille sont relevées par classe d'abondance et classe de taille.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
Précipitation, vent, ensoleillement, houle, température de l'eau, transparence de l'eau	Composition spécifique et structurelle des communautés benthiques, rugosité du milieu. Recensement des populations d'oursin diadème (<i>Diadema antillarum</i>). Identification et dénombrement de tous les poissons rencontrés, à l'exception des espèces de petites tailles et des espèces cryptiques. Mesure des individus par classe de taille.

Produit(s) issu du traitement des données :

- ⇒ Richesse spécifique totale et moyenne, fréquence d'occurrence des espèces de poissons, abondance, biomasse, indice de diversité, suivi temporel.

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Fraysère		14 stations ponctuelles	

Nourricerie	
Voie de migration	

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

Dans cette étude ne permet pas d'identifier des zones fonctionnelles mais un retraitement des données de comptages de la plus petite classe de taille (0-5 cm) permettrait de quantifier les juvéniles sur les stations. Une corrélation entre l'abondance des juvéniles et la rugosité des sites pourrait être recherchée sur ces sites.

Bibliographie :

Rousseau Y. 2010. Structure des peuplements ichthyologiques des récifs coralliens de la Martinique en relation avec la qualité de l'habitat. Thèse de doctorat, EPHE. 302p.

Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de la baie de Fort-de-France

Responsable scientifique : Max Louis

Série : d'octobre 1989 à juin 1991

Période : 7 missions menées tout les 3 mois

Localisation : partie orientale de la baie de Fort de France (8 sites d'études)

Protocole : La capéchade composé d'une paradière simple nappe de 50 m de long et de 2 m de hauteur avec une maille de 13.8 mm, le tour présente la même maille. Les goulets, qu'en à eux, présente des mailles de 8, 7 et 6 mm de l'entrée vers le fond. Les engins sont relevés toute les 24 h.

Type de données collectées :

Données abiotiques	Données biotiques
	Identification, mesure et pesé de chaque individu capturé.

Produit(s) issue du traitement des données :

⇒ Richesse spécifique, effectif et biomasse

Type de zones fonctionnelles identifiables et identifiées :

Zones fonctionnelles	Identifiée	Identifiable	Non identifiable
Frayère			
Nourricerie			
Voie de migration			

Information permettant d'identifier les zones fonctionnelles :

La biomasse moyenne par poisson est de 9 g, la plupart des individus sont de petite taille et dans une très forte majorité des juvéniles.

Bibliographie :

Louis M., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. 1992. L'ichtyofaune de mangrove dans la baie de Fort-de-France (Martinique). *Cybium* 16(4) : 291-305.

Louis M., Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblage in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia* 295: 275-284.

Annexe III - Liste des espèces d'intérêt halieutique prises en compte dans l'étude (d'après Belliaeff, 1987 ; Gobert, 1991 ; Bouchon-Navaro *et al.*, 2004; Vaslet, 2009) avec habitat adulte :

R (récif), M (mangrove), H (herbier), S (sable), P (Pélagique).

Les espèces pélagiques prise en compte peuvent être présentes de façon régulière près des récifs ou y faire des incursions.

Famille	Espèce	Intérêt halieutique (significatif si > à 1% des débarquements)	Habitat adulte (Bouchon-Navaro <i>com.pers.</i> , 2017)
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	significatif	R
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	significatif	R
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	significatif	R
Balistidae	<i>Balistes vetula</i>	significatif	R
	<i>Melichthys niger</i>	significatif	R
	<i>Ablennes hians</i>	significatif	R
Belonidae	<i>Platybelone argalus argalus</i>	significatif	P
	<i>Strongylura notata</i>	significatif	P
	<i>Strongylura timucu</i>	significatif	P
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	significatif	P
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	significatif	P
	<i>Caranx ruber</i>	significatif	P
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	significatif	P
	<i>Decapterus macarellus</i>	significatif	P
	<i>Decapterus punctatus</i>	significatif	P
	<i>Oligoplites saurus</i>	significatif	P
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	significatif	P
	<i>Selene vomer</i>	significatif	P
	<i>Trachinotus falcatus</i>	significatif	P
<i>Trachinotus goodei</i>	significatif	P	
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i>	faible	M
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	faible	R/M
	<i>Harengula humeralis</i>	faible	R/M
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i>	faible	R
Congridae	<i>Conger triporiceps</i>	faible	R
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	faible	M
Ehippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	faible	R
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	faible	R/M/H
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	significatif	R
	<i>Anisotremus virginicus</i>	significatif	R
	<i>Haemulon album</i>	significatif	R

Famille	Espèce	Intérêt halieutique (significatif si > à 1% des débarquements)	Habitat adulte (Bouchon-Navaro com.pers., 2017)
	<i>Haemulon aurolineatum</i>	significatif	R
	<i>Haemulon bonariense</i>	significatif	R
	<i>Haemulon carbonarium</i>	significatif	R
	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	significatif	R
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	significatif	R
	<i>Haemulon parra</i>	significatif	R
	<i>Haemulon plumierii</i>	significatif	R
	<i>Haemulon sciurus</i>	significatif	R
	<i>Haemulon striatum</i>	significatif	R
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>	significatif	P
	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	significatif	P
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	significatif	P
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	significatif	R
	<i>Holocentrus rufus</i>	significatif	R
	<i>Myripristis jacobus</i>	significatif	R
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	faible	R
	<i>Clepticus parrae</i>	faible	R
	<i>Halichoeres radiatus</i>	faible	R
	<i>Lachnolaimus maximus</i>	faible	R
Lutjanidae	<i>Etelis oculatus</i>	significatif	R
	<i>Lutjanus analis</i>	significatif	R/M/H
	<i>Lutjanus apodus</i>	significatif	R/H
	<i>Lutjanus buccanella</i>	significatif	R
	<i>Lutjanus griseus</i>	significatif	R/M
	<i>Lutjanus jocu</i>	significatif	R
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	significatif	R
	<i>Lutjanus synagris</i>	significatif	R/H
	<i>Lutjanus vivanus</i>	significatif	R
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	significatif	R
<i>Rhomboplites aurorubens</i>	significatif	R	
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>	faible	M
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	significatif	R
Mugillidae	<i>Mugil cephalus</i>	faible	M
	<i>Mugil curema</i>	faible	M
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	faible	R
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	faible	R
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	faible	R/H/M
	<i>Gymnothorax miliaris</i>	faible	R
	<i>Gymnothorax moringa</i>	faible	R

Famille	Espèce	Intérêt halieutique (significatif si > à 1% des débarquements)	Habitat adulte (Bouchon-Navaro com.pers., 2017)
	<i>Gymnothorax vicinus</i>	faible	R
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>	significatif	R
	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	significatif	R/H
	<i>Lactophrys bicaudalis</i>	significatif	R/H
	<i>Lactophrys trigonus</i>	significatif	R/H
	<i>Lactophrys triqueter</i>	significatif	R
Pomacanthidae	<i>Holacanthus ciliaris</i>	faible	R
	<i>Holacanthus tricolor</i>	faible	R
	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	faible	R
	<i>Pomacanthus paru</i>	faible	R
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	faible	R
	<i>Microspathodon chrysurus</i>	faible	R
Priacanthidae	<i>Priacanthus cruentatus</i>	faible	R
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	significatif	R
	<i>Scarus taeniopterus</i>	significatif	R
	<i>Scarus vetula</i>	significatif	R
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	significatif	R/H
	<i>Sparisoma chrysopteron</i>	significatif	R/H
	<i>Sparisoma rubripinne</i>	significatif	R/H
	<i>Sparisoma viride</i>	significatif	R/H
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i>	faible	P
	<i>Scomberomorus regalis</i>	faible	P
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>	faible	R
	<i>Scorpaena plumieri</i>	faible	R
Serranidae	<i>Alphestes afer</i>	significatif	R /H
	<i>Cephalopholis cruentata</i>	significatif	R
	<i>Cephalopholis fulva</i>	significatif	R
	<i>Epinephelus adscensionis</i>	significatif	R
	<i>Epinephelus guttatus</i>	significatif	R
	<i>Epinephelus striatus</i>	significatif	R
	<i>Mycteroperca bonaci</i>	significatif	R
	<i>Mycteroperca interstitialis</i>	significatif	R
	<i>Mycteroperca phenax</i>	significatif	R
	<i>Mycteroperca tigris</i>	significatif	R
	<i>Mycteroperca venenosa</i>	significatif	R
	<i>Paranthias furcifer</i>	significatif	R
	<i>Rypticus saponaceus</i>	significatif	R
Soleidae	<i>Achirus lineatus</i>	faible	S
	<i>Citharichthys spiloperus</i>	faible	S

Famille	Espèce	Intérêt halieutique (significatif si > à 1% des débarquements)	Habitat adulte (Bouchon-Navaro com.pers., 2017)
Sparidae	<i>Anisotremus virginicus</i>	faible	R
	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	faible	M
	<i>Calamus bajonado</i>	faible	R/H
	<i>Calamus calamus</i>	faible	R/H
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	faible	R/H
	<i>Sphyraena guachancho</i>	faible	R/S
	<i>Sphyraena picudilla</i>	faible	R/S
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	faible	S
	<i>Synodus intermedius</i>	faible	S
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	faible	R/H/S
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	faible	H/M/S
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	faible	H/S

Annexe IV - Biomasses et effectifs de juvéniles recensés dans plusieurs études réalisées dans les herbiers à *Thalassia testudinum* en Guadeloupe et en Martinique en différenciant les herbiers situés à proximité de mangroves ou de récifs coralliens :

¹ : Kopp *et al.*, 2010, échantillonnage par senne de plage dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe ;

² : Bouchon-Navaro *et al.*, 2004, échantillonnage par senne de plage dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe et dans la baie de Fort-de-France, Martinique ;

³ : Bouchon-Navaro *et al.*, 1992 échantillonnage par senne de plage dans la baie de Fort-de-France, Martinique ;

⁴ : Kopp *et al.*, 2010, échantillonnage par capéchade (2*12h de nuit) dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe).

NA : données non disponibles, les espèces sont classées par ordre alphabétique des familles.

Pour chaque espèce, les CPUE (captures par unité d'effort) massique (biomasse) et numérique (effectif) ont été calculées. La biomasse et l'effectif total (somme de biomasses et des effectifs échantillonnées sur l'ensemble des sites) ont ensuite été divisé par le nombre de site échantillonné et par l'unité d'effort de pêche choisi.

L'unité d'effort choisi est le coup de senne ou 24 h de pêche de capéchade en fonction de l'engin de pêche utilisé pour l'échantillonnage.

Les études réalisées par Bouchon-Navaro *et al.* ne font pas la distinction entre les juvéniles et les adultes, ainsi seules les espèces connues pour être présentes uniquement au stade juvénile dans les herbiers ont été prises en compte.

Famille	Espèce	HERBIERS PROCHES DES MANGROVES								HERBIERS PROCHES DES RECIFS							
		Guadeloupe - jour-senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade		Guadeloupe - jour - senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade	
		Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴	Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	0,03	0,01	1,50	0,35	10,65	3,56	0,00	0,00	0,07	0,05	1,65	0,86	29,91	11,13	2,25	2,38
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,00	0,00	0,35	0,07	11,65	2,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,70	1,48	1,63	1,13
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,13
Belonidae	<i>Platybelone argalus argalus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	2,13	0,13

Famille	Espèce	HERBIERS PROCHES DES MANGROVES								HERBIERS PROCHES DES RECIFS							
		Guadeloupe - jour-senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade		Guadeloupe - jour - senne				Martinique -jour - senne		Guadeloupe -nuit - Capéchade	
		Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴	Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴
	<i>Strongylura notata</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	3,38	0,13	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,38	0,13
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	0,89	0,05	NA	NA	NA	NA	0,63	0,13	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	63,75	0,25
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	0,96	0,05	NA	NA	NA	NA	14,75	0,63	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	1,25	0,38
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	3,88	0,38	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Oligoplites saurus</i>	0,03	0,13	NA	NA	NA	NA	0,13	0,13	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	2,35	0,56	NA	NA	NA	NA	25,00	5,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Harengula humeralis</i>	1,08	0,29	NA	NA	NA	NA	55,13	10,75	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	1,63	0,13
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	16,38	0,25	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	0,00	0,00	1,61	0,66	0,13	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06	0,14	0,22	0,00	0,00
	<i>Haemulon bonariense</i>	0,20	0,10	0,69	0,17	4,97	1,33	1,25	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	0,00	0,00	4,84	1,31	18,15	4,48	0,00	0,00	0,00	0,00	6,37	3,66	0,00	0,00	179,63	56,25
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,00	0,00	3,34	1,07	6,26	1,09	3,88	0,13	0,00	0,00	18,04	11,03	1,64	0,19	106,38	19,63
	<i>Haemulon plumierii</i>	2,39	0,07	11,51	0,76	0,11	0,06	31,75	0,38	0,00	0,00	1,58	1,44	0,60	0,04	0,00	0,00
	<i>Haemulon sciurus</i>	0,21	0,07	6,22	0,66	0,00	0,00	162,25	1,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,38	0,38
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,13
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	2,73	0,83	79,91	15,38	0,00	0,00	29,25	8,38	0,02	0,02	0,23	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	41,63	3,75
	<i>Holocentrus rufus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	266,50	11,25
	<i>Myripristis jacobus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	8,13	2,25
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i>	4,88	0,28	8,41	0,48	50,44	7,26	15,50	0,38	0,00	0,00	0,02	0,03	11,41	0,30	82,25	0,38
	<i>Lutjanus griseus</i>	1,93	0,06	1,50	0,03	20,81	1,67	33,88	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	36,88	0,13
	<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,68	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Famille	Espèce	HERBIERS PROCHES DES MANGROVES								HERBIERS PROCHES DES RECIFS							
		Guadeloupe - jour-senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade		Guadeloupe - jour - senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade	
		Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴	Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴
	<i>Lutjanus synagris</i>	0,78	0,18	2,30	0,17	6,91	1,46	8,38	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,04	0,00	0,00
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	87,97	10,67	353,96	64,13	66,28	22,74	14,88	5,38	57,53	2,10	16,70	3,22	73,22	4,37	5,63	0,13
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,07	0,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Mugillidae	<i>Mugil curema</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	23,00	1,88	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	21,25	0,13
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,14	0,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	5,15	1,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	251,13	0,63	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Gymnothorax moringa</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	47,88	0,63
	<i>Gymnothorax vicinus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	152,63	0,38
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>	0,68	0,03	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	1,28	0,08	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,02	0,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Priacanthidae	<i>Priacanthus cruentatus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,50	0,25
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	0,00	0,00	6,22	2,63	9,30	4,91	0,00	0,00	0,03	0,10	44,02	46,57	71,11	7,20	0,00	0,00
	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	0,04	37,88	0,25
	<i>Sparisoma rubripinne</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,57	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,08	5,87	0,12	0,00	0,00
	<i>Sparisoma viride</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,14	1,29	0,12	0,00	0,00
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,08	0,02	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	13,94	3,29	NA	NA	NA	NA	202,13	9,13	1,94	0,02	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Calamus calamus</i>	0,01	0,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	19,13	0,21	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Sphyraena guachancho</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00

Famille	Espèce	HERBIERS PROCHES DES MANGROVES								HERBIERS PROCHES DES RECIFS							
		Guadeloupe - jour-senne				Martinique - jour - senne		Guadeloupe - nuit - Capéchade		Guadeloupe - jour - senne				Martinique -jour - senne		Guadeloupe -nuit - Capéchade	
		Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴	Biomasse (g) par cp de senne ¹	Effectif (N) par cp de senne ¹	Biomasse (g) par cp de senne ²	Effectif (N) par cp de senne ²	Biomasse (g) par cp de senne ^{2,3}	Effectif (N) par cp de senne ^{2,3}	Biomasse (g/24h) ⁴	Effectifs (N/24h) ⁴
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	1,22	0,01	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0,24	0,01	NA	NA	NA	NA	1,50	0,13	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	12,38	0,25
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	0,00	0,00	0,00	0,00	NA	NA	NA	NA	7,75	0,13

Annexe V - Biomasses et effectifs de juvéniles recensés dans plusieurs études réalisées dans les mangroves de Guadeloupe et de Martinique :

¹ : Louis, 1983, échantillonnage par capéchade dans deux lagunes de mangrove dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe ;

² : Louis *et al.*, 1992, échantillonnage par capéchade en bordure de mangrove dans la baie de Fort-de-France, Martinique ;

³ : Vaslet *et al.*, 2009, échantillonnage par capéchade en bordure de mangrove dans le Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe.

NA : données non disponibles, les espèces sont classées par ordre alphabétique des familles.

Pour chaque espèce, la CPUE (capture par unité d'effort) massique (biomasse) et numérique (effectif) a été calculé. L'unité d'effort choisi est 24 h de pêche de capéchade.

Famille	Espèce	LAGUNE	BORDURE DE MANGROVE		
		% occurrence en lagune de mangrove ¹	% occurrence en bordure de mangrove ²	Biomasse (g/24h) ³	Effectif (N/24h) ³
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	0%	15%	0,54	0,63
	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0%	9%	1,35	0,61
Belonidae	<i>Strongylura notata</i>	0%	3%	2,70	0,09
	<i>Strongylura timucu</i>	0%	12%	0,00	0,00
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	0%	17%	5,67	0,13
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	98%	76%	148,59	7,31
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	29%	9%	1,35	6,26
	<i>Oligoplites saurus</i>	91%	29%	7,29	1,55
	<i>Selene vomer</i>	9%	12%	1,08	0,14
	<i>Trachinotus falcatus</i>	0%	5%	0,27	0,05
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i>	0%	24%	43,50	0,40
Clupeidae	<i>Harengula clupeiola</i>	2%	86%	166,42	47,50
	<i>Harengula humeralis</i>	100%	56%	39,17	9,56
	<i>Opisthonema oglinum</i>	36%	24%	NA	NA
Congridae	<i>Conger triporiceps</i>	7%	0%	0,00	0,00
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0%	0%	0,54	0,06
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	69%	75%	NA	NA

Famille	Espèce	LAGUNE	BORDURE DE MANGROVE		
		% occurrence en lagune de mangrove ¹	% occurrence en bordure de mangrove ²	Biomasse (g/24h) ³	Effectif (N/24h) ³
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	5%	0%	NA	NA
	<i>Haemulon bonariense</i>	11%	25%	7,56	0,25
	<i>Haemulon chrysargyreum</i>	0%	17%	7,02	0,63
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	2%	31%	9,73	0,81
	<i>Haemulon parra</i>	0%	2%	0,54	0,01
	<i>Haemulon plumierii</i>	0%	7%	2,70	0,11
	<i>Haemulon sciurus</i>	2%	41%	6,48	0,22
	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0%	3%	0,81	0,01
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	49%	24%	27,56	5,02
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	0%	10%	1,62	0,08
	<i>Holocentrus rufus</i>	0%	15%	1,89	0,14
	<i>Myripristis jacobus</i>	0%	2%	0,03	0,01
Labridae	<i>Lachnolaimus maximus</i>	0%	2%	1,35	0,01
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	0%	12%	18,91	0,13
	<i>Lutjanus apodus</i>	20%	24%	31,61	0,52
	<i>Lutjanus griseus</i>	0%	24%	14,59	0,33
	<i>Lutjanus jocu</i>	9%	2%	4,86	0,01
	<i>Lutjanus synagris</i>	18%	10%	4,05	0,13
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	5%	19%	8,92	0,73
	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	9%	0%	NA	NA
Mugillidae	<i>Mugil curema</i>	0%	36%	18,91	32,98
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0%	3%	0,27	0,04
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>	100%	32%	NA	NA
	<i>Lactophrys trigonus</i>	0%	0%	3,24	0,01
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	0%	5%	NA	NA
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	0%	3%	0,27	0,04

Famille	Espèce	LAGUNE	BORDURE DE MANGROVE		
		% occurrence en lagune de mangrove ¹	% occurrence en bordure de mangrove ²	Biomasse (g/24h) ³	Effectif (N/24h) ³
	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0%	3%	0,14	0,01
	<i>Scomberomorus regalis</i>	0%	2%	0,81	0,01
Serranidae	<i>Epinephelus striatus</i>	0%	3%	4,86	0,05
	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	0%	86%	NA	NA
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	0%	68%	NA	NA
	<i>Sphyraena picudilla</i>	0%	12%	NA	NA
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0%	51%	NA	NA
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0%	66%	NA	NA

Annexe VI - Taux d'occurrence des poissons juvéniles (individus de moine de 5 cm) observés lors de comptages UVC aux ilets Pigeon, Guadeloupe (d'après Bouchon-Navaro, 1997), espèces classées par ordre alphabétique des familles.

Famille	Espèce	% occurrence des juvéniles
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	0,48
	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,48
Carangidae	<i>Caranx ruber</i>	1,91
Haemulidae	<i>Haemulon flavolineatum</i>	3,35
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i>	0,48
	<i>Myripristis jacobus</i>	3,83
Labridae	<i>Bodianus rufus</i>	55,5
	<i>Clepticus parrae</i>	59,33
Lutjanidae	<i>Ocyurus chrysurus</i>	3,83
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i>	21,53
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	0,48
Muraenidae	<i>Gymnothorax miliaris</i>	0,48
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigonus</i>	1,44
	<i>Lactophrys triqueter</i>	47,37
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i>	0,96
	<i>Pomacanthus paru</i>	0,96
Scaridae	<i>Scarus iseri</i>	2,39
	<i>Scarus taeniopterus</i>	75,12
	<i>Scarus vetula</i>	1,91
	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	90,91
	<i>Sparisoma rubripinne</i>	0,48
	<i>Sparisoma viride</i>	69,38
Serranidae	<i>Cephalopholis cruentata</i>	30,62
	<i>Cephalopholis fulva</i>	34,45
	<i>Mycteroperca interstitialis</i>	0,48
	<i>Mycteroperca tigris</i>	0,96
	<i>Paranthias furcifer</i>	2,39

Contacts et renseignements

Agence française pour la Biodiversité
Département des milieux marins
16 quai de la Douane
BP 42932
29229 Brest Cédex 2

2018