

Évaluations du potentiel de reproduction dans la province occidentale des Îles Salomon

Jeremy Prince,¹ Andrew Smith,² Minnie Raffe,³ Shannon Seeto³ et Jim Higgs⁴

Résumé

Depuis 2014, le Fonds mondial pour la nature (WWF) collabore avec des communautés locales de pêcheurs de l'île de Ghizo, située dans la province occidentale des Îles Salomon, afin d'évaluer l'état des stocks de poissons de récif et de contribuer à leur gestion durable. Le présent article décrit les résultats du programme d'échantillonnage des prises et des évaluations menées à bien dans le cadre de cette collaboration. Un article à venir décrira comment ces données ont contribué à la conception d'un dispositif de quatre limites de taille susceptible de pérenniser la pêche récifale. Une méthode relativement nouvelle, qui repose sur l'évaluation du potentiel de reproduction basée sur la longueur, a permis d'estimer avec succès le potentiel de reproduction (SPR) des stocks et de renseigner sur la probabilité de déclin, d'accroissement ou de stabilité des populations. Avant cette étude, la taille à maturité n'avait été estimée que pour quatre espèces de poissons de récif aux Îles Salomon et aucune évaluation des stocks n'avait été réalisée. Entre février 2014 et juin 2018, 8 476 poissons appartenant à 290 espèces ont été mesurés dans le cadre du projet. Ces mesures ont permis d'estimer la taille à maturité de 63 espèces et d'évaluer 61 espèces, représentant ~84 % des prises échantillonnées, en nombre d'individus.

L'assemblage des poissons de récif de taille petite à moyenne évoluant autour de l'île de Ghizo semble moins appauvri que ceux estimés aux Fidji et à Palau dans le cadre d'études parallèles. Le SPR moyen actuel d'environ 35 % se situe dans la fourchette (30–40 %) retenue au niveau international comme indicateur indirect du niveau susceptible de produire un rendement maximal durable, même si nous avons constaté des signes d'épuisement localisé de certaines espèces dû à la pêche nocturne au harpon. Ces résultats doivent être interprétés en tenant compte du fait que les poissons de récif ne font l'objet d'aucune gestion efficace, et que nous n'avons pas été en mesure d'évaluer les grandes espèces plus prisées de serranidés, labridés et poissons-perroquets, leur présence parmi les prises ayant déjà diminué. L'inclusion de ces espèces de plus grande taille dans notre étude aurait sans doute abouti à une estimation plus faible des potentiels de reproduction. En l'absence de toute gestion, et dans la mesure où la surexploitation des stocks de poissons de récif se poursuit dans la région, il est probable que les niveaux actuels du SPR chez les espèces de petite et moyenne taille ne représenteront qu'une phase transitoire.

Introduction

Partout dans le monde, le manque d'informations biologiques et de données sur les prises de poissons de récif et d'autres petites pêcheries constitue un obstacle de longue date à leur évaluation et à leur gestion (Andrew *et al.* 2007 ; SPC 2015). Afin d'appuyer la gestion communautaire des ressources halieutiques dans le secteur de l'île de Ghizo, dans la province occidentale des Îles Salomon, le WWF collabore avec les communautés locales de pêcheurs depuis 2014 pour évaluer l'état des stocks de poissons de récif et faciliter l'élaboration de politiques et de pratiques de gestion durable. Le présent article décrit les résultats du programme d'échantillonnage des prises et des évaluations menées à bien dans le cadre de ce projet. Un article à venir décrira comment ces données ont été utilisées pour concevoir un dispositif simple de limite de taille susceptible de pérenniser la pêche récifale.

Dans la plupart des États et Territoires insulaires océaniques, les espèces de poissons de récif sont nombreuses, mais les données sur l'évolution des prises et la biologie sont trop limitées pour appliquer les méthodes classiques d'évaluation de la biomasse (poids total). Une technique relativement nouvelle, qui repose sur l'évaluation du potentiel de reproduction basée sur

la longueur, a été spécialement mise au point pour les stocks de poisson pour lesquels seule la collecte de données sur la taille et la composition des prises est faisable (Hordyk *et al.* 2015a, b ; Prince *et al.* 2015a). En comparant la composition par taille des prises à la taille à maturité, cette technique permet d'estimer le potentiel de reproduction (SPR) d'une population de poissons et renseigne donc sur le déclin, la stabilité ou l'accroissement de la population en question. En l'absence de toute pêche, les poissons accomplissent leur cycle de vie complet et atteignent 100 % de leur potentiel de reproduction (ou de frai) naturel. La pêche réduit la durée de vie moyenne des poissons, ce qui ramène leur potentiel de reproduction sous son niveau vierge de toute pêche (< 100 %). Le SPR correspond à la capacité résiduelle de reproduction d'une population pêchée par rapport à son potentiel de reproduction à l'état vierge.

Le SPR utilisé pour évaluer les stocks pêchés s'apparente à l'indice de reproduction humaine qui mesure le nombre moyen d'enfants nés d'un couple qui survivent jusqu'à l'âge adulte. Avec 2,1 enfants survivant jusqu'à l'âge adulte, un couple humain assure son propre renouvellement et celui d'autres personnes qui n'ont pas procréé et garantit ainsi la stabilité de la population. Au-dessus d'un indice de reproduction de 2,1 enfants, la population croît ; en dessous, elle diminue.

¹ Biospherics Pty Ltd, POB 168 South Fremantle, WA 6162 Australie. Courriel : biospherics@ozemail.com.au

² Communauté du Pacifique, BP D5, 98848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie

³ WWF Solomon Islands Programme Office, Honiara Hotel Building, POBox 1373, Chinatown, Honiara, Guadalcanal, Îles Salomon.

⁴ WWF Australia, 17/1 Burnett Lane, Brisbane QLD 4000 Australie

D'après différentes études menées à travers le monde, un SPR de 20 % est aux populations marines ce que le seuil de renouvellement de 2,1 enfants atteignant l'âge adulte par couple est à la population humaine ; c'est à ces deux points de référence charnières que s'opère la bascule entre croissance et déclin démographique. Tant que le SPR se maintient au-dessus de 20 % environ, les populations de poissons pêchées restent capables de renouveler leurs effectifs, à un taux toutefois réduit (Mace and Sissenwine 1993). En dessous de 20 %, on peut s'attendre à une baisse de l'afflux de jeunes poissons au sein de la population au cours des années suivantes, tandis qu'un SPR à 10 %, généralement désigné par le terme « SPR crash », correspond au seuil en dessous duquel il faut anticiper une diminution rapide de la population vers une extinction localisée.

Méthodes

La méthode d'évaluation du SPR basée sur la longueur consiste à comparer la taille du poisson capturé à sa taille à maturité. Si tous les poissons sont pêchés avant d'atteindre la maturité sexuelle, les populations ont une capacité reproductive très limitée (SPR = environ 0 %). Par ailleurs, si la pression exercée par la pêche est faible, les poissons vivent jusqu'à un âge proche de la longévité à l'état vierge, ce qui leur permet de dépasser largement la taille à maturité et, pour nombre d'entre eux, d'atteindre la taille maximale moyenne (L_{∞}) de la population à l'état vierge. Dans ce cas de figure, le SPR est proche de 100 % du niveau vierge de toute pêche. Les algorithmes de ce modèle d'évaluation permettent de quantifier l'information relative à la composition par taille des prises, comparée à la taille à maturité, sous forme de SPR et de pression de pêche relative sur une population, selon le ratio F/M , où F désigne le taux de capture des poissons (« mortalité par pêche ») et M le taux de mortalité attribuable à des causes naturelles (« mortalité naturelle »).

Les données d'entrée du modèle sont les suivantes :

- Composition par taille des captures, qui renseigne sur la taille des adultes présents dans la population. Si le type de pêche considéré ne permet pas de capturer les classes de taille supérieures de l'espèce étudiée, le SPR pour cette espèce est alors sous-estimé.

Estimations de la taille à maturité, définies par L_{50} et L_{95} , soit les tailles respectives auxquelles 50 % et 95 % des individus d'une population parviennent à maturité.

- Les deux rapports entre les paramètres biologiques propres à chaque famille et espèce de poisson sont :
 - ⊗ L_m/L_{∞} , la valeur relative de la taille à maturité, calculée en divisant L_{50} par L_{∞} ; et
 - ⊗ M/K calculé en divisant le taux de mortalité naturelle de l'espèce (M) par le paramètre de croissance de von Bertalanffy K , qui mesure le rythme auquel chaque espèce croît jusqu'à atteindre sa taille maximale moyenne (L_{∞}).

Les deux premières catégories de données d'entrée doivent être mesurées localement pour chaque espèce de poisson, car elles varient en fonction du lieu. En revanche, les rapports entre paramètres biologiques, plus complexes sur le plan technique, peuvent être estimés de manière générique d'après la littérature scientifique disponible, car ils sont communs à chaque famille

et espèce dans l'ensemble de leur aire de répartition (Holt 1958 ; Prince et al. 2015a,b).

Pour les besoins de l'analyse, les algorithmes du modèle d'évaluation basé sur la longueur ont été obtenus sur le site en accès libre : <http://barefootecologist.com.au>

Données d'entrée

Rapports entre les paramètres biologiques

Les valeurs estimatives des rapports entre les paramètres biologiques utilisés dans l'évaluation (tableau 1) ont été calculées à partir d'une méta-analyse de toutes les études disponibles sur l'âge, la croissance et la maturité des espèces de poissons de récif de l'Indopacifique (Prince et al. en préparation).

Tableau 1. Valeurs estimées des rapports entre les paramètres biologiques pour plusieurs familles de poissons de récif.

Famille	M/k	L_m/L_{∞}
Acanthuridés	0,52	0,79
Caesionidés	1,28	0,61
Serranidés	0,64	0,64
Scaridés	0,94	0,65
Labridés	1,43	0,48
Lethrinidés	0,87	0,70
Lutjanidés	0,75	0,74
Mullidés	1,87	0,59
Carangidés	1,28	0,61
Siganidés	1,65	0,59
Sphyraenidés	1,47	0,48

Collecte des données de longueur et de maturité

La présente analyse repose sur des données collectées entre le 6 février 2014 et le 27 juin 2018. La majorité des spécimens a été échantillonnée dans la commune de Gizo où des pêcheurs locaux sont venus faire inspecter leurs prises avant d'aller les vendre au marché. En échange de l'aide apportée au WWF, les pêcheurs ont reçu 15 dollars salomonais (environ 2 dollars australiens) et un peu de glace pour chaque glacière de poissons mesurés. Les chercheurs ont également pu sélectionner un certain nombre de poissons, payés au prix du marché, qu'ils souhaitaient disséquer pour en examiner les gonades. Les poissons ont été identifiés au niveau de l'espèce et mesurés en millimètres du museau à la marge extérieure du milieu de la queue. L'heure et la méthode de capture ont été consignées. Presque tous les poissons mesurés ont été photographiés afin d'illustrer les données saisies par la suite, et de confirmer l'identification des espèces. L'examen des gonades n'a été réalisé que sur un sous-échantillon des espèces les plus couramment pêchées.

Au moment de l'échantillonnage, le prix du carburant était élevé et les bateaux à moteur étaient relativement rares. Les pêcheurs se servaient surtout de pirogues à pagaie ou à voile, et les poissons mesurés dans la commune de Gizo provenaient

de sites relativement proches de l'île de Ghizo. La principale source d'échantillons était le village de pêcheurs de Saeraghi, situé à l'extrémité nord-ouest de l'île de Ghizo, où la pêche se pratique essentiellement à la ligne. La deuxième source d'échantillons mesurés à Gizo était Rarumana, une petite île située à l'est de l'île de Ghizo, dont la population pratique surtout la pêche nocturne au harpon.

La troisième source provenait des communautés environnant Nusatuva, sur l'île de Kolombangara, située à plusieurs heures en bateau à moteur de la côte est de l'île de Ghizo, trop loin pour permettre le transport de poisson jusqu'au marché de Gizo. Les pêcheurs de ces communautés ont été régulièrement invités à capturer des poissons pour les vendre au WWF à Nusatuva. Ces poissons ont été pêchés à la ligne ou, la nuit, au harpon. Quasiment tous les poissons achetés à Nusatuva par le WWF ont été disséqués pour en examiner les gonades.

Estimation de la taille à maturité

Dans la mesure du possible, les poissons ont été éviscérés et leurs gonades examinées afin de déterminer visuellement la maturité et le sexe des individus, et d'en estimer la taille à maturité. Nous avons appliqué un protocole simple élaboré pour l'ensemble des espèces récifales, et accessible aux pêcheurs artisanaux (Prince et al. 2015b). Les principales caractéristiques permettant de distinguer les gonades sont :

- leur forme distincte, tri-dimensionnelle ; une coupe transversale lobée et triangulaire pour les testicules, ou en forme de saucisse, de tube ou de sac pour les ovaires ; et
- la longueur de la gonade, supérieure à un tiers de la longueur de la cavité abdominale.

Lorsque cela a été possible, ces examens macroscopiques ont été mis à profit pour estimer la part d'individus matures dans chaque catégorie de taille, et une courbe logistique a été ajustée aux données pour estimer L_{50} et L_{95} . De nombreuses espèces récifales de l'Indopacifique effectuent une migration ontogénétique : les juvéniles grandissent dans des nourriceries peu profondes telles que les mangroves, les herbiers et les platiers constitués de débris coralliens et ne se déplacent vers les habitats récifaux coralliens qu'à l'âge adulte (Nakamura et al. 2008 ; Grol et al. 2011). Ce comportement peut signifier que les juvéniles sont rarement présents dans les captures provenant des habitats des récifs coralliens, ce qui rend difficile, voire impossible, la définition des tailles intermédiaires entre 0 et 100 % de maturité, et empêche donc d'estimer la taille à maturité (par ex., Williams et al. 2008 ; Currey et al. 2013 ; Moore et al. 2015 ; Taylor et al. 2018). Caillart et al. (1994) and Prince et al. (2008) proposent de transformer cette contrainte en atout en estimant la taille à maturité à partir de la taille du plus petit spécimen capturé dans l'habitat adulte. Une étude récente menée à Palau par Prince et al. (en préparation) indique la méthode à suivre, qui consiste à convertir la partie gauche de l'histogramme des fréquences de la longueur des prises en une courbe de fréquence cumulée, dont le 50^e centile correspond approximativement aux estimations histologiques de la taille à maturité. Selon ce principe, nous avons ajusté des courbes logistiques à la partie gauche du mode principal dans les histogrammes des fréquences de taille, et obtenu ainsi d'autres estimations de L_{50} et L_{95} . Lorsque l'examen des gonades d'une espèce a révélé la présence d'une part importante et sans tendance d'individus

matures dans chaque catégorie de taille, altérant partiellement ou totalement la définition de la courbe macroscopique de taille à maturité, nous avons privilégié les estimations de la taille à maturité basées sur la longueur.

Résultats

Collecte des données

La base de données que nous avons analysée contenait 8 476 poissons appartenant à 290 espèces, preuve de la diversité remarquable de la faune récifale dans la région. Cette diversité explique la taille relativement faible des échantillons pour la plupart des espèces, avec $n > 1\,000$ pour une seule espèce (*Lutjanus gibbus*). La taille des échantillons était $n = 300-1\,000$ pour 4 espèces, $n = 100-300$ pour 16 espèces, et $n = 30-100$ pour 40 espèces.

Composition des prises par méthode de pêche

Au total, les échantillons étaient composés de 4 071 poissons (appartenant à 197 espèces) capturés de nuit au harpon, et de 4 405 poissons (appartenant à 200 espèces) pêchés à la ligne.

Par nombre de poissons, l'essentiel des prises à la ligne (tableau 2) était composé de sept espèces représentant environ 52 % des captures : deux lutjans, *Lutjanus gibbus* (~27 %) et *L. bohar* (~3 %) et cinq espèces d'empereurs, *Lethrinus lentjan* (~7 %), *L. erythropterus* (~5 %), *L. obsoletus* (~4 %), *L. xanthochilus* (~3 %) et *L. microdon* (~3 %).

En revanche, les prises au harpon (tableau 2) étaient plus hétérogènes, et la même proportion de prises (52 %) était composée de 12 espèces : rougets *Parupeneus barberinus* (~9 %) et *Mulloidichthys vanicolensis* (~2 %), chirurgiens *Acanthurus nigricauda* (~8 %) et *A. lineatus* (~7 %), perroquets *Hippocampus longiceps* (~4 %), *Scarus dimidiatus* (~3 %), *S. niger* (~2 %) et *S. psittacus* (~2 %), picots *Siganus doliatus* (~4 %) et *S. argenteus* (~3 %), ainsi que le fusilier *Caesio caerulea* (3,4 %), le lutjan *Lutjanus gibbus* (2,85 %) et l'empereur bossu *Monotaxis grandoculis* (2,38 %).

Variations régionales

La composition des prises ne présentait qu'une légère variation entre les deux principaux sites d'échantillonnage. Bien que relativement rares, les grandes espèces prédatrices de lutjans et de mérous telles que *Lutjanus malabaricus*, *L. argentimaculatus*, *Plectropomus aerolatus*, *Epinephelus coioides*, *E. fuscoguttatus* et *E. polyphkadion*, ont été plus fréquemment échantillonnées à Nusatuva, ce qui semble indiquer que le secteur, plus éloigné du marché, est un peu moins affecté par la pêche que les zones situées autour de l'île de Ghizo, plus proches du marché. Toutefois, on ne peut exclure la possibilité que des différences dans l'habitat contribuent également à cette légère variation.

Estimations de la taille à maturité

La taille à maturité a été évaluée pour les 61 espèces les plus fréquemment échantillonnées. Le tableau 3 indique les paramètres utilisés pour estimer la taille à maturité après examen macroscopique des gonades, lorsque possible, et selon l'approche basée

Tableau 2. Les 30 espèces de poissons de récif les plus échantillonnées, pêchées au harpon (gauche) et à la ligne (droite), et l'importance relative de chaque espèce (en pourcentage du nombre total d'individus capturés) pour chaque méthode de pêche.

Pêche au fusil harpon n = 4071		Pêche à la ligne n = 4405	
Espèces	% du nombre total de poissons pêchés	Espèces	% du nombre total de poissons pêchés
<i>Parupeneus barberinus</i>	9,24	<i>Lutjanus gibbus</i>	26,88
<i>Acanthurus nigricauda</i>	8,33	<i>Lethrinus lentjan</i>	6,72
<i>Acanthurus lineatus</i>	6,63	<i>Lethrinus erythropterus</i>	4,93
<i>Hipposcarus longiceps</i>	4,42	<i>Lethrinus obsoletus</i>	4,15
<i>Siganus doliatus</i>	3,76	<i>Lethrinus xanthochilus</i>	3,75
<i>Caesio caerulea</i>	3,39	<i>Lutjanus bohar</i>	3,13
<i>Scarus dimidiatus</i>	3,37	<i>Lethrinus microdon</i>	2,57
<i>Siganus argenteus</i>	3,02	<i>Caesio cuning</i>	2,29
<i>Lutjanus gibbus</i>	2,85	<i>Selar boops</i>	2,11
<i>Monotaxis heterodon</i>	2,38	<i>Sphyraena forsteri</i>	2,11
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	1,87	<i>Lethrinus atkinsoni</i>	1,98
<i>Scarus niger</i>	1,74	<i>Lutjanus monostigma</i>	1,88
<i>Scarus psittacus</i>	1,72	<i>Lutjanus rufolineatus</i>	1,75
<i>Monotaxis grandoculis</i>	1,67	<i>Lutjanus semicinctus</i>	1,50
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	1,65	<i>Lethrinus olivaceus</i>	1,43
<i>Scarus quoyi</i>	1,65	<i>Lethrinus erythracanthus</i>	1,34
<i>Scarus rivulatus</i>	1,60	<i>Lutjanus malabaricus</i>	1,32
<i>Parupeneus crassilabris</i>	1,25	<i>Myripristis pralinia</i>	1,23
<i>Lethrinus erythropterus</i>	1,23	<i>Lutjanus kasmira</i>	1,20
<i>Naso vlamingii</i>	1,13	<i>Monotaxis grandoculis</i>	1,04
<i>Naso lituratus</i>	1,11	<i>Lethrinus ornatus</i>	1,02
<i>Scarus ghobban</i>	1,11	<i>Lutjanus quinquelineatus</i>	0,77
<i>Siganus punctatus</i>	1,06	<i>Lutjanus fulvus</i>	0,75
<i>Choerodon anchorago</i>	1,03	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	0,73
<i>Siganus puellus</i>	1,03	<i>Myripristis berndti</i>	0,68
<i>Parupeneus cyclostomus</i>	1,01	<i>Pristipomoides multidens</i>	0,68
<i>Caesio lunaris</i>	0,98	<i>Epinephelus fasciatus</i>	0,64
<i>Lethrinus obsoletus</i>	0,96	<i>Lethrinus harak</i>	0,64
<i>Chlorurus bleekeri</i>	0,86	<i>Lethrinus semicinctus</i>	0,61
<i>Cephalopholis cyanostigma</i>	0,84	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	0,61

sur la longueur. Les estimations que nous avons privilégiées aux fins de l'évaluation du SPR basée sur la longueur sont indiquées en caractères gras. Pour de nombreuses espèces, les deux techniques ont produit des estimations proches, ce qui renforce notre confiance dans les valeurs obtenues.

Il semble que, jusqu'à présent, la taille à maturité n'avait été estimée que pour quatre espèces récifales aux Îles Salomon : 1) *Bolbometopon muricatum* par Hamilton et al. (2008), 2)

Hipposcarus longiceps (Brett Taylor, B.M. Institut australien des sciences de la mer, comm. pers.), 3) *Thalassoma lunare* par Ackerman (2004) et 4) *Scarus ghobban* par Sabetian (2010). Deux de ces estimations concernent des espèces dont nous avons estimé la taille à maturité et ont été calculées à l'aide d'échantillons prélevés autour de l'île de Ghizo, permettant ainsi une comparaison directe. L'estimation de la taille à maturité à 260 mm pour *H. longiceps* établie à l'aide de techniques microscopiques par Taylor (non publiée) est très proche de la

valeur basée sur la longueur que nous avons retenue, à savoir 249 mm. En revanche, notre estimation basée sur la longueur de 217 mm pour *S. gibbon*, établie à partir d'un échantillon de seulement 55 individus, est très inférieure à la valeur de 260 mm obtenue à l'aide de méthodes microscopiques par Sabetian (2010). Nous avons retenu l'estimation de Sabetian aux fins de l'évaluation du SPR basée sur la longueur.

Évaluations du SPR basée sur la longueur

La multiplicité des échantillons de petite taille présente un défi dans l'application de la méthode d'évaluation du SPR basée sur la longueur. Dans l'idéal, les échantillons disponibles devraient toujours compter plus de 1 000 spécimens afin que les plus grands individus de chaque population soient pleinement représentés dans l'analyse (Hordyk et al. 2015b). L'évaluation du SPR basée sur la longueur est fortement influencée par la taille du plus grand poisson de l'échantillon et le rapport entre cette dernière et la taille maximale moyenne estimée à partir de la taille à maturité et du ratio L_m/L_∞ . Les plus grands individus d'une population sont toujours les plus rares. Il est donc fort probable qu'ils ne soient pas pleinement représentés dans les échantillons de petite taille. Les études statistiques montrent qu'il faut utiliser des échantillons de 1 000 individus pour garantir la pleine représentation des spécimens les plus grands (Erzini 1990). La sous-représentation des classes de taille supérieure tire à la baisse les estimations du SPR et introduit un biais à la hausse dans les estimations de F/M . Dans les programmes d'évaluation des poissons de récif, la réalité du terrain veut que les échantillons de plus de 1 000 individus soient extrêmement difficiles à constituer, et impose donc d'utiliser toutes les données disponibles. Lors de l'élaboration de la méthode d'évaluation du SPR basée sur la longueur, les tests de simulation effectués sur des échantillons beaucoup plus petits ($n > 30$) ont démontré qu'il était souvent possible de réaliser des évaluations indicatives (ressource soumise à une pêche intensive, modérée ou faible) à partir d'échantillons de petite taille (Hordyk et al. 2015b). Notre expérience précédente de l'application de la méthodologie aux poissons de récif (Prince et al. 2015b, 2018) a montré que des échantillons d'environ 100 individus, qui décrivent de manière cohérente le mode des poissons adultes, produisent des résultats indicatifs solides. Mais Babcock et al. (2018) et Hommik et al. (2020) ont montré que la méthodologie pouvait être utilisée avec des échantillons de poissons de récif aussi petits que ~60 individus. Il est probable, toutefois, que les estimations du SPR augmenteront légèrement, et que le F/M diminuera un peu, si la taille des échantillons peut être augmentée par la suite (Hordyk et al. 2015b).

Dans ce contexte, et face à la multiplicité d'échantillons de petite taille, nous avons appliqué la méthode d'évaluation du SPR basée sur la longueur à toutes les espèces, parfois représentées par une trentaine d'individus seulement, et des échantillons aussi petits que $n = 23$ ont été analysés. Des critères de contrôle de la qualité ont ensuite été appliqués aux résultats obtenus afin d'écarter les évaluations les moins fiables. Dans les autres études où nous avons appliqué la méthode d'évaluation du SPR basée sur la longueur à des assemblages de poissons de récif (Prince et al. 2015b, 2019), nous avons vu des tendances cohérentes se dégager de l'ensemble constitué par les multiples évaluations. Nous espérons ici que, malgré le manque possible de précision ou de fiabilité des évaluations basées sur de petits échantillons, elles contribueraient dans leur ensemble à brosser

un tableau cohérent de l'état de la ressource récifale dans la province occidentale des Îles Salomon.

Variation entre les sites dans les évaluations du SPR basées sur la longueur

Pour trois espèces seulement, la taille des échantillons a été jugée suffisante pour tenter d'évaluer séparément les deux sites d'échantillonnage – Gizo et Nusatuva – et de déterminer si des différences pouvaient être détectées (*Acanthurus nigricauda* $n = 340$ et 150 , *Letbrinus erythropterus* $n = 83$ et 175 , *Lutjanus gibbus* $n = 970$ et 330). Seul chez *Lutjanus gibbus*, dont les échantillons étaient les plus étoffés, a été détectée une différence proche de la signification statistique, avec chevauchement des intervalles de confiance estimés mais pas des moyennes estimées. Comme prévu, l'échantillon de Nusatuva a révélé la pression de pêche la plus faible, et produit une estimation du SPR plus élevée (0,86 contre 0,62) et une estimation plus faible de F/M (0,15 contre 0,50).

Combinaison des évaluations du SPR basées sur la longueur

Dans la mesure où il n'a pas été possible de déceler de différence significative entre les lieux d'échantillonnage, et compte tenu du nombre élevé d'échantillons de petite taille, les échantillons prélevés sur les deux sites pour chaque espèce ont été combinés aux fins de l'évaluation. Les données de longueur et les estimations de la taille à maturité (tableau 3), ainsi que les estimations des rapports entre les paramètres biologiques (tableau 1) ont été utilisés pour procéder à l'évaluation du SPR basée sur la longueur de 61 espèces (fig. 1).

Toutes les évaluations ont produit un SPR moyen estimé de 0,41 (écart-type [ET] = 0,24, $n = 61$, intervalle = 0,03–1,0) et une mortalité relative moyenne due à la pêche de 2,32 (ET = 1,49, $n = 43$, intervalle = 0,32–5,0). Les intervalles de confiance calculés autour de nombreuses estimations étaient très larges. Cela signifie que beaucoup sont imprécises et relativement peu éclairées par les données, comme on pouvait s'y attendre avec un si grand nombre d'échantillons de petite taille.

Deux méthodes de contrôle de la qualité ont été utilisées pour déterminer les évaluations les plus fiables et écarter celles qui l'étaient le moins :

1. Les évaluations de qualité moyenne ont été sélectionnées sur la base d'intervalles de confiance à 95 % inférieurs à 0,5 autour du SPR estimé.
2. Les évaluations de qualité optimale ont été sélectionnées sur la base d'intervalles de confiance à 95 % inférieurs à 0,5 autour du SPR estimé, et d'un échantillon de plus de 100 individus.

L'application du premier critère a généré un sous-échantillon de 43 espèces dont l'évaluation présentait une qualité moyenne ou optimale, pour un SPR moyen estimé de 0,33 (ET = 0,16, $n = 43$, intervalle = 0,03–0,77 ; trait continu dans la fig. 1) et un F/M moyen = 2,32 (ET = 1,49, $n = 43$, intervalle = 0,32–5,0). L'application du second critère a ramené la taille du sous-échantillon à 16 espèces dont l'évaluation présentait la meilleure qualité (tableau 4), pour un SPR moyen = 0,41 (ET = 0,19, $n = 16$, intervalle = 0,15–0,76 ; trait continu épais dans la fig. 1) et un F/M moyen = 2,08 (ET = 1,64, $n = 16$, intervalle = 0,32–5,0).

Tableau 3. Paramètres de la taille à maturité (r = coefficient de pente ; L_{50} = classe de taille dans laquelle 50 % des individus sont parvenus à maturité ; L_{95} = classe de taille dans laquelle 95 % des individus sont parvenus à maturité ; n = nombre d'espèces dont la maturité a été évaluée) estimés par dissection et examen macroscopique et/ou analyse de la partie gauche du mode principal dans l'histogramme des fréquences de taille. Les estimations retenues aux fins de l'évaluation de chaque espèce sont indiquées en caractères gras.

Espèce	Méthode macroscopique				Méthode basée sur la longueur				Espèce	Méthode macroscopique				Méthode basée sur la longueur			
	r	L_{50}	L_{95}	n	r	L_{50}	L_{95}	n		r	L_{50}	L_{95}	n	r	L_{50}	L_{95}	n
<i>Acanthurus lineatus</i>	0,26	172	185	59	0,19	162	178	270	<i>Lutjanus kasmira</i>		0,13	174	195	58			
<i>Acanthurus nigricauda</i>	0,14	180	200	244	0,10	184	215	313	<i>Lutjanus malabaricus</i>	0,04	325	410	55	0,09	462	500	58
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	0,03	322	450	27	0,06	245	300	67	<i>Lutjanus monostigma</i>		0,08	234	275	97			
<i>Caesio caerulea</i>					0,22	166	180	156	<i>Lutjanus quinquelineatus</i>		0,42	181	188	34			
<i>Caesio cuning</i>	0,10	165	195	94	0,30	158	168	112	<i>Lutjanus rufolineatus</i>	0,05	174	235	38	0,16	175	195	74
<i>Caesio lunaris</i>					0,12	188	215	40	<i>Lutjanus semicinctus</i>	0,10	216	247	24	0,82	205	209	87
<i>Carangoides plagiotaenia</i>	0,013	217	450	21	0,03	208	300	28	<i>Monotaxis grandoculis</i>	0,17	201	220	41	0,10	165	195	114
<i>Cephalopholis cyanostigma</i>					0,25	216	228	40	<i>Monotaxis heterodon</i>		0,10	161	194	103			
<i>Chlorurus bleekeri</i>	0,10	207	237	45	0,33	200	209	51	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	0,49	189	195	22	0,12	178	202	76
<i>Choerodon anchorago</i>	0,11	247	275	13	0,05	204	260	48	<i>Naso lituratus</i>	0,04	198	275	13	0,08	171	210	46
<i>Epinephelus corallicola</i>					0,06	267	315	24	<i>Naso vlamingii</i>		0,11	177	230	47			
<i>Epinephelus fasciatus</i>					0,48	180	186	28	<i>Parupeneus barberinus</i>	0,90	250	290	78	0,15	176	195	386
<i>Epinephelus ongus</i>	0,02	300	450	27	0,15	215	235	39	<i>Parupeneus crassilabris</i>		0,22	162	175	51			
<i>Epinephelus polyphkadion</i>					0,03	329	420	22	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	0,35	197	260	19	0,12	194	220	43
<i>Hipposcarus longiceps</i>	0,04	260	340	95	0,05	250	310	180	<i>Parupeneus multifasciatus</i>		0,42	162	169	31			
<i>Lethrinus atkinsoni</i>					0,07	206	250	115	<i>Plectropomus aeoratus</i>	0,17	341	360	21	0,45	303	310	31
<i>Lethrinus erythracanthus</i>	0,03	287	380	30	0,07	218	260	67	<i>Scarus dimidiatus</i>		0,11	190	218	140			
<i>Lethrinus erythropterus</i>	0,08	171	238	213	0,09	206	238	267	<i>Scarus ghobban</i>	1,47	187	190	51	0,08	217	255	55
<i>Lethrinus harak</i>					0,15	193	215	36	<i>Scarus niger</i>	0,55	160	166	11	0,20	206	220	71
<i>Lethrinus lentjan</i>	0,12	223	250	121	0,12	220	280	317	<i>Scarus oviceps</i>		0,16	190	210	31			
<i>Lethrinus microdon</i>	0,08	237	275	99	0,06	288	340	127	<i>Scarus psittacus</i>	0,12	186	195	52	0,12	186	210	71
<i>Lethrinus obsoletus</i>	0,21	224	238	99	0,29	232	242	222	<i>Scarus quoyi</i>	0,05	201	260	59	0,19	185	200	67
<i>Lethrinus olivaceus</i>	0,02	373	510	52	0,03	404	510	65	<i>Scarus rivulatus</i>		0,07	208	250	80			
<i>Lethrinus ornatus</i>					0,13	195	220	57	<i>Selar boops</i>		0,26	183	195	93			
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	0,03	222	275	15	0,09	195	230	48	<i>Siganus argenteus</i>	0,05	193	210	87	0,12	174	200	123
<i>Lethrinus semicinctus</i>	0,71	176	180	5	0,79	180	184	27	<i>Siganus canaliculatus</i>		0,07	197	240	26			
<i>Lethrinus xanthochilus</i>	0,02	358	500	134	0,03	252	375	183	<i>Siganus doliatus</i>	0,12	158	182	79	0,14	166	188	157
<i>Lutjanus biguttatus</i>					0,47	155	161	22	<i>Siganus lineatus</i>	0,08	213	325	13	0,07	214	260	29
<i>Lutjanus bohar</i>	0,02	267	390	67	0,05	186	245	147	<i>Siganus puellus</i>	0,05	220	275	21	0,11	173	200	47
<i>Lutjanus ehrenbergii</i>	0,08	213	238	17	0,47	211	217	27	<i>Siganus punctatus</i>	0,06	236	290	29	0,18	204	220	49
<i>Lutjanus fulvus</i>					0,27	182	194	60	<i>Sphyræna forsteri</i>		0,06	386	438	101			
<i>Lutjanus gibbus</i>	0,06	198	245	520	0,07	209	250	1 294									

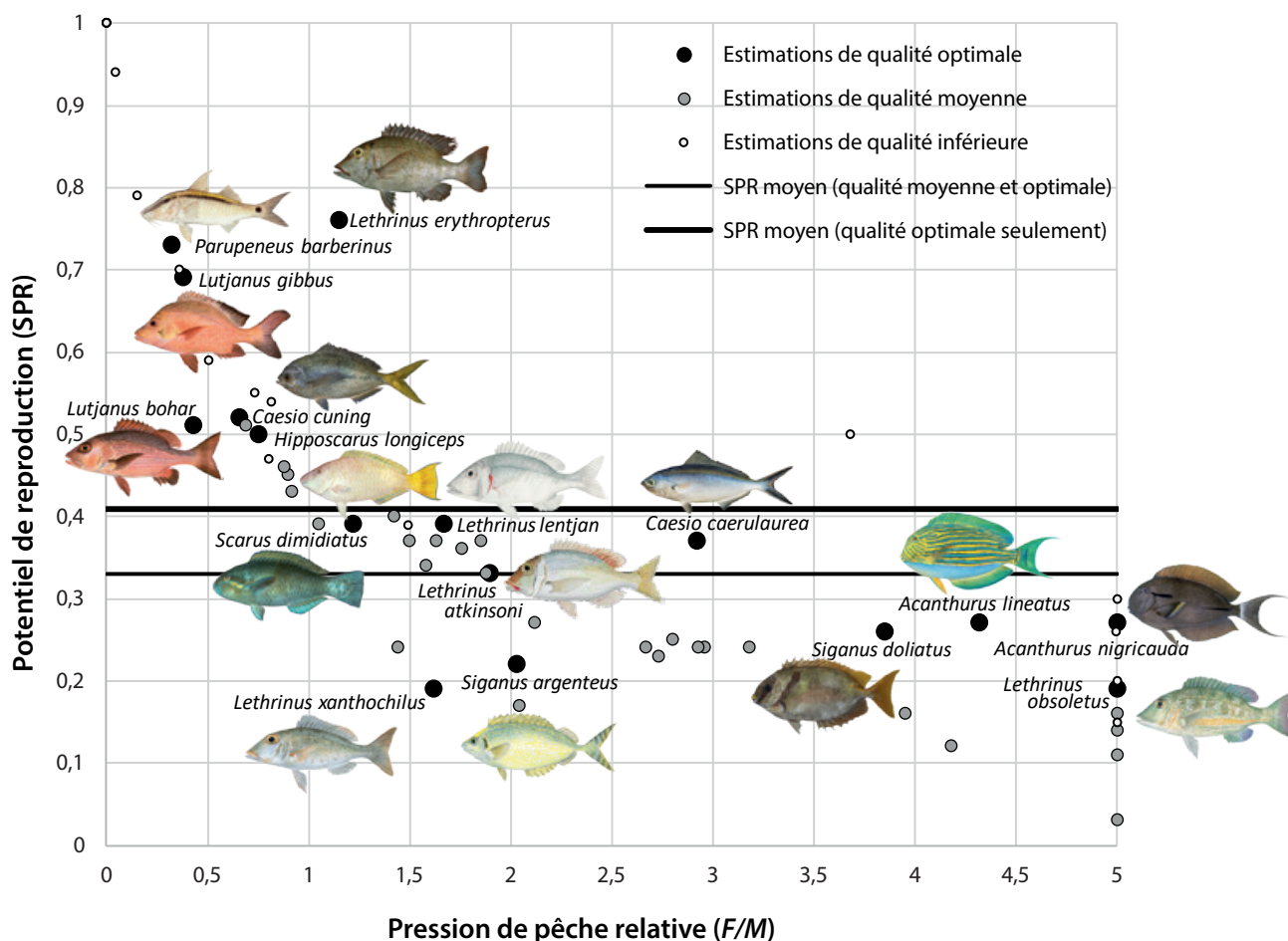


Figure 1. Résultats des 61 évaluations avec, en abscisse, les estimations de la pression de pêche relative (F/M) et, en ordonnée, le potentiel de reproduction (SPR). Les évaluations de qualité optimale sont représentées par de gros points noirs complétés par le nom de l'espèce ; les évaluations de qualité moyenne sont représentées par des points gris de taille moyenne (noms non indiqués) ; les évaluations de qualité faible sont représentées par des petits points (noms non indiqués). Le trait continu épais matérialise le SPR moyen tiré des estimations de qualité optimale. L'autre trait continu matérialise le SPR moyen tiré des estimations de qualité optimale et moyenne. Remarque : la pression de pêche relative (F/M) a été contrainte à une valeur de 5.

Une comparaison entre le SPR moyen des espèces pêchées à la ligne (SPR = 0,35 ET = 0,20, n = 17) et celui des espèces capturées de nuit au harpon (SPR = 0,32 ET = 0,14, n = 30) a révélé peu de différence dans l'état des deux sous-groupes d'espèces.

Discussion

La stabilité et l'homogénéité des estimations du SPR moyen entre les différents sous-échantillons permet d'affirmer avec une certaine confiance que, prises conjointement, les estimations produites offrent une image cohérente de l'assemblage des poissons de récif que nous avons pu étudier. Le SPR moyen d'environ 35 % se situe dans la fourchette (30–40 %) retenue au niveau international comme indicateur indirect du niveau de pêche susceptible de produire un rendement maximal durable (RMD). Cette valeur est considérablement plus élevée que celle obtenue pour des assemblages similaires d'espèces de récif dans des études parallèles (Prince et al. 2015b et 2019) menées aux Fidji (SPR de 19 % sur 29 espèces) et à Palau (SPR de 12 % sur 12 espèces). C'est un fait important, même si la pression de pêche relative moyenne estimée ($F/M > 2$) est près de deux

fois supérieure au niveau établi dans les normes internationales pour garantir un RMD. Ces moyennes estimées présentent également des variations intéressantes.

Plusieurs groupes d'espèces de petite taille corporelle semblent particulièrement exposés à un appauvrissement localisé dû à la pêche nocturne au harpon. Les échantillons de ces espèces dont nous disposons provenaient essentiellement de prises nocturnes effectuées par des pêcheurs au harpon opérant très localement autour de la petite île de Rarumana, à l'est de Gizo. Le représentant de ces pêcheurs, qui nous a apporté leurs prises en vue de leur échantillonnage, a exprimé très ouvertement sa préoccupation devant l'épuisement localisé de leur zone de pêche et le fait que ses plongeurs étendaient en conséquence leur activité aux zones environnantes, ce qui engendrait des conflits avec les autres communautés concernées. Les six espèces de picot évaluées (*Siganus argenteus*, *S. canaliculatus*, *S. doliatus*, *S. lineatus*, *S. puellus*, *S. punctatus*) présentaient toutes des SPR estimés faibles (SPR = 0,22–0,26). On sait depuis longtemps que les picots sont particulièrement vulnérables à l'épuisement malgré leur petite taille, une caractéristique qui évite normalement aux espèces concernées d'être ciblées en premier lorsque

Tableau 4. Résultats des 16 évaluations considérées comme offrant une qualité optimale, classées par ordre décroissant de la valeur estimée du potentiel de reproduction (SPR) ; intervalles de confiance (IC) à 95 % estimés < 0,5 et taille des échantillons $n > 100$. Résultats présentés sous forme de SPR et de pression de pêche relative (F/M), avec estimations des intervalles de confiance à 95 % autour de ces valeurs estimées. Remarque : l'estimation maximale de F/M a été contrainte à une valeur de 5.

Espèce	L_{50}	L_{95}	L_{∞}	n - composition par taille	n - L_{50}	SPR	IC SPR	F/M	IC F/M
<i>Parupeneus barberinus</i>	176	195	298	386	386	0,73	0,6–0,86	0,32	0,09–0,55
<i>Lutjanus gibbus</i>	209	250	282	1 300	1 300	0,69	0,61–0,77	0,38	0,23–0,53
<i>Lutjanus bohar</i>	300	320	405	151	67	0,51	0,3–0,73	0,43	0,12–0,74
<i>Caesio cuning</i>	165	195	270	113	113	0,52	0,31–0,73	0,66	0,09–1,23
<i>Hipposcarus longiceps</i>	249	320	383	181	181	0,5	0,35–0,65	0,75	0,29–1,21
<i>Lethrinus erythropterus</i>	170	238	243	267	213	0,76	0,64–0,87	1,15	0,23–2,07
<i>Scarus dimidiatus</i>	190	218	292	140	140	0,39	0,28–0,49	1,22	0,66–1,78
<i>Lethrinus xanathochilus</i>	358	500	512	183	134	0,19	0,09–0,29	1,62	0,78–2,46
<i>Lethrinus lentjan</i>	220	280	314	314	314	0,39	0,31–0,48	1,67	0,95–2,39
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	206	250	294	115	115	0,33	0,19–0,48	1,9	0,48–3,32
<i>Siganus argenteus</i>	193	200	327	123	86	0,22	0,13–0,32	2,03	0,98–3,08
<i>Caesio caerulea</i>	166	180	272	156	156	0,37	0,12–0,62	2,92	0–6,33
<i>Siganus doliatus</i>	158	182	268	157	73	0,26	0,20–0,33	3,85	2,08–5,62
<i>Acanthurus lineatus</i>	162	178	205	270	270	0,27	0,19–0,34	4,32	2,47–6,17
<i>Acanthurus nigricauda</i>	180	220	228	342	244	0,27	0,14–0,4	5	2,04–9,44
<i>Lethrinus obsoletus</i>	224	242	320	222	99	0,19	0,13–0,25	5	4,47–11,37

l'effort de pêche se déplace vers les réseaux trophiques inférieurs (Pauly et al. 1998). Johannes (1978) a décrit la disparition successive de concentrations localisées de picots à Palau dans les années 70, attribuée au fait que ces espèces de faible profondeur forment de manière prévisible des concentrations en période de frai, facilement et fortement ciblées. Selon nos évaluations, un groupe de chirurgiens de petite taille évoluant à faible profondeur (*Acanthurus lineatus*, *A. nigricauda*, *A. xanthopterus*) ciblés par la pêche nocturne au harpon affiche lui aussi des SPR estimés relativement faibles (0,17–0,27), de même qu'un groupe de petits perroquets (*Scarus ghobban*, *S. niger*, *S. oviceps*, *S. quoyi*) (SPR = 0,24–0,27) ; toutefois, les estimations du SPR de plusieurs autres espèces de perroquets étaient plus élevées : *S. dimidiatus* (0,39), *Chlorurus bleekeri* (0,39), *S. psittacus* (0,46) et *Hipposcarus longiceps* (0,5). Malgré ces exceptions, les résultats de notre étude mettent en évidence un impact localisé important de la pêche nocturne au harpon autour de Rarumana.

En revanche, il ressort des estimations relatives à certaines des espèces les plus abondantes dans nos échantillons et, par conséquent, les mieux évaluées, que l'exploitation dont elles font l'objet est encore relativement faible (tableau 4 et fig. 1) ; il s'agit notamment de l'empereur grandes nageoires (*Lethrinus erythropterus* SPR = 0,77 ; $F/M = 1,15$), du rouget-barbet barberin (*Parupeneus barberinus* SPR = 0,74 ; $F/M = 0,32$) et du vivaneau pagaie (*Lutjanus gibbus* SPR = 0,69 ; $F/M = 0,38$). Ces espèces semblent moins vulnérables à la forte pression

exercée de manière localisée par la pêche nocturne au harpon, car elles sont essentiellement capturées à la ligne (par ex. *L. erythropterus* et *L. gibbus*) et/ou occupent des profondeurs très diverses (par ex. *L. gibbus* et *P. barberinus*).

Le présent tableau d'ensemble qui fait état d'une exploitation modérée des petites et moyennes espèces est à nuancer au regard de l'absence quasi-complète de tous les serranidés, labridés et perroquets de grande taille dans nos échantillons, des espèces qui auraient jadis constitué l'essentiel des prises débarquées. Hamilton et al. (2016) ont décrit l'épuisement des populations du perroquet *Bolbometopon muricatum*, une espèce de grande taille, dans toute cette région. Quant à Hamilton et Matawai (2006), ils ont décrit l'épuisement du méro queue carrée, *Plectropomus aerolatus*, autour de la Papouasie-Nouvelle-Guinée, dû au commerce des poissons vivants, sans aucun doute responsable de l'appauvrissement de toutes les autres espèces les plus recherchées de mérous de grande taille dans la province occidentale. La rareté de ces espèces dans nos échantillons nous a empêché d'en évaluer l'état. Il ne fait guère de doute que, si nous avons pu collecter des échantillons suffisants de ces espèces de grande taille fortement appauvries, nos estimations moyennes du SPR auraient été beaucoup plus basses, et celles du ratio F/M encore plus élevées.

Faute de mesures de gestion visant à réduire la pression exercée par la pêche dans toute la région, il est certain que ces espèces de grande taille très prisées, appauvries et non évaluées

continueront à être surexploitées. À mesure que les espèces de grande taille, plus recherchées, se raréfieront davantage, la pression de pêche auparavant subie quasi-exclusivement par ces dernières se déplacera vers l'assemblage des petites et moyennes espèces que nous avons pu évaluer. À mesure que la région se développe, la croissance démographique, la recherche accrue de revenus issus de la pêche pour acheter des biens de consommation, et l'accès croissant à de meilleurs équipements de pêche et aux marchés aux poissons viennent s'ajouter au processus de réorientation de l'effort de pêche vers les réseaux trophiques inférieurs. Nous pouvons donc être certains que la pression exercée par la pêche sur l'assemblage d'espèces que nous avons évalué continuera à s'intensifier. Il est peu probable que les niveaux relativement élevés de SPR que nous avons estimés restent stables. Ils traduisent plus probablement un état transitoire appelé à évoluer à mesure que l'assemblage étudié continuera à être pêché. Cette interprétation de nos résultats concorde avec le niveau moyen élevé de la pression de pêche relative qui, d'après nos estimations, est plus de deux fois supérieure au niveau susceptible de produire des rendements durables élevés. Elle concorde également avec les SPR beaucoup plus faibles que nous avons observés pour cet assemblage d'espèces aux Fidji et à Palau, où, depuis un certain temps, les pêcheurs ont davantage accès à de grands marchés aux poissons (Prince et al. 2015b et 2019). Dans ce contexte, et faute d'une meilleure gestion, on peut s'attendre à ce que, dans cinq ans, la même étude révèle une diminution du SPR des espèces évaluées, et à ce que certaines d'entre elles s'ajoutent à la liste croissante d'espèces qu'il n'est plus possible d'évaluer en raison de la taille trop limitée des échantillons.

Conclusion

Comme celles de Prince et al. (2015b et 2019) et de Babcock et al. (2018), cette étude illustre le bon rapport coût-efficacité de la méthode d'estimation du SPR basée sur la longueur pour évaluer les stocks de poissons de récif et étayer l'élaboration de directives en matière de gestion. Avant cette étude, la taille à maturité avait été évaluée pour seulement quatre espèces de poissons de récif aux Îles Salomon et il n'existait aucune estimation quantitative de l'état des stocks et de la pression exercée par la pêche. Le projet a permis d'estimer la taille à maturité de 63 espèces de poissons de récif et d'évaluer l'état de 61 espèces, représentant environ 84% des prises échantillonnées en nombre d'individus.

Cette étude fournit un instantané de la surpêche dont sont victimes les poissons de récif dans la province occidentale des Îles Salomon et fait écho aux observations signalées dans d'autres pays du Pacifique insulaire (par ex., Newton et al. 2007 ; Sadovy 2005 ; Sadovy de Mitcheson et al. 2013) et même dans toute la région de l'Indopacifique tropical (McClanahan 2011). Il ressort de nos évaluations que les niveaux d'exploitation et d'appauvrissement des stocks de poissons de récif situés aux abords de l'île de Ghizo sont moins élevés que ceux avancés dans des études parallèles (Prince et al. 2015b et 2019) pour les Fidji et Palau. Le SPR moyen d'environ 35 % se situe dans la fourchette (30–40 %) souvent retenue au niveau international comme indicateur indirect du niveau de pêche susceptible de produire un rendement maximal durable. Toutefois, nos estimations font état d'une pression de pêche deux fois supérieure au niveau susceptible d'assurer la pérennité de la ressource, et nous avons relevé des signes d'épuisement localisé de certaines espèces dû

à la pêche nocturne au harpon. Ces résultats sont à interpréter dans le contexte actuel marqué par l'absence de toute gestion efficace de la pêcherie qui a déjà conduit à l'épuisement de tous les serranidés, labridés et perroquets de grande taille les plus prisés, ce qui nous a empêché de collecter des échantillons suffisamment importants pour permettre une évaluation. Si nous avions été en mesure d'évaluer ces espèces de grande taille, les valeurs estimées du SPR auraient inévitablement été bien inférieures, et la pression de pêche relative supérieure, aux moyennes que nous avons produites. Il est peu probable que les SPR relativement élevés que nous avons estimés pour l'assemblage étudié de petites et moyennes espèces se maintiennent dans la durée compte tenu du contexte et de la forte pression de pêche qui ressort de nos estimations. Faute d'une gestion efficace, il faut s'attendre à ce que se poursuive la réorientation de l'effort de pêche vers les niveaux inférieurs du réseau trophique des poissons de récif dans la région.

Remerciements

Nous adressons nos plus sincères remerciements à tout le personnel dévoué du WWF, ancien ou actuel, qui ont contribué à la réalisation de ce projet : Zeldalyn Hilly, Richard Makini, Salome Topo, Dudley Marau, Dafisha Aleziru, Piokera Holland, Tingo Leve, Sara Martin et Jessica Rutherford. Les évaluations du potentiel de reproduction aux Îles Salomon ont bénéficié du concours financier du Gouvernement australien par l'intermédiaire du Programme australien de coopération avec les ONG (ANCP), de Simplot Australia via sa marque de produits de la mer John West, et de donateurs de WWF Australie et WWF Pays-Bas.

Bibliographie

- Ackerman J. 2004. Geographic variation in size and age of the coral reef fish *Thalassoma lunare* (Family: Labridae) a contribution to life history theory. PhD Thesis, James Cook University. 166 p.
- Andrew N.L., Béné C., Hall S.J., Allison E.H., Heck S. and Ratner B.D. 2007. Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries. *Fish and Fisheries* 8:227–240. doi:10.1111/j.1467-2679.2007.00252.x
- Babcock E.A., Tewfik A. and Burns-Perez V. 2018. Fish community and single-species indicators provide evidence of unsustainable practices in a multi-gear reef fishery. *Fisheries Research* 208:70–85.
- Caillart B., Harmelin-Vivien M.L., Galzin René and Morize E. 1994. Reef fish communities and fishery yields of Tikehau Atoll (Tuamotu Archipelago French Polynesia) Part III. *Atoll Research Bulletin*, The Smithsonian Institution, Washington DC (415-PART 3):38 p. Available at: <https://doi.org/10.5479/si.00775630.415>
- Currey L.M., Williams A.J., Mapstone B.D., Davies C.R., Carlos G., Welch D.J., Simpfendorfer C.A., Ballagh A.C., Penny A.L., Grandcourt E.M., Mapstone A., Wiebken A.S. and Bean K. 2013. Comparative biology of tropical *Lethrinus* species (Lethrinidae): Challenges for multi-species management. *Journal of Fish Biology* 82:764–788.

- Erzini K. 1990. Sample size and grouping of data for length-frequency analysis. *Fisheries Research* 9:355–366.
- Grol M.G.G., Nagelkerken I., Rypel A.L. and Layman C.A. 2011. Simple ecological trade-offs give rise to emergent cross-ecosystem distributions of a coral reef fish. *Oecologia* 165:79–88.
- Hamilton R.J., Adams S. and Choat J.H. 2008. Sexual development and reproductive demography of the green humphead parrotfish (*Bolbometopon muricatum*) in the Solomon Islands. *Coral Reefs* 27:153–163.
- Hamilton R.J., Almany G.R., Stevens D., Bode M., Pita J., Peterson N.A. and Choat J.H. 2016. Hyperstability masks declines in bumphead parrotfish (*Bolbometopon muricatum*) populations. *Coral Reefs*. DOI 10.1007/s00338-016-1441-0
- Hamilton R.J. and Matawai M. 2006. Le commerce de poissons de récifs vivants destinés à la restauration précipite la diminution des mérours queue carrée (*Plectropomus areolatus*) sur un site de concentration de reproducteurs à Manus (Papouasie-Nouvelle-Guinée). *Ressources marines et commercialisation – Bulletin de la CPS n° 16*, pp. 13–18.
- Holt S.J. 1958. The evaluation of fisheries resources by the dynamic analysis of stocks, and notes on the time factors involved. ICNAF (International Commission on North Atlantic Fisheries) Special Publication 1:77–95.
- Hommik K., Fitzgerald C.J., Kelly F. and Shephard S. 2020. Dome-shaped selectivity in LB-SPR: Length-based assessment of data-limited inland fish stocks sampled with gillnets. *Fisheries Research* 229. doi:10.1016/j.fishres.2020.105574
- Hordyk A., Ono K., Sainsbury K., Loneragan N. and Prince J.D. 2015a. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES Journal of Marine Science* doi:10.1093/icesjms/fst235
- Hordyk A., Ono K., Valencia S.V., Loneragan N. and Prince J.D. 2015b. A novel length-based estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science* doi:10.1093/icesjms/fsu004
- Johannes R.E. 1978. *Words of the lagoon: Fishing and marine lore in the Palau District of Micronesia*. Berkeley, CA: University of California Press, Berkeley.
- Mace P. and Sissenwine M. 1993. How much spawning per recruit is necessary? p. 101–118. In: *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Smith S., Hunt J. and Rivard D. (eds). Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Science 120. 222 p.
- McClanahan T.R. 2011. Human and coral reef use interactions: From impacts to solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 408:3–10. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.07.021>
- Moore B., Rechelluul P. and Victor S. 2015. Creel survey and demographic assessments of coastal finfish fisheries of southern Palau, September 2014. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Nakamura Y., Horinouchi M., Shibuno T., Tanaka Y., Miyajima T., Koike I., Kurokura H. and Sano M. 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: Stable isotope approach. *Marine Ecology Progress Series* 355:257–266.
- Newton K., Cote I.M., Pilling G.M., Jennings S. and Dulvy N.K. 2007. Current and future sustainability of island coral reef fisheries. *Current Biology* 17:656–658.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. and Torres F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279:860–863. doi:10.1126/science.279.5352.860
- Prince J.D., Peeters H., Gorfine H. and Day R.W. 2008. The novel use of harvest policies and rapid visual assessment to manage spatially complex abalone resources (Genus *Haliotis*). *Fisheries Research* 94:330–338.
- Prince J.D., Lindfield S.J. and Harford W.J. (in prep). Using size frequency data to estimate size of maturity in fish reveals a potential mismatch between biological and functional definitions of maturity. 17 p.
- Prince J.D., Lalavanua W., Tamanitoakula J., Loganimoce E., Vodivodi T., Marama K., Waqainabete P., Jeremiah, Nalasi D., Tamata L., Naleba M., Naisilisili W., Kaloudra U., Lagi L., Logatabua K., Dautei R., Tikaram R. and Mangubhai S. 2019. Gestion des pêches : des évaluations du potentiel de reproduction révèlent l'urgence de la situation. Lettre d'information sur les pêches de la CPS n° 158, pp. 28-36. Disponible à l'adresse suivante : <http://purl.org/spc/digilib/doc/cqacq>
- Prince J.D., Hordyk A., Valencia S.V., Loneragan N. and Sainsbury K. 2015a. Revisiting the concept of Beverton-Holt Life History Invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science* 72(1):194–203. doi:10.1093/icesjms/fsu011
- Prince J.D., Kloulchad V.S. and Hordyk A. 2015b. Length-based SPR assessments of eleven Indo-Pacific coral reef fish populations in Palau. *Fisheries Research* 171: 42–58.

- Sabetian A. 2010. Parrotfish fisheries and population dynamics: A case study from Solomon Islands. PhD Thesis, James Cook University. 227 p.
- Sadovy Y. 2005. Trouble on the reef: The imperative for managing vulnerable and valuable fisheries. *Fish and Fisheries* 6:167–185. doi:10.1111/j.1467-2979.2005.00186.x
- Sadovy de Mitcheson Y., Craig M.T., Bertocini A.A., Carpenter K.E., Cheung W.W., Choat J.H., Cornish A.S., Fennessy S.T., Ferreira B.P., Heemstra P.C., Liu M., Myers R.F., Pollard D.A., Rhodes K.L., Rocha L.A., Russell B.C., Samoily M.A. and Sanciang J. 2013. Fishing groupers towards extinction: A global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish and Fisheries* 14:119–136. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00455.x
- CPS (Secrétariat de la Communauté du Pacifique). 2015. Relevé de conclusions. Une nouvelle partition pour les pêches côtières : les trajectoires de changement. Atelier sur l'avenir de la gestion des pêches côtières. Nouméa (Nouvelle-Calédonie), 3–6 mars 2015.
- Taylor B.M., Oyafuso Z.S., Pardee C.B., Ochavillo D. and Newman S.J. 2018. Comparative demography of commercially harvested snappers and an emperor from American Samoa. *PeerJ* 6:e5069; doi 10.7717/peerj.5069
- Williams A.J., Currey L.M., Begg G.A., Murchie C.D. and Ballagh A.C. 2008. Population biology of coral trout species in eastern Torres Strait: Implications for fishery management. *Continental Shelf Research* 28:2129–2142.