



ÉVALUATION DU STOCK DE SÉBASTES À RAIE ROUGE (*SEBASTES PRORIGER*) POUR LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2018



Sébaste à raie rouge (*Sebastes proriger*)
Crédit Photo : Terri Bonnet, MPO

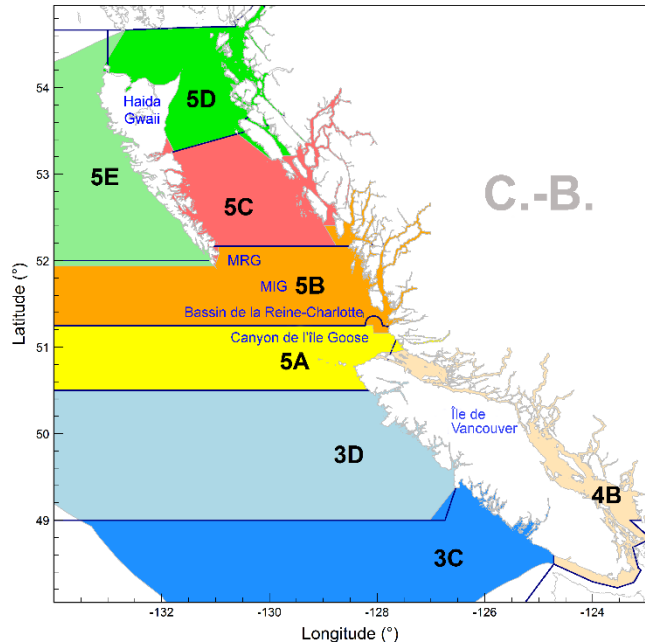


Figure 1. Les zones d'évaluation du sébaste à raie rouge comprenant les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP) exposées avec des lignes pleines et utilisées dans la présente évaluation. Les limites de gestion des poissons de fond, d'après les [secteurs de gestion des pêches du Pacifique](#), sont représentées par des polygones ombrés superposés aux fins de comparaison. La présente évaluation est réalisée pour les zones appelées « nord de la C.-B. » (5DE, vert) et « sud de la C.-B. » (3CD5ABC, rouge à bleu).

Contexte

Le sébaste à raie rouge (*Sebastes proriger*) est une espèce de sébaste à grande longévité, importante pour la pêche commerciale, qui fréquente les eaux de la bordure de l'océan Pacifique en Amérique du Nord. Son intérêt commercial vient de sa couleur rouge vif et de sa longue durée de conservation lorsqu'elle est correctement traitée. Le sébaste à raie rouge soutient la sixième pêche du sébaste la plus importante (d'après le plan de gestion de la pêche de 2017) en Colombie-Britannique, avec un TAC (total autorisé des captures) annuel pour l'ensemble de la côte de 1 564 t en 2017 et des prises annuelles moyennes de 842 t de 2013 à 2017. La présente évaluation quantitative d'un stock structurée selon l'âge a réparti la population de sébastes à raie rouge de la Colombie-Britannique en deux stocks en fonction d'une différence persistante de la taille relative par âge. Un avis sur les prélèvements est fourni pour montrer que les niveaux de prélèvement actuels sont durables et conformes au Cadre décisionnel du MPO intégrant l'approche de précaution.

*Le présent avis scientifique découle de la réunion régionale d'examen par les pairs des 13 et 14 juin 2018 sur l'évaluation du stock de sébastes à raie rouge (*Sebastes proriger*) de la Colombie-Britannique en 2018. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).*

SOMMAIRE

- Deux stocks de sébastes à raie rouge ont été identifiés le long de la côte de la Colombie-Britannique en fonction des différences observables et constantes de la longueur moyenne et des modèles de croissance entre les secteurs. Les deux stocks sont appelés Nord de la C.-B. (ou BCN) dans le CPMP 5DE et Sud de la C.-B. (ou BCS) dans le CPMP 3CD5ABC.
- Les deux stocks de sébastes à raie rouge ont été évalués à l'aide d'un modèle annuel de pêche unique des prises selon l'âge des deux sexes, dans un cadre d'évaluation bayésienne pour quantifier les incertitudes entourant les volumes estimés.
- La biomasse médiane des femelles reproductrices (et les 5^e et 95^e percentiles des résultats de l'évaluation bayésienne) au début de 2018 (B_{2018}) est estimée à 0,91 (0,69-1,13) de la biomasse femelle reproductrice non exploitée (B_0) dans le BCN et à 0,62 (0,47-0,81) de B_0 dans le BCS. En outre, la valeur B_{2018} est estimée à 3,16 (2,02-4,00) fois la biomasse reproductrice à l'équilibre dans une condition de rendement maximal soutenu, B_{RMS} , dans le BCN et à 2,43 (1,51-3,79) de la B_{RMS} dans le BCS.
- Au niveau de prises actuelles, il y a une probabilité estimée de 1 qu'à la fois $B_{2018} > 0,4 B_{RMS}$ et $B_{2018} > 0,8 B_{RMS}$ pour les deux stocks (c'est-à-dire qu'ils se situent dans la zone saine). La probabilité que le taux d'exploitation en 2017 soit inférieur à celui qui est associé au RMS s'établit aussi à 1 pour les deux stocks.
- Des conseils à la direction sont présentés sous la forme de tableaux de décision qui reposent sur les points de référence provisoires établis dans le Cadre de gestion durable des pêches de Pêches et Océans Canada (approche de précaution). Les tableaux de décision fournissent des projections quinquennales réalisées dans tout un éventail de prises constantes (tableau 5, tableau 6).
- Le caractère approprié du RMS fondé sur les points de référence pour les espèces à grande longévité et à faible productivité est incertain; en conséquence, les conseils à la direction par rapport aux points de référence fondés sur 0,4 et 0,2 fois B_0 sont aussi présentés comme une solution de rechange (annexe F, tableaux : F11, F12, F25 et F26).
- Il est recommandé que la prochaine évaluation ait lieu en 2023, avec trois nouveaux indices disponibles à partir de chacun des quatre relevés au chalut synoptiques bisannuels et cinq années supplémentaires de données sur le vieillissement et les prises. Aucun des indicateurs appropriés pour ce stock ne pourrait être recommandé, ce qui déclencherait une évaluation plus tôt que prévu. Les avis pendant les années intermédiaires sont explicitement inclus dans les tableaux de décision.
- Parmi les travaux futurs recommandés, mentionnons l'enquête d'autres points de référence en raison de la sensibilité des points de référence basée sur B_{RMS} aux hypothèses concernant les paramètres et fonctions du modèle, y compris : la capturabilité (q), M , σ_R , et les sélectivités commerciales et des relevés. Il est aussi recommandé que les futurs évaluateurs examinent les valeurs à priori informatives utilisées dans la présente évaluation du stock et se penchent sur les solutions de rechange dans le but d'élaborer des valeurs à priori plus appropriées.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le sébaste à raie rouge (*Sebastes proriger*) est présent le long de la côte de l'océan Pacifique en Amérique du Nord, des îles Aléoutiennes (Alaska) au nord jusqu'en Basse-Californie centrale, en passant par la Colombie-Britannique (Love et al. 2002). En Colombie-Britannique, les zones névralgiques de captures par unité d'effort (CPUE) provenant des traits au chalut de fond additionnées sur une période de 22 ans (1996-2017), sont celles au large de la baie Rennell (à l'ouest de l'Île Graham, Haida Gwaii), le long des parois des trois grands canyons dans le bassin de la Reine-Charlotte, au nord-ouest de l'île de Vancouver, et au sud-ouest du bassin de Barkley, sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La plupart des prises commerciales le long de la côte de la Colombie-Britannique se trouvent à des profondeurs de 91 m à 380 m. Les prises sont constantes en Colombie-Britannique à partir de la partie inférieure du détroit d'Hécate jusqu'à la frontière de la province avec l'état de Washington. Une autre section continue de prises de sébastes à raie rouge se situe le long de la côte ouest de l'île Graham, dans la partie ouest de l'entrée Dixon. Ces sections de prises constantes coïncident avec la séparation de la population de sébastes à raie rouge en deux stocks – Nord de la C.-B. (BCN) et Sud de la C.-B. (BCS).

Les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique utilisées dans les évaluations des stocks sont semblables aux zones de gestion du poisson de fond (ZGPF) utilisées par l'unité de gestion des poissons de fond de Pêches et Océans Canada (MPO) pour établir les totaux autorisés des captures (figure 2). Les limites exactes de la ZGPF n'ont pas été utilisées dans l'évaluation, car les données les concernant ne sont disponibles que depuis 1996, et nous ne disposons d'aucune procédure permettant de modifier les débarquements antérieurs afin de se conformer à ces limites. Par conséquent, les zones sont celles de la Commission des pêches maritimes du Pacifique, sauf indication contraire.

Les TAC au chalut par secteur de l'unité de gestion des poissons de fond sont demeurés inchangés depuis 2001 : 173 t dans 3C, 772 t dans 3D5AB, 330 t dans 5CD et 246 t dans 5E. Les TAC à la ligne sont demeurés inchangés depuis 2006 : 5 t dans 3C, 22 t dans 3D5AB, 9 t dans 5CD et 7 t dans 5E. Les prises moyennes sur toute la côte de 2013 à 2017 provenant de toutes les pêches étaient de 842 t (109 t dans BCN, 732 t dans BCS). En tout, 98 % des captures commerciales de sébastes à raie rouge ont été faites dans la tranche d'eau de 113 à 427 m pour BCN et de 82 à 444 m dans BCS.

ÉVALUATION

Ce rapport résume les principaux résultats de l'évaluation quantitative des stocks de 2018 pour les deux stocks de sébastes à raie rouge. Un modèle annuel de pêche unique des prises selon l'âge des deux sexes a été ajusté aux données des relevés au chalut indépendants des pêches (à partir de données de relevés historiques et des relevés au chalut synoptique continu), aux indices d'abondance des CPUE dépendantes des pêches annuelles, aux estimations annuelles des prises de la pêche commerciale au chalut depuis 1940 et aux données sur la composition selon l'âge des pêches commerciales et des séries de relevés. Des analyses de la sensibilité (quatre dans BCN, cinq dans BCS) ont été réalisées pour étudier la sensibilité d'un sous-ensemble d'hypothèses et de sources de données utilisées dans le scénario de référence.

Chaque modèle d'évaluation d'un stock estime le paramètre des variations dans la relation stock-recrutement (qui représente une composante de productivité du stock), la mortalité naturelle (indépendamment pour les femelles et les mâles), les coefficients de capturabilité pour les séries de relevés et les CPUE et les paramètres de sélectivité pour la pêche commerciale et chacune des séries de relevés (quatre dans BCS et deux dans BCN).

Les modèles reconstruisent la série chronologique de la biomasse vulnérable (la biomasse totale des mâles et femelles susceptible d'être prélevée dans les pêches) et de la biomasse du stock reproducteur (femelles matures seulement), compte tenu des hypothèses du modèle et des estimations des paramètres. Les paramètres estimés sont alors utilisés pour calculer le rendement maximal soutenu (RMS) et les points de référence. Des projections quinquennales sont réalisées pour un éventail de prises constantes afin d'estimer les probabilités que la biomasse reproductrice soit supérieure aux points de référence. Tous les calculs sont effectués au moyen de la méthode bayésienne de Monte-Carlo par chaîne de Markov (MCCM), qui permet de quantifier l'incertitude des paramètres. Cette procédure a permis de générer 1 000 échantillons de la méthode de MCCM (après le retrait de 200 échantillons pour le rodage) à partir des distributions a posteriori pour les paramètres estimés. Les estimations des différentes quantités ont été calculées à partir de ces échantillons et sont présentées en tant que médianes (avec des quantiles de 5 à 95 % pour spécifier l'incertitude). Les probabilités calculées sont également basées sur des distributions a posteriori selon la méthode de MCCM.

Les avis à l'intention des gestionnaires sont présentés sous la forme de tableaux de décision qui décrivent les probabilités de dépassement des points de référence (conformément à l'approche de précaution du Cadre pour la pêche durable du MPO : $0,4 B_{RMS}$, $0,8 B_{RMS}$ et en demeurant sous u_{RMS}) pour 2018 à 2023 pour une fourchette de niveaux de prises constants pour chaque stock.

La Figure 2 montre les distributions a posteriori de la biomasse vulnérable annuelle estimée pour chaque stock, de pair avec les prises historiques. La Figure 3 compare les trajectoires des médianes estimées des biomasses vulnérables et reproductrices (femelles matures seulement) de chaque stock par rapport à leurs valeurs d'équilibre non exploitées.

Le stock de BCN présente de longues périodes de stabilité relative du stock permanent ponctuées de déclin périodiques, par exemple, après 1966 pendant l'activité des flottes étrangères et dans les années 1990 pendant l'émergence d'une flotte nationale de pêche au chalut ([graphique de gauche] Figure 2). Il y a aussi des périodes d'augmentation notable de la population générées par des événements de recrutement importants en 1982 et en 1996 ([graphique de gauche] Figure 4). La pression de la pêche par les flottes étrangères ([graphique de gauche] Figure 5) de 1965 à 1970 a causé un déclin de la biomasse suivi par une période de stabilité jusqu'au milieu des années 1980. Le stock BCN a décliné de nouveau jusqu'à son niveau le plus bas vers 1990, après quoi le recrutement important de 1982 est entré dans la biomasse vulnérable, causant une augmentation de la biomasse jusqu'au milieu des années 1990. La biomasse a ensuite diminué de façon stable jusqu'au milieu des années 2000, quand un autre événement de bon recrutement combiné à des prises moindres ont entraîné une augmentation de la biomasse jusqu'à maintenant.

Le stock BCS présente une longue tendance stable au déclin de la population des années 1940 jusqu'au milieu des années 1970, suivie d'une hausse de 10 ans jusqu'à des niveaux supérieurs à B_0 en 1985, probablement attribuable à un bon recrutement dans les années 1970 ([graphique de droite] Figure 4). Cette tendance à la hausse a aussi été facilitée par la cessation de la pêche hauturière étrangère, comme le montre la tendance à la diminution du taux d'exploitation après 1977 ([graphique de droite] Figure 5). Un autre déclin stable, plus rapide cette fois et attribuable aux quantités de prises plus importantes et aux taux d'exploitation croissants au moment où la flotte nationale a commencé la pêche ([graphique de droite] Figure 5), s'est poursuivi pendant 20 ans et a atteint son point le plus bas vers 2006. Un bon événement de recrutement au début des années 2000 ([graphique de droite] Figure 4) a permis une augmentation sur 5 ans suivie par un stock permanent stable jusqu'aux dernières années.

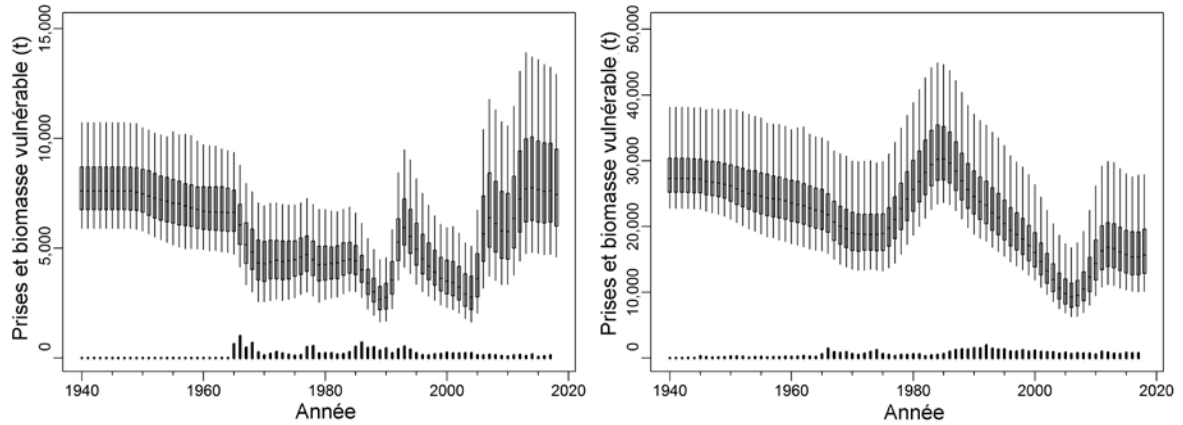


Figure 2. Prises commerciales annuelles (barres verticales) et biomasse vulnérable (tracés en boîtes illustrant les percentiles 5, 25, 50, 75 et 95 des résultats de la méthode de MCCM). Gauche : Nord de la C.-B., droite : Sud de la C.-B..

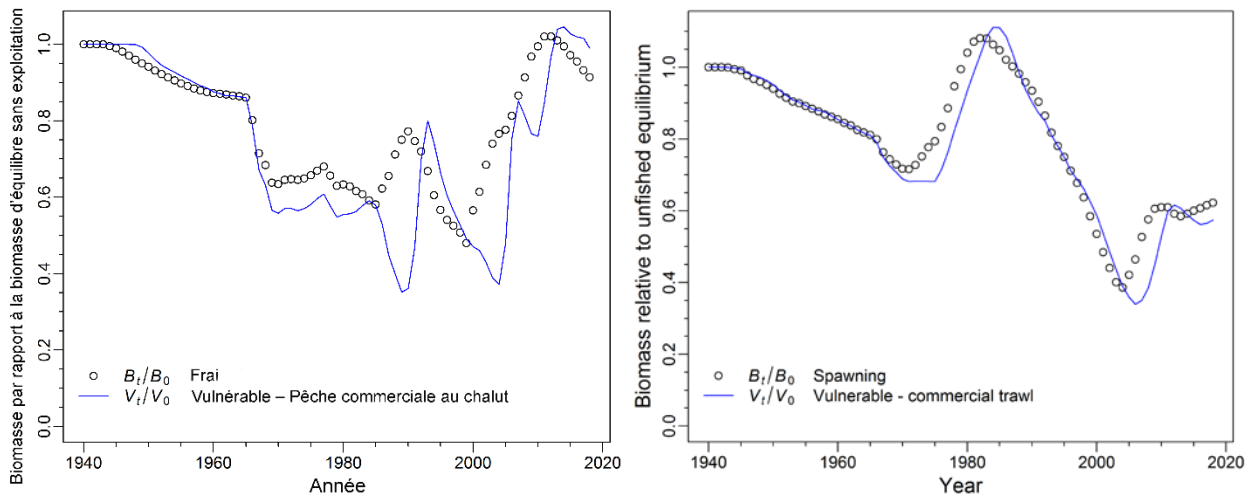


Figure 3. Trajectoires des biomasses reproductrices et vulnérables par rapport aux niveaux d'équilibre non exploités, B_t/B_0 et V_t/V_0 respectivement, illustrées en tant que médianes de MCCM. Gauche : Nord de la C.-B., droite : Sud de la C.-B..

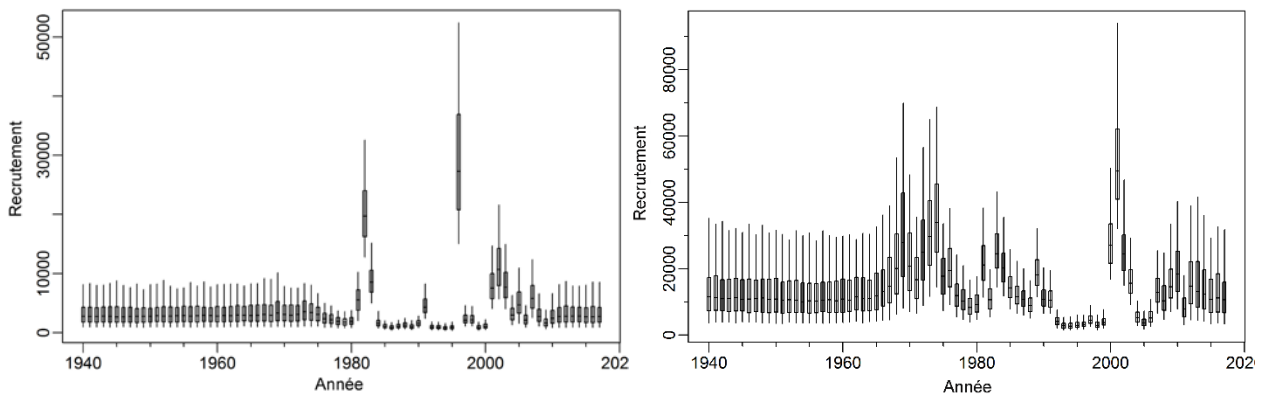


Figure 4. Distribution marginale a posteriori du recrutement (en milliers de poissons âgés de 1 an) pour chaque année. Les tracés en boîtes donnent les 5^e, 25^e, 50^e, 75^e et 95^e percentiles des résultats de la méthode de MCCM. Gauche : Nord de la C.-B., Droite : Sud de la C.-B..

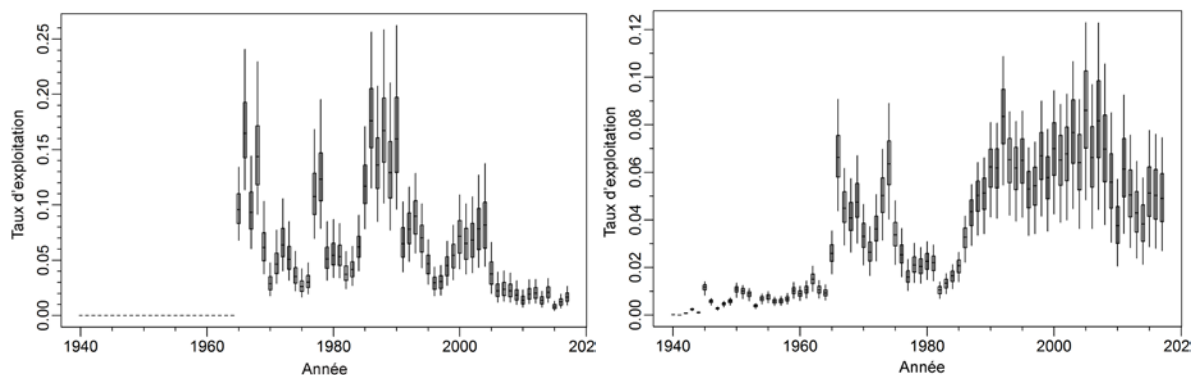


Figure 5. Distributions marginales a posteriori du taux d'exploitation annuel par année. Les tracés en boîtes donnent les 5^e, 25^e, 50^e, 75^e et 95^e percentiles des résultats de la méthode de MCCM. Gauche : Nord de la C.-B., Droite : Sud de la C.-B..

Les deux stocks de la Colombie-Britannique présentent de longues périodes de recrutement sous la moyenne ponctuées par des événements périodiques de recrutement important (Figure 4). Un bon recrutement dans le stock BCN est évident au début des années 1980 et au milieu des années 1990. Le stock BCS montre aussi un bon recrutement au début des années 1980, mais le bon recrutement ultérieur est reporté au début des années 2000. Il y a aussi quelques données probantes établissant un bon recrutement du BCS dans les années 1970, ce qui est étayé par les données sur les échantillons d'âge provenant de 1979 et possiblement du début des années 1990.

Le taux d'exploitation annuel estimé du BCN (rapport des prises totales sur la biomasse vulnérable au milieu de l'année) a atteint un sommet au milieu des années 1960 ([graphique de gauche] Figure 5) en raison des prises étrangères, puis un nouveau sommet à la fin des années 1980 en raison d'une augmentation de l'exploitation nationale combinée à la baisse des niveaux de la biomasse vulnérable. De la même façon, les taux d'exploitation du BCS étaient élevés dans les années 1960 et au début des années 1970 en raison des prises des flottes étrangères et ont augmenté de nouveau dans les années 1990, pour demeurer stables jusqu'en 2010 environ ([graphique de droite] Figure 5). Le taux d'exploitation estimé du BCN en 2017, u_{2017} , est de 0,016 (0,009-0,027, Tableau 1) tandis que le taux d'exploitation du BCS pour 2017, u_{2017} , est de 0,049 (0,027-0,075, Tableau 1).

Tableau 1. Quantiles des quantités tirées de la méthode de MCCM des 1 000 échantillons de la valeur a posteriori selon la méthode de MCCM. Les définitions sont : B_0 – biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée (femelles matures), V_0 – biomasse vulnérable à l'équilibre non exploitée (mâles et femelles), B_{2018} – biomasse reproductrice au début de 2018, V_{2017} – biomasse vulnérable au milieu de 2018, u_{2016} – taux d'exploitation (rapport entre les prises totales et la biomasse vulnérable) au milieu de 2017, u_{max} – taux d'exploitation maximal (calculé pour chaque échantillon entre 1940 et 2017), B_{RMS} – biomasse reproductrice à l'équilibre au rendement maximal soutenu (RMS), u_{RMS} – taux d'exploitation à l'équilibre au RMS, V_{MSY} – biomasse vulnérable à l'équilibre au RMS. Les valeurs de la biomasse et du rendement maximal soutenu sont exprimées en tonnes. À titre de référence, les prises moyennes sur les cinq dernières années (de 2013 à 2017) s'élèvent à 109 t pour le BCN et à 732 t pour le BCS.

Valeur	Nord de la C.-B.			Sud de la C.-B.		
	5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
B_0	5 611	7 216	10 083	21 925	26 149	36 390
V_0	5 910	7 606	10 733	22 780	27 318	38 172
B_{2018}	4 193	6 500	11 079	10 700	16 235	28 967
V_{2018}	4 605	7 455	12 935	10 142	15 665	27 905
B_{2018} / B_0	0,692	0,914	1,129	0,469	0,622	0,810

Valeur	Nord de la C.-B.			Sud de la C.-B.		
	5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
V_{2018} / V_0	0,718	0,990	1,267	0,424	0,574	0,764
u_{2017}	0,009	0,016	0,027	0,027	0,049	0,075
u_{max}	0,127	0,187	0,281	0,056	0,089	0,125
RMS	281	497	787	946	1 467	2 481
B_{RMS}	1 488	2 135	3 411	4 553	6 830	10 701
$0,4 B_{RMS}$	595	854	1 364	1 821	2 732	4 280
$0,8 B_{RMS}$	1 190	1 708	2 728	3 643	5 464	8 561
B_{2018} / B_{RMS}	2,015	3,156	3,999	1,509	2,429	3,768
B_{RMS}/B_0	0,250	0,293	0,379	0,190	0,256	0,344
V_{RMS}	474	848	2 578	2 466	5 043	9 080
V_{RMS}/V_0	0,073	0,107	0,293	0,088	0,183	0,302
u_{RMS}	0,120	0,638	0,990	0,115	0,300	0,800
u_{2017}/u_{RMS}	0,011	0,025	0,154	0,049	0,160	0,496

Le rapport estimé entre la biomasse reproductrice actuelle (B_{2018}) et la biomasse d'équilibre non exploitée B_0 se situe à 0,91 (0,69-1,13) pour le BCN et à 0,62 (0,47-0,81) pour le BCS (Tableau 1). Le RMS médian estimé est de 497 t (281-787 t) pour le BCN et de 1 467 t (946-2 481 t) pour le BCS, par rapport aux prises moyennes pour les cinq dernières années (2013 à 2017) de 109 t et 732 t, respectivement. La valeur estimée de B_{2018}/B_{RMS} , où B_{RMS} correspond à la biomasse reproductrice d'équilibre qui soutiendrait le RMS est de 3,16 (2,02-4,00) pour le BCN et de 2,43 (1,51-3,77) pour le BCS.

Points de référence

La Figure 6 illustre l'état du stock par rapport à la limite provisoire établie par le MPO (2009) et aux points de référence limite et supérieur de $0,4 B_{RMS}$ et $0,8 B_{RMS}$. Ces points de référence déterminent la zone critique, la zone de prudence et la zone saine. Pour les deux stocks, on estime que la biomasse reproductrice au début de 2018 se situe au-dessus du point de référence limite, avec une probabilité $P(B_{2018} > 0,4 B_{RMS}) = 1$, et au-dessus du point de référence supérieur, avec une probabilité $P(B_{2017} > 0,8 B_{RMS}) = 1$. Les modèles du Bcn et du BCS estiment tous deux que la biomasse est demeurée relativement constante depuis 2012 (Figure 2).

Les autres points de référence par rapport à B_0 sont également fournis dans les tableaux de décision si la direction l'exige. À la réunion, on a exprimé certaines réserves concernant le caractère approprié des points de référence fondés sur le RMS pour les espèces à grande longévité. Cela est particulièrement vrai pour le stock du nord, pour lequel le RMS a été mal défini.

Un second volet de la règle de pêche provisoire établie par le MPO (2009) concerne la relation entre le taux d'exploitation et le taux qui est associé au RMS dans des conditions d'équilibre (u_{RMS}). La règle précise que le taux d'exploitation ne doit pas dépasser u_{RMS} lorsque le stock se trouve dans la zone saine. Il faut réduire les volumes de prises lorsque le stock se trouve dans la zone de prudence et conserver les prises au plus faible niveau possible lorsqu'il se trouve dans la zone critique. Le rapport estimé de u_{2017}/u_{RMS} , qui devrait être ≤ 1 selon la règle de pêche, est de 0,03 (0,01 à 0,15) dans le BCN et de 0,16 (0,05-0,50) dans le BCS (Tableau 1). La probabilité que le taux d'exploitation actuel soit inférieur à celui qui est associé au RMS est $P(u_{2017} < u_{RMS}) = 1$ pour les deux stocks.

On estime que les deux stocks se trouvent dans la zone saine (au-dessus de $0,8 B_{RMS}$) depuis le début de la pêche en 1940 (d'après les valeurs médianes) et que le taux d'exploitation médian n'a jamais été supérieur à u_{RMS} pendant cette période.

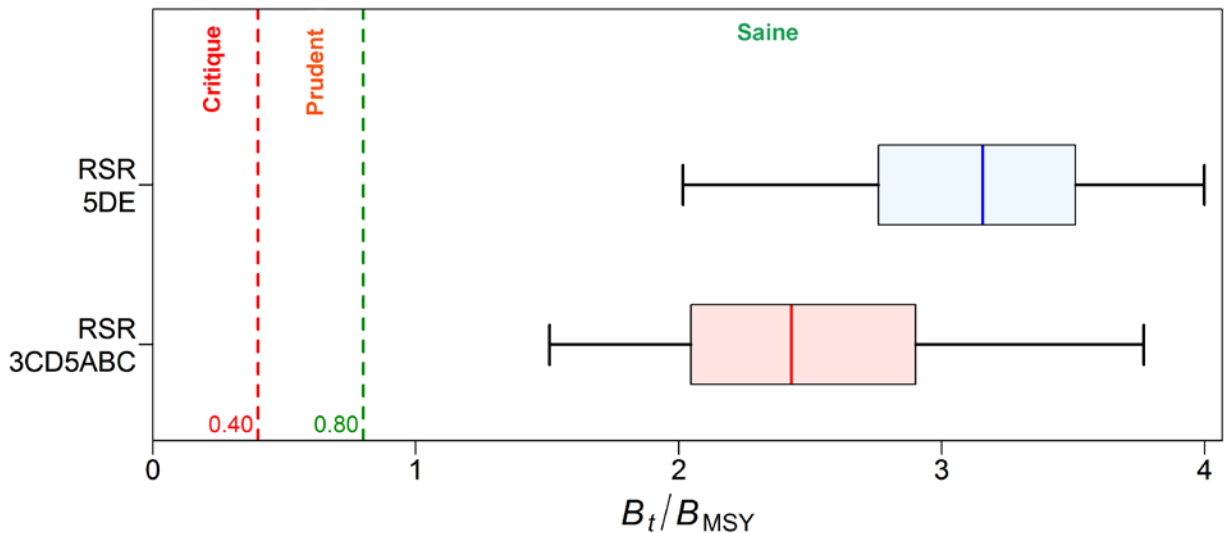


Figure 6. État actuel des deux stocks de sébastes à raie rouge par rapport aux points de référence provisoires de $0,4B_{RMS}$ et de $0,8B_{RMS}$ établis selon l'approche de précaution du MPO. La probabilité que B_{2018} se trouve dans la zone critique est de 0, dans la zone de prudence, de 0, et dans la zone saine, de 1. Les tracés en boîtes montrent les 5^e, 25^e, 50^e, 75^e et 95^e percentiles des résultats de la méthode de MCM.

Résultats des projections et tableaux de décision

Des projections sur cinq ans débutant avec la valeur de la biomasse enregistrée au début de 2018 ont été effectuées sur un éventail de niveaux de prises constants (0-2 000 t par incréments de 100 t). Cette période a été considérée comme adéquate aux fins d'un avis à long terme et suffisamment courte pour que les projections s'appuient principalement sur des individus éclos avant 2010 (et, ainsi, explicitement estimés par le modèle d'évaluation). Les tableaux de décision (Tableau 2 et Tableau 3) donnent les probabilités que la biomasse reproductrice dépasse les points de référence au cours de chacune des années faisant l'objet d'une projection et pour chaque niveau de prises. Il convient de noter que ces tableaux supposent que les niveaux de prises sont maintenus constants, de sorte qu'il n'y a pas de réduction conséquente du taux d'exploitation dans les projections si le stock atteint les zones de prudence ou critiques.

En général, ce sont les gestionnaires qui doivent choisir les niveaux de prises et les niveaux de risque de prédilection. Par exemple, il peut être souhaitable d'être certain à 95 % que B_t soit supérieur à un PRL, alors qu'il faudrait seulement une probabilité de 50 % qu'un PRS soit dépassé. En supposant ce profil de risque, toutes les politiques sur les prises dans le Tableau 2 et le Tableau 3 pourraient être adoptées pour avoir une certitude à 95 % que la biomasse reproductrice demeurerait au-dessus de $0,4 B_{RMS}$ au début de 2023. De même, toutes les politiques sur les prises dans le Tableau 2 et le Tableau 3 pourraient être adoptées pour avoir une certitude à 50 % que la biomasse reproductrice est au-dessus de $0,8 B_{RMS}$ au début de 2023. Ces tableaux montrent aussi qu'il y a au moins une probabilité de 95 % que les taux de récolte soient inférieurs à u_{RMS} en 2023 avec des prises annuelles de 500 t ou moins dans le nord et de 1 300 t ou moins dans le sud. Le guide du taux d'exploitation de référence de la récolte du Cadre pour la pêche durable est potentiellement le seul point de référence pour les deux stocks de sébastes à raie rouge qui fournit des conseils contrastants sur la récolte à l'intention des gestionnaires.

Tableau 2. Nord de la C.-B. – Tableaux de décision pour les points de référence $0,4 B_{RMS}$, $0,8 B_{RMS}$ et u_{RMS} calculés d'après des projections de 1 à 5 ans réalisées pour une fourchette de stratégies de prises constantes (en tonnes) à l'aide du modèle du scénario de référence. Les valeurs sont la probabilité (proportion d'échantillons du MCMC) que la biomasse reproductrice des femelles au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_{RMS} , ou que le taux d'exploitation de la biomasse vulnérable au milieu de l'année t soit inférieur au point de référence u_{RMS} . À titre de référence, les prises moyennes sur les cinq dernières années (de 2013 à 2017) s'élèvent à 109 t.

Prises	$P(B_t > 0,4B_{RMS})$							$P(B_t > 0,8B_{RMS})$							$P(u_t > u_{RMS})$						
	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023			
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99		
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97	0,97		
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,98	0,97	0,97	0,97	0,96	0,95	0,95		
600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,97	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,92		
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,96	0,95	0,94	0,92	0,90	0,88	0,88		
800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,98	0,95	0,94	0,92	0,89	0,86	0,82	0,82		
900	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,97	0,94	0,92	0,89	0,86	0,81	0,75	0,75		
1 000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,95	0,93	0,90	0,87	0,82	0,76	0,68	0,68		
1 100	1	1	1	1	1	0,99	1	1	1	0,99	0,97	0,92	0,91	0,88	0,84	0,78	0,69	0,58	0,58		
1 200	1	1	1	1	1	0,99	1	1	0,99	0,98	0,95	0,88	0,90	0,86	0,82	0,72	0,61	0,49	0,49		
1 300	1	1	1	1	0,99	0,99	1	1	0,99	0,98	0,93	0,85	0,89	0,85	0,79	0,67	0,54	0,42	0,42		
1 400	1	1	1	1	0,99	0,99	1	1	0,99	0,97	0,90	0,81	0,88	0,83	0,73	0,62	0,47	0,35	0,35		
1 500	1	1	1	1	0,99	0,99	1	1	0,99	0,95	0,87	0,79	0,87	0,81	0,70	0,56	0,40	0,27	0,27		
1 600	1	1	1	1	0,99	0,99	1	1	0,99	0,94	0,84	0,76	0,85	0,79	0,66	0,51	0,35	0,22	0,22		
1 700	1	1	1	0,99	0,99	0,99	1	1	0,98	0,92	0,80	0,73	0,84	0,77	0,63	0,44	0,28	0,18	0,18		
1 800	1	1	1	0,99	0,99	0,99	1	1	0,98	0,89	0,78	0,72	0,83	0,74	0,59	0,39	0,23	0,13	0,13		
1 900	1	1	1	0,99	0,99	0,99	1	1	0,98	0,88	0,76	0,70	0,82	0,70	0,54	0,34	0,20	0,10	0,10		
2000	1	1	1	0,99	0,99	0,99	1	1	0,97	0,84	0,74	0,68	0,80	0,68	0,51	0,29	0,16	0,08	0,08		

Tableau 3. Sud de la C.-B. – Tableaux de décision pour les points de référence $0,4 B_{RMS}$, $0,8 B_{RMS}$ et u_{RMS} calculés d'après des projections de 1 à 5 ans réalisées pour une fourchette de stratégies de prises constantes (en tonnes) à l'aide du modèle du scénario de référence. Voir la légende Tableau 2 pour plus de détails. À titre de référence, les prises moyennes sur les cinq dernières années (de 2013 à 2017) s'élèvent à 732 t.

Prises	$P(B_t > 0,4B_{RMS})$							$P(B_t > 0,8B_{RMS})$							$P(u_t > u_{RMS})$						
	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023			
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
900	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99		
1 000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98		
1 100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,98	0,98	0,98	0,97	0,97		
1 200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,98	0,98	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97		
1 300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,97	0,97	0,97	0,96	0,95	0,95	0,95		
1 400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,96	0,96	0,95	0,95	0,94	0,93	0,93		
1 500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,95	0,94	0,94	0,93	0,92	0,91	0,91		
1 600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,99	0,94	0,93	0,92	0,91	0,90	0,89	0,89		

Prises	$P(B_t > 0,4B_{RMS})$						$P(B_t > 0,8B_{RMS})$						$P(u_t > u_{RMS})$					
	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2018	2019	2020	2021	2022	2023
1 700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,93	0,92	0,91	0,90	0,89	0,86
1 800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,92	0,90	0,89	0,88	0,86	0,84
1 900	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,91	0,89	0,88	0,86	0,83	0,81
2000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,99	0,98	0,90	0,88	0,86	0,83	0,81	0,78

Sources d'incertitude

L'incertitude dans les paramètres estimés est expressément traitée par l'approche bayésienne, avec des intervalles de crédibilité et des probabilités fournies pour toutes les quantités d'intérêt. Ces intervalles et probabilités ne sont valides que pour ce modèle particulier en utilisant les poids associés aux différentes composantes de données. L'approche bayésienne s'appuie également sur la croyance antérieure du créateur du modèle concernant chacun des paramètres d'entrée. Plus particulièrement, le comité a remarqué que la sélection d'une répartition antérieure de la mortalité naturelle constituait une incertitude clé dans le modèle d'évaluation qui n'est pas représentée dans l'ensemble des analyses de sensibilité présentées. Les explorations des modèles de remplacement qui utilisaient différentes répartitions préalables pour M ont donné différentes estimations de l'état du stock par rapport aux points de référence; toutefois, ces différences n'étaient pas assez grandes pour changer la perception que l'état du stock était dans la zone saine par rapport aux points de référence fondés sur la B_{RMS} .

D'autres incertitudes ont été étudiées dans le cadre de la sensibilité, ce qui a permis d'étudier d'autres hypothèses du scénario de base. Même si la gamme d'analyses de la sensibilité n'était pas exhaustive, plusieurs incertitudes importantes ont été explorées, notamment l'influence de l'exclusion des CPUE commerciales, à l'aide d'un historique de la pêche (inférieur) de rechange, en utilisant seulement des échantillons d'âge non triés, en excluant certaines séries de relevés plus anciens (sud seulement), et une valeur (plus élevée) de rechange pour σ_R . Dans tous les cas, les estimations de l'état du stock demeuraient dans la zone saine. Le comité d'examen a fait remarquer qu'il y avait plusieurs sensibilités supplémentaires qui pourraient, ou devraient peut-être, être explorées, mais a reconnu que ce travail devrait être reporté à la prochaine évaluation du stock pour cette espèce.

La réunion d'examen a permis de constater que les points de référence fondés sur le RMS sont très incertains parce qu'ils sont mal estimés et supposent des conditions de pêche constantes au fil du temps.

Les deux modèles d'évaluation ont présumé que les stocks du nord et du sud étaient des populations fermées, ce qui n'est peut-être pas vrai. Cette hypothèse est particulièrement incertaine pour le stock du nord, qui, compte tenu de sa faible couverture géographique, pourrait être à la lisière d'un plus grand stock dont l'aire de répartition s'étend jusqu'en Alaska. De la même façon, le stock du sud pourrait faire partie d'une population dont l'aire de répartition s'étend jusque dans les états de Washington et de l'Oregon.

Considérations écosystémiques

En 2012, des mesures ont été prises pour réduire et gérer les prises accessoires de coraux et d'éponges dans les pêches au chalut de fond de la Colombie-Britannique. Voici quelques-unes de ces mesures, qui ont été élaborées conjointement par l'industrie et des organismes de protection de l'environnement non gouvernementaux : limitation de l'empreinte des activités de chalutage de fond; établissement d'une limite aux prises accessoires combinées de coraux et d'éponges à des fins de conservation; établissement d'un protocole en cas de rencontre de coraux et d'éponges pour chaque trait de chalut, lorsque les prises de ces organismes combinés dépassent 20 kg. Ces mesures ont été intégrées dans le Plan de gestion intégrée de

la pêche au poisson de fond du MPO pour la région du Pacifique ([Plan de gestion intégrée des pêches pour la région du Pacifique, poisson de fond, en vigueur le 21 février 2017](#)).

Les pêches sont également assujetties aux mesures de gestion suivantes : surveillance en mer de 100 %, vérifications à quai de 100 %, responsabilisation des navires pour toutes les prises retenues et relâchées, quotas individuels transférables et réallocation de ces quotas entre les navires et les pêches afin de couvrir les prises d'espèces non ciblées (voir le plan de gestion précédemment mentionné).

CONCLUSIONS ET AVIS

L'évaluation décrit un stock à croissance lente et à faible productivité qui a fait l'objet d'une pêche commerciale par des flottes nationales et étrangères avant la mise en œuvre de quotas individuels de bateau (QIB) en 1997. Les taux d'exploitation ont diminué depuis, avec une exploitation très faible pour le BCN (médiane $u_{2017}=0,02$) et une exploitation modérée pour le BCS (médiane $u_{2017}=0,05$). Les taux d'exploitation estimés sont très inférieurs aux estimations modélisées de la mortalité naturelle des deux stocks.

Il est recommandé que la prochaine évaluation ait lieu en 2023, avec trois nouveaux indices à partir de chacun des quatre relevés synoptiques et cinq années supplémentaires de données sur le vieillissement et les prises de la pêche commerciale. Aucun des indicateurs appropriés n'est recommandé pour déclencher une évaluation plus tôt que prévu durant les années intermédiaires. L'indicateur potentiel le plus approprié, le relevé synoptique du détroit de la Reine-Charlotte, fournit des estimations bisannuelles erronées de la biomasse relative et nécessite probablement au moins deux observations pour déclencher une nouvelle évaluation. En outre, il doit y avoir un délai d'exécution d'au moins six à huit mois pour permettre la lecture de nouvelles structures de détermination de l'âge nécessaires pour toute nouvelle évaluation. Les avis pour les années intermédiaires sont explicitement inclus dans les tableaux de décision.

Les avis concernant la gestion de cette espèce sont fournis sous forme de tableaux de décision. Les tableaux supposent que le modèle est valable et qu'aucune autre intervention de gestion ne se produira si l'état des stocks change pour chaque niveau de prises constant.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

Nous ne savons pas comment la tendance au réchauffement de la planète associée au changement climatique affectera cette espèce et les conclusions tirées de cette évaluation du stock. Même si on s'entend pour dire que des régimes de températures plus chaudes affecteront les espèces marines, la nature exacte de ces effets est mal comprise. Les tentatives précédentes d'intégration des variables climatiques dans les évaluations des stocks comme celles-ci n'ont pas été des réussites, en grande partie en raison du faible contraste dans les séries introduites, d'une série chronologique trop courte ou de modèles fonctionnels trop simplistes (ou pas réalistes). Les températures plus chaudes sont susceptibles d'affecter les processus de recrutement, la mortalité naturelle et la croissance, et tous les éléments qui ont un effet sur le rendement obtenu par la pêche. Aussi, les points de référence qui s'appuient sur des conditions d'équilibre changeront avec l'évolution des régimes de températures, ce qui suppose un changement dans la productivité et, en conséquence, un niveau d'équilibre différent. Pour comprendre l'effet du changement climatique dans un contexte maritime, nous devons procéder à une surveillance supplémentaire et adopter une approche de modélisation plus complexe.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Last Name	First Name	Affiliation
Anderson	Sean	DFO Science, Groundfish Section
Christensen	Lisa	DFO Science, Centre for Science Advice Pacific
Ens	Nicholas	DFO Science
Flostrand	Linnea	DFO Science, Groundfish Section
Gertseva	Valdlena	National Oceanic and Atmospheric Administration
Grandin	Chris	DFO Science, Groundfish Section
Haggarty	Dana	DFO Science, Groundfish Section
Haigh	Rowan	DFO Science, Groundfish Section
Holt	Kendra	DFO Science, Quantitative Assessment Methods
Starr	Paul	Canadian Groundfish Conservation Society
Surry	Maria	DFO Science, Fishery + Assessment Data
Tadey	Rob	DFO Resource Management, Groundfish
Tribuzio	Cindy	National Oceanic and Atmospheric Administration - Alaska
Turner	Michael	Province of BC
Turris	Bruce	BC Groundfish Conservation Society
Wallace	Scott	David Suzuki Foundation
Workman	Greg	DFO Science, Groundfish Section
Wyeth	Malcolm	DFO Science, Groundfish Section

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion régionale d'examen par les pairs des 13 et 14 juin 2018 sur l'évaluation du stock de sébastes à raie rouge (*Sebastes proriger*) de la Colombie-Britannique en 2018. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada.

MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#). (accessible depuis le 12 juin 2018)

Love, M.S., Yoklavich, M. and Thorsteinson, L. 2002. The Rockfishes of the Northeast Pacific. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California.

ANNEXE: LES PARTICIPANTS À L'EXAMEN PAR LES PAIRS

Last Name	First Name	Affiliation
Anderson	Sean	Science du MPO
Christensen	Lisa	Science du MPO
Ens	Nicholas	Science du MPO
Flostrand	Linnea	Science du MPO
Gertseva	Valdlena	L'administration nationale des océans et de l'atmosphère
Grandin	Chris	Science du MPO
Haggarty	Dana	Science du MPO
Haigh	Rowan	Science du MPO
Holt	Kendra	Science du MPO
Starr	Paul	Société canadienne de conservation du poisson de fond
Surry	Maria	Science du MPO
Tadey	Rob	Science du MPO
Tribuzio	Cindy	Administration nationale océanique et atmosphérique - Alaska
Turner	Michael	Province de la Colombie-Britannique
Turris	Bruce	Société de conservation du poisson de fond de la Colombie-Britannique
Wallace	Scott	Foundation Da
Workman	Greg	Science du MPO
Wyeth	Malcolm	Science du MPO

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208

Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2018. Evaluation du stock de Sébastes à raie rouge (*sebastes proriger*) pour la Colombie-Britannique en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/049.

Also available in English:

DFO. 2018. Redstripe Rockfish (*Sebastes propiger*) stock assessments for British Columbia in 2018. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2018/049