

## MASTER SCIENCES DE LA MER

PARCOURS OCEANOGRAPHIE BIOLOGIQUE ET ECOLOGIE MARINE

### **Analyse de performance d'indicateurs basés sur les distributions de longueur d'espèces côtières des eaux caribéennes**



Université d'Aix-Marseille

Mémoire présenté par Maëlle Duband

Sous la direction de Lionel Pawlowski et Jérôme Baudrier

**Composition du jury :** Cécile Militon      Daniela Banaru      Léo Berline

Structure d'accueil :      Ifremer Lorient

Soutenue le 11 juin 2024 à Marseille

# Table des matières

Remerciement .....	3
<b>1 Introduction</b> .....	4
<b>2 Matériel et méthode</b> .....	6
<b>2.1 La pêche en Guadeloupe et Martinique</b> .....	6
2.1.1 Flottes .....	7
2.1.2 Composition des captures démersales .....	8
<b>2.2 Sources des données utilisées</b> .....	8
2.2.1 Programme OBSDEB .....	9
2.2.2 Projet ACCOBIOM .....	9
<b>2.3 Préparation des données</b> .....	10
2.3.1 Combinaison des données ACCOBIOM et OBSDEB .....	11
2.3.2 Procédure d'élevage .....	13
2.3.3 Filtrage au niveau des espèces et des engins/métiers d'intérêts .....	14
<b>2.4 Indicateurs basés sur les longueurs</b> .....	14
2.4.1 Estimation des longueurs à maturité sexuelle .....	14
2.4.2 LBI – <i>Length-based indicators</i> .....	15
2.4.3 LBSPPR – <i>Length-based spawning potential ratio</i> .....	17
<b>3 Résultats</b> .....	17
<b>3.1 Espèces conservées après élevage</b> .....	17
<b>3.2 Evaluation des stocks démersaux</b> .....	19
3.2.1 Détermination des paramètres .....	19
3.2.2 Résultats de la méthode LBI .....	23
3.2.3 Résultat de la méthode LBSPPR .....	25
<b>4 Discussion</b> .....	28
<b>4.1 Intérêts de l'utilisation des méthodes LBI et LBSPPR</b> .....	28
<b>4.2 Impacts sur la gestion</b> .....	30
<b>4.3 Limites dans l'utilisation de ces méthodes</b> .....	30
4.3.1 Hypothèses sous-jacentes .....	30
4.3.2 Importance des données locales .....	31
<b>4.4 Limites propres à la collecte de données</b> .....	32
<b>5 Conclusion</b> .....	33
<b>6 Bibliographie</b> .....	35
<b>6.1 Références bibliographiques</b> .....	35
<b>6.2 Références Packages</b> .....	36
<b>6.3 Références Sitographiques</b> .....	36
<b>7 Annexes</b> .....	37
<b>8 Résumé</b> .....	40
Abstract .....	40

## Remerciement

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Lionel Pawlowski et Jérôme Baudrier pour la confiance qu'ils ont su placer en moi dans la réalisation de ce stage. Je vous remercie de m'avoir accompagné durant ces cinq mois, de m'avoir permis de développer de nouvelles compétences et de réaliser de nombreux projets. J'espère vivement avoir la possibilité de travailler de nouveau avec vous.

Je souhaite également remercier l'ensemble du personnel de la station Ifremer de Lorient pour leur bienveillance tout au long de mon séjour. Les échanges que nous avons eus ont été extrêmement constructifs et pertinents. Je tiens particulièrement à remercier Elisabeth Abily pour la prise en charge et la validation des ordres de missions, mais également Ludovic Bouché et Erwan Duhamel de m'avoir permis de les accompagner lors d'une criée. Cette expérience a été très formatrice pour moi et m'a permis de comparer les pratiques réalisées dans les Antilles et en métropole.

Je tiens à adresser une pensée amicale à tous les stagiaires, CDD et (post) doctorants qui ont été d'une aide et d'un soutien précieux, que ce soit sur le plan technique ou non et avec qui j'ai partagé des moments de complicité et de rires.

Je souhaite également adresser mes remerciements au personnel de la station Ifremer de Martinique qui m'a accueilli durant une semaine. Merci à l'équipe d'observateurs des pêches, George et Emeline pour m'avoir donné l'opportunité de les accompagner sur le terrain et pour m'avoir fait découvrir l'île. Je souhaite également adresser mes remerciements à Clara Ulrich, Olivier Guyader, ainsi qu'aux responsables du Comité des pêches, de la Direction de la mer et du Parc marin de Martinique, pour m'avoir permis de participer aux différents échanges et résultats liés aux évaluations des ressources et diagnostics socio-économiques de la filière. Ce séjour a été très enrichissant, car il m'a aussi permis de me confronter aux réalités du terrain et de mieux appréhender les difficultés liées à la collecte de données. Je suis très reconnaissante pour cette opportunité qui m'a été donnée.

Enfin, je tiens à remercier chaleureusement tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réussite de mon stage. Votre soutien et vos encouragements ont été précieux.

# 1 Introduction

La notion de surpêche a été évoquée pour la première fois par John Cleghorn en 1854. En présentant ses travaux sur le suivi des harengs dans l'Atlantique Nord-Est, il a su relier la diminution du nombre de captures à l'activité de pêche (Clerghorn, 1854). Néanmoins, les ressources halieutiques ont longtemps été perçues comme illimitées. Ce n'est que vers le milieu du XXe siècle que la question de la surpêche a été traitée à l'échelle internationale, suite notamment aux conventions de Londres en 1937, de Rome en 1955 et de Stockholm en 1972. Aujourd'hui, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (*Food and agriculture organization* - FAO) estime que plus de 35 % des stocks de poissons sont exploités à un niveau biologiquement non durable au niveau mondial, soit trois fois plus qu'en 1970 (FAO, 2022). Une gestion efficace des ressources nécessite de trouver un équilibre durable entre la pression de pêche et le renouvellement des populations exploitées (Pauly *et al.*, 2002). Des efforts de gestion ont été déployés dans certains territoires notamment par la mise en place de quotas, de zones de pêche réglementées, de mesures techniques sur les engins de pêche, le tout associé à des dispositifs de suivi de l'effort de pêche et des captures, associées à des contrôles de l'activité en mer comme à terre.

Les îles de Guadeloupe et Martinique sont incluses dans les Régions ultrapériphériques (RUP) européennes (Communautés européennes, 1992). De ce fait, leurs activités de pêche s'inscrivent dans le cadre de la Politique commune de la pêche (PCP), qui, depuis la réforme de 2013 (Commission européenne 2013), a renforcé son objectif de durabilité à long terme concernant toutes les pêcheries établies dans l'Union européenne. L'objectif est d'atteindre le Rendement maximum durable (RMD), c'est-à-dire une exploitation optimale permettant de maximiser les captures tout en permettant le renouvellement des populations à long terme (Graham, 1935 ; Biseau et Mesnil, 2008 ; Ifremer, 2013). L'intérêt de cette démarche est de concilier exploitation et conservation des ressources halieutiques.

Plusieurs études menées depuis les années 1980 (Munro, 1983 ; Gobert 1991, 1995) ont montré que les ressources démersales<sup>1</sup> des Antilles font l'objet d'une pêche artisanale intensive. Néanmoins, les lacunes en matière de données concernant les pêcheries et la biologie des espèces ont longtemps été des freins aux diagnostics sur l'état des stocks locaux de poissons. Ces stocks rentrent, de ce fait, dans la catégorie des stocks à données limitées (DLS - *Data*

---

<sup>1</sup> Les ressources démersales englobent toutes les espèces d'intérêt commercial (ichtyofaune, mollusques, crustacés, échinodermes) qui vivent sur ou à proximité du fond et qui occupent une zone pouvant aller du plateau jusqu'au talus continental (Blanchet *et al.*, 2002).

*limited stock*) et nécessitent des approches d'évaluation adaptées à ce manque d'information. La disponibilité progressive de des données de captures et d'effort de pêche depuis 2007 a permis de réaliser un premier diagnostic sur l'état des ressources démersales en Guadeloupe et Martinique (Froehlicher, 2019 ; Froehlicher *et al.*, 2019 ; Robineau, 2020 ; Pawlowski *et al.*, 2021). Ces travaux n'ont toutefois permis d'évaluer qu'un nombre limité de stocks avec des incertitudes fortes sur les diagnostics. Pour élargir les diagnostics à d'autres espèces, il est apparu nécessaire de collecter davantage de données sur la biologie des ressources démersales afin d'accéder à d'autres types d'outils d'évaluation. Pour cela, l'Ifremer a déployé en 2021-2022 le projet ACCOBIOM (Acquisition de connaissances sur les paramètres biologiques des ressources marines exploitées en Outre-Mer) avec trois campagnes scientifiques réalisés en Guadeloupe et Martinique (Lelaidier *et al.*, 2023).

En absence d'évaluation classiques basées sur des séries temporelles de captures et d'effort de pêche, les indicateurs basés sur les tailles de poissons sont généralement considérés comme des alternatives efficaces pour évaluer l'état des ressources marines exploitées et déterminer l'impact de la pêche sur ces populations (Kell *et al.*, 2022 ; Medeiros-Leal *et al.*, 2023). La taille est un paramètre biologique centrale qui peut être relié à, l'âge, la dynamique de croissance, la maturité sexuelle et la capacité reproductive des individus. De plus, la longueur des individus capturés peut refléter l'intensité de la pêche et illustre également la sélectivité des engins utilisés sur les populations exploitées. Une première approche a été élaborée en 2004, il s'agit du *Length-based indicators* (Froese, 2004). Cette méthode est utilisée pour évaluer la durabilité de la pêche pour un stock donné, en tenant compte de l'état des juvéniles et des individus de grandes tailles. En 2015, une seconde méthode a été développée, le *Length-based spawning potential Ratio* (Hordyk *et al.*, 2015), qui permet d'estimer le rapport de potentiel de frais (*Spawning potential ratio* – SPR) à partir de la distribution en longueur des captures. Le SPR est défini comme le rapport entre le potentiel de reproduction d'un stock exploité (à un taux de mortalité par pêche  $F$ ) et celui d'un stock qui n'est pas exploité (Goodyear, 1993). Ainsi, la méthode LBSPR permet d'estimer ce ratio en ajustant la distribution en longueur observée à la distribution en longueur attendue si le stock n'était pas exploité (Hordyk *et al.*, 2015).

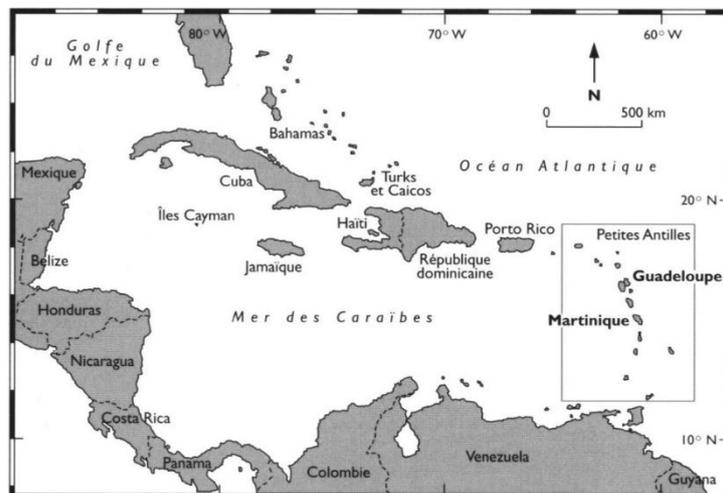
En 2023, une étude préliminaire a été menée sur ce sujet dans les Antilles (Gouyer, 2023). Cette étude se base sur la méthode du LBI pour évaluer l'état de neuf stocks démersaux. Les résultats indiquent une pression de pêche excessive, en particulier sur la fraction des juvéniles, malgré un rendement de pêche qui semble durable. Les principales conclusions recommandaient la mise en place de nouvelles analyses pour renforcer les évaluations par la méthode LBI. La

présente étude s’inscrit dans la continuité de ces travaux. Elle a pour objectif d’évaluer la robustesse des méthodes LBI et LBSPR au travers de tentatives d’évaluation des ressources antillaises. Pour ce faire, les données collectées en routine par le Systèmes d’informations halieutiques (SIH) et les données du projet ACCOBIOM ont été combinées. Ces diagnostics réalisés avec des informations « locales » seront comparés à des diagnostics équivalents mais produit avec des paramètres issus de la littérature au travers de la base FishBase (Froese et Pauly, 2024). Ceci permettra notamment de mettre en évidence les paramètres primordiaux et requis pour ces évaluations afin d’orienter les prochaines collectes des données, en tenant compte des contraintes humaines, techniques et financières.

## 2 Matériel et méthode

### 2.1 La pêche en Guadeloupe et Martinique

Les îles de Guadeloupe et de Martinique sont situées dans la ceinture de feu des Caraïbes, plus précisément dans l’archipel des Petites Antilles (Figure 1). Ces îles ont une superficie respective de 1628 km<sup>2</sup> et 1128 km<sup>2</sup> et sont chacune bordées par deux masses d’eau, l’Atlantique à l’est et la mer des Caraïbes à l’ouest.



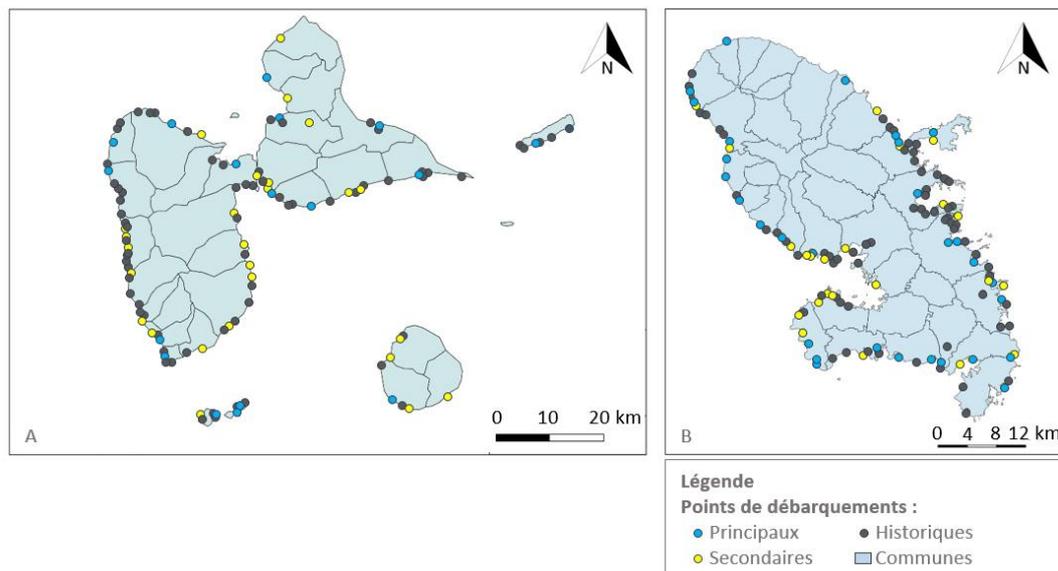
**Figure 1** : Carte de la mer des Caraïbes (Blanchet *et al.*, 2002).

La pêche pratiquée dans ces îles est exclusivement artisanale et repose en partie sur des pratiques traditionnelles (casiers, filets, lignes, palangres, apnée, sennes de plages). La consommation de produits de la mer occupe une place importante dans la cuisine locale, au point que, malgré des débarquements de 3 243 tonnes en Guadeloupe et 1 043 tonnes en

Martinique en 2016, plus de deux tiers du poisson consommé est importé afin de satisfaire la demande locale (IEDOM, 2018).

### 2.1.1 Flottes

Les flottes guadeloupéennes et martiniquaises sont majoritairement composées de navires de moins de 8 mètres non pontés avec des puissances moyennes respectives de 185 kW / 108 kW et une ou deux personnes à bord dans la majorité des cas (Ifremer. Système d'informations halieutiques, 2024 ab). En 2022, 628 navires étaient inscrits au fichier Flotte de pêche communautaire (FPC) en Guadeloupe et 819 en Martinique (Ifremer. Système d'informations halieutiques 2024 ab). En Guadeloupe, le nombre de navires a diminué de 45 % depuis 2000, suivi d'une diminution de 50 % des effectifs embarqués (Guyader *et al.*, 2023) et la même tendance est observée en Martinique. Un vieillissement de la flotte et des armateurs (patrons et marins pêcheurs) est également observé depuis quelques années.



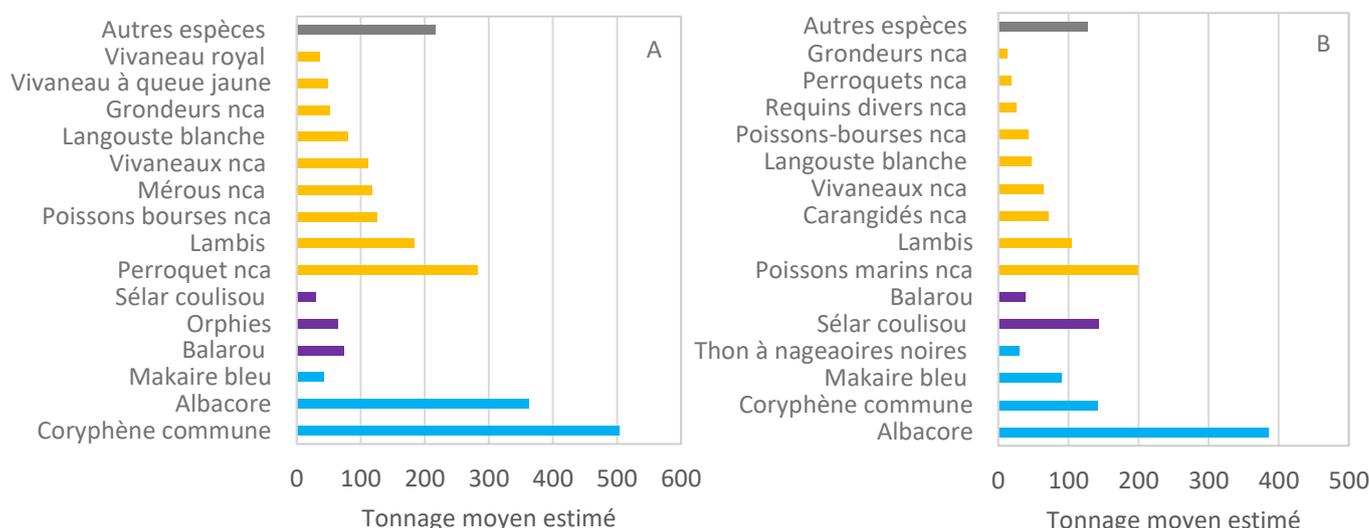
**Figure 2 :** Points de débarquement des pêcheurs professionnels en Guadeloupe (A) et Martinique (B) selon leur importance (Baudrier *et al.*, 2021 ; Baudrier *et al.*, 2024).

Concernant l'activité de pêche, elle peut se subdiviser en trois catégories : (1) la pêche côtière qui regroupe divers engins tels que l'apnée, les casiers, les filets, les lignes et cannes manuelles, les palangres, les sennes de plages, (2) la pêche au large, qui utilise souvent des DCP (Dispositif de Concentration de Poissons), des palangres, des filets encerclant, (3) et la pêche mixte qui est pratiquée de la côte au large. Les sorties en mer ou marées sont généralement inférieures à

24 heures et les marins pêcheurs peuvent pratiquer plusieurs métiers<sup>2</sup> au cours d'une même marée (Ifremer. Système d'informations halieutiques, 2024 ab). Les captures sont vendues sur une multitude de points de débarquements et de vente possibles (Figure 2), allant du port de pêche au domicile du marin pêcheur en passant par la plage.

### 2.1.2 Composition des captures démersales

Aux Antilles, l'ichtyofaune se distingue par une grande diversité spécifique avec plus de 300 espèces recensées, l'absence d'espèce strictement dominante et une majorité d'individus de taille moyenne (Blanchet *et al.*, 2002). Les espèces démersales constituent une part importante des captures, représentant entre un tiers et la moitié des débarquements annuellement (Figure 3).



**Figure 3 :** Composition des débarquements en Guadeloupe (A) et Martinique (B) en 2022, tous métiers confondus (Ifremer. Système d'informations halieutiques, 2024 ab). Les espèces pélagiques sont en bleu, les petits pélagiques en violet, les espèces ou groupes d'espèces (nca) démersales en orange et en gris sont regroupées les « autres espèces » pouvant inclure des espèces pélagiques et démersales.

## 2.2 Sources des données utilisées

La présente étude repose sur les données de deux projets : le suivi OBSDEB (Observation au débarquement) de 2021 du SIH, ainsi que les données ACCOBIOM collectées en 2021-2022.

<sup>2</sup> Un métier regroupe l'engin et l'espèce ciblée par le marin pêcheur.

### 2.2.1 Programme OBSDEB

Le suivi des ressources halieutiques des Antilles a démarré en 2007 dans le cadre du SIH de l’Ifremer. Ce réseau d’observation national réalise la collecte de données sur les activités de pêches en se concentrant sur l’effort de pêche (caractéristique des marées, des navires, des engins de pêche) et sur les espèces capturées (quantités débarquées et paramètres biologiques des espèces) (Guyader *et al.*, 2011 ; Reynal *et al.*, 2013).

Aux Antilles, le programme OBSDEB est construit sur des enquêtes terrains et téléphoniques durant lesquelles les observateurs retracent avec les marins pêcheurs le déroulement de la marée du jour. L’enjeu est d’obtenir les informations suivantes : (1) dates de début et de fin de marée, (2) métier(s) pratiqué(s), (3) secteur<sup>3</sup>(s) de pêche, (4) volume capturé par groupes d’espèces ou espèce, (5) gains estimés, (6) dépenses en glace et carburant associées (Weiss *et al.*, 2020). Dans la mesure du possible, les activités des 7 à 15 jours sont également renseignées pour alimenter le suivi des calendriers d’activités. Ces informations sont ensuite saisies par les observateurs sur le logiciel Allegro-OBSDEB, puis archivées dans la base de données Harmonie de l’Ifremer.

Chaque ligne de la base renseigne pour chaque territoire, chaque bateau, chaque marée réalisée, chaque lieu de pêche, chaque engin utilisé, le volume débarqué d’une espèce ou d’un groupe d’espèces selon des codes et identifiants standardisés.

Dans le cadre de cette étude, seuls les engins et espèces liés à une activité de pêche côtière et démersale ont été pris en compte (Tableau 1) ce qui correspond respectivement à 19 et 9 engins utilisés en Guadeloupe et Martinique, débarquant pour chaque région 2 415 et 936 tonnes de poissons en 2021 réparties sur 50 et 53 groupes d’espèces.

### 2.2.2 Projet ACCOBIOM

Le projet ACCOBIOM avait pour but de collecter des informations manquantes aux Antilles sur les paramètres biologiques en particulier les distributions en longueur des espèces benthiques et démersales capturées par les pêcheurs locaux.

---

<sup>3</sup> Un secteur de pêche est une zone géographique délimitée dans laquelle les marins pêcheurs viennent pratiquer leurs différentes activités de pêches.

La collecte des données a été réalisée au cours de 3 campagnes de 15 jours en Guadeloupe et Martinique, durant lesquelles la totalité des captures de poissons a été achetée auprès des professionnels dont les pratiques étaient représentatives de la pêche démersale. Les échantillonnages ont concerné tous les secteurs des deux îles (incluant les dépendances en Guadeloupe) et les différents métiers de pêche pratiqués. Les informations collectées comprenaient : la composition spécifique des captures par espèce (contrairement aux données collectées par OSBDEB souvent en groupe d'espèces), la longueur totale (au demi-cm inférieur), le poids individuel (en kg), le sexe, le poids et le stade de maturité des gonades. Elles ont été renseignées dans des fichiers Excel puis saisies au sein de plusieurs outils spécifiques : LabCollector et Allegro (Bultel *et al.*, 2023). Des prélèvements d'écailles, d'épine dorsale et d'otolithes ont également été réalisés afin de déterminer ultérieurement l'âge de chaque individu par sclérochronologie. Les informations sur les opérations de pêche, notamment l'engin utilisé ou la profondeur de pêche, ont aussi été relevées.

Chaque espèce est associée à un code FAO à trois lettres, issu de la liste ASFIS pour les besoins des statistiques de pêches. Après vérification, il a été constaté que sur 79 espèces échantillonnées, 13 n'avaient pas de code attribué par défaut du fait d'une certaine rareté dans les débarquements. Un nouveau code leur a donc été affecté manuellement (de X01 à X13). Enfin, 12 métiers ont été renseignés (Tableau 1). L'ensemble des poissons analysés durant ce projet sur les deux îles totalise 6,535 tonnes et 25 271 individus.

### **2.3 Préparation des données**

Afin de caractériser l'état d'exploitation d'une espèce considérée, il est nécessaire de tenir compte de la proportion des captures réalisées par les différents engins. En effet, chaque métier présente une sélectivité propre associée à une espèce donnée, qui implique que les distributions des captures pour une espèce varient d'un métier à l'autre. L'importance d'un métier se mesure ici aux volumes débarqués pour une espèce donnée. Il existe d'autres facteurs comme l'effort de pêche (nombre de marée ou temps de pêche effectué par métiers) mais ce dernier est difficile à mesurer de façon fiable dans le contexte antillais.

De plus, malgré la collecte de données à l'échelle du territoire, les enquêtes OSBDEB présentent des limites, notamment en ce qui concerne la déclaration des captures, qui dans la plupart des cas sont réalisées non pas au niveau de l'espèce mais plutôt au groupe espèces. Il

s'est donc avéré nécessaire de combiner les données issues de ACCOBIOM et OBSDEB afin d'obtenir des estimations des captures et des distributions en longueur à l'échelle de chaque espèce, métier et territoire

Cette étape intermédiaire est nécessaire dans la mesure où le calcul des indicateurs basés sur les tailles de poissons est réalisé à l'échelle de chaque territoire.

### 2.3.1 Combinaison des données ACCOBIOM et OBSDEB

Combiner les données ACCOBIOM et OBSDEB nécessite une homogénéisation des données pour permettre leur croisement. En premier lieu, il a fallu attribuer un groupe espèces à chaque espèce identifiée durant les campagnes ACCOBIOM. Les espèces recodées de X01 jusqu'à X13 ont été rassemblées au sein d'un groupe espèces appelé « Misc.fishes ». Il a également été nécessaire de recoder les métiers ACCOBIOM selon la typologie utilisée dans OBSDEB. Le tableau 1 illustre donc les différentes associations et regroupements entre métiers et engins. Pour les engins et métiers suivant : filets maillants encerclant (GNCCC), palangres de fond (LL) et palangres à poissons (LLSMZZ), aucune équivalence n'a été trouvée. Par conséquent, ils ont été exclus de l'analyse.

Il a également été nécessaire de trier les espèces et groupes d'espèces. Certains sont présents dans les deux registres, ACCOBIOM et OBSDEB, tandis que d'autres ne figurent que dans l'un des deux. Ceux qui ne sont présent que dans OBSDEB ne disposent pas d'informations détaillées à l'espèce, ce qui les rend inutilisables pour la suite de l'étude.

**Tableau 1 :** Relation entre métiers ACCOBIOM et engins/métiers OBSDEB. Poissons démersaux/benthiques (DP) ; langoustes (VLO) ; vivaneaux (VV).

Région	OBSDEB		ACCOBIOM		
	Code engin/métier	Description	Code métier	Description	
Guadeloupe	APN	Apnée	FDVMZZ	Apnée à poissons	
	FPO	FPODP	Casiers et nasses	FPOMZZ	Nasses à poissons
		FPOVLO			
	FPOVV		Casiers et nasses	FPOSNX	Nasses à vivaneaux
	G..	G..VLO	Engins dormants polyvalents	GNSMZZ	Filets maillants à poissons
				GNSPWT	Filets maillants à perroquets
	G..VV		Engins dormants polyvalents	GSNSNX	Filets maillants à vivaneaux
	GNCCC		Filets maillants encerclant		
	LHP	Lignes/cannes manuelles		LHPMZZ	Lignes/cannes manuelles à poissons
				LHPSNY	Lignes/cannes manuelles à vivaneaux à queue jaune
	LL		Palangres de fond		
LL.VV		Palangres	LLSSNX	Palangres à vivaneaux	
PS		Sennes coulissantes	PS_SNY	Sennes coulissantes à vivaneaux	
Martinique	APN	Apnée	FDVMZZ	Apnée à poissons	
	FPO	Casiers et nasses	FPOMZZ	Nasses à poissons	
			FPOSNX	Nasses à vivaneaux	
	GNS	Filets maillants	GNSMZZ	Filets maillants à poissons	
			GNSSNX	Filets maillants à vivaneaux	
	LHPTH		Lignes/cannes manuelles	LHPMZZ	Lignes/cannes manuelles à poissons
				LLSMZZ	Palangres à poissons
SB_SV		Sennes de plages	SB_MZZ	Sennes de plages à poissons	

### 2.3.2 Procédure d'élévation

La première étape de l'élévation consiste à récupérer les informations échantillonnées durant ACCOBIOM à l'échelle de l'espèce  $s$  et de chaque métier  $m$ . Dans un premier temps, pour chaque métier, les poids totaux  $CA_{s,m}$  (en kg) de chaque espèce capturée lors des campagnes ACCOBIOM sont estimés à partir des relations (1) et (2). Ces poids reposent sur l'estimation en poids  $W_{s,m,l}$  des effectifs  $NA_{s,m,l}$  de chacune des  $n$  classes  $l$  de longueur totales des poissons  $LT_{s,m,l}$  (exprimées en classe de demi-cm) et des paramètres d'allométrie  $a_s$  et  $b_s$ . Ces derniers ont été pour la plupart préalablement estimés pour chaque espèce dans le cadre du projet ACCOBIOM (Mahé *et al.*, 2023), ou extraits de FishBase (Froese et Pauly, 2024) dans le cas contraire.

$$W_{s,m,l} = a_s \cdot LT_{s,m,l}^{b_s} \cdot NA_{s,m,l} \cdot 10^{-3} \quad (1)$$

$$CA_{s,m} = \sum_{l=1}^n W_{s,m,l} \quad (2)$$

Les captures OBSDEB sont renseignées en groupe espèce  $z$  comprenant chacune  $x$  espèces. Cependant, pour utiliser les modèles basés sur les longueurs, il est nécessaire d'estimer les captures au niveau de l'espèce à l'échelle du territoire et en tenant compte de l'importance des différents métiers. Les données ACCOBIOM permettent de déterminer les proportions  $PA_{s,m}$  de chaque espèce au sein de chaque groupe espèce et pour chaque métier au travers de la relation (3) :

$$PA_{s,m} = \frac{CA_{s,m}}{\sum_{z=1}^x W_{z,m}} \quad (3)$$

Si l'on considère le volume débarqué  $CZ_m$  d'un groupe espèces via les données OBSDEB pour un métier donné, il est alors possible d'appliquer les proportions préalablement estimées et de calculer le volume débarqué  $CO_{s,m}$  pour une espèce donnée (4) :

$$CO_{s,m} = PA_{s,m} \cdot CZ_m \quad (4)$$

Il est ensuite possible d'extrapoler à l'échelle du territoire et du métier les effectifs observés pour chaque classe de taille durant le projet ACCOBIOM. On obtient alors les effectifs  $NO_{s,m,l}$  (5) :

$$NO_{s,m,l} = NA_{s,m,l} \cdot \frac{CO_{s,m}}{CA_{s,m}} \quad (5)$$

La distribution des effectifs  $NT_{s,l}$  capturés à l'échelle du territoire correspond à l'agrégation des  $x$  métiers capturant l'espèce considérée (6) :

$$NT_{s,l} = \sum_{m=1}^x NO_{s,m,l} \quad (6)$$

### 2.3.3 Filtrage au niveau des espèces et des engins/métiers d'intérêts

Pour garantir une distribution en longueur suffisamment représentative pour chaque espèce, il a été décidé de ne prendre en compte que celles pour lesquelles au moins quarante individus ont été prélevés pour chacun des métiers échantillonnés. Cette décision a automatiquement exclu certains métiers et espèces de l'analyse. Ensuite, pour des questions de visualisation sur les graphiques, les LT ont été arrondis au centimètre inférieur.

## 2.4 Indicateurs basés sur les longueurs

Les indicateurs basés sur les distributions en longueurs sont utilisés pour estimer des paramètres biologiques et comprendre la dynamique et le statut des ressources marines exploitées dans le cadre d'une approche DLS (Kell *et al.*, 2022). Cette étude vise à étudier la robustesse des deux indicateurs LBI et LBSPR en comparant notamment les évaluations obtenues à partir des données locales issues du programme ACCOBIOM et des données issues exclusivement de la littérature, compilées au sein de FishBase.

Un troisième indicateur a plus récemment été développé, il s'agit du *Length-Based Bayesian Biomass* (LBB). Toutefois, ce dernier fait l'objet de plusieurs critiques concernant d'éventuel biais générés par cette méthode (Froese *et al.*, 2018, 2019 ; Hordyk *et al.*, 2019) et sera testé ultérieurement avec les données préparées pour LBI et LBSPR.

### 2.4.1 Estimation des longueurs à maturité sexuelle

L'utilisation d'indicateurs basés sur les distributions en longueurs implique la prise en compte de la longueur à maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ). Afin d'être précis dans les évaluations, les valeurs de  $L_{mat}$  ont pu être calculées localement pour certaines espèces à l'aide du package R `sizeMat` (Torrejón-Magallanes, 2020) et de la fonction `sizeMat::gonad_mature`. En utilisant les données sur le stade de maturité sexuelle des individus échantillonnés durant ACCOBIOM (A\_Immature, B\_Maturing et C\_Spawning), il a été possible d'estimer la longueur à laquelle minimum 50 % des individus ont atteint la maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ).

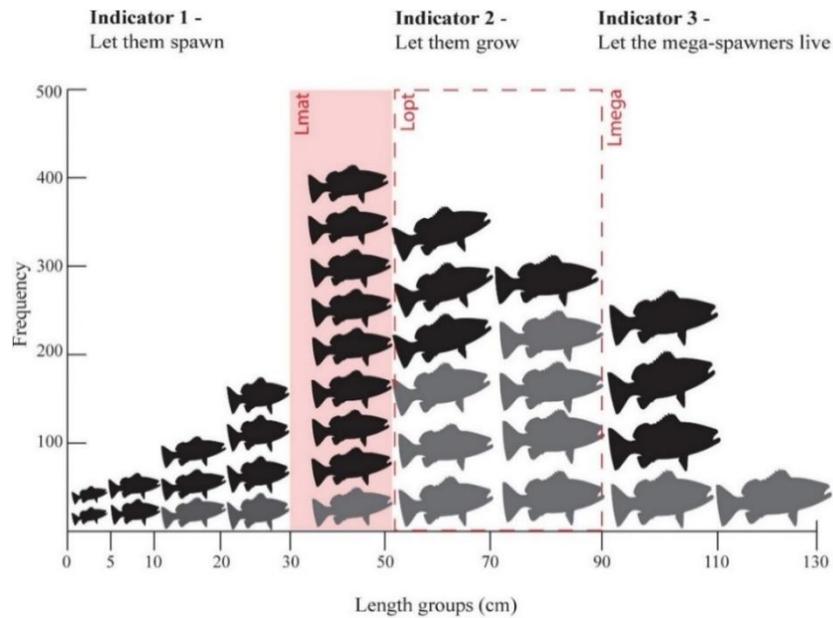
#### 2.4.2 LBI – *Length-based indicators*

La méthode LBI nécessite des données détaillées sur la distribution en longueur des captures à l'échelle de chaque île et les poids relatifs à chaque classe de taille. Cette méthode fournit des indicateurs (Figure 4 et Tableau 2) qui décrivent l'état des stocks sous l'angle de la conservation des juvéniles, la conservation des grands individus, ainsi que le RMD (Froese, 2004).

La méthode de Froese repose sur trois concepts simples, illustrés dans la figure 4. Tout d'abord, le principe *Let them spawn* est basé sur l'idée qu'un stock en bonne santé est un stock où 100 % des individus capturés ont atteint leur maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ), permettant à chacun de se reproduire au moins une fois. Ensuite, le principe *Let them grow* concerne le rendement optimal de la population. Selon Froese, tous les individus capturés devraient avoir atteint une longueur proche de la longueur optimal ( $L_{opt} \pm 10\%$ ). Cette longueur repose sur la relation suivante :  $L_{opt} = 2/3 L_{inf}$ , où  $L_{inf}$  correspond à la longueur asymptotique de la courbe de croissance de von Bertalanffy. Le dernier principe, *Let the mega-spawners live*, concerne la conservation des individus de grande taille. Ces individus sont caractérisés par une longueur dépassant de 10 %  $L_{opt}$  et une proportion définie par  $P_{mega}$ . Selon Froese, l'objectif est de minimiser la pêche de cette classe de taille, car ces individus sont considérés comme des super-reproducteurs. En effet, ils sont reconnus pour être plus grands, plus gros et plus féconds.

Idéalement, la distribution des fréquences de longueur des poissons capturés devrait être telle que moins de 10 % des captures soient en dessous de  $L_{mat}$ , 100 % à  $L_{opt}$  et au moins 30% des individus au-delà de  $L_{mega}$  (poissons grisés).

En plus des distribution en tailles et des coefficients de la relation allométrique pour chaque espèce étudiée, deux paramètres sont nécessaires :  $L_{inf}$  et  $L_{mat}$ . Les valeurs de  $L_{inf}$  peuvent être extraites, soit des courbes de croissance déterminées par le pôle sclérochronologie (Pôle sclérochronologie Ifremer, comm.pers.) soit de FishBase. Pour ce qui est du paramètre  $L_{mat}$ , les valeurs utilisées par défaut ont été celles estimées préalablement à partir des données ACCOBIOM ou issues de FishBase en cas d'absence d'estimation.



**Figure 4 :** Distribution théorique des fréquences en longueurs d'une espèce de poisson (Gough *et al.*, 2020). Les indicateurs de Froese sont en rouge ; les individus à gauche du rectangle rouge sont des juvéniles (c'est-à-dire qu'ils n'ont pas encore atteint leur maturité sexuelle) ; tandis que les individus se trouvant dans le rectangle en pointillé rouge ont une longueur comprise dans l'intervalle  $L_{opt} \pm 10\%$ .

La méthode LBI fournit neuf indicateurs (Tableau 2) basés sur les valeurs suivant : Longueur de capture minimale ( $L_c$ ), 25<sup>e</sup> centile de la distribution des longueurs ( $L_{25\%}$ ), longueur moyenne ( $L_{mean}$ ), 95<sup>e</sup> centile ( $L_{95\%}$ ), longueur moyenne des 5 % plus grands individus ( $L_{max5\%}$ ), proportion des individus les plus grands ( $P_{mega}$ ), longueur optimale ( $L_{opt}$ ), longueur de la classe capturée ayant la plus grande biomasse ( $L_{maxY}$ ), longueur moyenne des individus lorsque la population est exploitée au RMD ( $L_{F=M}$ ).

**Tableau 2 :** Seuils pour les indicateurs générés en sortie du modèle LBI.

Indicateur (output)	Points de référence	Etat			Catégorie
		Dégradé	Satisfaisant	Bon	
$L_c/L_{mat}$	>1,0	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	Conservation des individus immatures
$L_{25\%}/L_{mat}$	>1,0	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	
$L_{mean}/L_{mat}$	>1,0	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	
$L_{95\%}/L_{inf}$	>0,8	<0,64	$\geq 0,64$	>0,96	Conservation des grands individus
$L_{max5\%}/L_{inf}$	>0,8	<0,64	$\geq 0,64$	>0,96	
$P_{mega}$	>0,3	<0,24	$\geq 0,24$	>0,36	Rendement optimal
$L_{mean}/L_{opt}$	$\approx 1,0$	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	
$L_{maxY}/L_{opt}$	>1,0	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	
$L_{mean}/L_{F=M}$	$\geq 1,0$	<0,80	$\geq 0,80$	>1,20	

### 2.4.3 LBSPR – Length-based spawning potential ratio

La méthode LBSPR repose sur l'utilisation du package R LBSPR (Hordyk, 2021). 8 paramètres clés sont nécessaires pour faire fonctionner le modèle (Hordyk, 2021). Ces derniers sont : le rapport entre le taux de mortalité naturelle et taux de croissance de la population (M/K), les paramètres de longueurs ( $L_{inf}$ ,  $L_{mat}$  et  $L_{95\%}$ , qui correspond à la longueur à laquelle 95 % des individus ont atteint la maturité sexuelle), les paramètres de sélectivité ( $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ , qui correspondent à la longueur à laquelle 50 % et 95 % des individus sont capturés), ainsi que le rapport entre la mortalité par pêche et la mortalité naturelle (F/M) ou le ratio SPR. Les valeurs de K peuvent être obtenues à partir des relations de von Bertalanffy estimées par le pôle sclérochronologie sur les données ACCOBIOM ou de FishBase, tandis que le paramètre M n'est disponible qu'à partir de FishBase. Les paramètres de maturité et de sélectivité sont estimés à partir des distributions des fréquences de longueurs obtenu dans la partie 3.2 (effectifs élevés par classe de taille). Enfin, étant donné que le paramètre F est inconnu, une valeur théorique de SPR est utilisée ( $SPR = 0,4$  ; Hordyk *et al.*, 2015).

Le modèle permet à partir de ces paramètres, d'ajuster les paramètres de sélectivité ( $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ ) et la mortalité relative par pêche (F/K) afin d'estimer une valeur de SPR (Tableau 3).

**Tableau 3** : Seuils pour deux des indicateurs générés en sortie du modèle LBSPR.

Indicateur (output)	Points de référence	Etat		
		Dégradé	Satisfaisant	Bon
SPR	>0,40	<0,32	$\geq 0,32$	>0,48
F/M	<1,0	>1,20	$\geq 0,80$	<0,80
$SL_{50\%}$	$L_{mat}$	$\leq L_{mat}$	<del></del>	> $L_{mat}$
$SL_{95\%}$	$L_{mat}$	$\leq L_{mat}$	<del></del>	> $L_{mat}$

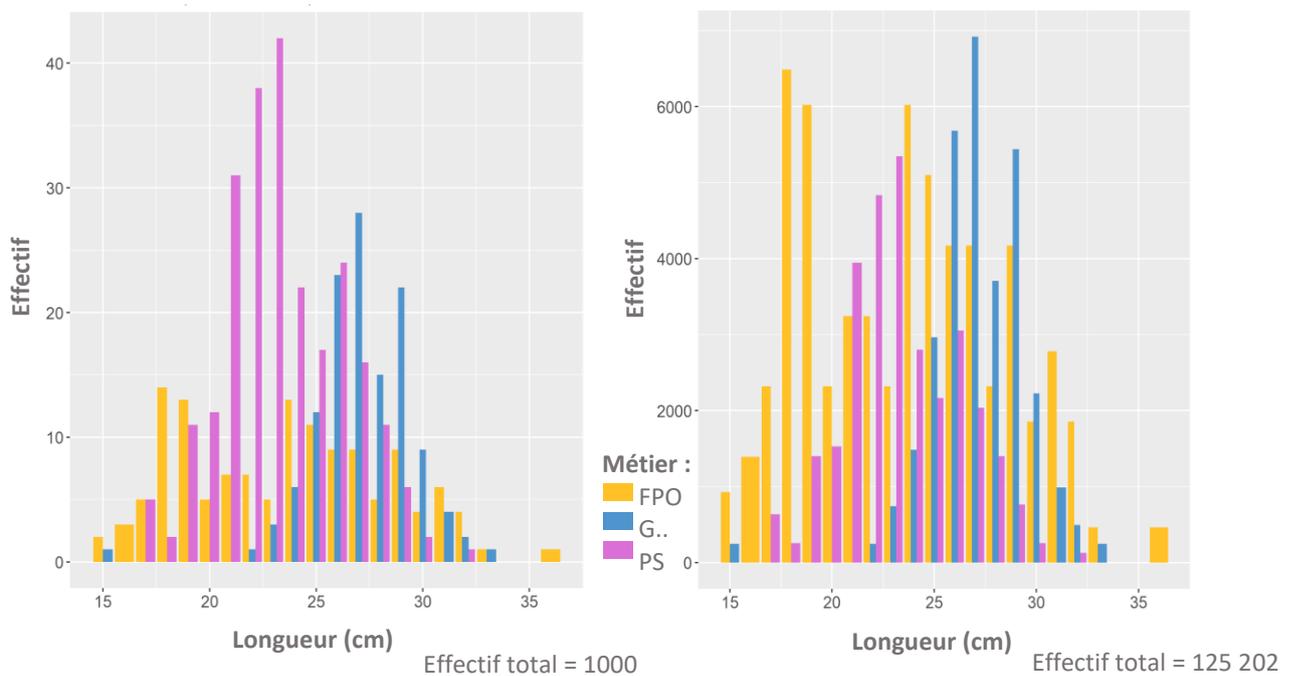
## 3 Résultats

### 3.1 Espèces conservées après élévation

La procédure d'élévation a permis de déterminer la distribution en longueur de 39 espèces en Guadeloupe et 45 en Martinique soit 57 espèces uniques. Cependant, cinq espèces ont été retirées de l'étude car les effectifs élevés étaient inférieurs aux effectifs mesurés, ce qui suggère

un suréchantillonnage lors des campagnes ACCOBIOM par rapport aux observations d'OBSDEB. Au total, 52 espèces ont été retenues pour la suite de l'étude.

La figure 5 illustre, à titre d'exemple, la distribution en longueur de la gorette blanche (*Haemulon plumieri* (Lacepède, 1801)) en Guadeloupe, avant et après la procédure d'élévation. En Guadeloupe, l'espèce est pêchée par trois types d'engins : les nasses à poissons (FPO), les engins dormants polyvalent (G..) et les sennes coulissantes (PS). Les données ACCOBIOM montrent que PS est l'engin de pêche le plus dominant, représentant 48 % des captures totales avec un pic de capture observé entre 21 cm et 22 cm. FPO et G.. représentent respectivement 27 % et 25 % des captures totales. En revanche, à l'échelle du territoire, FPO domine avec 50 % des captures totales, soit 62 612 individus pêchés et deux pics de capture, l'un entre 17 cm et 18 cm et l'autre entre 24 et 27 cm. G.. et PS représentent chacun 25 % des captures, avec 31 666 et 30 923 individus capturés respectivement.



**Figure 5 :** Extrapolation des distributions à l'échelle des captures totale de la Guadeloupe avec l'exemple d' *Haemulon plumieri* (code FAO HLI). A gauche : répartitions des effectifs capturés selon la taille des individus échantillonnées durant ACCOBIOM. A droite : répartition des individus selon la taille des individus élevés à l'échelle du territoire.

## 3.2 Evaluation des stocks démersaux

### 3.2.1 Détermination des paramètres

Parmi les 52 espèces retenues, 31 ont été évaluées avec la méthode LBI et 30 avec LBSPR. En revanche, 21 espèces n'ont pas pu être évaluées en raison d'un manque de données. Le tableau 4 regroupe, le nombre d'espèces, parmi les 52 étudiées, pour lesquels les paramètres  $a$ ,  $b$ ,  $K$ ,  $L_{inf}$ ,  $L_{mat}$  et  $M$  ont été renseignés.

**Tableau 4 :** Disponibilité des données locales ACCOMBIOM et issus de FishBase, pour les paramètres étudiés. Coefficients associés à la relation taille-poids ( $a$  et  $b$ ) ; taux de croissance ( $K$ ) ; longueur que devrait atteindre un individu s'il grandissant indéfiniment ( $L_{inf}$ ) ; longueur à maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ) ; taux de mortalité naturelle ( $M$ ).

	a	b	K	$L_{inf}$	$L_{mat}$	M
ACCOBIOM	31	31	8	8	12	0
FishBase	30	30	30	30	30	30

Les espèces pour lesquelles suffisamment de données étaient disponibles pour l'utilisation des modèles ont été regroupées dans le tableau 5. Les écarts relatifs entre valeurs locales et FishBase ont été calculés. Afin de déterminer s'il existe une différence significative entre les valeurs moyennes des paramètres locaux et FishBase, un test de Mann-Whitney a été réalisé. Les résultats de ce test ont révélé que trois paramètres,  $a$ ,  $b$  et  $L_{mat}$ , présentaient des différences significatives entre les valeurs locales et celles issues de FishBase, tandis que les paramètres  $K$  et  $L_{inf}$  n'ont pas montré de différences significatives entre les deux sources de données.

Les longueurs à maturité sexuelle ont été déterminées pour 22 espèces (Tableau 6). Cependant, 10 de ces estimations (grisées dans le tableau) ont été écartées en raison de valeurs aberrantes. Parmi celles-ci, six espèces ont une  $L_{mat}$  estimée inférieure à la longueur minimale ( $LT_{min}$ ) observée et pour une espèce,  $L_{mat}$  est supérieure à  $L_{inf}$ . Dans les deux cas, cela implique qu'aucun individu ne pourrait se reproduire. Pour trois autres espèces, l'intervalle de confiance donne une fenêtre d'incertitude trop large pour que les valeurs soient conservées. Ainsi, les valeurs de  $L_{mat}$  ont été retenues pour 12 espèces, bien que les coefficients de déterminations ( $R^2$ ) soient faibles.

Lors des tests des modèles, une erreur est apparue concernant *Sparisoma rubripinne* (Valenciennes, 1840). Il a été constaté pour cette espèce, que la valeur de  $SL_{50\%}$  mesurée en Guadeloupe (28,00 cm) était supérieure à la valeur de  $L_{inf}$  (26,65 cm) estimée par FishBase et

utilisée pour faire tourner le modèle. Afin de rectifier cette incohérence, la valeur de  $L_{inf}$  a été réestimée en utilisant la médiane des 10 % plus grands individus capturés en Guadeloupe et Martinique ( $L_{inf} = 31,25$  cm), étant donné que ce paramètre n'avait pu être déterminé par le pôle sclérochronologie.

**Tableau 5 :** Comparaison des paramètres biologiques pour les espèces évaluées avec les méthodes LBI et LBSPR (à l'exception de NXL évaluée seulement avec LBI). Paramètres issues de données locales (A) ; ou de la base de données FishBase (F). Coefficients associés à la relation taille-poids (a et b) ; taux de croissance (K) ; longueur que devrait atteindre un individu s'il grandissant indéfiniment ( $L_{inf}$ ) ; longueur à maturité sexuelle ( $L_{mat}$ ).

CODE FAO	Nom latin	Paramètre														
		a		b		K		$L_{inf}$		$L_{mat}$		Ecart relatif				
		A	F	A	F	A	F	A	F	A	F	a	b	K	$L_{inf}$	$L_{mat}$
AQB	<i>Acanthurus bahianus</i>	0,022	0,018	2,9	2,9	0,419	0,768	20,546	21,314		15,3	0,180	0,0	-0,833	-0,037	
AQH	<i>Acanthurus chirurgus</i>	0,023	0,019	3,0	3,0	0,322	0,534	25,605	29,839		18,9	0,164	0,0	-0,660	-0,165	
AQO	<i>Acanthurus coeruleus</i>	0,040	0,024	2,8	3,0		0,451		27,750		17,6	0,396	-0,1			
BLV	<i>Balistes vetula</i>	0,176	0,028	2,3	2,9		0,288		52,866	42,0	22,3	0,840	-0,3			0,5
CFJ	<i>Cephalopholis fulva</i>	0,021	0,012	2,9	3,0	0,100	0,295	28,673	33,037	26,9	18,5	0,435	0,0	-1,944	-0,152	0,3
CXR	<i>Caranx ruber</i>	0,006	0,016	3,2	3,0	0,653	0,294	40,680	60,210		27,0	-1,830	0,1	0,549	-0,480	
EEU	<i>Epinephelus guttatus</i>	0,009	0,012	3,1	3,0	0,057	0,198	65,812	55,431		29,4	-0,277	0,0	-2,466	0,158	
GEN	<i>Gerres cinereus</i>	0,023	0,013	2,8	3,0		0,578		33,371		16,5	0,460	-0,1			
HHI	<i>Haemulon sciurus</i>	0,026	0,015	2,8	3,0		0,259		40,811	26,2	20,2	0,425	-0,1			0,2
HLI	<i>Haemulon plumierii</i>	0,015	0,014	3,0	3,0		0,268		40,364	25,5	20,9	0,023	0,0			0,2
HLL	<i>Haemulon aurolineatum</i>	0,012	0,015	3,0	3,0		0,275		28,389		14,7	-0,233	0,0			
HLO	<i>Haemulon bonariense</i>	0,018	0,014	3,0	3,0		0,210		48,222		23,6	0,211	0,0			
HLP	<i>Haemulon parra</i>	0,025	0,013	2,9	3,0		0,238		43,347	25,8	21,4	0,463	0,0			0,2
HLV	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,018	0,014	2,9	3,0		0,270		35,360		17,7	0,237	0,0			
HOO	<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,023	0,016	2,8	3,0		0,909		25,564		14,7	0,302	-0,1			
LJI	<i>Lutjanus griseus</i>	0,016	0,015	3,0	3,0		0,188		63,124		31,7	0,064	0,0			
LJM	<i>Lutjanus mahogoni</i>	0,008	0,017	3,2	3,0		0,194		66,777		32,8	-1,097	0,1			
LJN	<i>Lutjanus analis</i>	0,011	0,014	3,1	3,0		0,159		92,302	34,3	41,7	-0,302	0,0			-0,2
LJP	<i>Lutjanus apodus</i>	0,019	0,014	3,0	3,0		0,316		45,630		23,4	0,251	0,0			
LJU	<i>Lutjanus buccanella</i>	0,010	0,014	3,1	3,0	0,180	0,311	35,379	55,137	25,4	27,7	-0,445	0,0	-0,732	-0,558	-0,1
LTJ	<i>Lutjanus vivanus</i>	0,013	0,014	3,0	3,0		0,147		75,360		37,3	-0,129	0,0			
NXL	<i>Caranx latus</i>	0,019		2,9		0,208		66,108		26,4		0				
PQR	<i>Priacanthus arenatus</i>	0,077	0,017	2,5	2,9		0,512		41,669	43,2	21,4	0,780	-0,2			
QRV	<i>Sparisoma viride</i>	0,069	0,014	2,6	3,0		0,577		30,013		16,9	0,801	-0,2			
QZV	<i>Sparisoma rubripinne</i>	0,046	0,009	2,7	3,0		0,656		26,645	18,9	15,0	0,796	-0,1		0,147	0,2
RMF	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	0,037	0,011	2,8	3,1		0,549		28,162	21,6	15,5	0,713	-0,1			0,3
RPU	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	0,015	0,015	2,9	3,0		0,187		60,451		29,2	-0,044	0,0			
RSY	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	0,015	0,011	3,0	3,1	0,223	0,724	35,097	24,452	24,8	13,7	0,271	0,0	-2,255	0,303	0,4
RUB	<i>Caranx crysos</i>	0,030	0,017	2,7	3,0		0,299		62,888		29,3	0,426	-0,1			
SNL	<i>Lutjanus synagris</i>	0,017	0,014	2,9	3,0		0,241		55,987		24,7	0,124	0,0			
SNY	<i>Ocyurus chrysurus</i>	0,015	0,015	2,9	3,0		0,190		55,941	26,0	25,4	0,033	0,0			0,0

[21]

Ecart moyen relatif	0,135	-0,0	-1,192	-0,098	0,2
Résultat significatif au test de Mann-Whitney	OUI	OUI	NON	NON	OUI

**Tableau 6 :** Résultats des estimations de longueur à maturité ( $L_{mat}$ ) pour les espèces pour lesquelles il y a suffisamment de données disponibles pour faire fonctionner le modèle. Nombre total d'individus échantillonnés (n) ; nombre d'individu immature (A) ; nombre d'individu mature (B) et nombre d'individu en période de ponte (C) ; limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % (IC inf), limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (IC sup), coefficient de détermination ( $R^2$ ) ; Longueurs minimales ( $LT_{min}$ ) et maximales ( $LT_{max}$ ) observées dans la population ; Longueur maximale que devrait atteindre un individu s'il grandissait indéfiniment ( $L_{inf}$ ) ; Valide prend la valeur « OUI » si la valeur de  $L_{mat}$  estimée en sortie de modèle est conservée, « NON » sinon.

CODE FAO	Nom latin	n	A	B	C	IC inf	$L_{mat}$	IC sup	$R^2$	$LT_{min}$	$LT_{max}$	$L_{inf}$	Valide
AQB	<i>Acanthurus bahianus</i>	834	170	465	199	-16,50	2,60	8,50	0,02	10,0	27,0	20,55	NON
AQH	<i>Acanthurus chirurgus</i>	201	35	134	32	-77,70	1,80	11,60	0,03	12,5	31,0	25,61	NON
BLV	<i>Balistes vetula</i>	86	52	32	2	28,10	42,00	50,70	0,07	21,5	66,0	52,87	OUI
CFJ	<i>Cephalopholis fulva</i>	580	520	59	1	25,50	26,90	29,40	0,07	13,0	33,0	28,67	OUI
CXR	<i>Caranx ruber</i>	663	236	394	33	-54,70	4,00	15,20	0,01	18,0	55,0	40,68	NON
HHI	<i>Haemulon sciurus</i>	123	50	71	2	25,00	26,20	27,30	0,32	19,5	36,0	40,81	OUI
HLI	<i>Haemulon plumierii</i>	707	392	290	25	23,80	25,50	27,00	0,06	11,5	37,5	40,36	OUI
HLP	<i>Haemulon parra</i>	262	120	127	15	24,60	25,80	26,70	0,30	18,5	40,5	43,35	OUI
HLV	<i>Haemulon flavolineatum</i>	394	53	321	20	-208,00	2,00	170,60	0,01	8,5	23,0	35,36	NON
JKY	<i>Cantherhines macrocerus</i>	201	64	133	4	-95,70	8,80	113,70	0,01	14,0	37,0	NA	NON
LJN	<i>Lutjanus analis</i>	202	120	74	8	26,00	34,30	47,20	0,05	10,5	61,0	92,30	OUI
LJP	<i>Lutjanus apodus</i>	159	93	60	6	-15,90	24,50	67,40	0,00	17,5	45,5	45,63	NON
LTJ	<i>Lutjanus vivanus</i>	369	291	71	7	-136,90	20,00	223,50	0,00	16,5	67,0	75,36	NON
NCY	<i>Acanthostracion polygonius</i>	71	31	29	11	-32,90	21,00	86,40	0,02	18,5	38,0		NON
NXL	<i>Caranx latus</i>	147	47	93	7	21,30	26,40	30,30	0,28	20,5	73,0	66,11	OUI
PQR	<i>Priacanthus arenatus</i>	83	5	73	5	35,40	43,20	95,00	0,08	19,5	37,0	41,67	NON
PZO	<i>Pterois volitans</i>	422	155	228	39	35,60	44,80	137,90	0,01	16,5	44,5	NA	OUI
QRV	<i>Sparisoma viride</i>	276	82	185	9	-15,10	14,50	20,40	0,04	16,0	44,0	30,01	NON
QZV	<i>Sparisoma rubripinne</i>	1325	68	1144	113	16,90	18,90	20,10	0,19	17,5	38,0	26,65	OUI
RMF	<i>Sparisoma aurofrenatum</i>	555	313	233	9	19,70	21,60	32,50	0,01	12,0	24,0	28,16	OUI
RSY	<i>Sparisoma chrysopterum</i>	718	408	292	18	24,10	24,80	25,50	0,17	12,5	40,5	35,10	OUI
SNY	<i>Ocyurus chrysurus</i>	1238	701	437	100	24,80	26,00	27,20	0,08	10,5	52,0	55,94	OUI

### 3.2.2 Résultats de la méthode LBI

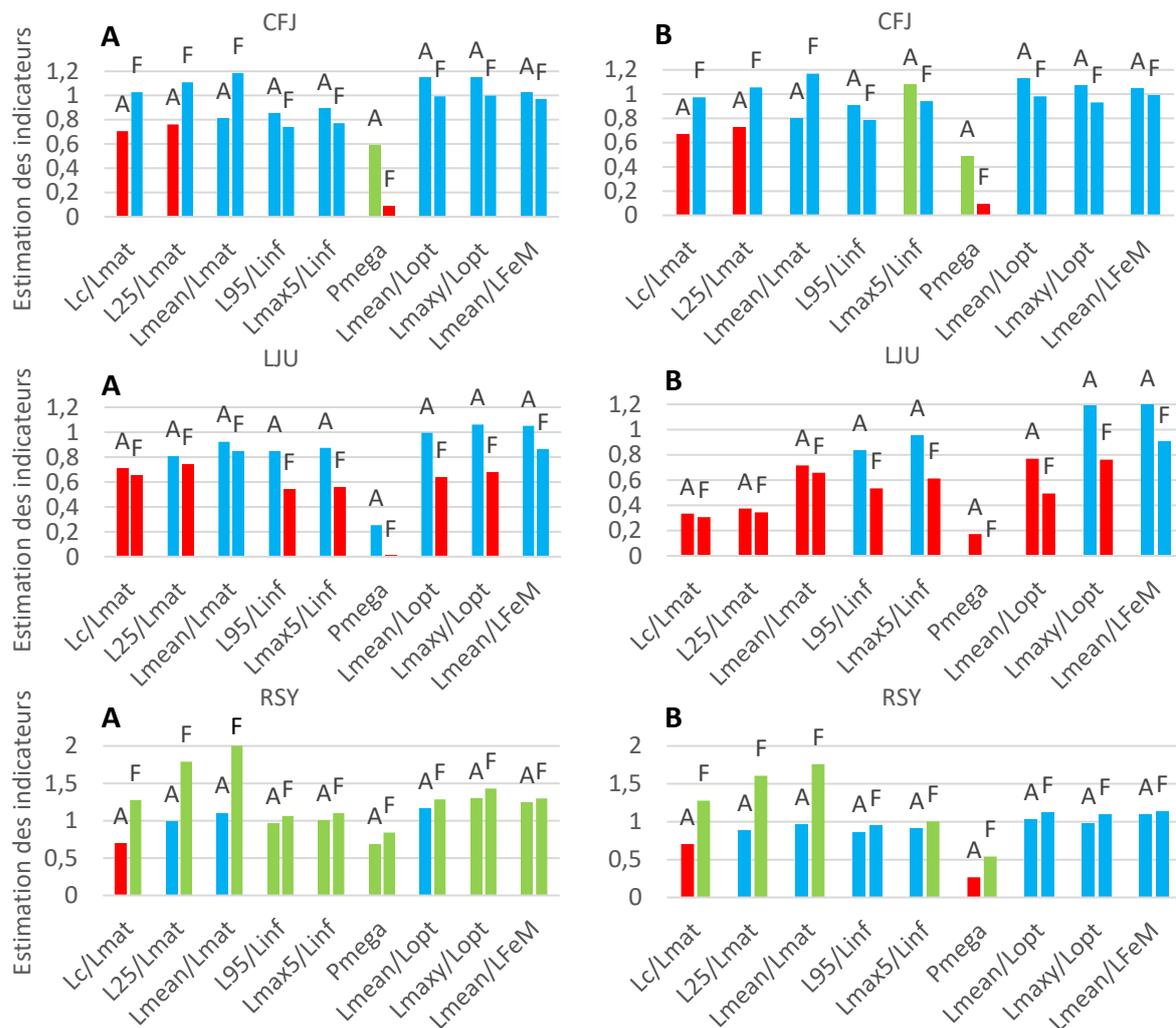
La méthode LBI a permis de diagnostiquer l'état de 25 espèces en Guadeloupe et 29 en Martinique. Les résultats pour la conservation (individus immatures et grands individus) et le rendement optimal de ces stocks sont présentés dans le tableau 6, qui reprend les valeurs seuils déterminées dans la partie 4.2. Les valeurs  $L_c/L_{mat}$ ,  $L_{25\%}/L_{mat}$  et  $L_{mean}/L_{mat}$  étaient inférieures aux points de références pour 32 % des stocks évaluées en Guadeloupe et 45 % en Martinique, indiquant des longueurs de premières captures inférieures aux longueurs à maturité, synonyme d'une baisse des individus immatures. Pour 33 % des stocks en Guadeloupe et 39 % en Martinique, les indicateurs  $L_{95\%}/L_{inf}$ ,  $L_{max5\%}/L_{inf}$  et  $P_{mega}$  étaient inférieurs aux points de références, suggérant une diminution des super-reproducteurs (*mega-spawners*) dans ces populations. Pour finir, les indicateurs  $L_{mean}/L_{opt}$ ,  $L_{maxY}/L_{opt}$  et  $L_{mean}/L_{F=M}$  étaient inférieurs aux points de référence dans 21 % des stocks en Guadeloupe et 48 % en Martinique, suggérant des pêches non durables. Seuls deux espèces (quatre stocks) présentaient de bonnes limites biologiques pour tous les indicateurs : *Holocentrus adscensionis* (Osbeck, 1765) (HOO) et *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788) (QRV) en Guadeloupe et Martinique. La Martinique semble d'après la méthodologie LBI avoir des stocks dont les diagnostics sont moins bons qu'en Guadeloupe.

**Tableau 7 :** Résultats des évaluations pour les stocks de Guadeloupe et Martinique selon la méthode LBI. Pourcentage de stocks évalués par indicateur suivant les trois états : dégradé (rouge) ; satisfaisant (bleu) et bon (vert).

Catégorie	Indicateur	Guadeloupe			Martinique		
		%	%	%	%	%	%
Conservation des juvéniles	$L_c/L_{mat}$	64	28	8	72	24	3
	$L_{25\%}/L_{mat}$	20	64	16	41	48	10
	$L_{mean}/L_{mat}$	12	64	24	21	59	21
Conservation des grands individus	$L_{95\%}/L_{inf}$	28	40	32	31	48	21
	$L_{max5\%}/L_{inf}$	24	44	32	17	55	28
	$P_{mega}$	48	8	44	69	3	28
Rendement optimal	$L_{mean}/L_{opt}$	28	48	24	41	45	14
	$L_{maxY}/L_{opt}$	24	48	28	24	52	24
	$L_{mean}/L_{F=M}$	12	56	32	10	66	24

Les diagnostics pour quatre espèces ont pu être réalisés à partir de paramètres ( $a$ ,  $b$ ,  $L_{inf}$  et  $L_{mat}$ ) tous estimés localement à la fois en Martinique et Guadeloupe (soit huit stocks). Il s'agit de :

*Caranx latus* (Agassiz, 1831) NXL, *Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758) CFJ, *Lutjanus buccanella* (Cuvier, 1828) LJU et *Sparisima chrysopterus* (Bloch & Schneider, 1801) RSY. Pour les autres, une combinaison de paramètres locaux et issus de FishBase a été utilisée (Tableau 5). Pour ces quatre espèces, les résultats des évaluations précédentes ont été comparés aux résultats d'évaluations similaires mais produites exclusivement avec des paramètres issus de FishBase (figure 5), à l'exception de NXL pour laquelle aucune données n'a été trouvé dans FishBase.



**Figure 5 :** Résultats des évaluations pour trois stocks selon la méthode LBI avec des données issues exclusivement d'estimations locales (A) ou de FishBase (F). A gauche : résultats des évaluations en Guadeloupe (A). A droite : résultats des évaluations en Martinique (B). Etat dégradé (rouge) ; satisfaisant (bleu) : bon (vert).

L'évolution des indicateurs consécutif aux changements de paramètres suit des tendances similaires entre les îles pour une espèce donnée dans la mesure où les paramètres utilisés sont

les mêmes sur les deux territoires. D'une espèce à l'autre, il n'y a pas de tendance qui se dégage dans l'évolution d'un indicateur particulier selon le jeu de données. Néanmoins, les fluctuations observées peuvent conduire à des changements d'états vis-à-vis des diagnostics. Sur les 54 indicateurs individuels (issus des 9 sorties pour chacun des 6 stocks), le passage entre les paramètres locaux à ceux de Fishbase conduit à 13 changements positifs et 12 négatifs. L'indicateur qui semblent être le plus sensible est  $L_{25\%}/L_{mat}$ .

### 3.2.3 Résultat de la méthode LBSPR

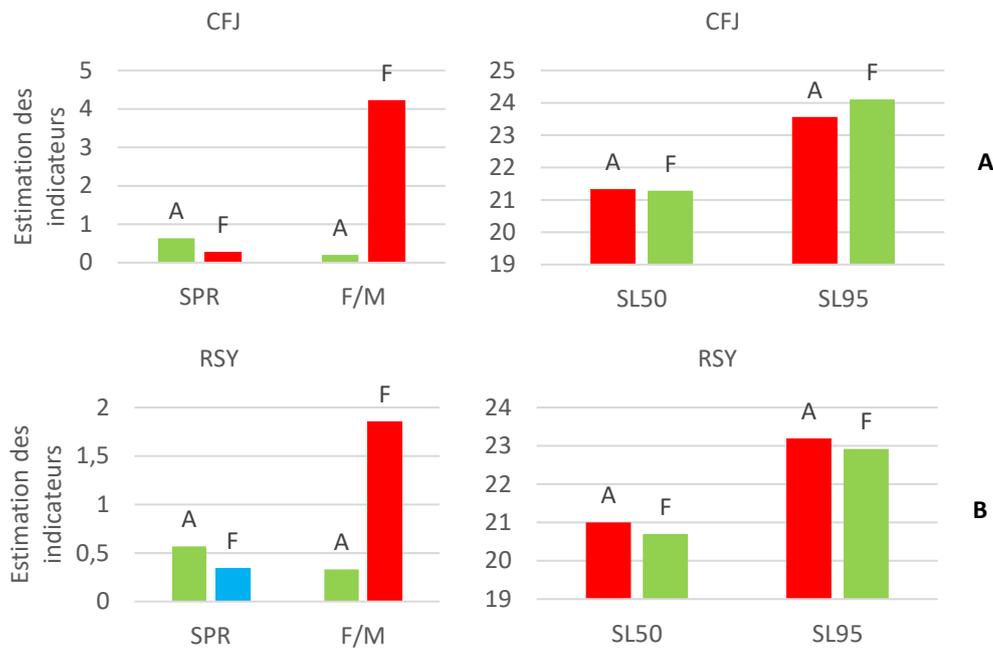
Parmi les 30 espèces évaluées avec la méthode LBSPR, les valeurs finales estimées de SPR de certains stocks ont été estimées à 100 %, ce qui indique qu'ils sont inexploités ( $SPR = 1$ ), tandis que d'autres ont été estimées à 0, indiquant une surexploitation au point que leur taux de reproduction est nul. Ces deux cas extrêmes sont irréalistes : un stock pêché est *de facto* exploité et un stock sans capacité de reproduction disparaît en quelques années. Par conséquent, les espèces pour lesquelles ces valeurs ont été observées ont été retirées de l'étude. Au final, 14 évaluations ont été retenues en Guadeloupe et 19 en Martinique.

Les résultats pour les indicateurs SPR, F/M et les longueurs de sélectivité ( $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ ) sont présentés dans le tableau 8, qui reprend les valeurs seuils déterminées dans la partie 4.3. Seuls deux espèces (deux stocks) présentaient de bonnes limites biologiques pour tous les indicateurs, il s'agit d'*Haemulon sciurus* (Shaw, 1803) HHI en Guadeloupe et de *Caranx ruber* (Bloch, 1793) CXR en Martinique.

**Tableau 8 :** Résultats des évaluations pour les stocks de Guadeloupe et Martinique selon la méthode LBSPR. Pourcentage de stocks évalués par indicateur suivant les trois états : dégradé (rouge) ; satisfaisant (bleu) et bon (vert).

Indicateur	Guadeloupe			Martinique		
	%	%	%	%	%	%
SPR	50	7	43	53	11	37
F/M	64	7	29	68	5	26
$SL_{50\%}$	50		50	47		53
$SL_{95\%}$	36		64	42		58

A la différence de la méthode LBI, aucun stock n'a pu être évalué en utilisant exclusivement des paramètres estimés localement. En effet, certains paramètres tels que  $M$  et la valeur initiale de  $SPR$  sont chroniquement difficiles en halieutique à estimer sur le terrain. Par conséquent, la comparaison entre les évaluations locales et FishBase a été réalisée sur deux espèces, CFJ en Guadeloupe et RSY en Martinique pour lesquelles tous les autres paramètres ( $a$ ,  $b$ ,  $K$ ,  $L_{95\%}$ ,  $L_{inf}$ ,  $L_{mat}$ ,  $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ ) ont été estimés localement (Figure 6).

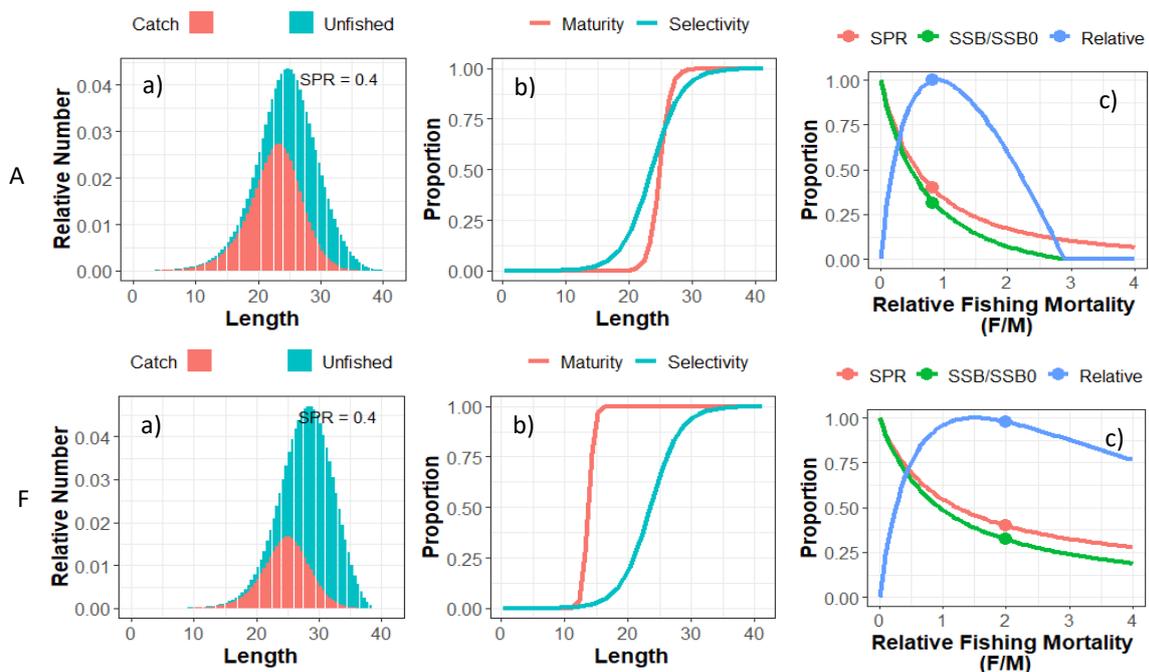


**Figure 6 :** Résultats des évaluations pour deux stocks selon la méthode LBSPR avec des données issues d'estimations locales (A) ou de FishBase (F). En haut : résultats des évaluations pour CFJ en Guadeloupe (A). En bas : résultats des évaluations pour RSY en Martinique (B). Etat dégradé (rouge) ; satisfaisant (bleu) : bon (vert).

Pour les quatre stocks, le changement de paramètres se traduit par un changement d'état sans tendance particulière ce qui suggère une sensibilité forte du modèle aux paramètres utilisés en particulier  $L_{mat}$ . En effet, en ce qui concerne les longueurs de sélectivités  $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ , l'évaluation de l'état du stock est liée à la valeur de  $L_{mat}$  associée. Pour CFJ, la valeur de  $L_{mat}$  a été révisée à la baisse, passant de 26,9 cm (estimation locale) à 18,5 cm (FishBase), ce qui a entraîné un changement d'état. Pour RSY, le constat est similaire, avec une révision à la baisse de  $L_{mat}$ , passant de 24,8 cm à 13,7 cm.

La figure 7 illustre les sorties graphiques de LBSPR pour RSY en Martinique pour les deux évaluations présentées en figure 6. Dans le cas où le  $SPR$  est fixé à 40 % (valeur de référence par défaut), la distribution théorique de la population de RSY basée sur les paramètres

ACCOBIOM, montre que plus de deux tiers des individus sont capturés, contre seulement un tiers en utilisant les paramètres FishBase (figure 7a). La figure 7b montre que la sélectivité issue des paramètres ACCOBIOM présente un point d'inflexion à une longueur inférieure à celle du point d'inflexion de la courbe de maturité sexuelle. Ceci indique qu'une proportion importante d'individus est capturée avant d'avoir atteint la maturité sexuelle. Dans la simulation basée sur Fishbase, les courbes de sélectivité et maturité montrent que la majorité des individus sont capturés après avoir atteint leur stade de maturité. Enfin, si l'on considère que le rapport mortalité par pêche sur mortalité naturelle est assimilable à un proxy de l'effort de pêche, la proportion d'individus capturés en fonction de l'effort de pêche permet de déterminer l'état de la pêcherie (figure 7c). Avec les paramètres ACCOBIOM, le stock a quasiment atteint son RMD, les captures relatives étant proches du sommet de la courbe bleue tandis que pour l'évaluation basée sur FishBase, le point sur la partie descendante droite indique un effort plus importante et un rendement moindre ce qui est généralement assimilable à une situation de surexploitation.



**Figure 7 :** Comparaison des évaluations de RSY en Martinique à partir de paramètres locaux (A) et de FishBase (F). a) Structure attendue de la distribution en taille des individus pêchées et non pêchés ; b) Coubes de maturité et de sélectivité suivant les longueurs ; c) Proportion d'individus capturés en fonction du rapport mortalité par pêche sur mortalité naturelle.

En utilisant exclusivement des paramètres provenant de FishBase, il a été constaté qu'il était possible d'évaluer l'état de sept stocks supplémentaires en Guadeloupe et six en Martinique, par rapport aux évaluations qui reposaient sur une combinaison de paramètres locaux et FishBase.

## 4 Discussion

Cette étude est la première à comparer les résultats des évaluations des stocks démersaux de Guadeloupe et Martinique en utilisant les méthodes LBI et LBSPR, ainsi que les conséquences liées à l'utilisation de paramètres collectés localement par rapport à ceux issus de la littérature. Dans l'ensemble, les résultats présentés montrent un état nuancé des stocks.

### 4.1 Intérêts de l'utilisation des méthodes LBI et LBSPR

La méthode LBI a révélé que pour 64 % des stocks en Guadeloupe et 72 % d'entre eux en Martinique, les longueurs de première capture sont inférieures aux longueurs à maturité ( $L_c/L_{mat}$ ) et ne respectent pas les objectifs de durabilité tels que ceux proposés par Froese (2004). Idéalement, 100 % des individus capturés devraient avoir atteint leur maturité sexuelle. En effet, dans une situation optimale, tous les individus pêchés devraient avoir une taille supérieure à  $L_{mat}$ , leur garantissant ainsi la possibilité de se reproduire au moins une fois avant capture. D'après Froese (2004),  $P_{mega}$  peut être utilisé comme un proxy de la résilience des stocks. Idéalement, cette valeur devrait être de 100 %. Cependant, des valeurs comprises entre 30 % et 40 % sont acceptées et considérées comme représentative d'un stock exploité de manière durable.  $P_{mega}$  est inférieure à ce seuil pour 48 % des stocks en Guadeloupe et 69 % en Martinique. Une faible proportion d'individus de grande taille peut signifier soit que ces individus sont rares dans la population et donc peu capturés, soit que les engins de pêche capturent principalement des individus trop petits qui n'ont pas le temps d'atteindre leur taille adulte. Medeiros-Leal *et al.* (2023) recommandent donc d'utiliser la valeur de  $L_{max5\%}$  pour évaluer la présence de super-reproducteurs dans les captures. Dans ce sens, seulement 24 % des stocks en Guadeloupe et 17 % en Martinique seraient en dessous du point de référence ( $L_{max5\%}/L_{inf}$ ) fixé à 0,8. Enfin, la méthode LBI a permis de classer chacun des stocks évalués respectivement en Guadeloupe et Martinique :

- 12 % et 10 % sont en surpêche (vivaneaux nca)

- 56 % (carangues nca, grondeurs nca, marignans nca, mérours nca, vivaneaux à queue jaune) et 66 % (carangues nca, grondeurs nca, mérours nca, perroquets nca) en état de reconstruction/surpêche
- 32 % (chirurgiens nca, perroquets nca, poissons-bourses) et 24 % (chirurgiens nca, marignans nca, vivaneaux à queue jaunes) en statut durable

Ces disparités entre territoires peuvent s'expliquer par des pratiques distinctes en ce qui concerne par exemple le maillage des engins de pêches utilisés, mais peut-être aussi des différences de productivités des écosystèmes marins dans ces deux régions.

La méthode LBSPR a permis de montrer que pour 50 % des stocks en Guadeloupe et 53 % en Martinique, le SPR est en dessous du point de référence estimé à 40 %. En d'autres termes, la capacité de renouvellement de ces stocks est considérablement réduite par rapport à des populations non exploitées. Un SPR situé sous ce seuil indique généralement une situation de surpêche, où le taux de capture dépasse le taux de renouvellement de la population. De plus, pour 36 % des stocks en Guadeloupe et 42 % en Martinique, 95 % des individus sont pêchés alors qu'ils n'ont pas atteint leur stade de maturité sexuelle. Cela impacte potentiellement le renouvellement des populations et peut entraîner leur diminution progressive. Cette méthode permet également d'estimer l'impact de la pêche sur les populations exploitées en estimant F/M dont le rapport doit être inférieur à 1 pour que l'on considère l'activité de pêche comme durable. Pour 64 % des stocks en Guadeloupe et 68 % en Martinique, la mortalité par pêche est supérieure à la mortalité naturelle. Les écarts observés dans les pourcentages des stocks classés comme dégradés ou en situation de surpêche, selon les valeurs de SPR et F/M, suggèrent que pour un stock donné, une valeur de SPR inférieure au seuil critique ne signifie pas nécessairement que la valeur de F/M sera également supérieure à son seuil et inversement. Par exemple, le stock *S. viride* (QRV) évalué en Martinique a présenté un SPR de 0,54, tout en ayant un rapport F/M de 1,79. Bien que cette population ait une capacité de reproduction supérieure à la valeur critique, la pression de pêche dépasse la capacité de renouvellement du stock, ce qui finira par entraîner un déclin du stock. Le fait de pouvoir comparer ces différents indicateurs, permet dans certains cas et dans un certain sens, d'anticiper cette diminution en proposant des mesures de gestion adapté pour diminuer la pression de pêche avant qu'elle n'ait un impact sur la capacité reproductive de la population ciblée.

Dans certaines situations, la combinaison de ces deux méthodes offre une approche complémentaire sur l'évaluation de l'état des stocks. Par exemple, pour *Haemulon*

*aurolineatum* (Cuvier, 1830), la méthode LBI montre qu'une grande majorité d'individus est capturée avant d'avoir atteint leur maturité sexuelle ( $L_c/L_{mat} = 0,48$ ) et LBSPR indique un  $SPR = 0,28$ , ce qui confirme que la population est soumise à une forte pression de pêche en affectant notamment sa capacité reproductive. Inversement, LBI peut montrer des signes de surpêche avec un  $L_c/L_{mat}$  inférieur au point de référence, tandis que le SPR estimé par LBSPR est supérieur à 40 %, ce qui suggère que malgré une pression de pêche importante sur les juvéniles, une proportion suffisamment élevée d'individus matures permet de maintenir le renouvellement de la population. C'est notamment le cas d' *H. plumierii* (HLI).

## 4.2 Impacts sur la gestion

Ces deux approches, qu'elles soient utilisées conjointement ou non, permettent d'obtenir des informations détaillées sur l'état d'un stock. Ces informations sont essentielles pour la mise en place de mesures de gestion efficace. Par exemple, si un stock est classé comme dégradé ou situation de surpêche, de nouvelles mesures peuvent être adopter afin de réduire la pression de pêche sur ce stock, comme une réduction des quotas de pêche ou une fermeture temporaire de la pêcherie. A l'inverse, si un stock est classé comme sain et durable, il est possible d'envisager d'augmenter les quotas de pêche pour permettre une exploitation plus importante tout en maintenant la durabilité du stock.

Surveiller l'état d'un stock d'une année à l'autre, permet d'évaluer l'impact de ces différentes mesures de gestion et d'apporter des ajustements si nécessaires.

## 4.3 Limites dans l'utilisation de ces méthodes

### 4.3.1 Hypothèses sous-jacentes

Ces méthodes supposent que le taux de recrutement, la mortalité naturelle (M) et la mortalité par pêche (F) sont constants dans le temps. Cependant, le taux de mortalité naturelle et le taux de recrutement sont fortement influencés par les conditions environnementales, telles que la température, la disponibilité en nourriture et d'éventuelles dégradations de leurs habitats liés à l'activité humaine ou circonstances climatiques inhabituelles. De plus, la mortalité par pêche découle de la pression de pêche, qui peut varier considérablement d'une année à l'autre en fonction des conditions de navigation et des facteurs socio-économiques (état du matériel, politiques de gestion des pêches, subventions, etc.).

#### 4.3.2 Importance des données locales

Ces deux méthodes sont extrêmement dépendantes des paramètres biologiques utilisés. Les résultats des comparaisons entre les estimations réalisées à partir de paramètres déterminés localement et de paramètres issues de FishBase n'ont montré aucune tendance particulière quant à l'importance relative de ces paramètres ( $a$ ,  $b$ ,  $K$ ,  $L_{inf}$  et  $L_{mat}$ ). Aucun paramètre n'a démontré une influence plus grande sur les estimations des points de référence, à l'exception de  $L_{mat}$  sur les longueurs de sélectivités ( $SL_{50\%}$  et  $SL_{95\%}$ ) estimées dans LBSPR. Les résultats du test de Mann-Withney ont confirmé l'importance de  $L_{mat}$  en admettant une différence significative entre les valeurs moyennes estimées localement et celles issues de FishBase.

Néanmoins, il convient de noter que la comparaison entre les valeurs moyennes estimées localement et celles issues de FishBase a été effectuée à partir d'un nombre relativement faible de valeur. Par conséquent, il n'est pas exclu que d'autres paramètres tels que  $M$  et  $L_{inf}$ , aient également une influence importante sur ces estimations. Une analyse de sensibilité complétée par une analyse d'incertitudes pourrait être utiles pour tester l'influence des différents paramètres sur les estimations du modèle. Compte tenu du contexte difficile de collecte des données biologiques, l'analyse d'incertitude permettrait également de quantifier l'incertitude générée par ces difficultés et d'en tenir compte dans l'élaboration des prochaines campagnes de collectes de données ou lors des activités de collecte d'informations réalisées en routine sur le terrain.

Une analyse de sensibilité menée par Medeiros-Leal *et al.* (2023) pour les méthodes LBI et LBSPR visait à identifier les biais potentiel liés à trois sources de données (estimation locale, FishLife<sup>4</sup> et équations empiriques) pour les paramètres  $M/K$ ,  $L_{inf}$  et  $L_{mat}$ . Les résultats ont révélé que le paramètre  $L_{inf}$  avait une influence plus marqué sur les valeurs des points de références par rapport au paramètre  $L_{mat}$  pour les deux méthodes. De plus, pour LBSPR,  $M/K$  a également été identifié comme ayant une influence significative sur les résultats. Ces observations soulignent l'importance d'une estimation précise de ces paramètres au niveau local. Sans cela, les diagnostics peuvent varier considérablement et mener à des approches de gestion inadaptées à la dynamique locale du stock qui peuvent être inefficace, par exemple, pour endiguer une situation de surpêche ou restreindre inutilement une pêche en réalité durable sur une espèce.

---

<sup>4</sup> FishLife est un projet collaboratif qui vise à collecter et estimer des paramètres biologiques (Thorson *et al.*, 2017)

#### 4.4 Limites propres à la collecte de données

Cette étude a également montré les problématiques liées à la collecte de données dans les Antilles françaises. En ce qui concerne les données OBSDEB, elles sont obtenues sur le terrain, au moment où les marins pêcheurs débarquent pour vendre leurs prises. Par conséquent, et contrairement à l'hexagone où il existe des lieux de concentrations de produits de la mer (criées par exemple), il est difficile pour les observateurs de procéder aux mensurations des poissons. Or, les diagnostics nécessitent d'être idéalement réalisés tous les ans pour veiller à la bonne gestion des ressources. De plus, les volumes déclarés de capture restent le plus souvent approximatifs car il n'est pas aisé de trier les captures et de les peser alors que le professionnel est en train de les vendre. L'acquisition de ces données dépend donc en partie des activités quotidiennes de pêche et de la disponibilité des marins pêcheurs à collaborer avec les observateurs. Les campagnes ACCOBIOM de 2021-2022 ont permis, dans ce sens, d'améliorer la collecte de données en éliminant toutes contraintes de temps. Cependant, les études qui en découlent ne permettent d'obtenir tous les paramètres nécessaires à l'utilisation de ces méthodes d'évaluation de stock. Les paramètres de mortalité naturelle  $M$  et mortalité par pêche  $F$  restent particulièrement difficiles à obtenir. Pour estimer la mortalité naturelle, il faudrait étudier une population de poissons qui n'est pas exploitée, voire qui ne l'a jamais été, ce qui est rarement possible. Le taux de mortalité par pêche nécessite de pouvoir déterminer le nombre total de poissons capturés chaque année issue des différentes cohortes<sup>5</sup>, ce qui repose sur un échantillonnage intensif des poissons capturés. Pour les autres paramètres tels que  $L_{inf}$  et  $L_{mat}$ , leur estimation n'a été possible que pour un nombre limité d'espèces et en combinant les échantillons recueillis en Guadeloupe et Martinique. Ces limites soulignent une nouvelle fois la nécessité de développer de nouveaux protocoles d'échantillonnage, capables de s'affranchir des difficultés du terrain, pour améliorer la précision des données collectées. Cela permettrait ainsi d'obtenir une compréhension plus complète de l'état actuel de ces stocks et de soutenir les efforts de gestion et de conservation des ressources halieutiques, en fournissant des informations fiables pour une prise de décisions éclairées.

---

<sup>5</sup> Une cohorte est une population née la même année.

## 5 Conclusion

Cette étude a permis de diagnostiquer l'état de 30 stocks démersaux antillais en utilisant la méthode LBI et de 22 stocks avec la méthode LBSPR. Ces deux approches fournissent une évaluation pragmatique en calculant des indicateurs permettant de décrire l'état récent de ces stocks.

Cependant, certains paramètres utilisés ont une influence sensible sur les résultats de ces évaluations. Les divergences de diagnostics selon les sources de données soulignent la complexité et l'incertitude associées à l'évaluation des populations exploitées. LBI et LBSPR dépendent chacun de paramètres pour certains complexes à obtenir dans le contexte de la pêche aux Antilles. Néanmoins, LBI dépend davantage de paramètres de croissance dérivés d'observations de terrains quand LBSPR requiert d'utiliser des paramètres plus théoriques et généralement difficiles à estimer comme le taux de mortalité. L'usage de ces deux approches a mis en évidence l'intérêt d'utiliser des paramètres dérivés de données locales plutôt que les paramètres issus de base de données globales telles que FishBase. En effet, si la collecte de données locales est une entreprise complexe, le recours à des sources de données issues de populations de poissons lointaines peut conduire à des diagnostics très différents et engendrer une gestion inappropriée.

La présente étude a également permis de mettre en exergue l'importance d'affiner l'identification des captures à l'échelle de l'espèce et d'intégrer en routine les mesures de tailles des poissons. Cela permettrait de faciliter l'utilisation de ces méthodes en s'affranchissant des groupes espèces et d'améliorer la précision et la fiabilité des évaluations locales pour répondre plus efficacement aux besoins de gestion. La collecte de données plus précises et plus détaillées constitue donc un enjeu primordial pour améliorer le suivi de la filière pêche dans les prochaines années. De nombreuses pistes sont en cours d'exploration : utilisation de la photo-identification pour la reconnaissance automatisée des captures, auto-échantillonnage par les professionnels, embarquements d'observateurs scientifiques, ou encore l'intégration du flux déclaratif aux suivis OBSDEB.

La complémentarité des méthodes LBI et LBSPR associée à d'autres méthodes d'évaluation et à l'utilisation de données plus précises, devraient sur la durée permettre l'évaluation et la gestion durable des ressources halieutiques dans les Antilles. L'atteinte de cet objectif dépendra

principalement des efforts investis dans la collecte de données et de l'amélioration des modèles d'évaluation des stocks.

## 6 Bibliographie

### 6.1 Références bibliographiques

- Baudrier J, Gamard L, Gouaze M, Greve A, Lecrosnier S, Maudet C, Morlon A (2021) Guide technique. Points de débarquement des professionnels de la pêche en Martinique.
- Biseau A, Mesnil B (2008) Etude sur les modalités et les conséquences de la mise en oeuvre d'une gestion des pêches maritimes françaises au niveau du rendement maximal durable.
- Blanchet G, Gobert B, Guérédrat J-A (eds) (2002) La pêche aux Antilles. IRD Éditions, Marseille.
- Bultel E, Elleboode R, Aumond Y, Brisset B, Evano H, Wambergue L, Telliez S, Bled--Defruit G, Lelaidier A, Baudrier J, Larivain A, Simon J, Jac C, Badts V, Pawlowski L, Mahe K, Le Meleder A, Sauger C (2023) Projet Accobiom. Acquisition de connaissances sur les paramètres biologiques des ressources marines exploitées en Outre-mer. Guide d'observations individuelles.
- Butterworth D, Bergh O (1993) The Development of a Management Procedure for the South African Anchovy Resource. In: *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, NRC Research Press
- Clerghorn J (1854) On the fluctuations in the Herring Fisheries. In: *Report of the twenty-fourth meeting of the British association for the advancement of science*. Londres, p 134–135
- Commission européenne (2013) Règlement (UE) n ° 1380/2013 du Parlement européen et du Conseil du 11 décembre 2013 relatif à la politique commune de la pêche, modifiant les règlements (CE) n ° 1954/2003 et (CE) n ° 1224/2009 du Conseil et abrogeant les règlements (CE) n ° 2371/2002 et (CE) n ° 639/2004 du Conseil et la décision 2004/585/CE du Conseil.
- Communautés européennes (1992) Traité sur l'Union européenne [Texte imprimé] : [signé à Maastricht, Pays-Bas, le 7 février 1992] / [publié par le] Conseil des Communautés européennes [et la] Commission des Communautés européennes.
- FAO (2022) La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2022. Vers une transformation bleue.
- Froehlicher H (2019) Evaluation des ressources démersales du plateau insulaire martiniquais et propositions de recommandations de gestion. Rapport de stage de Master 2. Montpellier Sup Agro, Ifremer.
- Froehlicher H, Pawlowski, L, Weiss J, Reynal L, Thouard E (2019) Evaluation des ressources démersales du plateau insulaire martiniquais.
- Froese R (2004) Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish Fish* 5:86–91.
- Froese R, Pauly D (2024) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) (accessed May 21, 2024)
- Froese R, Winker H, Coro G, Demirel N, Tsikliras AC, Dimarchopoulou D, Scarcella G, Probst WN, Dureuil M, Pauly D (2018) A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES J Mar Sci* 75:2004–2015.
- Froese R, Winker H, Coro G, Demirel N, Tsikliras AC, Dimarchopoulou D, Scarcella G, Probst WN, Dureuil M, Pauly D (2019) On the pile-up effect and priors for Linf and M/K: response to a comment by Hordyk et al. on “A new approach for estimating stock status from length frequency data.” *ICES J Mar Sci* 76:461–465.
- Gobert B (1991) Eléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais. Centre ORSTOM de Fort-de-France BP 8006 - 97259 Fort-de-France Cedex.
- Gobert B (1995) Evaluation des ressources récifales aux Antilles : le defi de la multispécificité. In: *Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques : Actes du Colloque*. Paris : ORSTOM, 1995, 405 p. (Colloques et Séminaires). ISBN 2-7099-1259-7 ISSN 0767-2896, Fonds IRD [F A42107], p 417
- Goodyear C (1993) Spawning Stock Biomass per Recruit in Fisheries Management: Foundation and Current Use. In: *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, p 67–81
- Gough CLA, Dewar KM, Godley BJ, Zafindranosy E, Broderick AC (2020) Evidence of Overfishing in Small-Scale Fisheries in Madagascar. *Front Mar Sci* 7.
- Gouyer A (2023) Analyse exploratoire de données de tailles de poissons pour l'évaluation des stocks démersaux du plateau continental antillais. Rapport de stage M1 Sciences Technologie-Santé, mention Biodiversité Ecologie Nutrition à l'Université des Antilles. Pôle Guadeloupe.
- Graham M (1935) Modern Theory of Exploiting a Fishery, and Application to North Sea Trawling. *ICES J Mar Sci* 10:264–274.
- Guyader O, Berthou P, Reynal L, Demaneche S, Bruneau M, Bellanger M, Angin B, Merrien C, Guegan F, Lespagnol P, Pitel M, Jezequel M, Leblond E, Daures F (2011) Situation de la pêche en Guadeloupe en 2008. Rapport du projet pilote Système d'Informations Halieutiques Guadeloupe 2007/2009.
- Guyader O, Le Grand C, Duro M, Jacob C (2023) Diagnostic socio-économique des entreprises de pêche professionnelle guadeloupéennes.

- Hordyk A (2021) LBSPR: An R package for simulation and estimation using life-history ratios and length composition data.
- Hordyk AR, Loneragan NR, Prince JD (2015) An evaluation of an iterative harvest strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio assessment methodology. *Fish Res* 171:20–32.
- Hordyk AR, Prince JD, Carruthers TR, Walters CJ (2019) Comment on “A new approach for estimating stock status from length frequency data” by Froese et al. (2018). *ICES J Mar Sci* 76:457–460.
- IEDOM (2018) L'économie bleue dans l'Outre-mer. Paris.
- Ifremer. Système d'informations halieutiques (2024a) Quartier maritime Fort-de-France. 2022. Activité des navires de pêche.
- Ifremer. Système d'informations halieutiques (2024b) Quartier maritime Pointe-à-Pitre. 2022. Activité des navires de pêche.
- Kell LT, Minto C, Gerritsen HD (2022) Evaluation of the skill of length-based indicators to identify stock status and trends. *ICES J Mar Sci* 79:1202–1216.
- Lelaidier A, Baudrier J, Bultel E, Larivain A, Guyader O, Pawlowski L, Thouard E, Leblond E (2023) Projet Accobiom. ACquisition de CONnaissances sur les paramètres BIologiques des ressources marines exploitées en Outre-Mer. Retour d'expérience antillais.
- Mahé K, Baudrier J, Larivain A, Telliez S, Elleboode R, Bultel E, Pawlowski L (2023) Morphometric Relationships between Length and Weight of 109 Fish Species in the Caribbean Sea (French West Indies). *Animals* 13:3852.
- Medeiros-Leal W, Santos R, Peixoto UI, Casal-Ribeiro M, Novoa-Pabon A, Sigler MF, Pinho M (2023) Performance of length-based assessment in predicting small-scale multispecies fishery sustainability. *Rev Fish Biol Fish* 33:819–852.
- Munro JL (1983) Caribbean coral reef fishery resources, ICLARM.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689–695.
- Pawlowski L, Robineau V, Guyader O, Laurans M, Weiss J, Baudrier J, Thouard E (2021) Evaluation des ressources démersales du plateau insulaire Guadeloupéen.
- Reynal L, Demaneche S, Guyader O, Bertrand J, Berthou P, Dromer C, Maros E, Bruneau M, Bellanger M, Merrien C, Guegan F, Lespagnol P, Pitel-Roudaut M, Jezequel M, Leblond E, Daures F (2013) Projet pilote du Système d'Informations Halieutiques (SIH) Martinique (2007-2010). Premières données sur la pêche en Martinique (2009-2010).
- Robineau V (2020) Evaluation des ressources démersales du plateau insulaire guadeloupéen. Rapport de stage de Master 2. Université d'Aix-Marseille, Ifremer.
- Thorson JT, Munch SB, Cope JM, Gao J (2017) Predicting life history parameters for all fishes worldwide. *Ecol Appl* 27:2262–2276.
- Torrejón-Magallanes EJ (2020) SizeMat: An R Package to Estimate Size at Sexual Maturity.
- Weiss J, Demaneche S, Guyader O (2020) Méthodologie de collecte de données et d'estimation des efforts et débarquements des pêcheries côtières.

## 6.2 Références Packages

- Hordyk A (2021) LBSPR: An R package for simulation and estimation using life-history ratios and length composition data.
- Torrejón-Magallanes EJ (2020) SizeMat: An R Package to Estimate Size at Sexual Maturity.

## 6.3 Références Sitographiques

- Froese R, Pauly D (2024) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) (accessed May 21, 2024)

## 7 Annexes

Annexe 1 : Listes des abréviations.

ACCOBIOM	Acquisition de connaissance sur les paramètres biologiques des ressources marines exploitées en outre-mer
DLS	<i>Data limited stock</i>
DROM	Département et région d'outre-mer
FAO	<i>Food and agriculture organization</i>
LBB	<i>Length-based bayesian biomass</i>
LBI	<i>Length-based indicators</i>
LBSPR	<i>Length-based spawning potential ratio</i>
OBSDEB	Observation au débarquement
RMD	Rendement maximum durable
RUP	Région ultrapériphérique
SIH	Système d'informations halieutiques

**Annexe 2 :** Paramètres d'entrées nécessaires pour le fonctionnement des trois méthodes basées sur les longueurs (LBI, LBSPR et LBB).

Paramètre	Indicateur		Définition	Valeur/Source
	LBI	LBSPR		
a			Coefficients associés à la relation Taille-Poids (RTP) : $W = a * LT^b$	- (Mahé <i>et al.</i> , 2023) - FishBase (Froese et Pauly, 2024)
b				
K			Taux de croissance (vitesse de croissance de von Bertalanffy)	- Pôle sclérochronologie Ifremer (comm.pers.) - FishBase (Froese et Pauly, 2024)
L <sub>95%</sub>			Longueur à partir de laquelle 95% des individus ont atteint la maturité sexuelle (95 <sup>e</sup> centile)	- Equation : $L_{95\%} = 1.1 * L_{50\%}$
L <sub>inf</sub>			Longueur maximal que devrait atteindre un individu s'il grandissait à l'infini (longueur asymptotique de la courbe de von Bertalanffy)	- Pôle sclérochronologie Ifremer, (comm.pers.) - FishBase - Relation : $L_{inf} = L_{max}$ (Froese <i>et al.</i> , 2019)
L <sub>mat</sub>			Longueur à maturité sexuelle ou longueur à laquelle 50% des individus ont atteint la maturité	- Package R SizeMat (Torrejón-Magallanes, 2020) - FishBase (Froese et Pauly, 2024)
M			Taux de mortalité naturelle	- FishBase (Froese et Pauly, 2024)
SL <sub>50%</sub>			Longueur à laquelle 50% des individus ont été capturés	Obtenu à partir des distributions en longueur fournis dans ACCOBIOM
SL <sub>95%</sub>			Longueur à laquelle 95% des individus ont été capturés	
SPR			Ratio de potentiel de frai	Valeur de référence : $SPR = 0.4$ (Butterworth et Bergh, 1993 ; Hordyk <i>et al.</i> , 2015)

**Annexe 3 :** Estimation des indicateurs avec la méthode LBI pour *l'H.plumierii* (HLI).

Région	L <sub>25%</sub>	L <sub>95%</sub>	L <sub>mean</sub>	L <sub>c</sub>	L <sub>F=M</sub>	L <sub>maxY</sub>	L <sub>mat</sub>	L <sub>opt</sub>	L <sub>inf</sub>	L <sub>max5%</sub>	Conservation des individus immatures			Conservation des individus de grandes tailles			Rendement optimal		
											L <sub>c</sub> /L <sub>mat</sub>	L <sub>25%/L<sub>mat</sub></sub>	L <sub>mea</sub> /L <sub>mat</sub>	L <sub>95%/L<sub>inf</sub></sub>	L <sub>max5%/L<sub>inf</sub></sub>	P <sub>mega</sub>	L <sub>mean</sub> /L <sub>opt</sub>	L <sub>maxy</sub> /L <sub>opt</sub>	L <sub>mean</sub> /L <sub>F=M</sub>
Guadeloupe	220	310	248	160	221	290	255	269	404	322	0,627	0,863	0,972	0,768	0,797	0,095	0,921	1,078	1,122
Martinique	200	325	272	160	221	285	255	269	404	344	0,627	1,000	1,067	0,805	0,851	0,219	1,011	1,059	1,231

**Annexe 4 :** Estimation des indicateurs avec la méthode LBSPR pour *l'H.plumierii* (HLI). Chaque indicateur est estimé avec une intervalle de confiance à 95 % (IC).

Région	IC inf	SPR	IC sup	IC inf	SL <sub>50%</sub>	IC sup	IC inf	SL <sub>95%</sub>	IC sup	IC inf	F/K	IC sup
Guadeloupe	0,33	0,34	0,35	26,91	27,05	27,19	34,15	34,32	34,49	1,63	1,70	0,35
Martinique	0,46	0,47	0,49	29,01	29,2	29,39	35,06	35,3	35,54	1,76	1,88	0,49

## 8 Résumé

L'évaluation des stocks de poissons joue un rôle crucial dans la gestion durable des pêches. Aux Antilles françaises, ces évaluations reposent sur des approches à données limitées en raison de la difficulté à réaliser le suivi des activités de pêche et de collecter des données biologiques détaillées. L'objectif de cette étude est d'évaluer la robustesse de deux méthodes d'évaluation basées sur les distributions de longueurs des poissons démersaux, le *Length-based indicators* (LBI) et le *Length-based spawning potential ratio* (LBSPR). Les résultats obtenus ont mis en lumière un état nuancé des stocks. Une comparaison entre les évaluations issues de données locales et de FishBase a révélé qu'aucun paramètre biologique ne semble avoir une influence forte sur ces évaluations, à l'exception de la longueur à maturité ( $L_{mat}$ ). Le test de Mann-Whitney a révélé des différences significatives dans les valeurs moyennes de  $L_{mat}$  entre les données locales et celles de FishBase. Les évaluations issues de FishBase aboutissent à des diagnostics différents sur l'état des stocks par rapport à ceux issus des données locales ce qui peut engendrer des mesures de gestions inappropriées vis à vis de l'état réel des ressources halieutiques. Ceci plaide en faveur du développement de programmes de collecte robustes et réguliers de données biologiques dans ces régions.

### Abstract

Fish stock assessment plays a crucial role in sustainable fisheries management. In the French Caribbean islands, assessments of demersal stocks rely on limited data approaches due to difficulties to monitor fishing activities and to collect accurate biological data. This study aims at evaluating the robustness of two stock assessment methods based on the length of demersal fish, length-based indicators (LBI) and length-based spawning potential ratio (LBSPR). The results revealed a nuanced state of the stocks. A comparison between assessments using local data and FishBase data revealed that no biological parameter seems to directly influence these assessments, except for length at maturity ( $L_{mat}$ ). The Mann-Whitney test showed significant differences in the mean values of  $L_{mat}$  between local data and FishBase. Assessments based on FishBase lead to different diagnostics about the state of the stocks in comparison to those using local datasets, which may trigger inappropriate management measures. This issue pleads toward the development of recurrent and robust biological data collection programs.