

Élaboration d'un système pérenne de tailles minimales de capture pour préserver les ressources halieutiques côtières des Îles Salomon

Jeremy Prince¹, Andrew Smith², Minnie Rafe³, Shannon Seeto³ et Jim Higgs⁴

Résumé

Depuis 2014, le Fonds mondial pour la nature (WWF) travaille avec des villages de pêcheurs de l'île de Ghizo, dans la province occidentale des Îles Salomon, dans le but d'évaluer l'état des stocks de poissons de récif et de contribuer à leur gestion durable. Le programme d'échantillonnage des captures mené et les évaluations des ressources qui en ont résulté sont présentés dans le précédent numéro de la *Lettre d'information sur les pêches*⁵ de la CPS. Le présent article explique comment ces données ont été exploitées pour formuler des conseils pragmatiques visant à une exploitation pérenne de la ressource. Un modèle plurispécifique de calcul du rendement a été utilisé pour évaluer les différentes options envisageables pour regrouper les 96 espèces qui représentent 95 % des prises analysées au sein d'un nombre limité et pragmatique de tailles minimales de capture (TMC). Le modèle a estimé, pour chaque cas de figure, le rendement durable cumulé et le nombre d'espèces susceptibles de disparaître à terme au niveau local dans l'hypothèse d'une forte pression de pêche. Les résultats montrent clairement les conséquences sur la biodiversité et la sécurité alimentaire d'une gestion inadéquate des pêcheries récifales : on peut s'attendre à terme à une baisse de près de 70 % du rendement potentiel et à la disparition de plus de la moitié des espèces. Sur une note plus positive toutefois, l'introduction de seulement quatre TMC plurispécifiques pourrait prévenir l'extinction localisée des espèces et préserver plus de 90 % du rendement potentiel des ressources récifales, même en cas de forte pression de pêche. Si l'abondance des espèces de moyenne à grande taille peut être rétablie et maintenue avec des TMC performants avant que la réduction des effectifs n'atteigne des proportions trop graves, il se peut qu'un dispositif simplifié constitué de trois TMC pour les 20 à 30 espèces de grande taille principalement ciblées permette d'obtenir des résultats analogues.

Introduction

L'appauvrissement des stocks de poissons récifaux dans l'ensemble du Pacifique Sud constitue une grave menace pour la sécurité alimentaire comme pour la préservation de la biodiversité (Newton *et al.* 2007 ; Sale and Hixon 2015). Il est de plus en plus difficile de capturer de gros spécimens de poissons particulièrement prisés, comme les mérours, les vivaneaux, les perroquets et les napoléons ; sur tous les marchés, les spécimens vendus sont plus petits, moins nombreux et plus chers. À bien des endroits, ces espèces communes par le passé se sont raréfiées ou ont même totalement disparu. D'après les prévisions des scientifiques, de nombreuses espèces sont menacées d'extinction à l'échelle de la planète si des mesures de gestion performantes ne sont pas mises en place (Sadovy *et al.* 2003 ; Dulvy and Polunin 2004). La plupart des États et Territoires insulaires océaniques ne se sont pas encore dotés des capacités administratives nécessaires à une gestion rigoureuse de la pression de pêche ou du volume de poissons capturés. La solution la plus simple et la plus efficace pour pérenniser les stocks halieutiques récifaux consiste donc à protéger ces espèces en introduisant des tailles minimales de capture (TMC), afin de leur permettre de se reproduire en nombre suffisant pour assurer le renouvellement de la ressource.

Prince et Hordyk (2018) ont démontré au moyen d'une modélisation de simulation que, même soumis à une très forte pression de pêche, les stocks halieutiques peuvent être préservés dès lors que l'on instaure des TMC permettant de protéger les poissons jusqu'à ce qu'ils atteignent au moins 20 % du potentiel de reproduction (SPR) qui est le leur en l'absence de toute activité de pêche. L'introduction de telles TMC permet non seulement de pérenniser les stocks, mais aussi d'empêcher la capture des poissons avant qu'ils ne réalisent leur plein potentiel de croissance, ce qui garantit des rendements optimaux pour les pêcheurs. Prince et Hordyk (2018) ont aussi démontré que, pour la plupart des poissons, on peut déterminer approximativement la taille correspondant à un SPR de 20 % en multipliant la taille de l'espèce à maturité (L_m) par un facteur de 1,2. En faisant l'économie d'analyses complexes du rendement par recrue, cette règle empirique simplifie grandement le processus de fixation des TMC pour les pêcheries pauvres en données. Ce processus reste toutefois complexe au plan technique, compte tenu du grand nombre d'espèces récifales habituellement exploitées en Océanie, et il n'est pas réaliste d'instaurer une multiplicité de TMC monospécifiques. Le programme d'échantillonnage des captures réalisé par les auteurs autour de l'île de Ghizo dans la province occidentale des Îles Salomon (Prince *et al.* 2020) a

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 – Programme des Îles Salomon, Honiara Hotel Building, PO Box 1373, Chinatown, Honiara, Guadalcanal, Îles Salomon.

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

⁵ http://www.spc.int/DigitalLibrary/Doc/FAME/InfoBull/FishNews_VF/162/FishNews162_58_Prince_VF.pdf



Marché aux poissons de Gizo (Îles Salomon). (Crédit photo : © Andrew J. Smith, WWF Australie)

montré que 15 espèces représentaient, en nombre, près de la moitié des prises, alors que 96 espèces constituaient environ 95 % du total. Il est quasi impossible de fixer et de faire respecter des TMC pour chacune des espèces d'un tel assemblage. Il faut donc faire preuve de pragmatisme et constituer des groupes d'espèces auxquels on attribue un petit nombre de TMC pour préserver au mieux la productivité potentielle et prévenir l'épuisement d'espèces individuelles.

Prince *et al.* (2018) ont décrit l'application d'un modèle plurispécifique novateur de calcul du rendement par recrue, conçu dans le but de regrouper les espèces par TMC aux Fidji. Le présent article traite de l'introduction du même modèle aux données recueillies par le WWF dans la province occidentale des Îles Salomon (Prince *et al.* 2020).

Méthode

Le modèle plurispécifique de calcul du rendement par recrue a été conçu pour évaluer les compromis entre le rendement et la vulnérabilité des espèces, résultant du regroupement par TMC d'assemblages d'espèces diverses (Prince *et al.* 2018). Pour chaque groupement, le

modèle estime le rendement total durable escompté et le nombre d'espèces susceptibles de disparaître en cas de pression de pêche élevée. À l'instar d'une modélisation classique du rendement par recrue, cette analyse est fondée sur l'équilibre, permettant de prévoir les états à long terme après application de toutes les dynamiques transitionnelles aux populations modélisées. En d'autres termes, le modèle estime l'état final autour duquel se stabiliseront les populations si les conditions modélisées sont appliquées de manière constante à l'avenir.

Le modèle fonctionne comme suit :

1. On commence par estimer la TMC de chaque espèce de l'assemblage analysé afin d'en optimiser le rendement durable à long terme et le potentiel de reproduction (SPR).
2. Les TMC monospécifiques sont ensuite regroupées en utilisant toutes les permutations possibles, à savoir de 1 à 96 ici puisque l'analyse porte sur 96 espèces (voir ci-dessous). Au départ, les groupes sont formés selon la proximité des TMC individuelles, la TMC globale de chaque groupe étant fixée à la moyenne des TMC des espèces représentées. Par exemple, si le groupe compte cinq espèces aux TMC respectives de 30, 35, 40, 40 et 45 cm, la TMC du groupe s'établit à 38 cm.
3. À l'étape suivante, le modèle ajuste la TMC moyenne de chaque groupe afin d'en optimiser le rendement escompté en appliquant un coefficient de pondération supérieur aux espèces les plus productives et les plus abondantes de chaque groupe.
4. Pour finir, les TMC de chaque groupe sont optimisées pour faciliter leur mise en œuvre ; elles sont pour cela arrondies à 5 cm près et les modifications pouvant résulter de cet ajustement (généralement minimales) sont alors évaluées.

Produits de sortie du modèle

Les options associées à chaque permutation de TMC sont calculées et représentées graphiquement sur la base des paramètres suivants : 1) rendement relatif escompté à l'équilibre pour chaque espèce présente dans l'assemblage ; 2) rendement relatif cumulé escompté à l'équilibre pour la totalité de l'assemblage d'espèces ; et 3) nombre d'espèces qui devraient avoir disparu à l'équilibre.

Ces valeurs sont calculées en partant de l'hypothèse d'une pression de pêche modérée ($F = 0,3$), qui, même en l'absence de TMC, est censée produire d'assez bons rendements et réduire au maximum l'extinction des espèces, et de l'hypothèse d'une pression de pêche forte ($F = 0,9$), qui est censée faire reculer les rendements et maximiser le phénomène d'extinction. Ces niveaux de référence de la pression de pêche (F) fixés par défaut peuvent être ajustés au sein du modèle, mais ont été utilisés tout au long de l'analyse présentée ici. L'application de la même pression

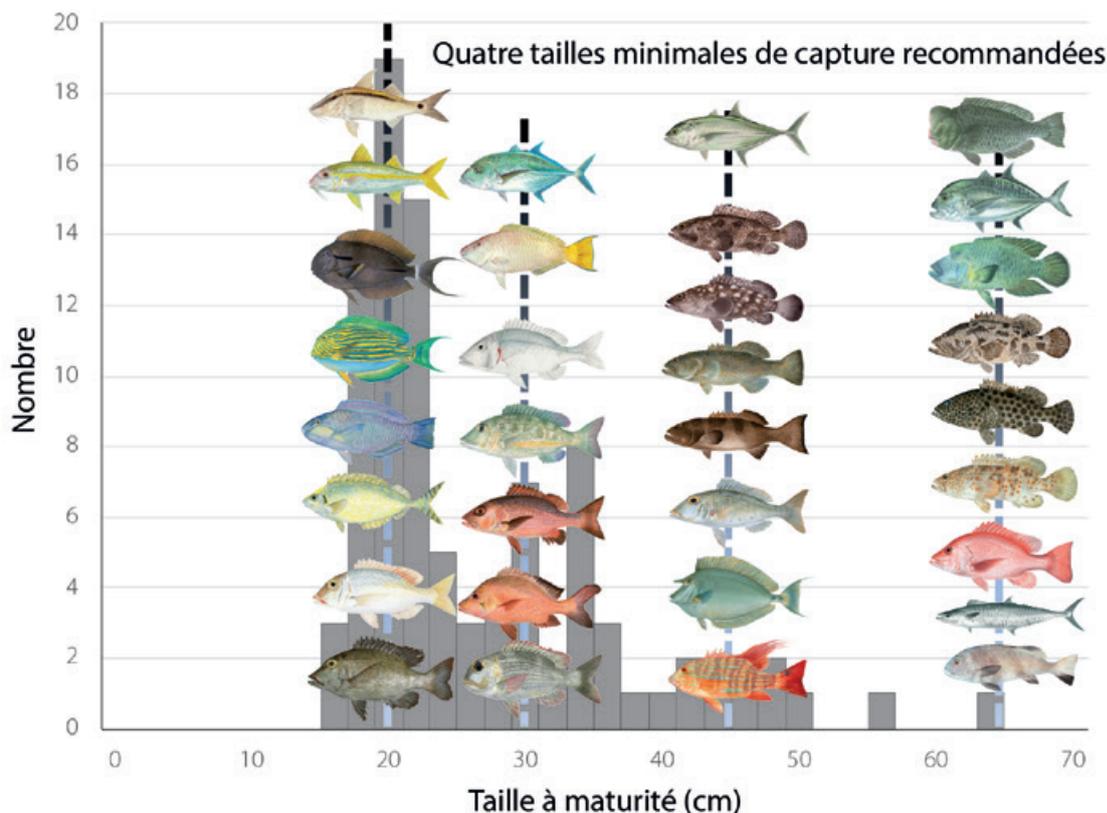


Figure 1. Histogramme des fréquences (barres grises) des 96 estimations de tailles à maturité utilisées dans l'analyse. Les quatre lignes en pointillés marquent la répartition des TMC optimales selon le scénario 3. Selon les scénarios 1 et 2, il conviendrait de fixer la troisième TMC à 40 cm et non à 45 cm. Les images des poissons représentent certaines des principales espèces relevant de chacune des quatre TMC.

de pêche à l'ensemble des espèces (aucune espèce n'étant particulièrement ciblée) représente une contrainte majeure dans la configuration du modèle.

Le dernier produit est la liste des espèces figurant dans chacun des groupes de TMC arrondies à 5 cm près.

Paramètres d'entrée

Liste des espèces

Le paramètre d'entrée le plus important est la liste des espèces présentes dans l'assemblage modélisé. Dans la présente analyse, elle comporte les 96 espèces qui représentent environ 95 % (en nombre) des prises échantillonnées dans l'île de Ghizo (Prince et al. 2020).

Taille à maturité

Pour chaque espèce, on a estimé les classes de taille dans lesquelles 50 % (L_{50}) et 95 % (L_{95}) des individus sont parvenus à maturité. L'estimation de L_{50} et L_{95} a été réalisée pour 63 des 96 espèces modélisées à partir des échantillons prélevés (Prince et al. 2020, tableau 3). Les estimations relatives à une autre espèce (*Bolbometopon muricatum*) proviennent de la littérature

scientifique (Hamilton et al. 2008). À partir d'une comparaison des estimations de L_m effectuées pour les mêmes espèces aux Îles Salomon et aux Fidji (Prince et al. 2018, tableau 1), on a estimé qu'en moyenne, les estimations salomonaises correspondaient aux estimations fidjiennes multipliées par un facteur de 0,81 (É.-T. = 0,146, $n = 36$). Cette différence semble s'expliquer par la latitude inférieure des Îles Salomon et par la température plus élevée de la mer, qui se traduit par une faible teneur en oxygène des eaux côtières, de sorte que les poissons récifaux ont une taille inférieure quand ils arrivent à l'âge adulte (Pauly 2010). Le facteur de 0,81 a été utilisé pour estimer les valeurs inconnues de L_m aux Îles Salomon, à partir des L_m correspondantes aux Fidji. La figure 1 présente un histogramme des fréquences des 96 estimations de L_m utilisées dans la présente analyse.

Distribution de la biomasse

Pour appliquer une pondération aux espèces de chaque groupe de TMC, l'analyse du rendement plurispécifique nécessite des estimations de départ de la composition relative par espèce de la biomasse non exploitée (vierge). Ces hypothèses ne revêtent pas, aux fins de l'analyse, la même importance que les estimations de L_m et influencent surtout la manière dont les espèces sont regroupées lorsque l'on modélise un nombre sous-optimal de catégories de TMC (2 à 3). Dans ce cas, le modèle privilégie la création de catégories de TMC visant à optimiser le

rendement des espèces (et des groupes d'espèces) à biomasse élevée, aux dépens de celles à faible biomasse. L'objectif du projet étant de trouver des solutions associées à un nombre plus important de catégories de TMC (4 à 10), dont on estime qu'elles permettent d'atteindre près de 100 % des rendements potentiels sans qu'aucune espèce ne disparaisse, les résultats sont relativement peu influencés par les hypothèses initiales sur la composition relative de la biomasse vierge.

Les hypothèses retenues ont été obtenues à partir de la synthèse des publications suivantes :

- Études sur la biomasse de sites relativement périphériques ou préservés : Friedlander *et al.* (2010) pour les études consacrées au récif Kingman des îles de la Ligne dans le Pacifique central ; Friedlander *et al.* (2012) pour les études relatives au parc national de l'île Cocos au large du Costa Rica, et Williamson *et al.* (2006) pour les études portant sur les zones fermées du parc marin de la Grande Barrière de corail en Australie.
- Études antérieures sur la composition des captures à Palau (Kitalong and Dalzell 1994) et aux Fidji (Jennings and Polunin 1995 ; Kuster *et al.* 2005) datant d'une époque où l'assemblage des poissons était probablement moins affecté par la pêche.
- Estimations de la composition des captures durables en Nouvelle-Calédonie (Labrosse *et al.* 2000).

Ces études montrent que, lorsque le niveau d'exploitation est faible ou nul, la biomasse des poissons de récif dans la zone tropicale du Pacifique tend à être dominée par des espèces de prédateurs de grande taille et se répartit de manière relativement uniforme entre les grandes familles de poissons (acanthuridés, lethrinidés, lutjanidés, scaridés et serranidés). La composition de la biomasse modélisée a donc été pondérée en conséquence.

Le scénario de référence 1 (tableau 1, colonne de gauche) vise à reproduire la composition des captures échantillonnées à Ghizo (Prince *et al.* 2020, tableau 2), qui comprenaient des proportions relativement élevées d'empereurs, de rougets et de vivaneaux de taille petite à moyenne. La seule exception concerne *Bolbometopon muricatum* : compte tenu de l'épuisement de l'espèce constaté par Hamilton *et al.* (2016), on est parti de l'hypothèse d'une biomasse bien supérieure à celle qui a été observée dans le cadre du suivi des captures. Partant de l'idée que la composition des captures observée (Prince *et al.* 2020) a subi de manière générale l'impact de la pêche par le passé (Hamilton and Matawai 2006 ; Hamilton *et al.* 2016), une composition alternative de la biomasse initiale a également été définie. Pour ce faire, on est parti de l'hypothèse que la proportion de serranidés de grande taille et du labridé *Cheilinus undulatus* était supérieure à celle qui avait été observée (tableau 1, colonne de droite), et c'est cette composition hypothétique de la biomasse vierge qui a été utilisée pour les scénarios 2 et 3.

Sélectivité par taille

La taille minimale de capture de chaque espèce est un paramètre d'entrée fondamental dans la présente analyse. Il s'agit de la sélectivité par taille de la pêche exprimée par SL_{50} et SL_{95} , qui correspondent respectivement à la taille à laquelle 50 % et

Tableau 1. Composition présumée de la biomasse initiale (vierge) dans la province occidentale des Îles Salomon, par famille, utilisée pour paramétrer les analyses plurispécifiques du rendement. La colonne de gauche correspond à la composition de la biomasse initiale employée pour le scénario de référence 1 et reproduit la composition des captures échantillonnées (Prince *et al.* 2020) ; la colonne de droite comporte une proportion plus importante de serranidés et de labridés que dans les prises échantillonnées et sert d'hypothèse de départ aux scénarios 2 et 3.

Famille	% de la biomasse Scénario 1	% de la biomasse Scénarios 2 et 3
Acanthuridés	8,0	6,8
Carangidés	5,3	4,5
Labridés	1,7	4,0
Léthrinidés	20,4	17,5
Lutjanidés	14,7	12,6
Mullidés	1,2	1,0
Scaridés	18,8	16,0
Serranidés	20,3	29,3
Siganidés	2,3	1,9
Prédateurs pélagiques	4,5	3,9
Caesionidés et chinchards	2,1	1,8
Hémulidés	0,9	0,8
Total	100	100

95 % des poissons pris par l'engin de pêche sont embarqués ou « sélectionnés » par les pêcheurs. Ces deux paramètres sont estimés par la méthode d'évaluation du potentiel de reproduction basée sur la longueur, et, pour les scénarios 1 et 2, les auteurs se sont fondés sur leurs propres estimations pour les espèces qu'ils avaient évaluées (Prince *et al.* 2020). Pour les espèces qui n'ont pu être évaluées en raison de la petite taille des échantillons, ils ont utilisé les résultats d'études qu'ils avaient réalisées parallèlement aux Fidji (Prince *et al.* 2018) et à Palau (Prince *et al.* 2015) pour déterminer si la sélectivité par taille était proche de L_m ou inférieure. Dans le premier cas, l'hypothèse qui a été retenue est celle d'une sélectivité par taille identique à l'estimation de L_m pour les Îles Salomon. S'agissant des espèces de grande taille pour lesquelles la sélectivité par taille était donnée comme inférieure à L_m (*B. muricatum*, *Caranx ignobilis*, *Cheilinus undulatus*, *Epinephelus caeruleopunctatus*, *E. fuscoguttatus*, *E. polyphkadion*, *E. tauvina*), on est parti de l'hypothèse que $SL_{50} = 30$ cm et $SL_{95} = 40$ cm. Pour les espèces de taille moyenne pour lesquelles la sélectivité par taille indiquée était inférieure à la taille à la maturité (*Caranx melampygus*, *C. papuensis*, *C. sexfasciatus*, *Cetoscarus ocellatus*, *Chlorurus microrbinos*, *Naso annulatus*), on a postulé que $SL_{50} = 25$ cm et $SL_{95} = 30$ cm.

L'analyse du rendement plurispécifique introduit l'hypothèse d'une même sélectivité par taille pour la modélisation de l'incidence de la pêche, que la pression de pêche soit faible ($F = 0,3$) ou élevée ($F = 0,9$), alors que dans la réalité, les



Démonstration par Jeremy Prince des techniques de mesure de différentes espèces récifales à Ghizo (Iles Salomon). (Crédit photo : © Andrew J. Smith, WWF Australie)

pêcheurs réagissent à l'épuisement des stocks en ciblant des poissons de plus en plus petits. Les résultats de l'évaluation du potentiel de reproduction basée sur la longueur (Prince *et al.* 2020) semblant indiquer que la pression de pêche exercée sur les espèces évaluées est relativement modérée, on peut supposer que la sélectivité par taille observée diminuera si l'épuisement des ressources halieutiques récifales se poursuit. Afin de modéliser ce cas de figure, le scénario 3 a été mis au point et a permis d'étudier l'impact possible d'une sélectivité par taille inférieure à celle qui est observée actuellement. Pour le scénario 3, on a retenu les hypothèses suivantes : biomasse initiale supérieure des serranidés et labridés de grande taille, identique à celle du scénario 2 (tableau 1, colonne de droite), et baisse de SL_{50} et SL_{95} au niveau des classes de taille les plus petites observées lors de l'échantillonnage des captures. On a posé l'hypothèse d'une sélectivité par taille de $SL_{50} = 15$ cm et $SL_{95} = 20$ cm pour les petites espèces, de $SL_{50} = 20$ cm et $SL_{95} = 30$ cm pour les espèces de taille moyenne et de $SL_{50} = 30$ cm et $SL_{95} = 40$ cm pour les espèces de grande taille.

Autres paramètres biologiques

Le modèle a également besoin de paramètres biologiques décrivant la croissance et la longévité de chaque espèce, exprimés sous forme de ratios qui caractérisent les stratégies biologiques d'espèces et de familles entières de poissons :

- 1) 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_{∞}) ; et
- 2) L_m/L_{∞} , qui est la valeur relative de la taille à maturité, obtenue en divisant L_{50} par L_{∞} .

Des approximations des paramètres du cycle biologique individuel – taille asymptotique (L_{∞}), taux de mortalité naturelle (M) et taux de croissance jusqu'à la taille asymptotique (K) – sont également nécessaires. On a eu recours ici aux mêmes ratios que pour les évaluations parallèles du potentiel de reproduction basées sur la longueur (Prince *et al.* 2020, tableau 1). Ces estimations moyennes par famille proviennent d'une base de données renfermant plus de 1 300 études sur l'âge et la croissance, constituée aux fins d'une méta-analyse des ratios relatifs au cycle biologique des téléostéens qui sera publiée dans une autre revue (Prince *et al.* en préparation). La base de données ne contenant pas d'estimations sur la famille des caesionidés, on leur a attribué les mêmes valeurs qu'aux carangidés, la raison étant que leurs similitudes morphologiques (corps légèrement écaillés et semi-pélagiques) et comportementales peuvent conduire à des stratégies et ratios biologiques analogues. Les estimations de L_{50} de chaque espèce ont ensuite été associées aux valeurs présumées de L_{50}/L_{∞} de leur famille pour obtenir une estimation de L_{∞} . La base de données des ratios biologiques a été utilisée pour estimer la valeur moyenne de M par

espèce. Quand aucune estimation de M n'a été trouvée pour une espèce, on a adopté la moyenne des valeurs des espèces de tailles analogues de la même famille. Avec la valeur présumée de M et l'estimation de M/K de chaque famille, on a estimé K pour chaque espèce.

Résultats

Résultats du scénario de référence

Dans le scénario de référence 1, le modèle estime qu'avec une gestion optimale, les 30 espèces principales constituent plus de 85 % des prises. Les dix espèces principales sont les suivantes, par ordre d'importance : vivaneau pagaie (*Lutjanus gibbus*), empereur lentille (*Lethrinus lentjan*), vivaneau chien rouge (*Lutjanus bohar*), empereur hypselopterus (*Lethrinus erythropterus*), chirurgien à lignes bleues (*Acanthurus lineatus*), sigan vermiculé (*Siganus argenteus*), empereur bossu (*Monotaxis grandoculis*), perroquet à longue tête (*Hipposcarus longiceps*), perroquet joue blanche (*Chlorurus bleekeri*), nason à éperons oranges (*Naso lituratus*) et perroquet bossu (*Bolbometopon muricatum*).

Les résultats de la modélisation révèlent qu'en l'absence de TMC, on peut obtenir 92,5 % du rendement potentiel si la pression de pêche est modérée ($F = 0,3$), mais qu'à long terme, trois espèces de grande taille restent menacées d'extinction (tableau 2). Avec une forte pression de pêche ($F = 0,9$) et sans TMC, le rendement potentiel relatif n'est plus que de 74 % et 22 des 96 espèces de l'assemblage sont menacées d'extinction. Ces 22 espèces sont marquées d'un double astérisque dans le tableau 3 et représentées dans les deux cadres inférieurs de la figure 2. Les espèces les plus menacées sont les mérours, les perroquets et les napoléons de taille moyenne à large qui sont déjà rares dans la composition des prises observées (Prince *et al.* 2020).

Si l'on décide de n'instituer qu'une seule TMC, le modèle suggère de la fixer à 20 cm (tableau 2). Avec une pression de pêche modérée, cette TMC unique débouche sur un rendement relatif légèrement inférieur à celui prévu en l'absence de TMC (88 % contre 92,5 %) et ne fait passer le nombre d'espèces susceptibles d'extinction que de trois à deux. Avec une pression de pêche forte, une TMC unique fixée à 20 cm améliore le rendement potentiel, de 74 % à 82 %, mais ne fait reculer que de 22 à 21 le nombre d'espèces de grande taille menacées d'extinction. À ce stade de l'analyse, le modèle recommande l'adoption d'une seule TMC basse en raison de la prédominance d'espèces de petite taille dans la biomasse vierge de départ et de l'hypothèse d'une exploitation uniforme de toutes les espèces. Sur la base de ces hypothèses, le modèle optimise le rendement avec une pression de pêche forte et une TMC unique en protégeant la biomasse présumée abondante d'espèces de petite taille, aux dépens de la biomasse présumée moins abondante d'espèces de grande taille. Si, avec une pression de pêche modérée, le rendement potentiel baisse dans un premier temps et que l'on n'empêche l'extinction que d'une seule espèce, c'est qu'une TMC unique et basse n'assure pratiquement aucune protection aux espèces vulnérables de taille moyenne et large, mais entraîne la sous-exploitation de certaines petites espèces, qui auraient été préservées même en l'absence de TMC.

Le modèle optimise deux TMC, protégeant les petites espèces avec une TMC à 20 cm et les espèces de taille moyenne avec une TMC à 40 cm (tableau 2). Avec deux TMC et une pression de pêche modérée, une seule espèce reste menacée d'extinction et le rendement potentiel augmente pour passer à 89 %. Avec une pression de pêche forte, le rendement potentiel relatif passe de 74 % à 85 %, mais dix espèces de taille moyenne à grande restent menacées d'extinction (*Bolbometopon muricatum*, *Caranx ignobilis*, *Cheilinus undulatus*, *Epinephelus coioides*, *E. fuscoguttatus*, *E. tauvina*, *Lutjanus bohar*, *Lethrinus erythracanthus*, *Naso annulatus*, *Plectorhinchus albivittatus*).

Le modèle optimise le rendement avec trois TMC en ajustant la protection et le rendement des espèces de taille petite à moyenne avec des TMC à 20 et 35 cm, tout en apportant une certaine protection aux espèces de grande taille avec une TMC à 65 cm (tableau 2). Les rendements passent de 89 % à 96 % avec une pression de pêche modérée, et de 85 % à 90 % avec une pression forte. Selon ce scénario, il ne reste plus aucune espèce menacée d'extinction avec trois TMC.

Quatre TMC sont optimisées, dont une (à 20 cm) vise la protection des petits poissons, et les trois autres (30, 40 et 65 cm) celle des espèces de taille moyenne à grande. Avec une pression de pêche modérée, les rendements potentiels passent seulement de 96 % à 97 %, et de 90 % à 92 % avec une pression de pêche forte (tableau 2). Avec la TMC à 40 cm, le modèle indique qu'une espèce (*Naso annulatus*) précédemment protégée par une TMC à 35 cm est menacée d'extinction en cas de pression de pêche forte. Ce résultat s'explique par les processus d'optimisation, d'établissement de moyennes et d'arrondissement du modèle utilisés pour calculer le rendement des groupes d'espèces, ainsi que par la faible biomasse présumée de *N. annulatus*. On pourrait remédier au risque d'extinction pesant sur cette espèce en la repositionnant dans le groupe de la TMC à 30 cm, de sorte qu'elle ne serait quasiment plus exploitée, mais compte tenu de sa biomasse présumée relativement faible, ceci n'entraînerait qu'un rendement légèrement inférieur à la valeur optimale estimée par le modèle.

Le modèle répartit cinq TMC de manière relativement uniforme le long de l'échelle des tailles (15, 25, 35, 50 et 70 cm). Les rendements augmentent pour atteindre 99 % en cas de pression de pêche modérée et 95 % en cas de pression forte (tableau 2). Aucune espèce n'est plus menacée d'extinction, même dans l'hypothèse d'une forte pression de pêche.

Avec six TMC, les rendements relatifs atteignent près de 100 % du potentiel maximum pour une pression de pêche modérée et 97 % pour une pression forte, et aucune espèce n'est menacée d'extinction dans l'hypothèse d'une forte pression de pêche (tableau 2). Le modèle subdivise les TMC précédentes à 35 et 50 cm pour 32 espèces en trois TMC fixées à 35, 45 et 55 cm.

D'après le modèle, l'introduction de TMC supplémentaires n'entraîne qu'une augmentation minimale des rendements (tableau 2).

Les autres scénarios

Dans les scénarios 2 et 3, on présume que la biomasse vierge initiale compte davantage de serranidés et de labridés de grande

Tableau 2. Résultats de la modélisation pour les scénarios 1 à 3 montrant, pour 0 à 14 TMC (première colonne), le pourcentage escompté du rendement potentiel par rapport au rendement maximal possible et le nombre d'espèces appelées à disparaître en cas de pression de pêche modérée (F = 0,3 - colonnes 2 et 3) et forte (F = 0,9 - colonnes 4 et 5), ainsi que le nombre d'espèces relevant de chaque catégorie de TMC entre 25 et 90 cm (colonnes 6 à 20).

Nombre de TMC	Rendement potentiel avec une pression de pêche modérée (% du rendement maximal possible)	Nombre d'espèces éteintes avec une pression de pêche modérée	Rendement potentiel avec une pression de pêche forte (% du rendement maximal possible)	Nombre d'espèces éteintes avec une pression de pêche forte	Nombre d'espèces (n) dans chaque catégorie de limites de taille (cm)											
					15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
Scénario 1																
0	92,5	3	74,1	22												
1	88,0	2	81,8	21	96											
2	89,3	1	84,8	10	70				26							
3	95,7	0	89,6	0	59			27							10	
4	96,6	0	91,7	1	54		19		14						9	
5	99,1	0	95,4	0	34		26		23			9				4
6	99,8	0	96,7	0	34		25		16		11		6			4
7	100,0	0	97,7	0	34		21	11	10		10		6			4
8	100,0	0	97,8	0	34		21	11	10		10		6		2	2
9	100,0	0	98,0	0	32		20	18		7	9		6		2	2
14	100,0	0	99,3	0	25	18	11	16	6	7	3	2	4		2	2
Scénario 2																
0	89,5	3	71,1	22												
1	85,4	2	78,3	21	96											
2	89,3	1	84,1	9	70				26							
3	93,2	0	88,5	0	59			27							10	
4	96,6	0	92,4	0	54		19		14						9	
5	96,4	0	93,9	0	34		26		23			9				4
6	99,6	0	97,1	0	34		25		16		11		6		4	
7	99,9	0	98,0	0	34		21	11	10		10		6		4	
8	100,0	0	98,1	0	34		21	11	10		10		6		2	2
9	100,0	0	98,4	0	32		20	18	7		9		6		2	2
14	100,0	0	99,7	0	25	18	11	16	6	7	3	2	4		2	2
Scénario 3																
0	80,7	9	28,9	50												
1	82,3	5	71,5	33	96											
2	88,5	1	80,4	17	70						26					
3	89,9	0	85,4	2	58						28				10	
4	95,3	0	90,5	0	53		18				16				9	
5	96,1	0	91,3	0	53		17				15		7			4
6	99,4	0	97,3	0	33	25	15				13		6			4
7	99,7	0	98,2	0	33	23	14		8	8			6			4
8	99,8	0	98,3	0	33	23	14		8	8			6		2	2
9	99,8	0	98,6	0		24	34	12		8	8		6		2	2
14	100,0	0	99,8	0	6	27	20	11	6	7	10		5		2	2

taille. Sur la base d'une gestion optimale, le modèle estime que les 30 espèces principales constituent plus de 86 % des prises et, à la différence du scénario 1, il y inclut plusieurs espèces de grande taille. Les dix espèces principales sont les suivantes, par ordre d'importance : vivaneau pagaie (*Lutjanus gibbus*), empereur lentille (*Letbrinus lentjan*), empereur hypselopterus (*L. erythropterus*), mérou camouflage (*Epinephelus polyphkadion*), napoléon (*Cheilinus undulatus*), mérou queue carrée (*Plectropomus aerolatus*), empereur bossu (*Monotaxis grandoculis*), sigan vermiculé (*Siganus argenteus*), chirurgien à lignes bleues (*Acanthurus lineatus*) et perroquet à longue tête (*Hippocarus longiceps*).

Le scénario 2, qui reprend la configuration « actuelle » de sélectivité par taille du scénario 1, produit pratiquement les mêmes résultats que le scénario de référence (tableau 2). Le rendement potentiel relatif sans TMC est légèrement inférieur pour une pression de pêche modérée (89,5 % contre 92,5 %) et forte (71,1 % contre 74,1 %), mais le nombre d'espèces menacées d'extinction avec un nombre de TMC situé entre zéro et 4 et les longueurs optimales estimées des TMC sont quasiment identiques.

En revanche, les résultats du scénario 3, qui modélise les effets d'une sélectivité par taille inférieure à celle qui est observée actuellement, sont sensiblement différents (tableau 2 et figure 2). Sans TMC, pour une pression de pêche modérée, les rendements potentiels relatifs passent de plus de 92 % dans le scénario 1 à 81 % dans le scénario 3, et de plus de 74 % à 29 % pour une pression de pêche forte. Sans TMC et avec une forte pression de pêche, il est prévu que près de 50 des 96 espèces soient menacées d'extinction, contre 22 espèces seulement dans le scénario 1 (tableau 3 ; figure 1). En conséquence, les retombées potentielles de l'introduction de TMC sont bien supérieures, étant donné qu'aucune espèce n'est menacée et que l'on parvient à un rendement potentiel relatif de plus de 90 % avec quatre ou cinq TMC, même dans l'hypothèse d'une forte pression de pêche. La répartition des TMC progressivement introduites est également quelque peu différente, puisqu'on ajoute une deuxième TMC à 45 cm, contre 40 cm dans les scénarios 1 et 2, et c'est elle qui est finalement retenue dans la configuration optimale de quatre ou cinq TMC.

Analyse

En fonction du scénario considéré, les résultats indiquent qu'en l'absence de mesures de gestion, on finira par assister à un recul de 20 à 70 % du rendement potentiel des stocks récifaux et à la disparition de 22 à 50 des 96 espèces modélisées dans l'assemblage de poissons de récif de la province occidentale, mais que l'on peut éviter ces disparitions et préserver plus de 90 % du rendement avec quatre ou cinq TMC seulement.

Les légères divergences entre les scénarios, les scénarios 1 et 2 suggérant par exemple de fixer la troisième TMC à 40 cm contre 45 cm dans le scénario 3, montrent que les sommets des courbes de rendement des poissons sont aplatis. Ceci permet d'obtenir des rendements relativement optimaux pour une large gamme de classes de taille, notamment lorsque, comme c'est le cas ici, les courbes de rendement sont cumulées pour des groupes de poissons. Comme le montrent ces résultats, l'impact d'une

TMC est déterminé à la fois par le rapport entre sa longueur et la valeur L_m de l'espèce, ainsi que par la pression de pêche. On peut donc atteindre des rendements relativement optimaux pour chaque espèce et pour des catégories de tailles relativement larges, de sorte que des modifications relativement importantes des TMC ne modifient souvent que relativement peu le rendement potentiel et le potentiel de reproduction (Prince and Hordyk 2018). Ceci confère donc une certaine souplesse au processus de définition des TMC. La modélisation présentée ici en tire explicitement parti en forçant le modèle à procéder à une dernière étape, à savoir arrondir à 5 cm près les estimations optimisées des TMC dans le simple but d'en faciliter l'application. On constate que cette contrainte entraîne rarement une modification notable de l'estimation du rendement potentiel.

Alors que dans le scénario 1 le rendement potentiel pour une pression de pêche forte passe de 91,7 % à 95,4 % quand on ajoute une cinquième TMC, les scénarios 2 et 3 prédisent dans ce cas des augmentations de rendement d'environ 1 %. Ceci porte à croire que le dispositif composé de quatre TMC (20, 30, 40–45 et 65 cm) pourrait constituer le compromis idéal entre les exigences de rendement, de préservation de la ressource et de simplicité de mise en œuvre. La préférence des auteurs allant aux hypothèses du scénario 3, postulant une biomasse initiale plus abondante en serranidés et labridés de grande taille et une sélectivité par plus petites tailles en cas d'épuisement de la ressource, ils privilégient la configuration de TMC proposée par ce scénario (20, 30, 45 et 65 cm), tout en restant réceptifs à d'autres options, compte tenu de l'analyse exposée plus haut. Le regroupement des espèces en quatre TMC est présenté au tableau 3 et partiellement illustré à la figure 1.

Toute modélisation est limitée par les hypothèses simplificatrices utilisées pour la rapprocher de la réalité. Lors de l'interprétation des résultats modélisés, il convient de tenir compte de l'incidence desdites hypothèses. Dans la présente étude, on s'intéressera en particulier aux deux suivantes :

- 1) La taille des poissons lorsqu'ils sont ciblés par les pêcheurs a été établie à partir des tailles relevées au cours du programme d'échantillonnage pour les scénarios 1 et 2 et à partir des tailles inférieures observées dans des régions plus appauvries du Pacifique pour le scénario 3 (Prince *et al.* 2020) ; et
- 2) La pression de pêche s'applique uniformément à l'ensemble des espèces.

Si les pêcheurs se mettent à cibler des poissons de plus petite taille quand les stocks s'appauvrissent, la première hypothèse conduit à une sous-estimation de la perte des espèces et de la baisse du rendement à long terme dans les scénarios de forte pression de pêche. Les résultats obtenus avec la seconde hypothèse surestiment la nécessité de protéger les espèces de petite taille au moyen de TMC.

L'observation des ressources récifales en Océanie montre bien que la taille des poissons ciblés par les pêcheurs dépend de l'appauvrissement des stocks. Lorsque des espèces de grande taille sont présentes, les pêcheurs les ciblent de préférence aux petits poissons. Lorsqu'elles se font rares, ils se mettent à cibler des poissons de plus en plus petits. On le constate en comparant

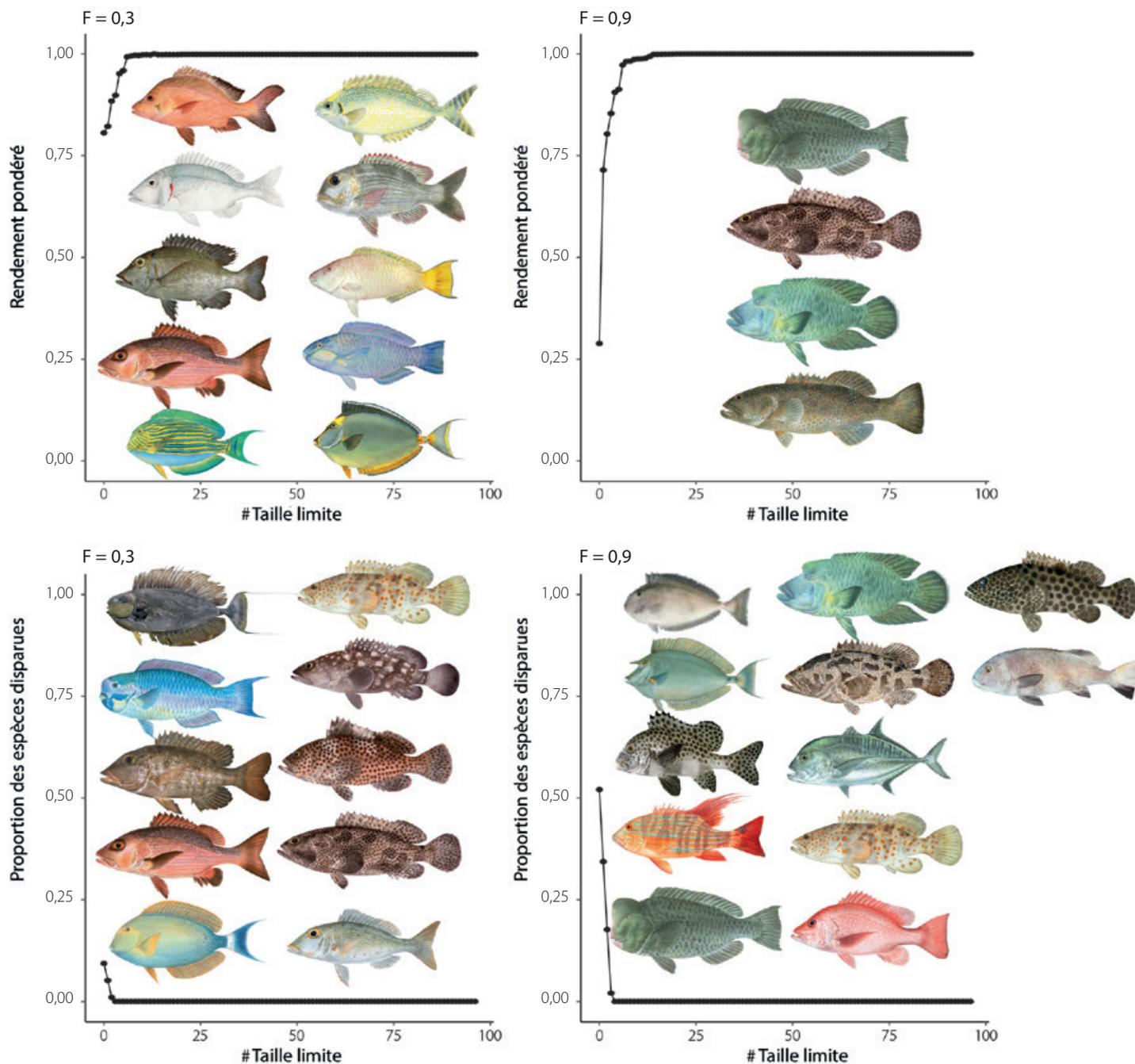


Figure 2. Résultats de la modélisation pour le scénario 3. Les graphiques du haut représentent les estimations du rendement relatif en fonction du nombre de TMC (axe des abscisses) et les graphiques du bas la proportion des 96 espèces menacées d'extinction en fonction du nombre de TMC, en cas de pression de pêche modérée ($F = 0,3$) pour les courbes de gauche et de pression forte ($F = 0,9$) pour les courbes de droite. Les images figurant dans les deux cadres supérieurs représentent les 10 espèces les plus productives prédites dans les trois scénarios, sous réserve de mesures de gestion optimales. Les images figurant dans les deux cadres inférieurs représentent les 22 espèces qui, selon les trois scénarios, sont menacées d'extinction en cas de pression de pêche forte ($F = 0,9$) et sans TMC (tableau 3).

la composition des captures des différents pays, des régions proches des agglomérations et des zones périphériques peu exploitées. Les spécialistes de l'écologie halieutique parlent de « déplacement de l'effort de pêche vers le niveau trophique inférieur » ou « vers les niveaux de taille inférieurs » (Pauly *et al.* 1998). Au stade actuel, le modèle présenté ici ne peut tenir compte de ce phénomène et part du principe que la taille des poissons ciblés reste conforme à l'hypothèse de départ, indépendamment de l'appauvrissement de la ressource.

On s'est efforcé de tenir compte de cette réalité dans le scénario 3. Ses prévisions alarmantes – baisse de rendement non pas de 20 %, mais de 70 % pour une pression de pêche forte, et 50 espèces (et non pas 22) menacées d'extinction – révèlent l'impact de notre première hypothèse simplificatrice. Or, il est probable que les hypothèses fondant le scénario 3 soient également trop prudentes. Dans un projet parallèle mené au nord de Madang en Papouasie-Nouvelle-Guinée, où, aux dires des habitants, on trouvait il y a 20 ou 30 ans un assemblage de poissons

Tableau 3. Groupes d'espèces auxquels on applique quatre TMC optimisées par le scénario 3 pour éviter la disparition des espèces et produire plus de 90 % des rendements potentiels relatifs. Les espèces menacées d'extinction sans TMC et pour une pression de pêche forte (F = 0,9) dans les trois scénarios sont suivies d'un double astérisque et d'un astérisque unique si cette situation est uniquement prévue par le scénario 3.

TMC (cm)							
20	Ext.	30	Ext.	45	Ext.	65	Ext.
<i>Acanthurus blochii</i>	*	<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	*	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	**	<i>Bolbometopon muricatum</i>	**
<i>Acanthurus lineatus</i>		<i>Caranx melampygus</i>	*	<i>Caranx sexfasciatus</i>	*	<i>Caranx ignobilis</i>	**
<i>Acanthurus nigracauda</i>	*	<i>Caranx papuensis</i>	*	<i>Epinephelus areolatus</i>	**	<i>Cheilinus undulatus</i>	**
<i>Caesio caerulea</i>		<i>Cephalopholis cyanostigma</i>	*	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	**	<i>Epinephelus coioides</i>	**
<i>Caesio cuning</i>		<i>Cetoscarus ocellatus</i>	*	<i>Epinephelus maculatus</i>	**	<i>Epinephelus fuscoguttatus</i>	**
<i>Caesio lunaris</i>		<i>Chlorurus microrhinos</i>	**	<i>Epinephelus polyphekadian</i>	**	<i>Epinephelus tauvina</i>	**
<i>Carangoides plagiotaenia</i>		<i>Choerodon anchorago</i>	*	<i>Lethrinus olivaceus</i>	*	<i>Lutjanus malabaricus</i>	**
<i>Cephalopholis miniata</i>	*	<i>Epinephelus corallicola</i>		<i>Lethrinus xanthochilus</i>	**	<i>Plectorhinchus albovittatus</i>	**
<i>Chlorurus bleekeri</i>		<i>Epinephelus ongus</i>	*	<i>Naso annulatus</i>	**	<i>Scomberomorus commerson</i>	*
<i>Epinephelus fasciatus</i>		<i>Gymnocranius grandoculis</i>	*	<i>Naso unicornis</i>	**		
<i>Epinephelus spilotoceps</i>		<i>Hipposcarus longiceps</i>		<i>Plectorhinchus chaetodoinoides</i>	**		
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	*	<i>Lethrinus erythracanthus</i>	**	<i>Plectropomus aerolatus</i>	*		
<i>Lethrinus erythropterus</i>		<i>Lethrinus lentjan</i>		<i>Plectropomus leopardus</i>	*		
<i>Lethrinus harak</i>		<i>Lethrinus microdon</i>	*	<i>Plectropomus maculatus</i>	*		
<i>Lethrinus ornatus</i>		<i>Lethrinus obsoletus</i>	*	<i>Sphyræna forsteri</i>			
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>		<i>Lutjanus bohar</i>	**	<i>Symphorus nematophorus</i>	**		
<i>Lethrinus semicinctus</i>		<i>Lutjanus ehrenbergii</i>	*				
<i>Lutjanus biguttatus</i>		<i>Lutjanus gibbus</i>	*				
<i>Lutjanus fulvus</i>	*	<i>Lutjanus monostigma</i>	*				
<i>Lutjanus kasmira</i>		<i>Lutjanus semicinctus</i>					
<i>Lutjanus quinquelineatus</i>		<i>Monotaxis grandoculis</i>	*				
<i>Lutjanus rufolineatus</i>		<i>Naso brevirostris</i>	*				
<i>Monotaxis heterodon</i>		<i>Scarus rubroviolaceus</i>	*				
<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>		<i>Variola albimarginata</i>					
<i>Naso lituratus</i>		<i>Variola louti</i>					
<i>Naso vlamingii</i>	**						
<i>Parupeneus barberinus</i>							
<i>Parupeneus crassilabris</i>							
<i>Parupeneus cyclostomus</i>							
<i>Parupeneus indicus</i>							
<i>Parupeneus multifasciatus</i>							
<i>Scarus dimidiatus</i>							
<i>Scarus ghobban</i>							
<i>Scarus globiceps</i>							
<i>Scarus niger</i>							
<i>Scarus oviceps</i>							
<i>Scarus psittacus</i>							
<i>Scarus quoyi</i>							
<i>Scarus rivulatus</i>							
<i>Selar boops</i>							
<i>Siganus argenteus</i>							
<i>Siganus canaliculatus</i>							
<i>Siganus doliatus</i>							
<i>Siganus lineatus</i>							
<i>Siganus puellus</i>							
<i>Siganus punctatus</i>							

récifaux relativement « normal » pour la zone indopacifique, la composition des prises montre que les poissons de plus de 20 cm sont rares et que les empereurs, les vivaneaux et les seranidés de toutes tailles sont quasiment absents. Des témoignages recueillis au sujet des stocks de poissons récifaux près de Honiara et autour de l'île de Malaita, ainsi que des travaux publiés (Green *et al.* 2006) semblent indiquer un appauvrissement analogue dans certaines régions des Îles Salomon. De ce fait, les prévisions obtenues avec le scénario 3 sur la base d'une pression de pêche forte et en l'absence de TMC sont probablement raisonnables pour la province occidentale à moyen terme (15 à 20 ans), mais sans doute trop conservatrices à long terme (plus de 20 ans) si des mesures de gestion performantes ne sont pas mises en place.

L'incapacité du modèle à prédire la manière dont les pêcheurs vont adapter leur comportement et cibler leurs prises (par taille et par espèce) a un aspect positif : en cas de bonne gestion des espèces de grand gabarit plus prisées, les résultats obtenus insistent exagérément sur la nécessité de gérer les espèces de petite taille. En général, la pression de pêche exercée sur les petites espèces ne s'intensifie qu'à partir du moment où les espèces de grande taille se raréfient et que les pêcheurs n'ont pas d'autre alternative. Si l'on parvient à restaurer et à maintenir l'abondance des grandes espèces grâce à des TMC bien pensées, le besoin d'instituer des TMC pour les plus petits poissons se fera moins pressant. Dans ces conditions, si l'on réussit à faire fonctionner un dispositif plus simple composé de trois TMC pour la vingtaine d'espèces principales de taille moyenne à grande (30, 45 et 65 cm), il se peut qu'il ne soit pas nécessaire d'instituer la TMC la plus basse (20 cm) ni d'inclure un plus grand nombre d'espèces.

Conclusions

L'absence de gestion des stocks halieutiques récifaux est indéniablement préjudiciable à la biodiversité et à la sécurité alimentaire des pays océaniques. Le modèle présenté ici prédit dans ce cas une chute du rendement de la ressource de plus de 70 % et la disparition de plus de la moitié des espèces dans la province occidentale des Îles Salomon. Les mêmes conséquences sont à attendre dans le reste de la région. Sur une note plus positive toutefois, les résultats des analyses plurispécifiques du rendement indiquent qu'un dispositif limité à quatre TMC plurispécifiques fixés à 20, 30, 40–45 et 65 cm peut prévenir la disparition des espèces et préserver plus de 90 % du rendement potentiel. Si l'abondance des espèces de taille moyenne à grande peut être reconstituée et maintenue avec des TMC performantes avant que la réduction des effectifs n'atteigne des proportions trop graves, il est possible qu'un dispositif plus simple constitué de trois TMC (30, 45 et 65 cm) pour les 20 à 30 espèces principales de taille moyenne à grande débouche sur des résultats analogues.

Remerciements

Les auteurs remercient sincèrement l'ensemble du personnel enthousiaste du WWF, ancien ou actuel, qui a 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. Ils souhaitent aussi remercier Adrian Hordyk (Université de Colombie-Britannique) qui a mis au point le modèle plurispécifique de calcul du rendement. 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, de Simplot Australia via sa marque de produits de la mer John West, et de donateurs de WWF Australie et WWF Pays-Bas.

Bibliographie

- Dulvy N.K. and Polunin N.V.C. 2004. Using informal knowledge to infer human-induced rarity of a conspicuous reef fish. *Animal Conservation* 7:365–374.
- Friedlander A.M., Zgliczynski B.J., Ballesteros E., Aburto-Oropeza O., Bolaños A. and Sala E. 2012. The shallow-water fish assemblage of Isla del Coco National Park, Costa Rica: Structure and patterns in an isolated, predator-dominated ecosystem. *Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology, ISSN-0034-7744)* 60:321–338.
- Friedlander A.M., Sandin S.A., DeMartini E.E. and Sala E. 2010. Spatial patterns of the structure of reef fish assemblages at a pristine atoll in the central Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 410:219–231.
- Green A., Lokani P., Atu W., Ramohia P., Thomas P. and Almany J. (eds). 2006. Solomon Islands Marine Assessment: Technical report of survey conducted May 13 to June 17, 2004. The Nature Conservancy Pacific Island Countries Report No. 1/06.
- 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., 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., Matawai M. 2007. Le commerce de poissons de récifs vivants destinés à la restauration précipite la diminution des mérous queue carrée (*Plectropomus areolatus*) sur un site de concentration de reproducteurs à Manus (Papouasie-Nouvelle-Guinée). *Ressources marines et commercialisation, Bulletin d'information de la CPS* 16:13-18.
- Jennings S. and Polunin N.V.C. 1995. Comparative size and composition of yield from six Fijian reef fisheries. *Journal of Fish Biology* 46:28–46.

- Kitalong A. and Dalzell P. 1994. A preliminary assessment of the status of inshore coral reef fish stocks in Palau. South Pacific Commission. Inshore Fisheries Research Project Technical Document 6. 35 p.
- Kuster C., Vuki V.C. and Zann L.P. 2005. Long-term trends in subsistence fishing patterns and coral reef fisheries yield from a remote Fijian island. *Fisheries Research* 76:221–228.
- Labrosse P., Letourneur Y., Kulbicki M. and Paddon J.R. 2000. Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons: 3 – Fishing pressure, potential yields and impact on management options. *Aquatic Living Resources* 13:91–98.
- 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. 2010. Gasping fish and panting squids: Oxygen, temperature and the growth of water-breathing animals. *Excellence in Ecology* 22. Luhe, Germany: International Ecology Institute. 216 p.
- 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., Kloulchad V.S. and Hordyk A. 2015. Length based SPR assessments of eleven Indo-Pacific coral reef fish populations in Palau. *Fisheries Research* 171:42–58.
- Prince J.D., Hordyk A., Mangubhai S., Lalavanua W., Tamata I., Tamanitoakula J., Vodivodi T., Meo I., Divalotu D., Iobi T., Loganimoce E., Logatabua K., Marama K., Nalasi D., Naisilisili W., Nalasi U., Naleba M., Waqainabete P. 2018. Élaboration d'un système pérenne de tailles minimales de capture pour les Fidji. Lettre d'information sur les pêches de la CPS 155:51–60.
- Prince J., Smith A., Raffé M., Seeto S., Higgs J. 2020. Évaluations du potentiel de reproduction dans la province occidentale des Îles Salomon. Lettre d'information sur les pêches de la CPS 162:58–68.
- Prince J.D., Wilcox C. and Hall N. (in prep.) Life history ratios: Invariant or dimensionless ratios adapted to stoichiometric niches? Submitted to *Fish and Fisheries*.
- Sadovy Y., Kulbicki M., Labrosse P., Letourneur Y., Lokani P., Donaldson T.J. 2003. The humphead wrasse, *Cheilinus undulatus*: synopsis of a threatened and poorly known giant coral reef fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 327–364.
- Sale P.F. and Hixon M.A. 2015. Addressing the global decline in coral reefs and forthcoming impacts on fishery yields. p. 7–18. In: Bortone S.A. (ed). *Interrelationships Between Corals and Fisheries*. Boca Raton, Florida: CRC Press. 289 p.
- Williamson D.H., Evans R.D. and Russ G.R. 2006. Monitoring the ecological effects of management zoning: Initial surveys of reef fish and benthic communities on reefs in the Townsville and Cairns regions of the Great Barrier Reef Marine Park. Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority. 66 p.