



MISE À JOUR DE L'ÉVALUATION DU STOCK DE SÉBASTES CANARIS EN COLOMBIE-BRITANNIQUE

Contexte

En novembre 2007, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le sébaste canari en tant qu'espèce « menacée ». Le ministre de l'Environnement présentera l'évaluation au gouverneur en conseil au début de l'année 2010, ce qui déclenchera le délai de neuf mois prévu par la Loi. À l'automne 2010, la décision d'inscrire ou non l'espèce, prise par le gouverneur en conseil sur la recommandation du ministre de l'Environnement et en consultation avec le ministre des Pêches et des Océans, sera publiée dans la Partie I de la Gazette du Canada. Le public pourra formuler des commentaires à cet égard pendant 30 jours. Par la suite, le gouverneur en conseil prendra une décision finale quant à l'inscription de l'espèce, laquelle sera publiée dans la partie II de la Gazette du Canada, à la fin du délai de neuf mois. La décision peut être d'accepter l'évaluation du COSEPAC et d'inscrire l'espèce, de ne pas inscrire l'espèce ou de renvoyer l'évaluation de l'espèce au COSEPAC pour qu'il fournisse davantage d'information ou qu'il en fasse une réévaluation. Si l'évaluation de l'espèce du COSEPAC est acceptée, un programme de rétablissement devra être préparé dans un délai de deux ans.

Le présent document constitue une mise à jour de l'évaluation du stock de sébastes canaris présentée en novembre 2007, car il renferme des données plus récentes sur les prises, les relevés et la biologie. Il comprend également les résultats d'une méta-analyse de la relation stock-recrutement chez les sébastes canaris et d'autres espèces de sébastes. Cette méta-analyse nous offre un fondement objectif pour la sélection d'estimations plausibles du paramètre du taux de variation de la pente, lequel a une incidence sur la productivité des stocks, une option dont on ne disposait pas au moment de la préparation et de l'examen de l'évaluation de 2007. Le présent document résume la situation actuelle de l'espèce par rapport aux points de référence en matière de prélèvements qui sont exposés dans l'approche de précaution du MPO et présente des tableaux de décisions contenant des prévisions sur l'incidence de divers niveaux de prélèvement fixes sur les tendances de population à court et à long terme.

Renseignements de base

Le présent document constitue une mise à jour de l'évaluation du stock de sébastes canaris présentée en novembre 2007 (MPO, 2009, Stanley *et al.*, 2009a), car il renferme de l'information qui n'était pas disponible à l'époque, notamment deux années de données supplémentaires sur les prises et les relevés ainsi que trois années de données sur la composition selon l'âge. Il comprend également les résultats d'une méta-analyse de la relation stock-recrutement chez les sébastes canaris et d'autres espèces de sébastes. Le lecteur est prié de se reporter aux deux documents antérieurs sur le sujet pour obtenir des renseignements sur les valeurs d'entrée et le modèle d'évaluation du stock.

Analyse et réponse

Méthodes

Données

Les données sur les prises enregistrées pour la pêche au poisson de fond commerciale durant les années de pêche 2007, 2008-2009 et 2010¹ en Colombie-Britannique (C.-B.) ont été ajoutées aux séries chronologiques des données sur les prises (figure 1 et tableau 2). Selon des projections fondées sur un calcul proportionnel des prises enregistrées durant la période d'avril à août 2009, les prises devaient s'établir à 800 t durant l'année de pêche 2009-2010,

L'information sur les prises selon l'âge englobe deux années supplémentaires d'échantillons d'âge de spécimens prélevés en 2005 et 2006 (figure 2 et tableau 2). Elle comprend également des données sur la composition selon l'âge de quatre échantillons récoltés en 1979 et qui avaient été mis de côté car on avait conclu à tort que l'année 1979 était représentée par trois échantillons seulement, ce qui était en deçà du nombre minimal de quatre requis pour satisfaire aux critères d'inclusion de l'évaluation. Par ailleurs, les estimations fixes des paramètres du cycle biologique (croissance, mortalité naturelle, maturité selon l'âge, etc.) sont demeurées inchangées.

Nous avons réalisé la présente évaluation à l'aide d'indices d'abondance relative provenant des relevés qui ont été utilisés dans l'évaluation antérieure (tableau 3). On a également eu recours à deux autres indices (pour 2008 et 2009) dérivés des deux relevés de la pêche à la crevette (figure 3, figure 4, figure 5, tableau 4 et tableau 5) et à un indice (pour 2009) dérivé du relevé de la pêche au chalut au poisson de fond dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) (figure 6, figure 7 et tableau 6). Des résultats de relevés discontinus ont aussi été utilisés dans les évaluations précédente et actuelle, notamment ceux du relevé triennal des États-Unis (côte ouest de l'île de Vancouver) (figure 6 et tableau 7) et du relevé de G.B. Reed dans le goulet de l'île Goose (DRC) (figure 3 et tableau 8). La présente évaluation, tout comme la précédente, fait abstraction des relevés de la pêche au poisson de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) et dans le détroit d'Hécate (DH), même si des résultats actualisés apparaissent dans les figures 8 et 9, afin d'assurer une cohérence entre les deux évaluations et parce que le nombre d'observations disponibles pour chacun de ces relevés se limite à trois.

Analyse

La présente évaluation reprend toutes les méthodes et les équations employées dans l'évaluation de 2007, à l'exception de celles qui sont énoncées ci-après. Dans les deux cas, on a utilisé la version Awatea du logiciel de modélisation statistique des captures selon l'âge Coleraine (Hilborn *et al.*, 2003; Allen Hicks, comm. pers.) pour actualiser les passages 11 et 17 de l'évaluation antérieure. Cependant, les passages actualisés (11-u et 17-u) ont utilisé une version à jour de l'Awatea (0,9.4) qui comprenait une modification visant à restreindre les écarts de recrutement estimés à une valeur moyenne nulle dans l'espace logarithmique sur toutes les années de modèle, et ce, afin de limiter la capacité du modèle à interchanger l'augmentation ou la diminution de la valeur moyenne des écarts de recrutement par rapport à la taille de la

¹ Le terme « saison de pêche » désigne la période s'étalant du 1^{er} avril au 31 mars; ainsi, l'année de pêche 2007-2008 correspond à la période du 1^{er} avril 2007 au 31 mars 2008.

biomasse reproductrice à long terme. Cette contrainte est couramment employée dans ce type de modèle (p. ex. le modèle d'évaluation du stock CASAL; voir Bull *et al.*, 2005). La modification du modèle a eu une incidence négligeable sur les résultats de la présente évaluation, surtout par rapport à celle qu'aurait eue l'ajout des nouvelles données sur les prises, les relevés et la composition selon l'âge. Nous n'avons pas examiné l'incidence de cette modification du modèle sur les résultats de l'évaluation antérieure (en omettant les nouvelles données), mais nous présumons qu'elle aurait été négligeable dans ce cas aussi, compte tenu du faible effet observé lorsque l'on a utilisé tout l'ensemble de données.

Nous présentons également un nouveau passage, 18-u. Nous avons dû modifier encore la version de l'Awatea, pour ce passage uniquement, afin de pouvoir utiliser une valeur *a priori* bayésienne appropriée pour le taux de variation de la pente (h) afin d'estimer le taux de variation de la pente à l'intérieur d'un cadre bayésien (voir ci-dessous).

Les facteurs suivants, qui contribuent à l'incertitude globale, ont été examinés dans le cadre de l'évaluation antérieure :

1. l'incidence de l'inclusion des données sur la proportion selon l'âge provenant de la pêche commerciale;
2. l'incidence de l'hypothèse d'un recrutement stochastique ou déterministe;
3. l'incidence de l'hypothèse d'une sélectivité des pêches commerciales fixe ou estimée;
4. l'incidence de l'hypothèse de divers taux de variation de la pente (deux taux ont été explorés, soit 0,55 et 0,70).

Six passages de modèle, qui ont tenté de couvrir les incertitudes susmentionnées, ont été présentés au Comité d'examen des évaluations scientifiques du Pacifique (CEESP) en novembre 2007. Le CEESP a jugé non crédibles les passages utilisant l'hypothèse d'un recrutement déterministe, mais a admis les passages 05, 11 et 17, qui utilisaient l'hypothèse d'un recrutement stochastique (tableau 9).

Le passage 05 utilisait non seulement l'hypothèse d'un recrutement stochastique, mais aussi celle d'une sélectivité des pêches commerciales fixe établie aux valeurs *a priori* des passages 11 et 17 (qui utilisaient une sélectivité estimée). Les valeurs *a priori* étaient fondées sur une ogive de sélectivité selon la longueur publiée dans le cadre d'une évaluation du stock de sébastes canaris menée aux États-Unis en 2007, et leur calcul est décrit dans Stanley *et al.* (2009a).

Les représentations graphiques des valeurs *a posteriori* de la sélectivité pour les trois passages actualisés (11-u, 17-u et 18-u), qui donnaient une estimation des paramètres de sélectivité, se caractérisent par une distribution très étroite et révèlent un décalage important par rapport à la valeur *a priori* fondée sur l'évaluation américaine, surtout chez les femelles (figure 10). Le même phénomène a été observé dans l'évaluation antérieure, mais il n'a pas été présenté. Ce décalage important par rapport à la valeur *a priori* ainsi que la distribution étroite *a posteriori* laissent entendre que les données du Canada sur l'âge nous ont fourni des renseignements sur ces paramètres qui diffèrent grandement de ceux utilisés pour estimer la sélectivité dans l'évaluation américaine. Il indique également, par le fait même, que la configuration du passage 05 n'est pas appropriée au contexte canadien; elle n'a donc pas été actualisée pour la présente analyse.

Le passage 18-u exprime l'estimation du paramètre du taux de variation de la pente (h) comme un paramètre libre du modèle, limité par une valeur *a priori* dérivée d'une méta-analyse hiérarchique bayésienne de ce paramètre pour le genre *Sebastes* (Forrest *et al.*, en cours

d'examen) (figure 11). On a ajouté le passage 18-u pour répondre à des préoccupations exprimées durant l'examen de l'évaluation de 2007 en ce qui a trait à l'absence d'un fondement objectif pour la sélection d'une valeur fixe pour le taux de variation de la pente. Dans cette évaluation, deux valeurs fixes ont été explorées pour le taux de variation ($h=0,70$ dans le passage 11 et $h=0,55$ dans le passage 17), mais rien n'indiquait aux gestionnaires lequel des deux passages devait être accepté comme étant le plus plausible. On considérait que ces deux valeurs se situaient à l'intérieur de la plage de taux de variation plausibles pour le sébaste canari. Nous devons nécessairement prendre en compte le taux de variation de la pente, car il joue un rôle essentiel dans la définition de la productivité d'un stock, particulièrement si celui-ci peut avoir besoin d'être rétabli.

Dans le cas du sébaste « générique », Forrest *et al.* (en cours d'examen) ont estimé la valeur moyenne de h à 0,714 (écart type=0,16) au moyen de la fonction stock-recrutement de Beverton-Holt (également utilisée pour la présente évaluation). La fonction de probabilité bêta représentée à la figure 11, qui a servi de valeur *a priori* prédéfinie dans le passage 18-u, donne une bonne approximation de la distribution *a posteriori* découlant de la méta-analyse de Forrest *et al.* Lorsque cette méta-analyse se limite uniquement aux données sur le sébaste canari (qui portent essentiellement sur le stock dans les États de la Californie et de Washington), elle fournit une valeur moyenne estimative supérieure ($h=0,750$) avec une variance très inférieure, probablement en raison de la rareté des données. Forrest *et al.* ont constaté que la plupart des écarts entre les estimations du taux de variation de la pente servant à l'analyse du sébaste « générique » provenaient de l'analyse d'une seule espèce (sébaste à longue mâchoire, *S. alutus*); ils ont donc recommandé de faire preuve de prudence et d'utiliser l'analyse du sébaste « générique » dans le cas des stocks qui ne sont pas étudiés spécifiquement dans l'analyse, car elle se fonde sur des évaluations à plus grande échelle et englobe une plus vaste plage de valeurs possibles pour ce paramètre.

Dans la dernière évaluation américaine (Stewart, 2009), on a utilisé une valeur intermédiaire présumée de $h=0,5$, soit la valeur utilisée dans l'évaluation antérieure de 2007 (Stewart, 2008). Cependant, lors de discussions récentes (décembre 2009), le docteur Stewart a déclaré que des analyses américaines plus récentes, mais non publiées, sur un grand nombre d'espèces de sébastes, et sur le sébaste canari en particulier, indiquent qu'il serait plus approprié d'utiliser des valeurs médianes se rapprochant de 0,7 pour le paramètre h . À son avis, ces valeurs supérieures pour le taux de variation de la pente seront vraisemblablement utilisées pour la prochaine évaluation américaine du sébaste canari.

Résultats

Situation actuelle (B_{2010}) par rapport à B_0 et B_{RMS}

Les passages actualisés ont produit des tendances à long terme et des estimations pour B_0 (biomasse reproductrice à l'état d'équilibre non exploitée) similaires à celles de l'évaluation antérieure. La population a amorcé un long déclin à partir de l'année 1940 au moins (soit la première année de modèle), pour chuter à un taux minimal d'environ 20 % de la valeur de B_0 ² (Nota : B_0 correspond à la biomasse reproductrice femelle et vB_0 , à la biomasse vulnérable totale des mâles et des femelles) vers 2004, où elle commence à afficher ensuite une augmentation de l'abondance jusqu'en 2010, soit la dernière année de la période reconstituée

² Pour l'analyse, on présume que la modélisation a débuté à partir d'un état d'équilibre de la biomasse non exploitée B_0 , en 1940, ce qui est une hypothèse de départ courante.

par le modèle (figure 12, figure 13, figure 14, figure 15, tableau 10 et tableau 11). Il convient de noter que la figure 13 de l'évaluation antérieure est fournie aux fins de comparaison.

Les passages actualisés fournissent des estimations de rapports médians plus élevées pour la biomasse actuelle par rapport à B_0 (B_{2010}/B_0), comparativement à l'évaluation antérieure; de fait, elles sont passées de 0,236 à 0,313 et de 0,177 à 0,248 pour les passages 11-u et 17-u respectivement (figure 16, tableau 10 et tableau 11). Il convient de noter que l'augmentation des estimations de B_{2010}/B_0 dans la présente évaluation résulte tant d'un ajustement à la hausse de la biomasse au cours des dernières années (soit de 2005 à 2008), en raison de l'ajout de nouvelles données, que de la persévérance de la tendance à la hausse estimée dans l'évaluation antérieure. Ces résultats confirment que les données récentes ajoutées correspondent aux tendances estimées dans l'évaluation antérieure. Comparativement aux autres passages, le passage 18-u a produit une estimation similaire pour B_0 et une valeur médiane supérieure comportant une plus grande incertitude pour B_{2010}/B_0 (c.-à-d. que les limites de confiance *a posteriori* sont plus grandes).

Les estimations des rapports médians de B_{RMS}/B_0 sont inchangées par rapport à celles de l'évaluation antérieure (soit 0,29 pour les passages 11 et 11-u, et 0,35 pour les passages 17 et 17-u) (Tableau 11), car les paramètres du cycle biologique n'ont pas été modifiés. Cependant, comme les passages 11-u et 17-u fournissent une estimation supérieure à celle de l'évaluation antérieure pour la biomasse actuelle, ils fournissent une estimation supérieure pour l'abondance par rapport à B_{RMS} (B_{2010}/B_{RMS}) (tableau 12). Par exemple, l'estimation médiane de B_{2010}/B_{RMS} est passée de 0,797 (0,483-1,154)³ à 1,065 (0,741-1,439) entre le passage 11 et le passage 11-u.

Chaque extraction effectuée dans la distribution *a posteriori* MCCM (Monte Carlo-chaîne de Markov) pour le passage 18-u fournit une estimation distincte pour B_{RMS} et, par le fait même, un rapport de B_{RMS}/B_0 différent, ce qui n'est pas le cas pour les passages 11-u et 17-u, qui utilisent une valeur fixe pour le taux de variation de la pente. Il en résulte une plus grande distribution pour ce rapport et, donc, une plus grande incertitude, contrairement aux passages qui utilisent une valeur fixe pour le taux de variation de la pente. La valeur *a posteriori* du taux de variation de la pente du passage 18-u indique également un glissement à droite de la valeur *a priori* (figure 17) et une certaine atténuation de la variance lorsqu'on fait abstraction des passages utilisant un faible taux de variation de la pente (de fait, la densité *a posteriori* est presque nulle lorsque le taux de variation de la pente est inférieur à 0,5). Comparativement aux autres passages, on obtient une estimation de la productivité globale du stock qui est supérieure, mais qui comporte cependant une plus grande incertitude.

Le passage 18-u fournit une estimation du rapport médian de B_{RMS}/B_0 inférieure à celle des autres passages (tableau 11), possiblement en raison du glissement vers des valeurs supérieures pour le paramètre du taux de variation de la pente. Il fournit également des estimations des valeurs médianes de B_{2010}/B_0 et B_{2010}/B_{RMS} supérieures à celles des deux passages actualisés (tableau 12).

Les estimations des valeurs médianes et les intervalles de crédibilité à 90 % pour *RMS* (soit la biomasse vulnérable) sont de 981 t (909-1 073 t), 806 t (743-884 t) et 1 120 t (859-1 734 t) pour les passages 11-u, 17-u et 18-u respectivement (tableau 13). Les trois estimations se rapprochent du taux de prélèvement moyen à long terme de 900 t/a, lequel constitue vraisemblablement une estimation minimale du taux de prélèvement moyen du fait que certains

³ Il convient de noter que tous les intervalles entre parenthèses sont des intervalles de crédibilité à 90 %.

taux de prélèvement n'ont pas été consignés, particulièrement durant les premières années de la pêche alors que les prises n'étaient pas souvent enregistrées. Le modèle utilise l'hypothèse selon laquelle les prises non documentées demeurent constantes durant toute la période reconstituée. En revanche, si les prises non documentées ont varié et s'il y a eu un changement dans la sous-déclaration relative des prises, l'estimation du rendement et de la situation du stock fournie par le modèle sera biaisée. Dans le cas d'une réduction du niveau proportionnel de prises non quantifiées, ce biais engendrera, d'une part, une sous-estimation du rendement réel et, d'autre part, une surestimation de la situation du stock par rapport aux points de référence cible et limite.

Avis sur les prélèvements

Selon les estimations fournies par le passage 11-u, la biomasse reproductrice actuelle se situe dans la zone saine du fait que l'estimation médiane de la biomasse reproductrice se situe au-dessus du *point de référence supérieur* (PRS) de $0,8B_{RMS}$, comme le prévoit la politique en matière d'approche de précaution (AP), et bien au-dessus du point de référence limite (PRL) de $0,4B_{RMS}$ (MPO, 2006, 2008) (figure 18 et tableau 12). Selon les règles sur les prélèvements conformes à l'AP, l'estimation médiane des prélèvements calculée à partir du passage 11-u pour l'année de pêche 2010-2011 est de 1 168 t (683-1 706 t). Les règles sur les prélèvements conformes à l'AP sont appliquées à la distribution *a posteriori* de la biomasse vulnérable du début de l'année 2010 (tableau 13). Il convient de noter que l'estimation des prélèvements conformes à l'AP calculée d'après le passage 11-u est supérieure au *RMS* parce que les règles sur les prélèvements sont basées sur un taux d'exploitation et qu'une proportion considérable de la valeur *a posteriori* de la biomasse de 2010 pour ce passage se situe au-dessus de la valeur de B_{RMS} .

Des tableaux de décision contenant des prévisions sur l'état du stock par rapport au PRS et au PRL pour un éventail de scénarios de prélèvements constants projetés sur une période de cinq ans sont présentés aux figures et tableaux suivants : figure 19, figure 20, figure 21, tableau 14, tableau 15, et tableau 16. Des projections à long terme pour 2050 (deux générations) sont également fournies par rapport à B_0 ($P(\tilde{B}_y > B_{2010})$), $E(\tilde{B}_y/B_0)$ et $E(\tilde{B}_y/B_{2010})$ (figure 22, tableau 17, tableau 18 et tableau 19)⁴. Ces derniers tableaux visent à fournir l'information requise pour l'établissement de prévisions sur l'état du stock de sébastes canaris par rapport aux critères de déclin utilisés par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) et le COSEPAC. Ces prévisions indiquent que, pour le passage 11-u, la biomasse reproductrice continuera à augmenter si les prélèvements annuels sont en deçà de 900 t (Tableau 19).

Selon les estimations fournies par le passage 17-u, la biomasse reproductrice médiane se situe à l'intérieur de la zone de prudence, comme le prévoit la politique en matière d'AP (c.-à-d. entre le PRL de $0,4B_{RMS}$ et le PRS de $0,8B_{RMS}$) (tableau 12). Les prélèvements conformes à l'AP pour l'année de pêche 2010-2011 sont de 481 t (81-932 t), ce qui est inférieur à l'estimation médiane du *RMS* pour le passage 17-u de 806 t (743-884 t). Le passage 17-u indique que des prises inférieures ou égales à 700 t/a sont requises pour obtenir une probabilité supérieure à 50 % de reconstitution du stock au-delà du PRS en l'espace de cinq ans.

Le passage 18-u indique que le stock se situe presque entièrement dans la zone saine (tableau 12). Pour ce passage, les prélèvements totaux médians conformes à l'AP pour l'année de pêche 2010-2011 sont de 1 784 t (859 t–1 734 t), ce qui est bien au-dessus de l'estimation

⁴ Remarque : ces tableaux à plus long terme ont été ajoutés à la suite de l'examen du Comité d'examen des évaluations scientifiques du Pacifique (CEESP).

médiane du *RMS* pour le passage 18-u de 1 120 t (859-1 734 t) (tableau 13). Le Tableau 16 et le Tableau 19 indiquent que la biomasse reproductrice continuera à augmenter si les prises sont inférieures ou égales à 1 100 t/a.

Gestion actuelle

Comme il a été souligné dans les documents antérieurs, la seule menace connue pour le sébaste canari semble être les prises effectuées dans les diverses pêches de la Colombie-Britannique et même des États-Unis, plus précisément dans l'État de Washington et peut-être aussi loin au sud qu'en Oregon. Depuis 1997, la pêche commerciale au poisson de fond au chalut de la Colombie-Britannique fait l'objet d'une surveillance intégrale (100 %) menée grâce au programme des observateurs. Les secteurs de la pêche à la ligne font l'objet d'une surveillance vidéo intégrale (100 %), qui exige une rétention complète (100 %) du sébaste canari depuis 2006⁵. Les prises de sébastes canaris sont moins bien surveillées dans les pêches au saumon avec traîne, les pêches des Premières nations et les pêches récréatives, bien que des efforts soient faits pour améliorer les estimations relatives aux prises de poissons de fond dans ces pêches. On présume que les prises de sébastes canaris dans ces pêches sont relativement faibles par rapport aux prises de poissons de fond des pêches commerciales, mais cela ne peut être vérifié à ce moment-ci.

Le TAC actuel (saison de pêche 2009-2010) du sébaste canari dans les pêches canadiennes au poisson de fond au chalut et à la ligne est de 679 t, un pourcentage de 88 % étant alloué à la pêche au chalut et de 12 % aux pêcheurs à la ligne sur la côte extérieure⁶. Les prises sont limitées par des quotas annuels et ceux attribués à des navires en particulier. Si le TAC de 679 t a été choisi, en consultation avec l'industrie commerciale, c'est que l'on s'attendait à ce que les pêches au chalut sous-utiliseraient le TAC alloué, comme elles tendent à faire pour la plupart des espèces visées par un quota (B. Ackerman, comm. pers., et figure 1). Au 30 septembre 2009, soit six mois après le début de l'année de pêche, les prises totales au chalut et à la ligne s'élevaient à 324 t.

Selon une évaluation récente de la situation de la population qui fréquente les eaux américaines (Californie-Washington) (Stewart, 2009) (figure 23), la reconstitution du stock se poursuit mais à un degré moindre que ce que prévoyait l'évaluation antérieure de 2007 (Stewart, 2008). Dans ces eaux, les prises et l'effort de pêche dans les aires de pêche du sébaste canari font l'objet d'importantes restrictions depuis 1999.

Discussion

Nous recommandons que le passage 11-u soit utilisé comme passage de référence. Ce passage, qui constitue une version actualisée de l'un des passages acceptés dans le cadre de l'évaluation antérieure, est accompagné de données additionnelles concernant les prises, les relevés et la composition selon l'âge. La valeur fixe attribuée au taux de variation de la pente dans ce passage d'évaluation ($h=0,7$) se situe près de la moyenne de la valeur *a posteriori* ($h=0,71$) établie pour ce paramètre dans la méta-analyse sur les sébastes menée par Forrest *et al.* (en cours d'examen), à l'aide de la fonction stock-recrutement de Beverton-Holt. Bien que la

⁵ Voir Stanley *et al.*, 2009b, pour un examen de l'exactitude des données sur les prises fournies par le programme de surveillance des prises de poissons de fond dans la pêche à la ligne.

⁶ Pour le plan de gestion de pêche au poisson de fond, voir : <http://www-ops2.pac.dfo-mpo.gc.ca/xnet/content/MPLANS/MPlans.htm>

valeur fixe du taux de variation de la pente ait donné lieu à une sous-estimation de la variabilité des résultats par le modèle d'évaluation, elle confirme qu'une seule évaluation ne contient pas suffisamment d'information pour permettre une estimation fiable de ce paramètre.

Les résultats du passage 11-u, comme ceux d'ailleurs des autres passages, indiquent que le sébaste canari de la Colombie-Britannique a subi un déclin important à compter au moins de l'année 1940. Ce déclin semble s'être résorbé aux environs de 2004 alors que la population reproductrice avait diminué à environ 20 % de B_0 . Depuis 2004, l'estimation médiane de la biomasse reproductrice s'est accrue pour atteindre 31 % de B_0 , ce qui est supérieur à l'estimation de 24 % obtenue pour la même année selon l'évaluation antérieure. Le passage 11-u indique que la population se situe maintenant sans doute dans la zone saine, telle que définie dans l'AP du MPO, ce qui est contraire à la conclusion de l'évaluation antérieure, où le passage 11 indiquait que la population se situait vraisemblablement dans la partie supérieure de la zone de prudence.

Nous considérons que le passage 17-u, qui utilise une valeur fixe de 0,55 comme taux de variation de la pente, soit une valeur qui se situe près de la portion inférieure de la distribution des probabilités de densité *a priori* pour le taux de variation de la pente (figure 11), est un passage de sensibilité visant à analyser les conséquences d'un niveau inférieur de productivité. Cependant, nous pensons qu'il est moins plausible que le passage 11-u ou le passage 18-u. Le passage 18-u est présenté comme un modèle de référence de rechange, dans lequel le taux de variation de la pente n'est pas fixe mais contraint par une valeur *a priori* prédéfinie. Le passage 18-u indique que la population affiche des ratios supérieurs pour B_{2010}/B_{RMS} comparativement au passage 11-u, mais avec une fourchette d'incertitude beaucoup plus étendue. Cela est dû aux estimations inférieures de la valeur de B_{RMS}/B_0 qui découlent de ce passage, lesquelles résultent à leur tour des estimations supérieures du taux de variation de la pente et de la grande fourchette d'incertitude permise pour ce paramètre.

La présente évaluation a permis d'estimer que la situation du stock de sébastes canaris s'est améliorée par rapport à celle décrite dans l'évaluation de 2007 et a utilisé une approche bayésienne pour incorporer l'incertitude du modèle dans l'évaluation. Cependant, les gestionnaires et les intervenants ne doivent pas oublier que certaines sources d'incertitude n'ont pas été prises en considération. Ainsi, il importe de souligner que cette évaluation n'a pas tenté de reconstituer des sources additionnelles de prises historiques, comme celles qui sont probablement associées aux pêches au saumon avec traîne et au flétan. Une telle reconstitution a été faite dans une récente analyse du bocaccio, et cela a donné lieu à des estimations inférieures de la biomasse par rapport à la biomasse reproductrice non exploitée (Stanley *et al.*, 2009c). La non-inclusion de ces prises antérieures se traduira sans doute lieu par une surestimation de la situation actuelle du stock par rapport aux points de référence cibles et par une sous-estimation de la productivité du stock.

Les résultats de récents relevés au chalut ont joué un rôle déterminant dans cette évaluation, ce qui produit des estimations supérieures de la biomasse par rapport aux niveaux de référence pour les deux passages répétés. Dans le cas du passage 11-u, cela a eu pour effet de déplacer la population dans la zone saine. Bien que les trois relevés actifs montrent tous une reprise récente, les gestionnaires doivent savoir que celle-ci sera de courte durée et pourrait ne pas être maintenue.

Conclusions

Ce document contient une évaluation de la situation du sébaste canari dans les eaux de la Colombie-Britannique sur une période allant jusqu'à la fin de l'année de pêche 2009-2010, Cette mise à jour est conforme à l'évaluation antérieure en ce sens qu'elle corrobore la tendance relative à une reconstitution du stock par rapport aux bas niveaux observés aux environs de 2004. Toutefois, selon les estimations découlant de cette mise à jour, la population se situe vraisemblablement dans la zone saine, selon l'AP du MPO, et non dans la zone de prudence, comme il avait été estimé d'après l'évaluation antérieure.

Selon le passage de référence, nous estimons le total moyen de prélèvements conforme à l'AP (pêches combinées au poisson de fond au chalut et à la ligne) pour l'année de pêche 2010-2011 à 1 200 t environ. Ce taux de prélèvement est supérieur au TAC actuel de 679 t pour le sébaste canari et aux estimations maximales à long terme des niveaux de prélèvement durable de 900 t/a. Cependant, les estimations des niveaux de prélèvement conformes à l'AP doivent s'appliquer à une seule année et être mises à jour par la suite puisque ce niveau de prélèvement entraînera un déclin du stock en le rapprochant des estimations de la valeur de B_{RMS} . À long terme, le passage de référence indique que la biomasse reproductrice continuera à augmenter si les prélèvements annuels sont maintenus en deçà de 900 t/a.

Nous soulignons que les résultats de la présente évaluation sont hautement incertains. Nous n'avons pas tenté par ailleurs de reconstituer les estimations des prises accessoires à partir d'autres pêches historiques. L'inclusion de pêches historiques additionnelles se traduira par des estimations inférieures de la biomasse actuelle par rapport aux points de référence limite et cible et par des estimations supérieures du rendement à long terme. Bien que les trois relevés actifs indiquent tous une reprise récente, celle-ci sera de courte durée et pourrait ne pas être maintenue.

Nous nous attendons à ce que les résultats de plusieurs relevés amorcés au cours de la décennie antérieure continuent à améliorer la capacité de surveillance du sébaste canari au cours des 5 à 10 prochaines années. Les prises effectuées dans le cadre des pêches commerciales au poisson de fond sont adéquatement surveillées. Cependant, la surveillance des prises n'est pas aussi appropriée pour les pêches au saumon avec traîne, les pêches des Premières nations et les pêches récréatives, mais on présume que ces pêches font beaucoup moins de prises que les pêches commerciales au poisson de fond.

Collaborateurs

Richard D. Stanley, biologiste en recherche sur les poissons de fond. Division des écosystèmes marins et de l'aquaculture, Secteur des Sciences, Pêches et Océans Canada. Station biologique du Pacifique, Nanaimo, C.-B. V9T 6N7

Paul J. Starr, scientifique consultant en évaluation des stocks, engagé à contrat par la Canadian Groundfish Research and Conservation Society. 1406 Rose Ann Drive, Nanaimo, C.-B. V9T 4K8

Document approuvé par

Le sous-comité du poisson du fond du Comité d'examen des évaluations scientifiques du Pacifique (CEESP) s'est réuni le 17 décembre 2009, au Centre des congrès de l'île de Vancouver, à Nanaimo, en C.-B. Le sous-comité a examiné une mise à jour de la situation du sébaste canari (*Sebastes pinniger*) présenté en tant que document du Processus spécial de réponse des Sciences (PSRS) du SCCS. Le sous-comité a accepté le document du PSRS sous réserve de modifications. Le rapport du sous-comité a été versé aux dossiers du Centre des avis scientifiques (CAS), Région du Pacifique (voir la page finale du document). Les modifications finales ont été approuvées par le même bureau.

Sources de renseignements

- Bull, B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn, A. McKenzie, D.J. Gilbert et M.H. Smith. 2005. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.07-2005/08/21. NIWA Technical Report 127. 272 p.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis. sci. 2006/023.
- MPO. 2008. Ébauche. Fisheries Stewardship and Sustainability Checklist 2008/09.
- MPO. 2009. Évaluation du potentiel de rétablissement du sébaste canari (*Sebastes pinniger*) dans les eaux de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis. sci. 2009/041.
- Forrest, R.E., M.K. McAllister, M.W. Dorn, S.J.D. Martell et R.D. Stanley. (en cours d'examen). Hierarchical Bayesian meta-analysis of rockfish stock-recruit data: two approaches to estimation of productivity parameters. Présenté au J. can. des sci. halieut. et aquat.
- Hilborn, R., M. Maunder, A. Parma, B. Ernst, J. Payne et P. Starr. 2003. Coleraine: A generalised age-structured stock assessment model. User's manual version 2.0, SAFS-UW-0116, Uni. Wash. ii+54p.
- Stanley, R.D., P. Starr et N. Olsen. 2009a. Évaluation du stock de sébaste canari (*Sebastes pinniger*) dans les eaux de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/013.
- Stanley, R.D., N. Olsen et A. Fedoruk. 2009b. The accuracy of yelloweye rockfish catch estimates from the British Columbia Groundfish Integration Project. Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science 1:354–362.
- Stanley, R.D., M. McAllister, P. Starr et N. Olsen. 2009c. Évaluation du stock de bocaccio (*Sebastes paucispinis*) dans les eaux de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/055.
- Stewart, I. 2008. Status of the U.S. canary rockfish resource in 2007. Status of the Pacific Coast Groundfish Fishery through 2008, Stock Assessment and Fishery Evaluation: Stock

Assessments, STAR Panel Reports, and Rebuilding Analyses. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR. 362 p.

Stewart, I. 2009. Status of the U.S. canary rockfish resource in 2009 (update of the 2007 assessment model). <http://www.pccouncil.org/groundfish/background/>.

Annexes

Figures

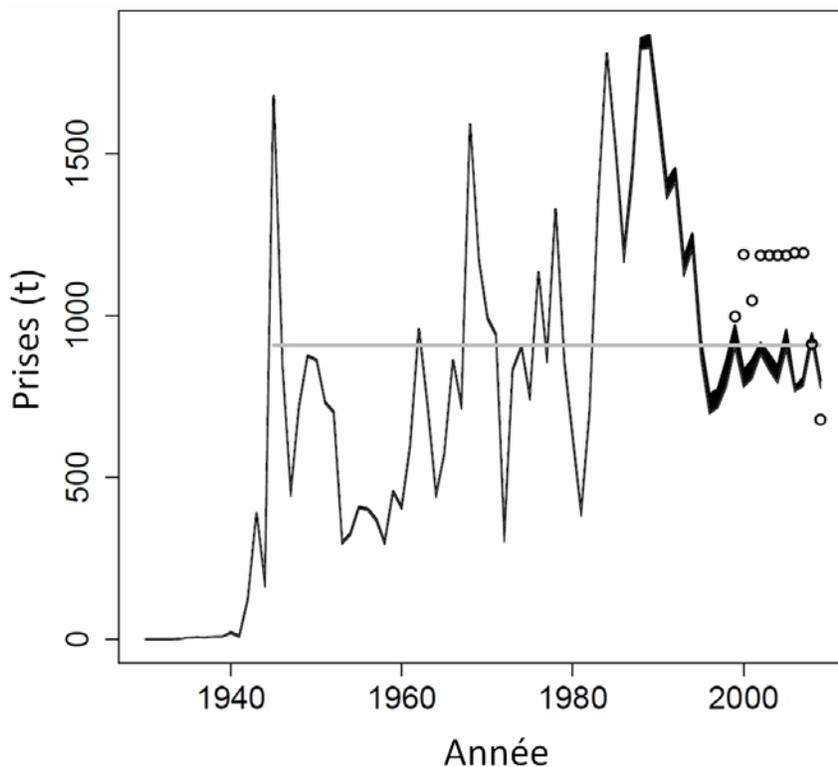


Figure 1. Estimation des prises totales de sébastes canaris dans les eaux de la Colombie-Britannique, 1945-2009. Les prises annuelles moyennes se situent à environ 900 t (ligne pleine). La portion en noir représente les prises à la ligne de la pêche commerciale au poisson de fond, et la ligne grise correspond aux prises annuelles moyennes. Le récent TAC est illustré par la ligne pointillée. Il convient de noter que les prises conformes à l'AP pour l'année de pêche 2009-2010 (dernier point de données) est une valeur projetée.

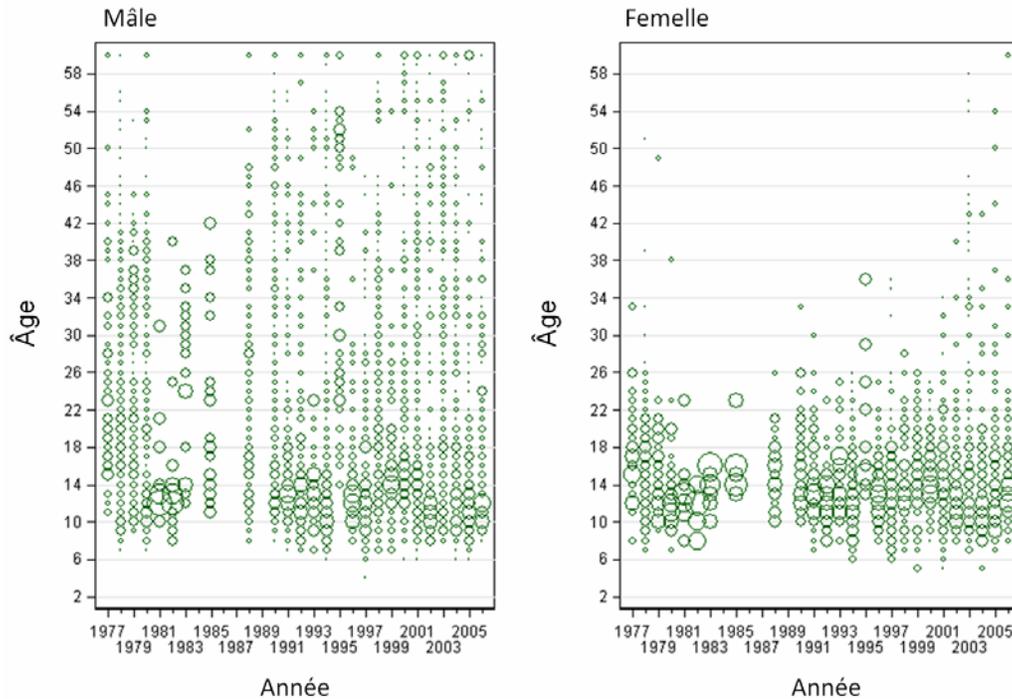


Figure 2. Taille relative par classe d'âge du sébaste canari selon le sexe et l'année de pêche pour tous les échantillons et toutes les zones (pêche au chalut au poisson de fond seulement). Dans chaque tableau, les âges 2 à 60 sont réunis sur une même colonne pour chaque année, l'âge 60 étant traité comme un groupe d'âge+. Les cercles sont mis à l'échelle (proportion) selon l'âge et le sexe. Ce graphique combine l'échantillonnage à quai avec l'échantillonnage mené dans le cadre du programme des observateurs en mer; il ne présente aucune pondération.

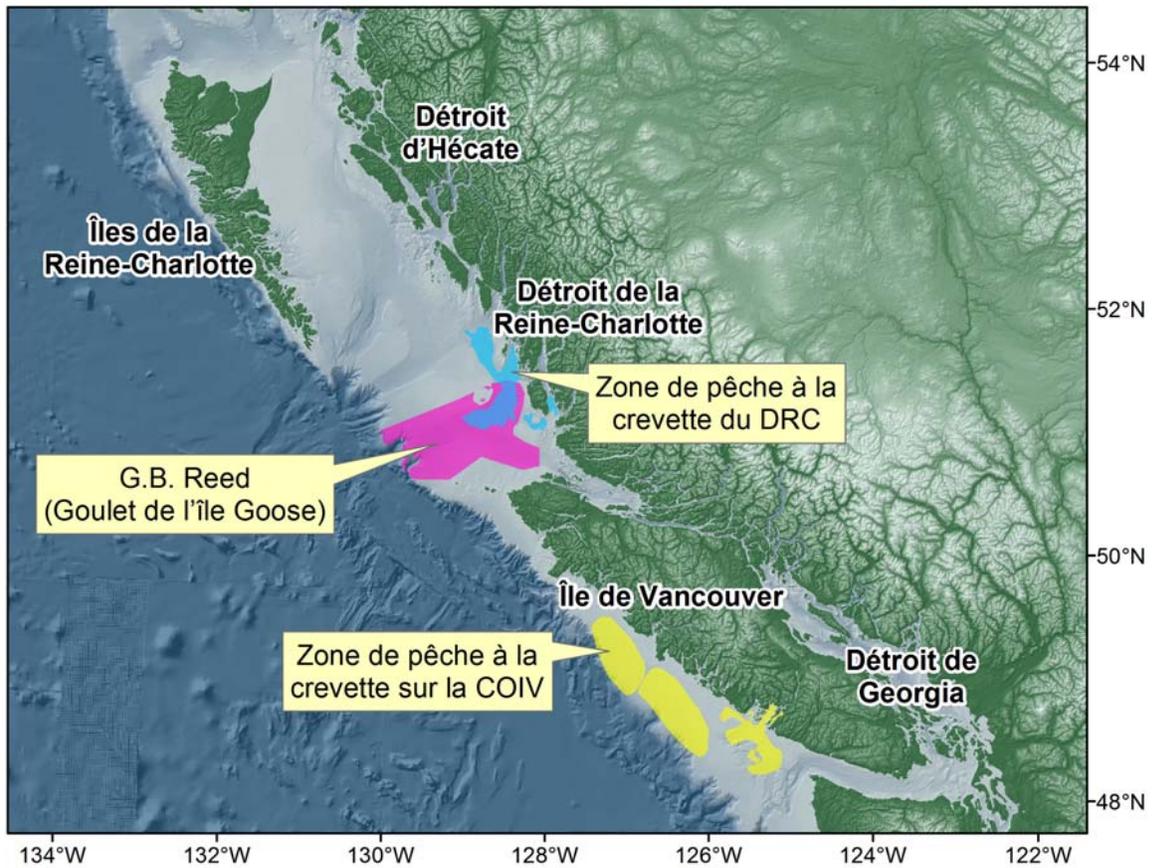


Figure 3. Emplacement des relevés de la pêche à la crevette dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) ainsi que du relevé mené par G.B. Reed dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC).

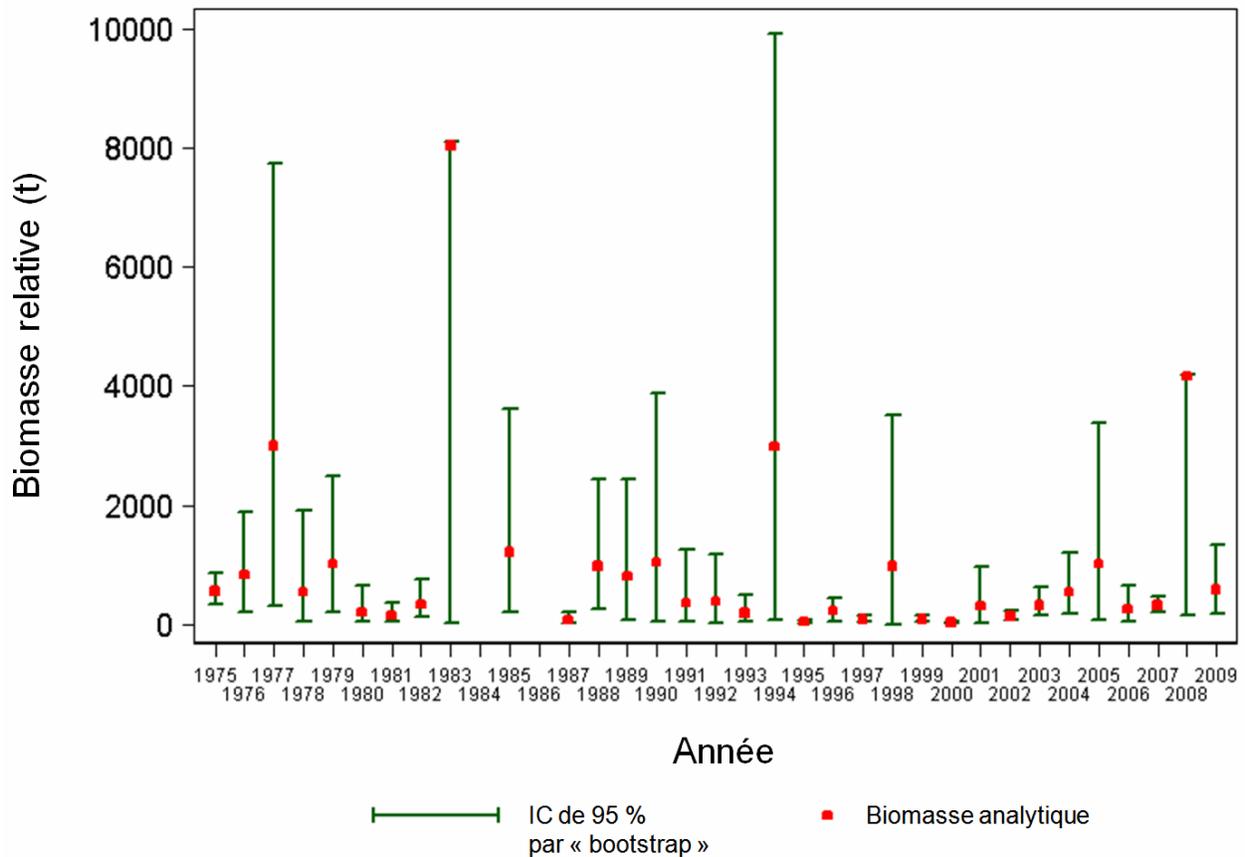


Figure 4. Points correspondant aux estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au chalut à la crevette mené sur côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) pour la période 1975-2009. Les intervalles de confiance de 95 % avec correction de justesse établis à l'aide de 1 000 répétitions « bootstrap » sont graphiquement représentés. Il convient de noter que les barres d'erreur supérieures pour 1983 et 2008, qui débordent de l'axe des ordonnées, ont été omises à des fins de clarté.

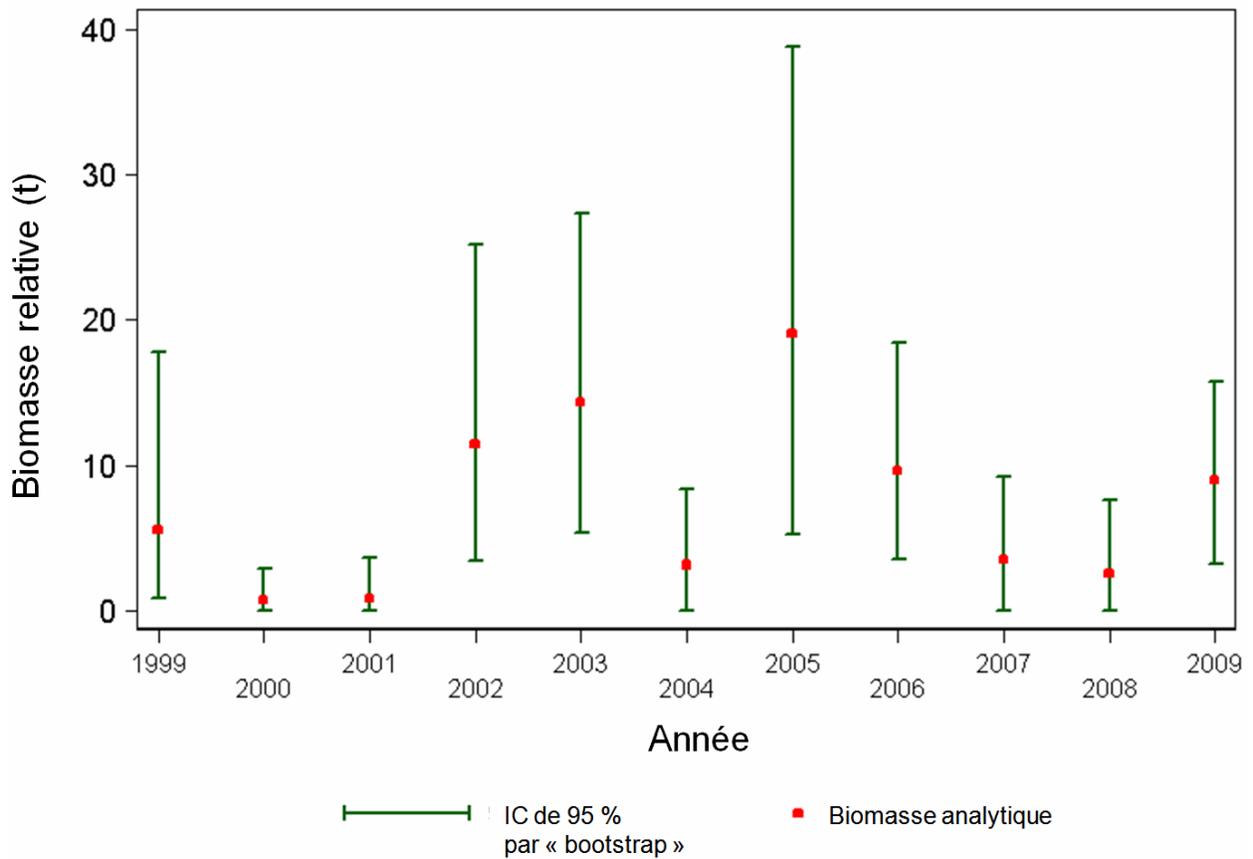


Figure 5. Points correspondant aux estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au chalut à la crevette mené dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) pour 1999-2009. Les intervalles de confiance de 95 % avec correction de justesse établis à l'aide de 1 000 répétitions « bootstrap » sont graphiquement représentés.

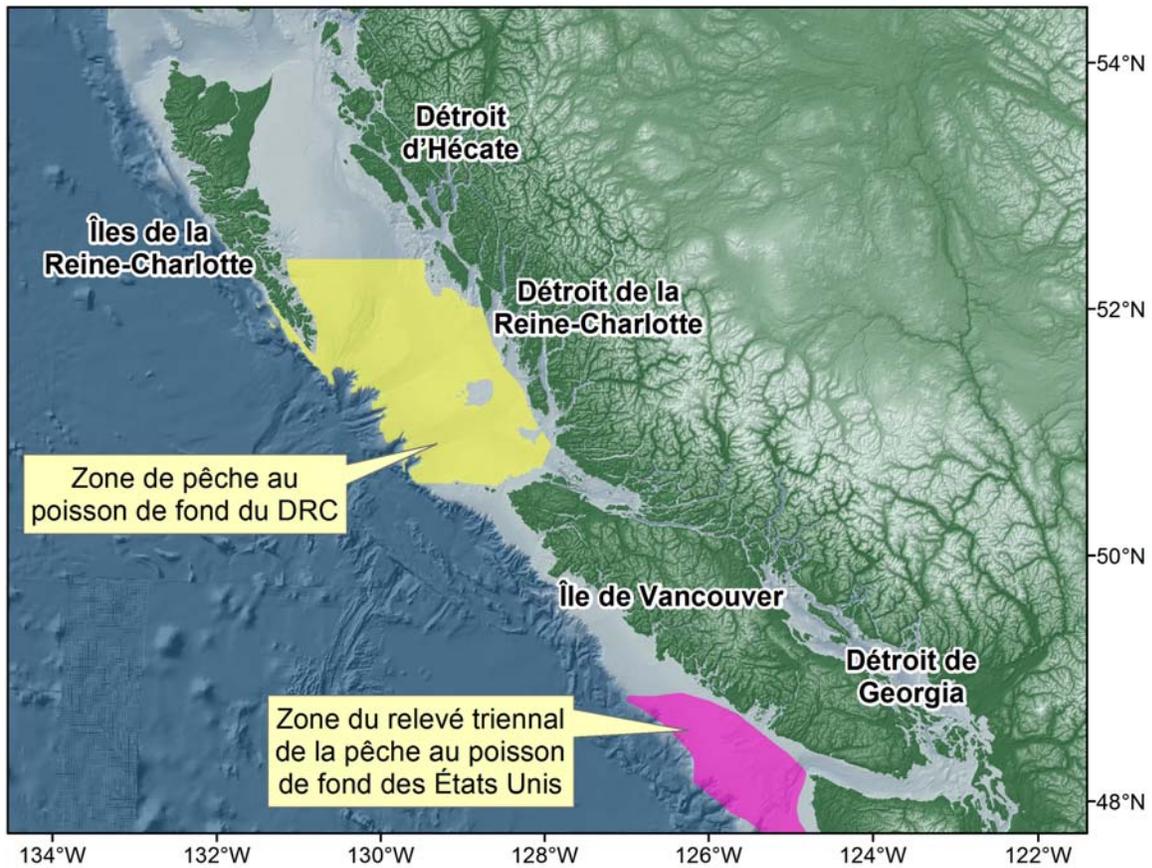


Figure 6. Emplacements des relevés de la pêche au poisson de fond dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) et du relevé triennal de la pêche au poisson de fond des États-Unis.

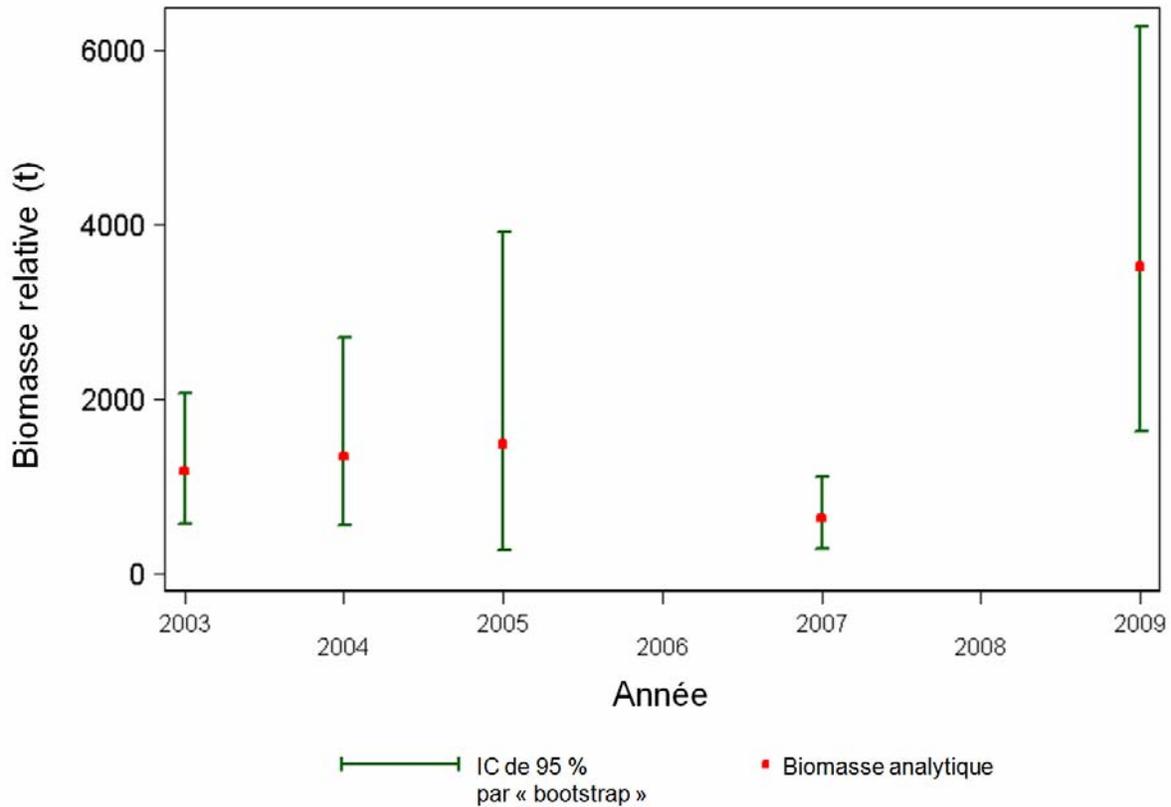


Figure 7. Points correspondant aux estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au poisson de fond dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) pour 2003-2009. Les intervalles de confiance de 95 % avec correction de justesse établis à l'aide de 1 000 répétitions « bootstrap » sont graphiquement représentés.

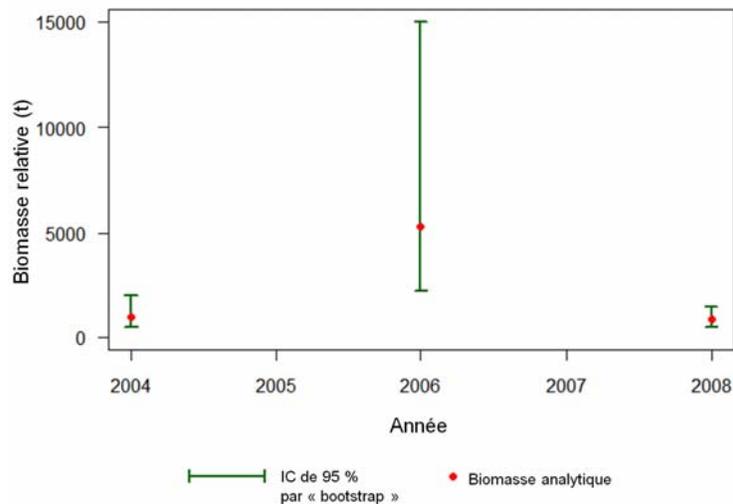


Figure 8. Points correspondant aux estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au poisson de fond sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) pour 2004-2008. Les intervalles de confiance de 95 % établis avec correction de justesse à l'aide de 1 000 répétitions « bootstrap » sont graphiquement représentés.

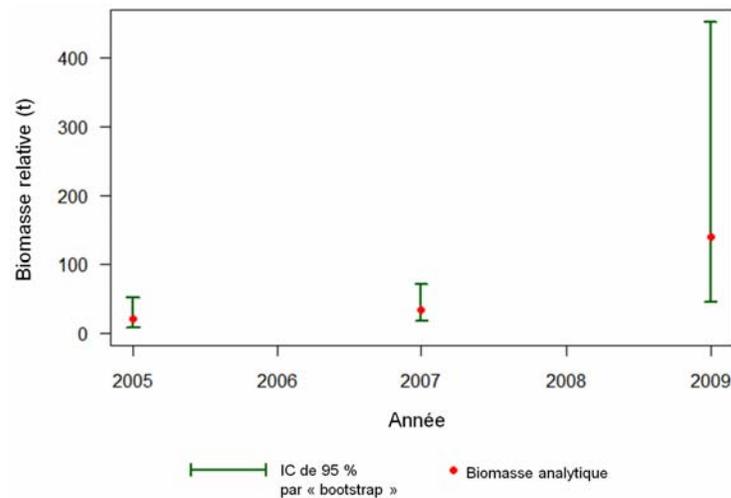


Figure 9. Points correspondant aux estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au poisson de fond dans le détroit d'Hécate (DH) pour 2005-2009. Les intervalles de confiance de 95 % établis avec correction de justesse à l'aide de 1 000 répétitions « bootstrap » sont graphiquement représentés.

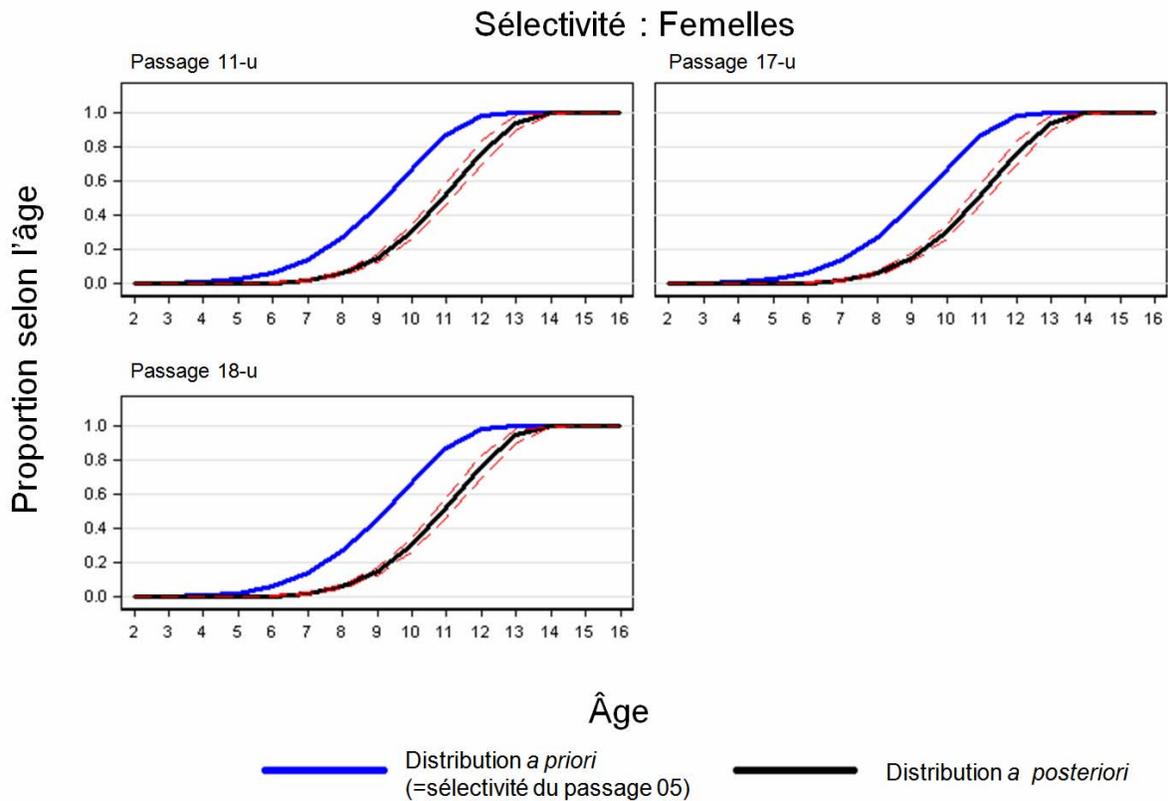


Figure 10. Comparaison des distributions a priori et a posteriori de la sélectivité (femelles) dans les pêches commerciales par passage d'évaluation. Les 5^e et 95^e percentiles des intervalles de crédibilité sont présentés pour la distribution a posteriori.

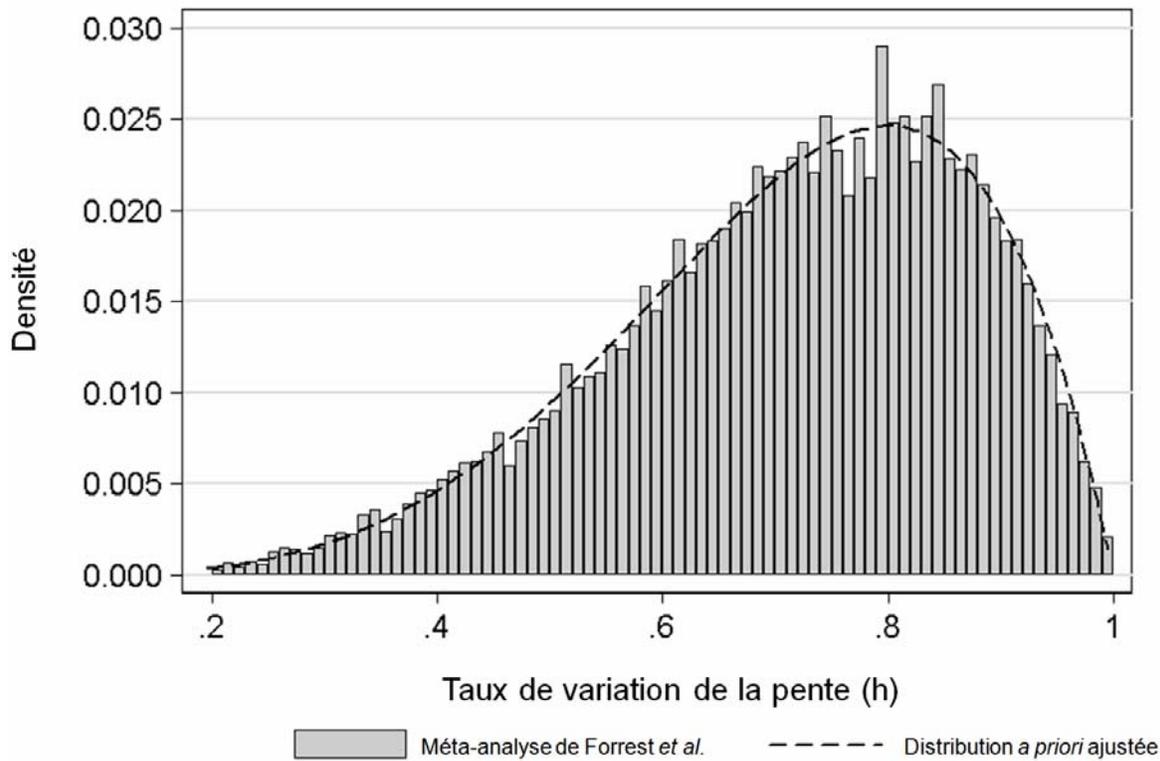


Figure 11. Distribution des estimations plausibles pour le paramètre du taux de variation de la pente de Beverton-Holt (h) applicables aux espèces du genre *Sebastes* fréquentant les eaux du Pacifique Nord-Est selon la méta-analyse menée par Forrest et al. (en cours d'examen). La ligne pointillée montre la distribution a priori utilisée pour le passage 18-u de l'évaluation actuelle, approximée à partir d'une distribution bêta de la densité effectuée à l'aide des paramètres $\alpha=5,0$ et $\beta=2,0$ (moyenne = 0,714; écart-type = 0,160).

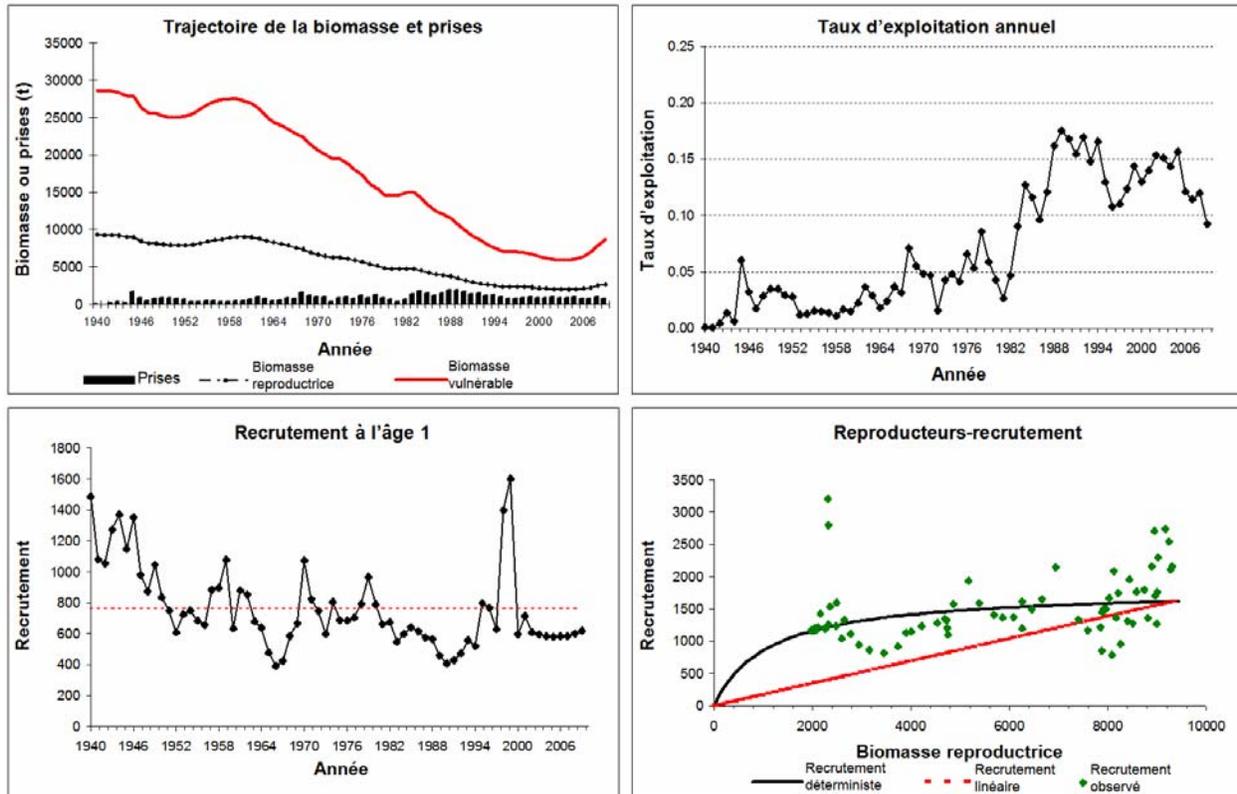


Figure 12. Points correspondant à la distribution a posteriori marginale pour le **passage 11-u**. La biomasse vulnérable, la biomasse reproductrice femelle et les prises annuelles [en haut à gauche]; le taux d'exploitation [en haut à droite]; le recrutement des femelles à l'âge 1 (le recrutement des mâles est le même) [en bas à gauche]; la fonction stock-recrutement [en bas à droite]. La ligne rouge sur le graphique en bas à droite correspond à la droite de remplacement stock-recrutement.

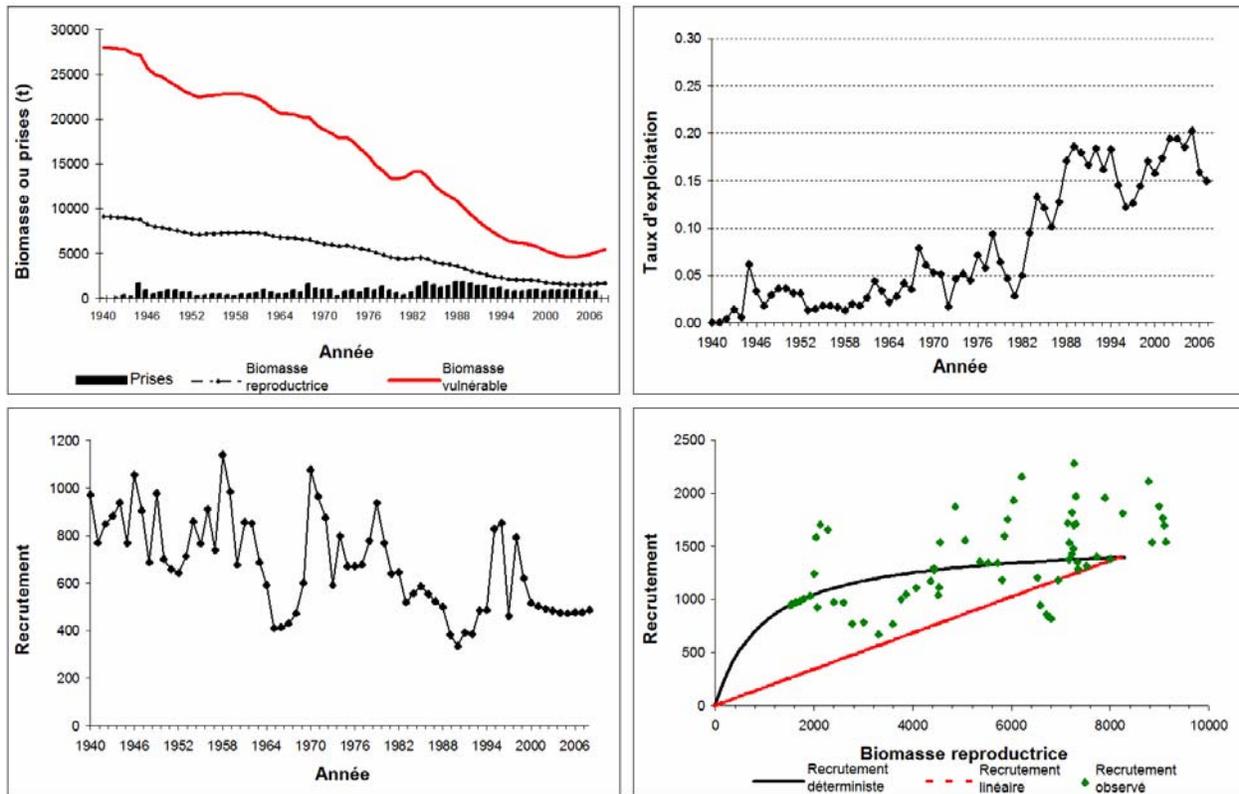


Figure 13. Points correspondant à la distribution a posteriori marginale pour le **passage 11**. La biomasse vulnérable, la biomasse reproductrice femelle et les prises annuelles [en haut à gauche]; le taux d'exploitation [en haut à droite]; le recrutement des femelles à l'âge 1 (le recrutement des mâles est le même) [en bas à gauche]; la fonction stock-recrutement [en bas à droite]. La ligne rouge sur le graphique en bas à droite correspond à la droite de remplacement stock-recrutement.

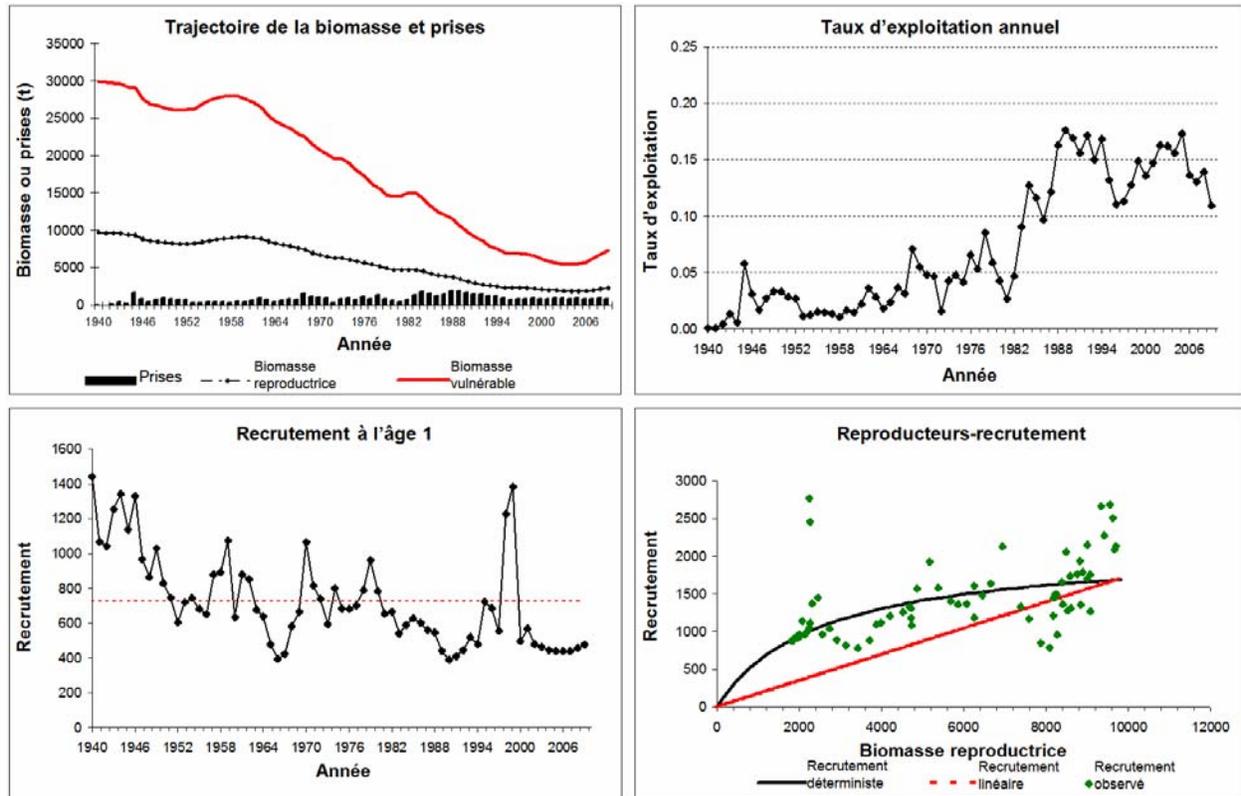


Figure 14. Points correspondant à la distribution a posteriori marginale pour le **passage 17-u**. La biomasse vulnérable, la biomasse reproductrice femelle et les prises annuelles [en haut à gauche]; le taux d'exploitation [en haut à droite]; le recrutement des femelles à l'âge 1 (le recrutement des mâles est le même) [en bas à gauche]; la fonction stock-recrutement [en bas à droite]. La ligne rouge sur le graphique en bas à droite correspond à la droite de remplacement stock-recrutement.

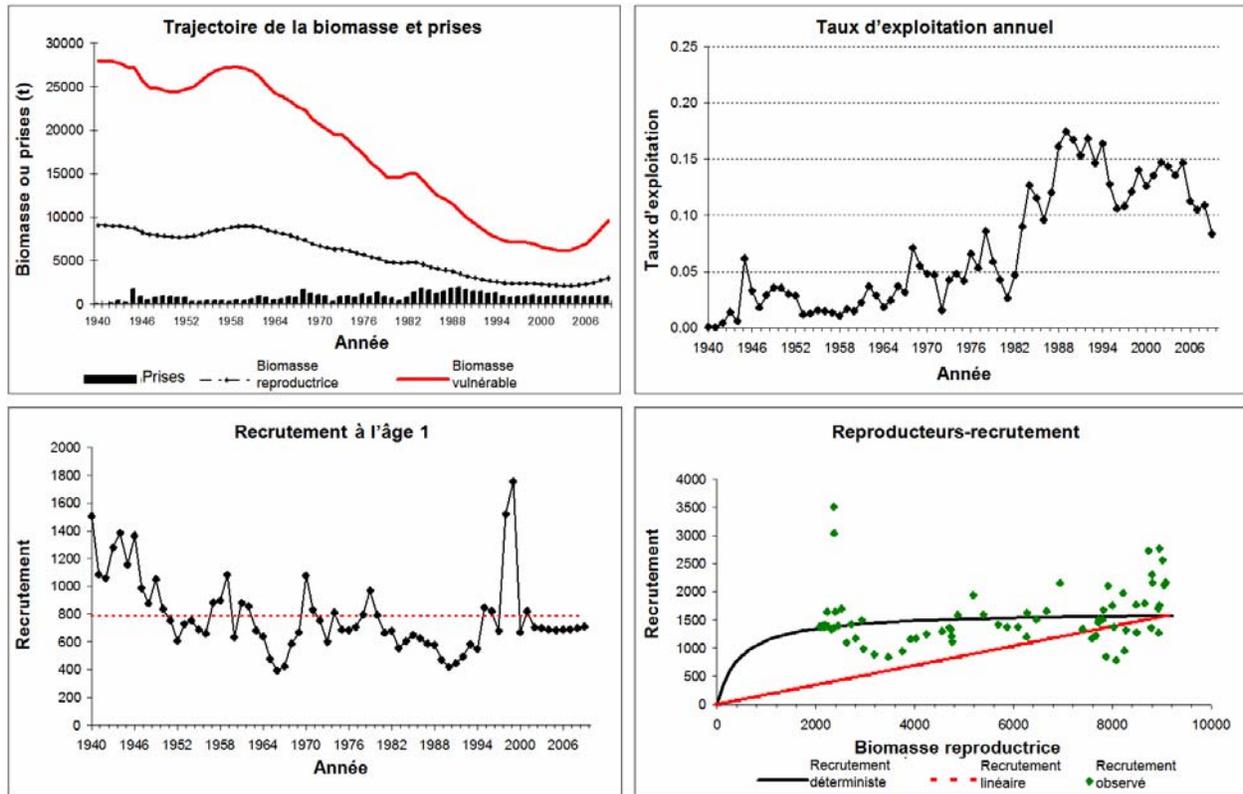
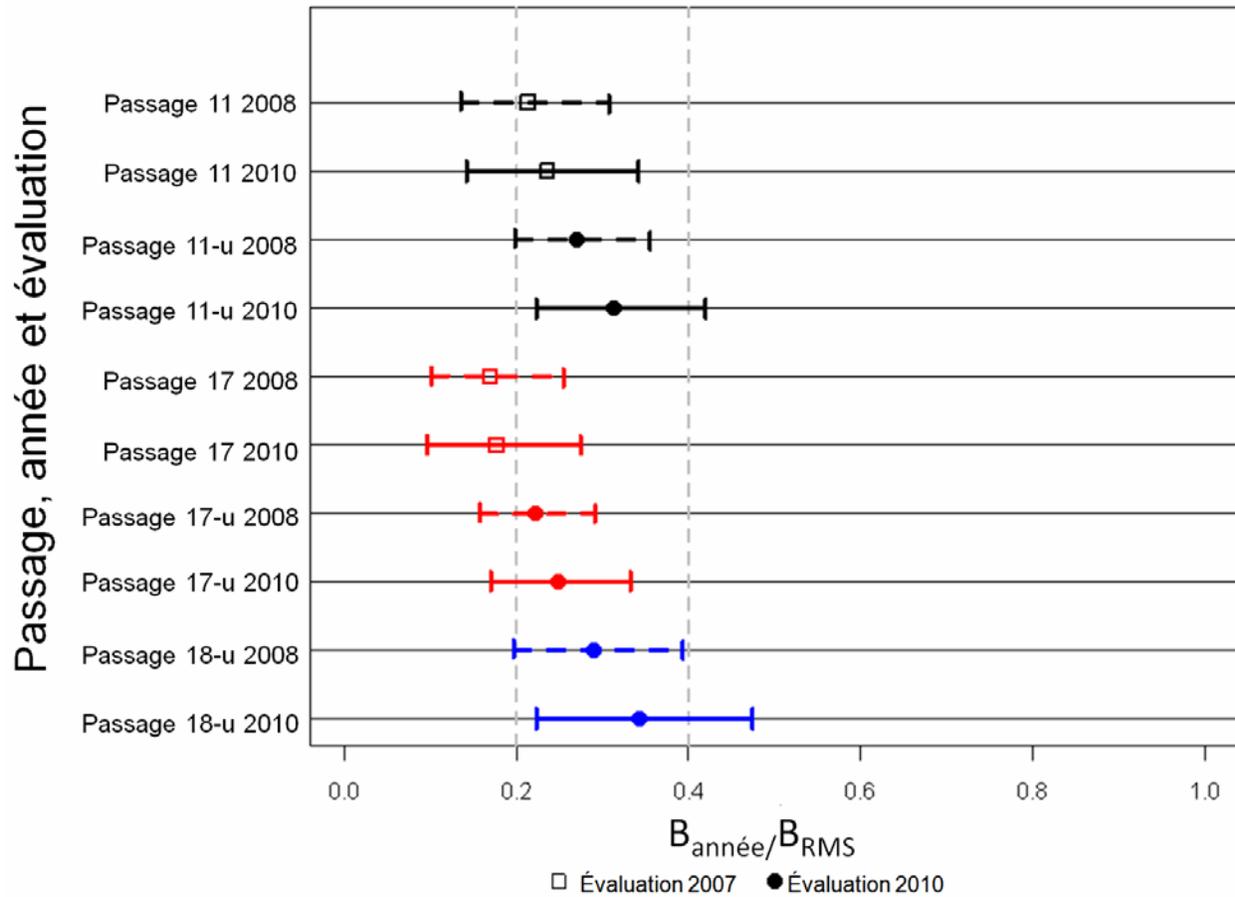


Figure 15. Points correspondant à la distribution a posteriori marginale pour le passage 18-u. La biomasse vulnérable, la biomasse reproductrice femelle et les prises annuelles [en haut à gauche]; le taux d'exploitation [en haut à droite]; le recrutement des femelles à l'âge 1 (le recrutement des mâles est le même) [en bas à gauche]; la fonction stock-recrutement [en bas à droite]. La ligne rouge sur le graphique en bas à droite est la droite de remplacement stock-recrutement.



Les barres d'erreur correspondent à 5 % et à 95 % de la distribution *a posteriori*

Figure 16. Moyenne et intervalles de crédibilité (5^e et 95^e percentiles) pour $B_{\text{année}}/B_0$, où l'année = 2008 ou 2010 pour les passages réalisés dans le cadre des évaluations 2007 et 2009. Les lignes verticales à $0,2 * B_0$ et à $0,4 * B_0$ visent à servir de repères pour l'œil et ne sont pas des points de référence.

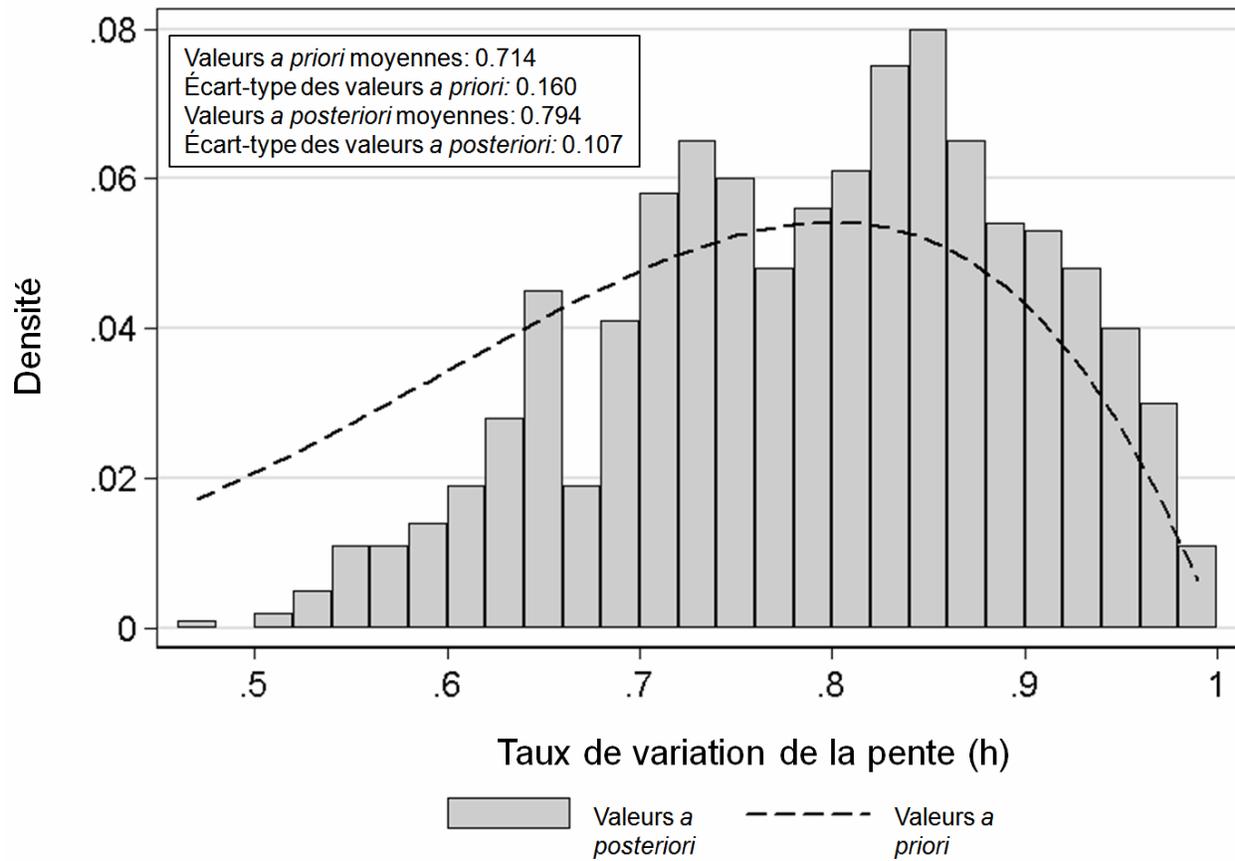
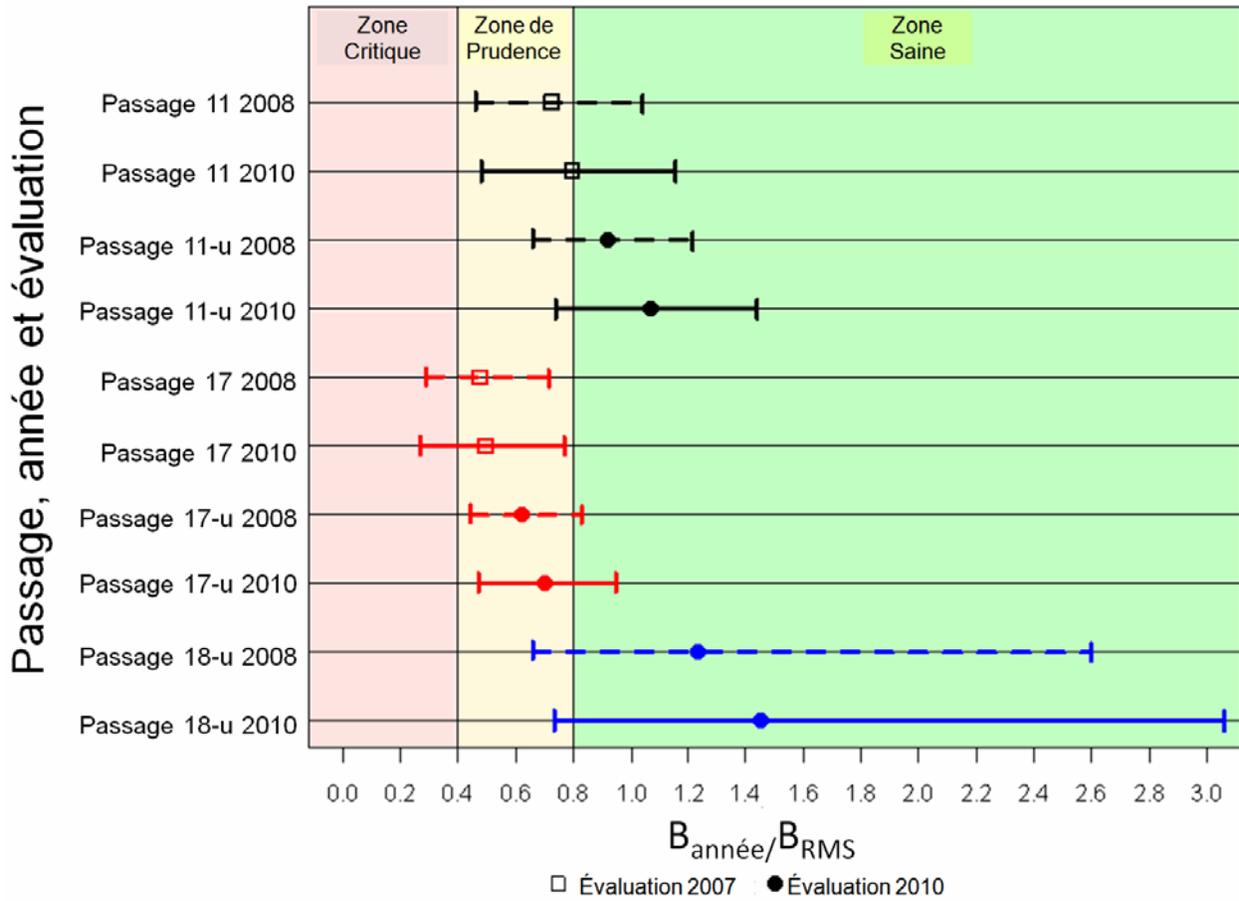


Figure 17. Comparaison des valeurs *a priori* et *a posteriori* du taux de variation de la pente (h) pour le passage18-u.



Les barres d'erreur correspondent à 5 % et à 95 % de la distribution *a posteriori*

Figure 18. Moyenne et intervalles de crédibilité (5^e et 95^e percentiles) pour $B_{année}/B_{0,}$, où l'année = 2008 ou 2010 pour les trois passages réalisés dans le cadre des évaluations 2007 et 2009. Les lignes verticales à $0,4 * B_{RMS}$ et à $0,8 * B_{RMS}$ correspondent aux points de référence inférieur et supérieur de la stratégie de prélèvement conforme à l'AP.

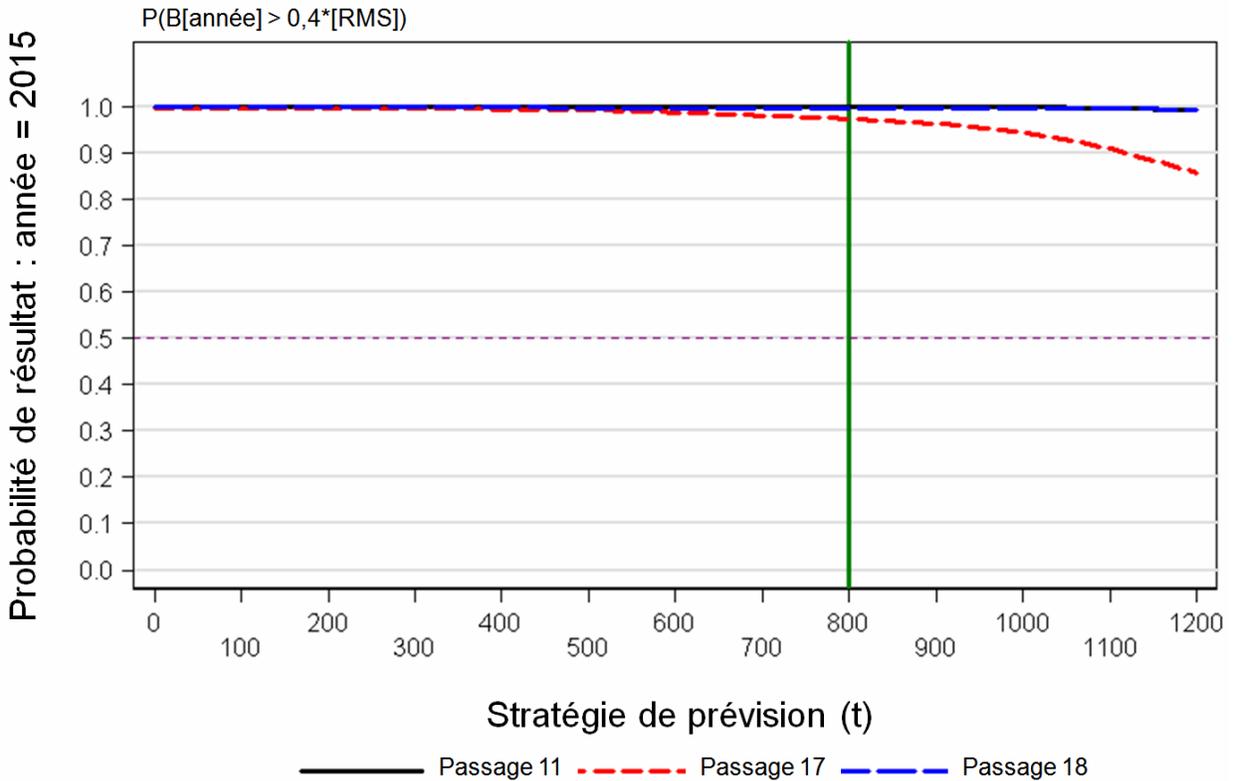


Figure 19. Comparaison de la probabilité que \tilde{B}_y excède $0,4 B_{RMS}$ d'ici la fin de la période de projection (2015) pour les passages de modèle 11-u, 17-u et 18-u. La ligne verticale verte indique la position approximative du niveau des prises selon le régime de gestion actuel.

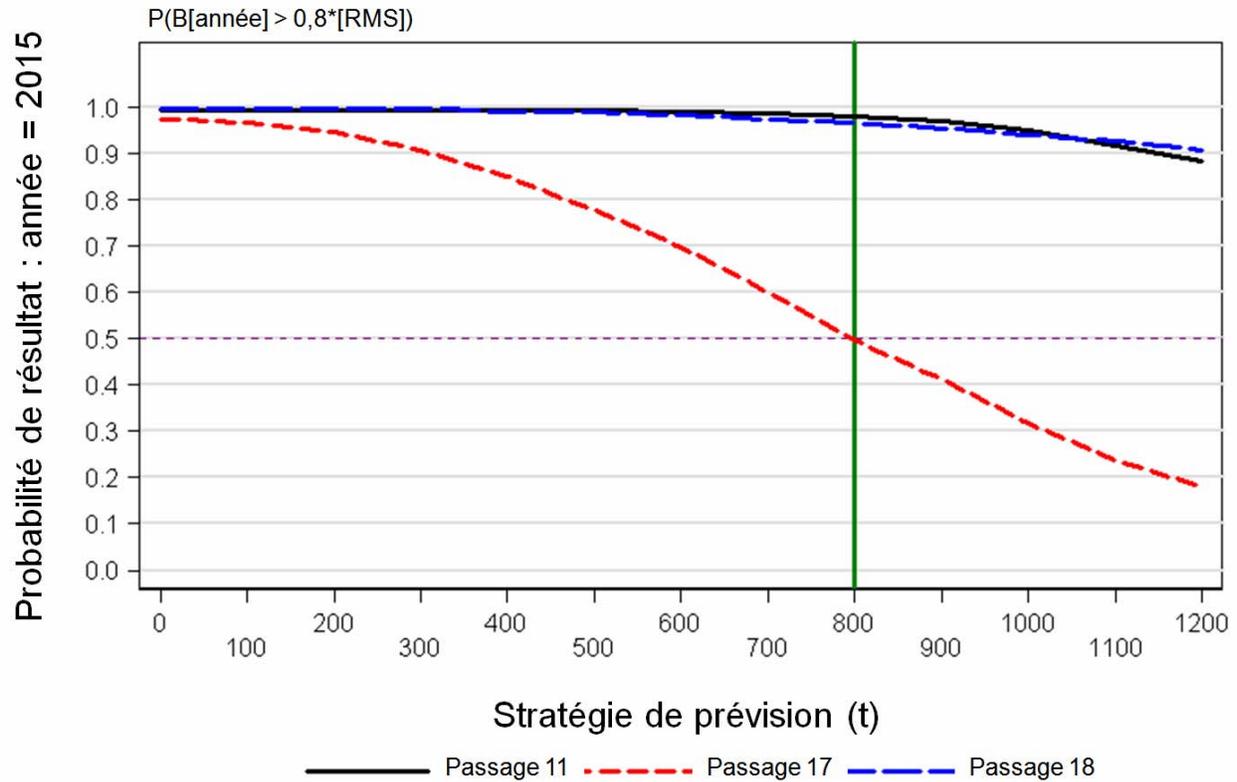


Figure 20. Comparaison de la probabilité que \tilde{B}_y excède $0,8 B_{RMS}$ d'ici la fin de la période de projection (2015) pour les passages de modèle 11-u, 17-u et 18-u. La ligne verticale verte indique la position approximative du niveau des prises selon le régime de gestion actuel.

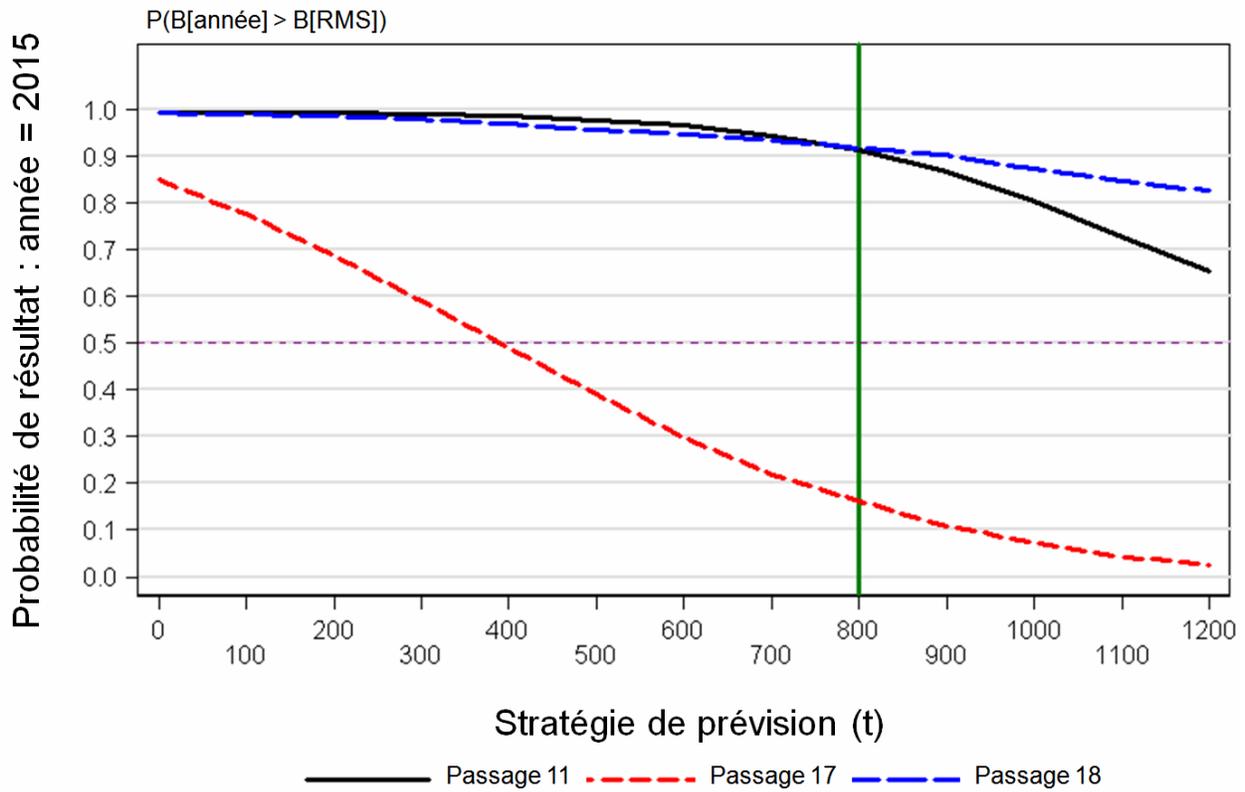


Figure 21. Comparaison de la probabilité que \tilde{B}_y excède B_{RMS} d'ici la fin de la période de projection (2015) pour les passages de modèle 11-u, 17-u et 18-u. La ligne verticale verte indique la position approximative du niveau des prises selon le régime de gestion actuel.

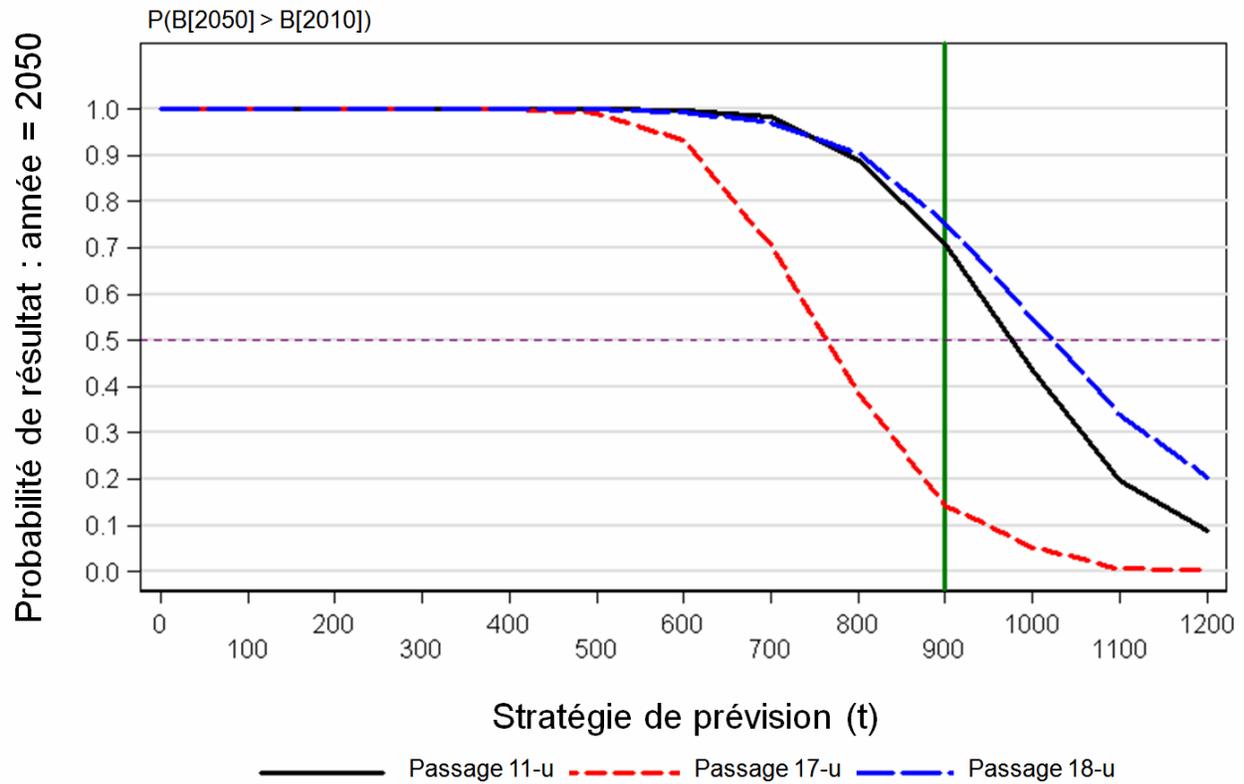


Figure 22. Comparaison de la probabilité que B_{2050} excède B_{2010} pour les passages de modèle 11-u, 17-u et 18-u. La ligne verticale verte indique la position approximative des prises pour 2010.

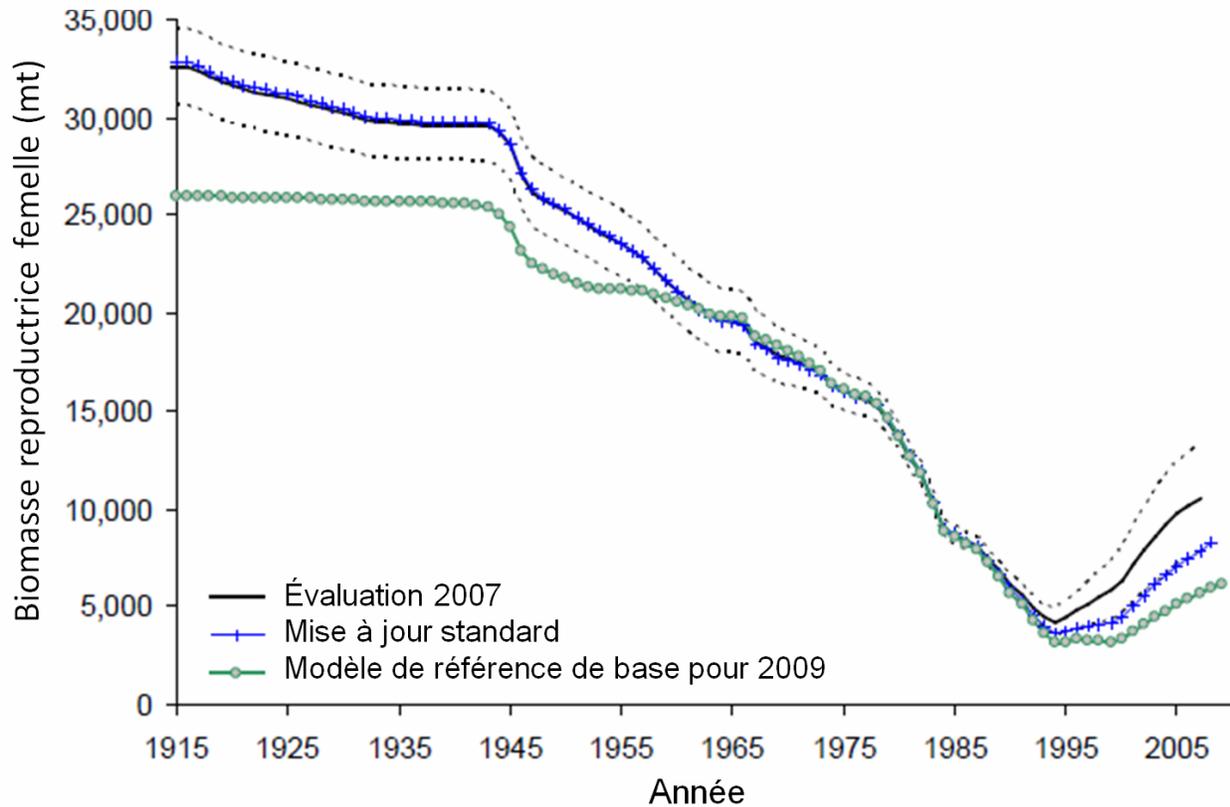


Figure 23. Série chronologique des données sur la biomasse reproductrice estimée pour la population américaine (Californie-Washington) de sébastes canaris (1916-2009) pour le modèle de référence de base de l'évaluation 2007 (ligne pleine), avec intervalle de confiance asymptotique approximatif de 95 % (lignes pointillées), les résultats de la mise à jour « standard » des données récentes et des prises (en craie) et le modèle de référence de base pour 2009 (symboles ronds) (tiré de Stewart 2009, p.5, figure b).

Tableaux

Tableau 1. Reconstitution des prises de sébastes canaris dans les eaux de la Colombie-Britannique (1930/1931-2009/2010). Cette évaluation a été actualisée par l'ajout des prises effectuées durant les années de pêche 2007—2008-2009—2010* : les prises pour 2009-2010 ont été calculées au prorata des prises effectuées durant la période avril-août 2009.

| Année | Prises (t) | | | Année | Prises (t) | | | Quotas | | |
|-------|------------|-------|-------|-------|------------|-------|-------|--------|-------|-------|
| | Chalut | Ligne | Total | | Chalut | Ligne | Total | Chalut | Ligne | Total |
| 1930 | 0 | 0 | 0 | 1970 | 988 | 8 | 996 | | | |
| 1931 | 0 | 0 | 0 | 1971 | 938 | 6 | 943 | | | |
| 1932 | 0 | 0 | 0 | 1972 | 299 | 7 | 307 | | | |
| 1933 | 0 | 0 | 0 | 1973 | 828 | 6 | 834 | | | |
| 1934 | 1 | 0 | 1 | 1974 | 897 | 7 | 904 | | | |
| 1935 | 4 | 0 | 4 | 1975 | 739 | 7 | 745 | | | |
| 1936 | 5 | 0 | 5 | 1976 | 1 128 | 6 | 1 134 | | | |
| 1937 | 5 | 0 | 5 | 1977 | 853 | 7 | 860 | | | |
| 1938 | 7 | 0 | 7 | 1978 | 1 322 | 8 | 1 329 | | | |
| 1939 | 7 | 0 | 7 | 1979 | 852 | 10 | 862 | | | |
| 1940 | 16 | 5 | 21 | 1980 | 612 | 9 | 621 | | | |
| 1941 | 6 | 5 | 11 | 1981 | 379 | 8 | 387 | | | |
| 1942 | 119 | 4 | 124 | 1982 | 697 | 6 | 704 | | | |
| 1943 | 385 | 4 | 389 | 1983 | 1 344 | 7 | 1 351 | | | |
| 1944 | 160 | 4 | 164 | 1984 | 1 800 | 10 | 1 811 | | | |
| 1945 | 1 676 | 4 | 1 680 | 1985 | 1 508 | 16 | 1 524 | | | |
| 1946 | 845 | 4 | 849 | 1986 | 1 163 | 32 | 1 195 | | | |
| 1947 | 441 | 5 | 446 | 1987 | 1 415 | 39 | 1 454 | | | |
| 1948 | 717 | 5 | 721 | 1988 | 1 822 | 36 | 1 858 | | | |
| 1949 | 872 | 5 | 876 | 1989 | 1 826 | 40 | 1 866 | | | |
| 1950 | 859 | 4 | 864 | 1990 | 1 596 | 55 | 1 652 | | | |
| 1951 | 729 | 5 | 734 | 1991 | 1 360 | 54 | 1 414 | | | |
| 1952 | 699 | 5 | 704 | 1992 | 1 409 | 47 | 1 457 | | | |
| 1953 | 293 | 6 | 299 | 1993 | 1 121 | 55 | 1 176 | | | |
| 1954 | 321 | 6 | 327 | 1994 | 1 201 | 53 | 1 254 | | | |
| 1955 | 403 | 7 | 410 | 1995 | 866 | 59 | 925 | | | |
| 1956 | 398 | 6 | 404 | 1996 | 696 | 60 | 756 | | | |
| 1957 | 364 | 7 | 371 | 1997 | 716 | 57 | 773 | | | |
| 1958 | 292 | 6 | 298 | 1998 | 780 | 83 | 862 | | | |
| 1959 | 451 | 6 | 458 | 1999 | 898 | 72 | 971 | 921 | 76 | 997 |
| 1960 | 401 | 7 | 408 | 2000 | 778 | 52 | 831 | 1 097 | 92 | 1 189 |
| 1961 | 591 | 7 | 598 | 2001 | 805 | 58 | 863 | 1 046 | S/O | 1 046 |
| 1962 | 951 | 8 | 959 | 2002 | 879 | 37 | 915 | 1 046 | 140 | 1 186 |
| 1963 | 714 | 7 | 721 | 2003 | 830 | 50 | 880 | 1 046 | 140 | 1 186 |
| 1964 | 437 | 5 | 443 | 2004 | 791 | 51 | 841 | 1 046 | 140 | 1 186 |
| 1965 | 569 | 5 | 574 | 2005 | 893 | 63 | 956 | 1 046 | 140 | 1 186 |
| 1966 | 857 | 5 | 862 | 2006 | 765 | 13 | 779 | 1 046 | 147 | 1 193 |
| 1967 | 710 | 5 | 716 | 2007 | 782 | 27 | 809 | 1 046 | 147 | 1 193 |
| 1968 | 1 587 | 4 | 1 591 | 2008 | 917 | 28 | 945 | 800 | 112 | 912 |
| 1969 | 1 168 | 6 | 1 174 | 2009 | | | * 800 | 595 | 84 | 679 |

Tableau 2. Nombre d'échantillons selon l'âge par année. Les échantillons prélevés en 1979, en 2005 et en 2006 ont été ajoutés à cette mise à jour. La taille des échantillons varie de 30 à 300 environ; celle des plus récents échantillons (1990-2006) varie de 30 à 80,

| Année | Nombre d'échantillons | Année | Nombre d'échantillons |
|-------|-----------------------|-------|-----------------------|
| 1978 | 8 | 1999 | 13 |
| 1979 | 4 | 2000 | 10 |
| 1990 | 8 | 2001 | 10 |
| 1991 | 7 | 2002 | 8 |
| 1993 | 4 | 2003 | 11 |
| 1994 | 11 | 2004 | 14 |
| 1995 | 5 | 2005 | 17 |
| 1996 | 7 | 2006 | 12 |
| 1997 | 8 | | |
| 1998 | 20 | | |

Tableau 3. Indices dérivés des relevés inclus et exclus de la présente évaluation. Les années de début et de fin des relevés correspondent aux années utilisées dans ce document et pas nécessairement à la série complète des relevés.

| Relevé | Début | Fin | En cours | Relevé | Profondeur (m) | Engin utilisé | Inclus |
|---|-------|------|----------|--------|----------------|-------------------------|------------------------------|
| Crevette, COIV ¹ | 1975 | 2009 | O | 30 | 15-258 | Chalut, crevette | Oui |
| Crevette, DRC | 1999 | 2009 | O | 11 | 15-309 | Chalut, crevette | Oui |
| GB Reed, DRC | 1967 | 1984 | N | 7 | 147-256 | Chalut, poisson de fond | Oui |
| Relevé triennal, États-Unis ² | 1980 | 2001 | N | 8 | 55-477 | Chalut, poisson de fond | Oui |
| DRC, poissons de fond | 2003 | 2009 | O | 5 | 37-543 | Chalut, poisson de fond | Oui |
| COIV, poissons de fond | 2004 | 2008 | O | 3 | 46-750 | Chalut, poisson de fond | Non, trois points de données |
| Détroit d'Hécate, poissons de fond | 2005 | 2009 | O | 3 | 11-230 | Chalut, poisson de fond | Non, trois points de données |
| COIRC, poissons de fond | 2006 | 2008 | O | 3 | 180-1800 | Chalut, poisson de fond | Non, trop peu de poissons |
| Assemblage, détroit d'Hécate ³ | 1984 | 2003 | N | 11 | 18-232 | Chalut, poisson de fond | Non, trop peu de données |
| Palangre, MPO (N et S) | 2006 | 2009 | O | 2 | 20-260 | Ligne fixe | Non, deux points de données |

Remarques :

¹ Le relevé a commencé en 1972, mais les prises de sébastes n'ont pas été consignées avant 1975.

² À titre informatif seulement pour les relevés menés dans les eaux canadiennes.

³ La conception du relevé a été considérablement modifiée en 2005, mais cette série a pris fin en 2003.

Tableau 4. Estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées du relevé de la pêche au chalut à la crevette mené sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) pour les années de relevés 1975-2009. Les estimations de la biomasse sont basées sur une post-stratification de ce relevé (deux strates) et sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de relevé dans ce secteur. Les intervalles de confiance avec correction de justesse par « Bootstrap » et les coefficients de variation (CV) sont basés sur 1000 extractions au hasard avec remplacement. Le CV analytique est basé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits à l'intérieur d'une strate.

| Année de relevé | Biomasse (t) | Biomasse moyenne par « Bootstrap » (t) | Limite inférieure de la biomasse (t) | Limite supérieure de la biomasse (t) | CV par « Bootstrap » | CV analytique |
|-----------------|--------------|--|--------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------------|
| 1975 | 557 | 553 | 327 | 862 | 0,236 | 0,238 |
| 1976 | 830 | 829 | 202 | 1 889 | 0,516 | 0,524 |
| 1977 | 3 003 | 3 031 | 299 | 7 736 | 0,626 | 0,665 |
| 1978 | 550 | 549 | 42 | 1 897 | 0,835 | 0,821 |
| 1979 | 1 020 | 1 025 | 204 | 2 498 | 0,537 | 0,543 |
| 1980 | 208 | 204 | 33 | 640 | 0,754 | 0,747 |
| 1981 | 158 | 160 | 35 | 366 | 0,519 | 0,542 |
| 1982 | 340 | 341 | 110 | 753 | 0,471 | 0,447 |
| 1983 | 8 045 | 7 687 | 17 | 27 886 | 0,989 | 0,996 |
| 1985 | 1 213 | 1 227 | 204 | 3 617 | 0,658 | 0,667 |
| 1987 | 69 | 70 | 8 | 214 | 0,716 | 0,696 |
| 1988 | 981 | 975 | 255 | 2 423 | 0,532 | 0,530 |
| 1989 | 798 | 781 | 62 | 2 437 | 0,727 | 0,692 |
| 1990 | 1 050 | 1 013 | 56 | 3 882 | 0,936 | 0,912 |
| 1991 | 366 | 349 | 43 | 1 265 | 0,818 | 0,865 |
| 1992 | 395 | 385 | 17 | 1 175 | 0,808 | 0,794 |
| 1993 | 192 | 195 | 43 | 481 | 0,575 | 0,583 |
| 1994 | 2 979 | 3 073 | 84 | 9 917 | 0,884 | 0,895 |
| 1995 | 39 | 39 | 10 | 84 | 0,479 | 0,489 |
| 1996 | 220 | 223 | 55 | 438 | 0,436 | 0,436 |
| 1997 | 83 | 83 | 35 | 159 | 0,379 | 0,388 |
| 1998 | 981 | 961 | 4 | 3 518 | 1,017 | 0,985 |
| 1999 | 82 | 82 | 44 | 139 | 0,298 | 0,300 |
| 2000 | 29 | 30 | 11 | 54 | 0,372 | 0,376 |
| 2001 | 307 | 314 | 25 | 976 | 0,833 | 0,865 |
| 2002 | 138 | 138 | 69 | 240 | 0,316 | 0,315 |
| 2003 | 321 | 329 | 148 | 635 | 0,379 | 0,381 |
| 2004 | 548 | 551 | 173 | 1 209 | 0,444 | 0,444 |
| 2005 | 1 010 | 1 039 | 66 | 3 372 | 0,849 | 0,881 |
| 2006 | 259 | 264 | 37 | 639 | 0,580 | 0,575 |
| 2007 | 320 | 322 | 202 | 475 | 0,219 | 0,220 |
| 2008 | 4 166 | 4 090 | 144 | 14 882 | 0,947 | 0,953 |
| 2009 | 581 | 572 | 177 | 1 330 | 0,501 | 0,516 |

Tableau 5. Estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées des relevés de la pêche au chalut à la crevette menés dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) pour les années de relevés 1999-2009. Les intervalles de confiance avec correction de justesse par « Bootstrap » et les coefficients de variation (CV) sont basés sur 1000 extractions au hasard avec remplacement. Le CV analytique est basé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits à l'intérieur d'une strate.

| Année | Biomasse (t) | Biomasse moyenne par « Bootstrap » (t) | Limite inférieure de la biomasse (t) | Limite supérieure de la biomasse (t) | CV par « Bootstrap » | CV analytique |
|-------|--------------|--|--------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------------|
| 1999 | 5,5 | 5,7 | 0,8 | 17,8 | 0,717 | 0,691 |
| 2000 | 0,7 | 0,7 | 0,0 | 2,9 | 0,989 | 1,000 |
| 2001 | 0,8 | 0,8 | 0,0 | 3,6 | 1,017 | 1,000 |
| 2002 | 11,5 | 11,6 | 3,4 | 25,2 | 0,470 | 0,484 |
| 2003 | 14,4 | 14,3 | 5,3 | 27,3 | 0,387 | 0,398 |
| 2004 | 3,1 | 3,1 | 0,0 | 8,3 | 0,683 | 0,701 |
| 2005 | 19,0 | 19,4 | 5,2 | 38,8 | 0,434 | 0,446 |
| 2006 | 9,6 | 9,8 | 3,5 | 18,5 | 0,386 | 0,384 |
| 2007 | 3,5 | 3,5 | 0,0 | 9,2 | 0,601 | 0,601 |
| 2008 | 2,5 | 2,5 | 0,0 | 7,5 | 0,711 | 0,707 |
| 2009 | 8,9 | 9,1 | 3,2 | 15,8 | 0,351 | 0,349 |

Tableau 6. Estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées des relevés de la pêche au chalut synoptiques menés dans le détroit de la Reine-Charlotte (DRC) pour les années de relevés 2003-2009. Les intervalles de confiance avec correction de justesse par « Bootstrap » et les coefficients de variation (CV) sont basés sur 1000 extractions au hasard avec remplacement. Le CV analytique est basé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits à l'intérieur d'une strate (voir les équations dans Stanley et al., 2009a).

| Année | Biomasse (t) | Biomasse moyenne par « Bootstrap » | Limite inférieure de la biomasse (t) | Limite supérieure de la biomasse (t) | CV par « Bootstrap » | CV analytique |
|-------|--------------|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------------|
| 2003 | 1 169 | 1 161 | 568 | 2 068 | 0,331 | 0,334 |
| 2004 | 1 335 | 1 329 | 555 | 2 704 | 0,395 | 0,383 |
| 2005 | 1 481 | 1 498 | 265 | 3 922 | 0,602 | 0,589 |
| 2007 | 629 | 637 | 273 | 1 105 | 0,335 | 0,342 |
| 2009 | 3 519 | 3 479 | 1 621 | 6 267 | 0,329 | 0,345 |

Tableau 7. Estimations de la biomasse pour le sébaste canari de la région de Vancouver (CPAPN [Commission des poissons anadromes de Pacifique Nord]) provenant du relevé triennal de la pêche au poisson de fond des États-Unis (région totale, eaux canadiennes seulement et eaux américaines seulement) avec des intervalles de confiance de 95 % basées sur une distribution « bootstrap » de la biomasse. Les estimations « bootstrap » sont basées sur 5000 extractions au hasard avec remplacement.

| Région | Année | Biomasse moyenne par « Bootstrap » | Limite inférieure de la biomasse | Limite supérieure de la biomasse |
|--|-------|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Région totale de Vancouver | 1980 | 7 633 | 427 | 28 611 |
| | 1983 | 11 063 | 4 976 | 19 812 |
| | 1989 | 7 918 | 3 389 | 16 711 |
| | 1992 | 1 654 | 801 | 2 884 |
| | 1995 | 293 | 109 | 594 |
| | 1998 | 2 233 | 1 275 | 3 472 |
| | 2001 | 622 | 271 | 1 151 |
| Eaux canadiennes de la région de Vancouver | 1980 | 8 082 | 306 | 30 811 |
| | 1983 | 6 241 | 1 078 | 14 815 |
| | 1989 | 4 814 | 1 303 | 13 362 |
| | 1992 | 1 310 | 555 | 2 469 |
| | 1995 | 253 | 88 | 504 |
| | 1998 | 1 805 | 957 | 2 888 |
| | 2001 | 351 | 75 | 850 |
| Eaux américaines de la région de Vancouver | 1980 | 158 | 0 | 390 |
| | 1983 | 4 647 | 1 726 | 8 963 |
| | 1989 | 3 104 | 1 106 | 6 165 |
| | 1992 | 344 | 138 | 801 |
| | 1995 | 40 | 12 | 103 |
| | 1998 | 427 | 242 | 707 |
| | 2001 | 271 | 102 | 508 |

Tableau 8. Estimations de la biomasse pour le sébaste canari dérivées des relevés menés par G.B. Reed dans le goulet de l'île Goose pour la période 1967-1984. Les estimations de la biomasse sont basées sur trois strates de profondeur et sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de relevé dans ces secteurs. Les intervalles de confiance avec correction de justesse par « Bootstrap » et les coefficients de variation (CV) sont basés sur 5000 extractions au hasard avec remplacement. Le CV analytique est basé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits à l'intérieur d'une strate.

| Année du relevé | Biomasse (t) | Biomasse moyenne par « Bootstrap » | Limite inférieure de la biomasse (t) | Limite supérieure de la biomasse (t) | CV par « Bootstrap » | CV analytique |
|-----------------|--------------|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------------|
| 1967 | 79 | 79 | 32 | 137 | 0,342 | 0,354 |
| 1969 | 120 | 116 | 35 | 309 | 0,556 | 0,541 |
| 1971 | 973 | 964 | 25 | 3768 | 0,954 | 0,956 |
| 1973 | 122 | 124 | 20 | 366 | 0,703 | 0,703 |
| 1976 | 110 | 111 | 34 | 223 | 0,410 | 0,415 |
| 1977 | 470 | 471 | 70 | 1202 | 0,588 | 0,612 |
| 1984 | 120 | 122 | 49 | 216 | 0,348 | 0,351 |

Tableau 9. Configuration des passages pour les évaluations antérieures et actuelles.

| Numéro du passage | Données sur les prises selon l'âge | Recrutement | Sélectivité commerciale | Taux de variation de la pente |
|---|------------------------------------|--------------|-------------------------|-------------------------------|
| Passages de modèle acceptés par le CEESP en novembre 2007 (Stanley <i>et al.</i> , 2009a) | | | | |
| Passage 05 | Utilisées | Stochastique | Fixe (US) | 0,70 |
| Passage 11 | Utilisées | Stochastique | Estimée | 0,70 |
| Passage 17 | Utilisées | Stochastique | Estimée | 0,55 |
| Passages de modèle présentés dans la présente mise à jour | | | | |
| Passage 11-u | | Stochastique | Estimée | 0,70 |
| Passage 17-u | Utilisées | Stochastique | Estimée | 0,55 |
| Passage 18-u | Utilisées | Stochastique | Estimée | Estimé |

Tableau 10. Médianes, 5^e et 95^e percentiles (intervalles de crédibilité) de la distribution a posteriori de $B_{année}/B_0$, où l'année = 2008 ou 2010 pour les passages effectués dans les évaluations antérieures ou actuelles.

| Passage d'évaluation | Année | Évaluation 2007 | | | Évaluation 2010 | | |
|----------------------|-------|---------------------------|---------|----------------------------|---------------------------|---------|----------------------------|
| | | 5 ^e percentile | Médiane | 95 ^e percentile | 5 ^e percentile | Médiane | 95 ^e Percentile |
| Passage 11 ou 11-u | 2008 | 0,136 | 0,214 | 0,308 | 0,198 | 0,270 | 0,356 |
| | 2010 | 0,143 | 0,236 | 0,342 | 0,224 | 0,313 | 0,420 |
| Passage 17 ou 17-u | 2008 | 0,102 | 0,170 | 0,255 | 0,158 | 0,221 | 0,291 |
| | 2010 | 0,096 | 0,177 | 0,274 | 0,170 | 0,248 | 0,333 |
| Passage 18-u | 2008 | – | – | – | 0,197 | 0,290 | 0,394 |
| | 2010 | – | – | – | 0,223 | 0,342 | 0,475 |

Tableau 11. Estimations dérivées des paramètres de la méthode bayésienne MCCM (Monte Carlo-chaîne de Markov) pour les passages de modèle 11-u, 17-u et 18-u. Des statistiques sommaires (5^e et 95^e percentiles et médianes) sont présentées pour les valeurs a posteriori correspondant aux paramètres choisis selon leur intérêt pour la gestion. La B_{RMS} a été calculée pour chaque extraction effectuée dans la distribution a posteriori MCCM. B et B^v représentent les biomasses reproductrice et vulnérable respectivement.

| | 5 % | Médiane | 95 % | 5 % | Médiane | 95 % |
|--------------|----------------|---------|--------|------------------|---------|--------|
| | B_0 | | | B_0^v | | |
| Passage 11-u | 8 773 | 9 456 | 10 252 | 27 054 | 29 171 | 31 678 |
| Passage 17-u | 9 098 | 9 872 | 10 710 | 28 126 | 30 493 | 33 062 |
| Passage 18-u | 8 574 | 9 283 | 10 136 | 26 451 | 28 635 | 31 340 |
| | B_{MSY}/B_0 | | | B_{MSY}^v/B_0 | | |
| Passage 11-u | 0,292 | 0,294 | 0,295 | 0,273 | 0,278 | 0,284 |
| Passage 17-u | 0,352 | 0,354 | 0,357 | 0,325 | 0,330 | 0,335 |
| Passage 18-u | 0,124 | 0,239 | 0,332 | 0,131 | 0,234 | 0,312 |
| | B_{2010}/B_0 | | | B_{2010}^v/B_0 | | |
| Passage 11-u | 0,224 | 0,313 | 0,420 | 0,237 | 0,332 | 0,446 |
| Passage 17-u | 0,170 | 0,248 | 0,333 | 0,180 | 0,263 | 0,352 |
| Passage 18-u | 0,223 | 0,342 | 0,475 | 0,237 | 0,360 | 0,507 |
| | u_{2009} | | | u_{2009}^v | | |
| Passage 11-u | 0,063 | 0,090 | 0,130 | 0,164 | 0,177 | 0,202 |
| Passage 17-u | 0,076 | 0,107 | 0,161 | 0,166 | 0,180 | 0,226 |
| Passage 18-u | 0,058 | 0,084 | 0,129 | 0,164 | 0,177 | 0,197 |

Tableau 12. Médianes, 5^e et 95^e percentiles (intervalles de crédibilité) de la distribution a posteriori de $B_{année}/B_0$, où l'année = 2008 ou 2010 pour trois passages réalisés dans le cadre des évaluations 2007 et 2009.

| Passage d'évaluation | Année | Évaluation 2007 | | | Évaluation 2010 | | |
|----------------------|-------|---------------------------|---------|----------------------------|---------------------------|---------|----------------------------|
| | | 5 ^e Percentile | Médiane | 95 ^e percentile | 5 ^e percentile | Médiane | 95 ^e percentile |
| Passage 11 ou 11-u | 2008 | 0,461 | 0,724 | 1,041 | 0,659 | 0,916 | 1,214 |
| | 2010 | 0,483 | 0,797 | 1,154 | 0,741 | 1,065 | 1,439 |
| Passage 17 ou 17-u | 2008 | 0,287 | 0,478 | 0,715 | 0,444 | 0,623 | 0,828 |
| | 2010 | 0,269 | 0,496 | 0,770 | 0,474 | 0,700 | 0,948 |
| Passage 18-u | 2008 | – | – | – | 0,662 | 1,235 | 2,599 |
| | 2010 | – | – | – | 0,736 | 1,453 | 3,058 |

Tableau 13. Application de la stratégie de pêche conforme à l'AP aux résultats d'évaluation du sébaste canari (les unités pour la biomasse reproductrice (B) sont exprimées en t). La B_{RMS} et la B^v_{RMS} (niveaux des biomasses reproductrice et vulnérable associées au RMS) ont été calculées pour chaque extraction dans la distribution a posteriori MCCM.

| | 5 ^e percentile | Médiane | 95 ^e percentile |
|--------------|---------------------------|---------------------------|----------------------------|
| | | $0.4 * B_{MSY}$ | |
| Passage 11-u | 1 030 | 1 113 | 1 213 |
| Passage 17-u | 1 288 | 1 401 | 1 525 |
| Passage 18-u | 450 | 879 | 1 304 |
| | | $0.8 * B_{MSY}$ | |
| Passage 11-u | 2 061 | 2 225 | 2 426 |
| Passage 17-u | 2 575 | 2 803 | 3 050 |
| Passage 18-u | 900 | 1 758 | 2 608 |
| | | B_{RMS} | |
| Passage 11-u | 2 576 | 2 781 | 3 032 |
| Passage 17-u | 3219 | 3 504 | 3 812 |
| Passage 18-u | 1 125 | 2 198 | 3 260 |
| | | B^v_{MSY} | |
| Passage 11-u | 7 472 | 8 120 | 8 892 |
| Passage 17-u | 9 233 | 10 054 | 10 962 |
| Passage 18-u | 3 719 | 6 650 | 9 511 |
| | | MSY^v | |
| Passage 11-u | 909 | 981 | 1 073 |
| Passage 17-u | 743 | 806 | 884 |
| Passage 18-u | 859 | 1 120 | 1 734 |
| | | B^v_{2010} | |
| Passage 11-u | 6 637 | 9 646 | 14 034 |
| Passage 17-u | 5 281 | 7 960 | 11 389 |
| Passage 18-u | 6 699 | 10 345 | 15 141 |
| | | U_{MSY} | |
| Passage 11-u | 0,117 | 0,121 | 0,125 |
| Passage 17-u | 0,078 | 0,080 | 0,083 |
| Passage 18-u | 0,094 | 0,17 | 0,423 |
| | | U_{2009} | |
| Passage 11-u | 0,063 | 0,090 | 0,130 |
| Passage 17-u | 0,076 | 0,107 | 0,161 |
| Passage 18-u | 0,058 | 0,084 | 0,129 |
| | | $U_{2010} - PA$ compliant | |
| Passage 11-u | 0,103 | 0,121 | 0,125 |
| Passage 17-u | 0,015 | 0,061 | 0,082 |
| Passage 18-u | 0,084 | 0,170 | 0,423 |
| | | $Y_{2010} - PA$ compliant | |
| Passage 11-u | 683 | 1 168 | 1 706 |
| Passage 17-u | 81 | 481 | 932 |
| Passage 18-u | 639 | 1 784 | 4 604 |

Tableau 14. Tableau de décisions concernant les indicateurs de rendement de B_{RMS} pour les projections sur 1 à 5 ans avec le passage 11-u (référence). Les statistiques renvoient à la biomasse reproductrice femelle au début de l'année ($B_{année}$) par rapport à la biomasse reproductrice femelle RMS (B_{RMS}). Les probabilités que la biomasse au cours de l'année de projection dépasse une des valeurs de référence (trois tableaux du haut) sont fondées sur la distribution a posteriori MCCM de $B_{année}$ et B_{RMS} , où les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Ces résultats peuvent par la suite être comparés à la valeur médiane observée du rapport $B_{année}/B_{RMS}$ (dernier tableau) où, comme il a été mentionné précédemment, les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Pour l'analyse, on a exécuté 2 000 000 itérations MCCM et procédé à une extraction toutes les 2 000 itérations afin d'obtenir un échantillon a posteriori de 1 000.

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.4B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 100 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 200 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 300 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 400 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 500 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 600 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 700 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 800 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 900 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 1000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 1100 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,999 |
| 1200 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,999 | 0,996 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.8B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,904 | 0,981 | 0,992 | 0,994 | 0,996 | 0,996 |
| 100 | 0,904 | 0,979 | 0,992 | 0,994 | 0,996 | 0,996 |
| 200 | 0,904 | 0,977 | 0,990 | 0,994 | 0,994 | 0,996 |
| 300 | 0,904 | 0,975 | 0,988 | 0,993 | 0,994 | 0,994 |
| 400 | 0,904 | 0,969 | 0,986 | 0,992 | 0,994 | 0,994 |
| 500 | 0,904 | 0,966 | 0,985 | 0,990 | 0,994 | 0,994 |
| 600 | 0,904 | 0,959 | 0,978 | 0,988 | 0,990 | 0,992 |
| 700 | 0,904 | 0,954 | 0,975 | 0,982 | 0,986 | 0,989 |
| 800 | 0,904 | 0,951 | 0,971 | 0,975 | 0,978 | 0,981 |
| 900 | 0,904 | 0,946 | 0,960 | 0,967 | 0,969 | 0,971 |
| 1000 | 0,904 | 0,942 | 0,955 | 0,959 | 0,959 | 0,951 |
| 1100 | 0,904 | 0,937 | 0,947 | 0,949 | 0,938 | 0,918 |
| 1200 | 0,904 | 0,929 | 0,930 | 0,922 | 0,904 | 0,885 |
| | $P(\tilde{B}_y > B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,621 | 0,864 | 0,966 | 0,988 | 0,993 | 0,994 |
| 100 | 0,621 | 0,856 | 0,956 | 0,985 | 0,993 | 0,993 |
| 200 | 0,621 | 0,839 | 0,946 | 0,977 | 0,989 | 0,993 |
| 300 | 0,621 | 0,822 | 0,933 | 0,973 | 0,985 | 0,991 |
| 400 | 0,621 | 0,814 | 0,913 | 0,962 | 0,977 | 0,987 |
| 500 | 0,621 | 0,794 | 0,888 | 0,954 | 0,968 | 0,978 |
| 600 | 0,621 | 0,777 | 0,872 | 0,931 | 0,958 | 0,967 |
| 700 | 0,621 | 0,767 | 0,852 | 0,903 | 0,934 | 0,946 |
| 800 | 0,621 | 0,755 | 0,831 | 0,867 | 0,900 | 0,913 |
| 900 | 0,621 | 0,738 | 0,800 | 0,836 | 0,857 | 0,869 |
| 1000 | 0,621 | 0,722 | 0,776 | 0,794 | 0,806 | 0,806 |
| 1100 | 0,621 | 0,709 | 0,745 | 0,750 | 0,740 | 0,728 |

| Stratégie d'exploitation annuelle | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | Année de projection | |
|---|-------|-------|-------|-------|---------------------|-------|
| | | | | | 2014 | 2015 |
| 1200 | 0,621 | 0,697 | 0,708 | 0,706 | 0,684 | 0,655 |

Tableau 14. (suite)

| Stratégie d'exploitation annuelle | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | Année de projection | |
|---|--------------------------|-------|-------|-------|---------------------|-------|
| | | | | | 2014 | 2015 |
| | $E(\tilde{B}_y/B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 1,065 | 1,241 | 1,404 | 1,562 | 1,711 | 1,838 |
| 100 | 1,065 | 1,231 | 1,381 | 1,527 | 1,661 | 1,776 |
| 200 | 1,065 | 1,220 | 1,359 | 1,491 | 1,613 | 1,716 |
| 300 | 1,065 | 1,210 | 1,337 | 1,456 | 1,566 | 1,656 |
| 400 | 1,065 | 1,199 | 1,314 | 1,421 | 1,516 | 1,597 |
| 500 | 1,065 | 1,188 | 1,292 | 1,386 | 1,467 | 1,536 |
| 600 | 1,065 | 1,177 | 1,269 | 1,351 | 1,419 | 1,477 |
| 700 | 1,065 | 1,166 | 1,246 | 1,317 | 1,372 | 1,418 |
| 800 | 1,065 | 1,156 | 1,224 | 1,283 | 1,326 | 1,359 |
| 900 | 1,065 | 1,145 | 1,202 | 1,247 | 1,278 | 1,299 |
| 1000 | 1,065 | 1,134 | 1,179 | 1,213 | 1,229 | 1,240 |
| 1100 | 1,065 | 1,123 | 1,157 | 1,177 | 1,181 | 1,180 |
| 1200 | 1,065 | 1,112 | 1,135 | 1,142 | 1,133 | 1,121 |

Tableau 15. Tableau de décisions concernant les indicateurs de rendement de B_{RMS} pour les projections sur 1 à 5 ans avec le passage 17-u (**faible productivité**). Les statistiques renvoient à la biomasse reproductrice femelle au début de l'année ($B_{année}$) par rapport à la biomasse reproductrice femelle RMS (B_{RMS}). Les probabilités que la biomasse au cours de l'année de projection dépasse une des valeurs de référence (trois tableaux du haut) sont fondées sur la distribution a posteriori MCCM de $B_{année}$ et B_{RMS} , où les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Ces résultats peuvent par la suite être comparés à la valeur médiane observée du rapport $B_{année}/B_{RMS}$ (dernier tableau) où, comme il a été mentionné précédemment, les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Pour l'analyse, on a exécuté 2 000 000 itérations MCCM et procédé à une extraction toutes les 2 000 itérations afin d'obtenir un échantillon a posteriori de 1 000.

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.4B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,979 | 0,989 | 0,996 | 0,997 | 0,997 | 0,999 |
| 100 | 0,979 | 0,989 | 0,995 | 0,997 | 0,997 | 0,998 |
| 200 | 0,979 | 0,989 | 0,994 | 0,997 | 0,997 | 0,997 |
| 300 | 0,979 | 0,988 | 0,994 | 0,997 | 0,997 | 0,997 |
| 400 | 0,979 | 0,987 | 0,990 | 0,995 | 0,996 | 0,996 |
| 500 | 0,979 | 0,985 | 0,988 | 0,991 | 0,994 | 0,995 |
| 600 | 0,979 | 0,985 | 0,986 | 0,986 | 0,988 | 0,989 |
| 700 | 0,979 | 0,982 | 0,983 | 0,983 | 0,982 | 0,982 |
| 800 | 0,979 | 0,982 | 0,982 | 0,979 | 0,977 | 0,975 |
| 900 | 0,979 | 0,980 | 0,979 | 0,977 | 0,972 | 0,965 |
| 1000 | 0,979 | 0,980 | 0,975 | 0,971 | 0,960 | 0,947 |
| 1100 | 0,979 | 0,975 | 0,972 | 0,960 | 0,940 | 0,911 |
| 1200 | 0,979 | 0,972 | 0,966 | 0,945 | 0,912 | 0,859 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.8B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,248 | 0,523 | 0,768 | 0,900 | 0,959 | 0,976 |
| 100 | 0,248 | 0,502 | 0,733 | 0,858 | 0,936 | 0,967 |
| 200 | 0,248 | 0,485 | 0,689 | 0,823 | 0,903 | 0,947 |
| 300 | 0,248 | 0,481 | 0,647 | 0,775 | 0,854 | 0,908 |
| 400 | 0,248 | 0,460 | 0,603 | 0,729 | 0,802 | 0,851 |
| 500 | 0,248 | 0,434 | 0,555 | 0,672 | 0,735 | 0,778 |
| 600 | 0,248 | 0,408 | 0,520 | 0,602 | 0,664 | 0,699 |
| 700 | 0,248 | 0,389 | 0,489 | 0,542 | 0,580 | 0,601 |
| 800 | 0,248 | 0,364 | 0,449 | 0,493 | 0,505 | 0,498 |
| 900 | 0,248 | 0,334 | 0,415 | 0,436 | 0,431 | 0,413 |
| 1000 | 0,248 | 0,316 | 0,372 | 0,376 | 0,361 | 0,318 |
| 1100 | 0,248 | 0,303 | 0,321 | 0,311 | 0,285 | 0,237 |
| 1200 | 0,248 | 0,286 | 0,288 | 0,258 | 0,221 | 0,181 |
| | $P(\tilde{B}_y > B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,025 | 0,129 | 0,306 | 0,534 | 0,722 | 0,850 |
| 100 | 0,025 | 0,118 | 0,282 | 0,477 | 0,653 | 0,777 |
| 200 | 0,025 | 0,108 | 0,251 | 0,429 | 0,568 | 0,689 |
| 300 | 0,025 | 0,099 | 0,225 | 0,358 | 0,487 | 0,591 |
| 400 | 0,025 | 0,089 | 0,197 | 0,307 | 0,411 | 0,490 |
| 500 | 0,025 | 0,080 | 0,167 | 0,249 | 0,332 | 0,391 |
| 600 | 0,025 | 0,072 | 0,138 | 0,217 | 0,257 | 0,298 |
| 700 | 0,025 | 0,069 | 0,120 | 0,168 | 0,204 | 0,219 |
| 800 | 0,025 | 0,062 | 0,104 | 0,131 | 0,162 | 0,163 |
| 900 | 0,025 | 0,057 | 0,086 | 0,105 | 0,112 | 0,108 |
| 1000 | 0,025 | 0,049 | 0,076 | 0,082 | 0,085 | 0,073 |
| 1100 | 0,025 | 0,044 | 0,064 | 0,066 | 0,057 | 0,043 |

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| 1200 | 0,025 | 0,041 | 0,053 | 0,050 | 0,037 | 0,026 |

Tableau 15. (suite)

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| | $E(\tilde{B}_y/B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,700 | 0,810 | 0,918 | 1,018 | 1,107 | 1,189 |
| 100 | 0,700 | 0,801 | 0,900 | 0,991 | 1,069 | 1,139 |
| 200 | 0,700 | 0,792 | 0,882 | 0,963 | 1,031 | 1,091 |
| 300 | 0,700 | 0,783 | 0,864 | 0,934 | 0,993 | 1,042 |
| 400 | 0,700 | 0,775 | 0,846 | 0,907 | 0,953 | 0,995 |
| 500 | 0,700 | 0,766 | 0,829 | 0,878 | 0,915 | 0,945 |
| 600 | 0,700 | 0,758 | 0,810 | 0,850 | 0,876 | 0,897 |
| 700 | 0,700 | 0,749 | 0,792 | 0,822 | 0,839 | 0,847 |
| 800 | 0,700 | 0,741 | 0,776 | 0,795 | 0,801 | 0,799 |
| 900 | 0,700 | 0,733 | 0,757 | 0,767 | 0,764 | 0,754 |
| 1000 | 0,700 | 0,724 | 0,739 | 0,738 | 0,724 | 0,705 |
| 1100 | 0,700 | 0,716 | 0,721 | 0,709 | 0,686 | 0,658 |
| 1200 | 0,700 | 0,707 | 0,703 | 0,681 | 0,648 | 0,610 |

Tableau 16. Tableau de décisions concernant les indicateurs de rendement de B_{RMS} pour les projections sur 1 à 5 ans avec le passage 18-u (référence de rechange). Les statistiques renvoient à la biomasse reproductrice femelle au début de l'année $B_{année}$ par rapport à la biomasse reproductrice femelle RMS (B_{RMS}). Les probabilités que la biomasse au cours de l'année de projection dépasse une des valeurs de référence (trois tableaux du haut) sont fondées sur la distribution a posteriori MCCM de $B_{année}$ et B_{RMS} , où les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Ces résultats peuvent par la suite être comparés à la valeur médiane observée du rapport $B_{année}/B_{RMS}$ (dernier tableau) où, comme il a été mentionné précédemment, les valeurs de $B_{année}$ et B_{RMS} sont calculées pour chaque extraction. Pour l'analyse, on a exécuté 2 000 000 itérations MCCM et procédé à une extraction toutes les 2 000 itérations afin d'obtenir un échantillon a posteriori de 1 000.

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.4B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,999 | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 100 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 200 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 300 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 1,000 | 1,000 |
| 400 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 1,000 |
| 500 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 600 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 700 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 800 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 900 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 1000 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 1100 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 |
| 1200 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 0,998 | 0,995 |
| | $P(\tilde{B}_y > 0.8B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,923 | 0,966 | 0,990 | 0,995 | 0,999 | 0,999 |
| 100 | 0,923 | 0,964 | 0,989 | 0,993 | 0,999 | 0,999 |
| 200 | 0,923 | 0,962 | 0,981 | 0,991 | 0,996 | 0,999 |
| 300 | 0,923 | 0,959 | 0,978 | 0,991 | 0,991 | 0,998 |
| 400 | 0,923 | 0,956 | 0,976 | 0,989 | 0,991 | 0,991 |
| 500 | 0,923 | 0,954 | 0,971 | 0,980 | 0,988 | 0,991 |
| 600 | 0,923 | 0,952 | 0,966 | 0,975 | 0,983 | 0,985 |
| 700 | 0,923 | 0,951 | 0,962 | 0,968 | 0,970 | 0,975 |
| 800 | 0,923 | 0,946 | 0,956 | 0,961 | 0,964 | 0,967 |
| 900 | 0,923 | 0,943 | 0,951 | 0,958 | 0,956 | 0,956 |
| 1000 | 0,923 | 0,940 | 0,945 | 0,946 | 0,947 | 0,942 |
| 1100 | 0,923 | 0,935 | 0,938 | 0,939 | 0,934 | 0,928 |
| 1200 | 0,923 | 0,933 | 0,934 | 0,928 | 0,922 | 0,908 |
| | $P(\tilde{B}_y > B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 0,826 | 0,899 | 0,949 | 0,973 | 0,991 | 0,994 |
| 100 | 0,826 | 0,898 | 0,942 | 0,967 | 0,983 | 0,991 |
| 200 | 0,826 | 0,896 | 0,936 | 0,961 | 0,977 | 0,987 |
| 300 | 0,826 | 0,893 | 0,929 | 0,956 | 0,969 | 0,980 |
| 400 | 0,826 | 0,889 | 0,918 | 0,947 | 0,960 | 0,970 |
| 500 | 0,826 | 0,884 | 0,913 | 0,937 | 0,951 | 0,957 |
| 600 | 0,826 | 0,880 | 0,905 | 0,926 | 0,939 | 0,948 |
| 700 | 0,826 | 0,875 | 0,901 | 0,915 | 0,928 | 0,936 |
| 800 | 0,826 | 0,864 | 0,896 | 0,910 | 0,917 | 0,918 |
| 900 | 0,826 | 0,860 | 0,882 | 0,894 | 0,901 | 0,903 |
| 1000 | 0,826 | 0,858 | 0,873 | 0,879 | 0,879 | 0,873 |
| 1100 | 0,826 | 0,851 | 0,864 | 0,864 | 0,856 | 0,848 |

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| 1200 | 0,826 | 0,846 | 0,853 | 0,846 | 0,838 | 0,827 |

Tableau 16. (suite)

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | |
|---|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
| | $E(\tilde{B}_y/B_{MSY})$ | | | | | |
| 0 | 1,453 | 1,690 | 1,938 | 2,158 | 2,368 | 2,558 |
| 100 | 1,453 | 1,676 | 1,907 | 2,115 | 2,301 | 2,481 |
| 200 | 1,453 | 1,663 | 1,869 | 2,063 | 2,234 | 2,402 |
| 300 | 1,453 | 1,651 | 1,836 | 2,014 | 2,178 | 2,321 |
| 400 | 1,453 | 1,636 | 1,808 | 1,969 | 2,120 | 2,238 |
| 500 | 1,453 | 1,622 | 1,780 | 1,926 | 2,061 | 2,164 |
| 600 | 1,453 | 1,611 | 1,747 | 1,880 | 2,000 | 2,084 |
| 700 | 1,453 | 1,599 | 1,718 | 1,841 | 1,934 | 2,012 |
| 800 | 1,453 | 1,587 | 1,694 | 1,798 | 1,876 | 1,933 |
| 900 | 1,453 | 1,572 | 1,668 | 1,751 | 1,822 | 1,851 |
| 1000 | 1,453 | 1,557 | 1,644 | 1,713 | 1,760 | 1,777 |
| 1100 | 1,453 | 1,541 | 1,618 | 1,666 | 1,693 | 1,708 |
| 1200 | 1,453 | 1,525 | 1,592 | 1,620 | 1,626 | 1,637 |

Tableau 17. Tableau de décisions concernant les projections sur 5 à 40 ans pour $P(\tilde{B}_y > B_{2010})$ avec chaque passage, selon des intervalles de cinq ans. Les statistiques renvoient à la probabilité selon laquelle la biomasse reproductrice femelle au début de l'année sera supérieure à la biomasse reproductrice femelle en 2010.

| Stratégie d'exploit- ation annuelle | Année de projection | | | | | | | |
|--|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2015 | 2020 | 2025 | 2030 | 2035 | 2040 | 2045 | 2050 |
| Passage 11-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 100 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 200 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 300 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 400 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 0,999 | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 500 | 1,000 | 0,999 | 0,998 | 0,998 | 0,998 | 1,000 | 1,000 | 0,999 |
| 600 | 1,000 | 0,995 | 0,989 | 0,993 | 0,991 | 0,993 | 0,997 | 0,996 |
| 700 | 0,999 | 0,974 | 0,962 | 0,962 | 0,963 | 0,966 | 0,969 | 0,982 |
| 800 | 0,991 | 0,924 | 0,873 | 0,869 | 0,877 | 0,882 | 0,891 | 0,889 |
| 900 | 0,962 | 0,817 | 0,743 | 0,723 | 0,707 | 0,707 | 0,695 | 0,709 |
| 1000 | 0,881 | 0,673 | 0,553 | 0,531 | 0,507 | 0,478 | 0,459 | 0,435 |
| 1100 | 0,780 | 0,501 | 0,383 | 0,341 | 0,299 | 0,264 | 0,242 | 0,198 |
| 1200 | 0,636 | 0,336 | 0,235 | 0,190 | 0,145 | 0,127 | 0,109 | 0,090 |
| Passage 17-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 100 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 200 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 300 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 400 | 1,000 | 0,999 | 0,997 | 0,998 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 500 | 1,000 | 0,990 | 0,972 | 0,981 | 0,987 | 0,988 | 0,987 | 0,991 |
| 600 | 0,996 | 0,939 | 0,897 | 0,897 | 0,908 | 0,914 | 0,929 | 0,933 |
| 700 | 0,967 | 0,801 | 0,711 | 0,718 | 0,718 | 0,720 | 0,705 | 0,703 |
| 800 | 0,870 | 0,546 | 0,435 | 0,442 | 0,424 | 0,416 | 0,398 | 0,386 |
| 900 | 0,698 | 0,321 | 0,246 | 0,236 | 0,202 | 0,178 | 0,166 | 0,144 |
| 1000 | 0,513 | 0,152 | 0,116 | 0,095 | 0,079 | 0,066 | 0,056 | 0,053 |
| 1100 | 0,331 | 0,064 | 0,046 | 0,039 | 0,030 | 0,022 | 0,014 | 0,007 |
| 1200 | 0,174 | 0,022 | 0,017 | 0,015 | 0,011 | 0,006 | 0,005 | 0,003 |
| Passage 18-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 100 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 200 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 300 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 400 | 1,000 | 1,000 | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| 500 | 1,000 | 1,000 | 0,998 | 0,998 | 0,999 | 0,999 | 0,999 | 1,000 |
| 600 | 1,000 | 0,998 | 0,991 | 0,985 | 0,986 | 0,991 | 0,990 | 0,993 |
| 700 | 0,999 | 0,984 | 0,966 | 0,964 | 0,961 | 0,965 | 0,967 | 0,972 |
| 800 | 0,992 | 0,942 | 0,899 | 0,891 | 0,892 | 0,901 | 0,907 | 0,904 |
| 900 | 0,963 | 0,861 | 0,792 | 0,771 | 0,769 | 0,765 | 0,760 | 0,755 |
| 1000 | 0,911 | 0,760 | 0,672 | 0,622 | 0,606 | 0,589 | 0,573 | 0,548 |
| 1100 | 0,836 | 0,644 | 0,518 | 0,467 | 0,412 | 0,394 | 0,365 | 0,340 |
| 1200 | 0,742 | 0,491 | 0,383 | 0,306 | 0,249 | 0,228 | 0,219 | 0,205 |

Tableau 18. Valeurs médianes prévues concernant les projections sur 0 à 40 ans pour $E(\tilde{B}_y/B_0)$ avec chaque passage, selon des intervalles de cinq ans. Les statistiques renvoient à la biomasse reproductrice femelle au début de l'année par rapport à la biomasse reproductrice femelle B_0 .

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | | | | |
|-----------------------------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 | 2030 | 2035 | 2040 | 2045 | 2050 |
| Passage 11-u | | | | | | | | | |
| 0 | 0,313 | 0,540 | 0,670 | 0,738 | 0,797 | 0,851 | 0,895 | 0,927 | 0,940 |
| 100 | 0,313 | 0,522 | 0,638 | 0,698 | 0,755 | 0,804 | 0,846 | 0,877 | 0,892 |
| 200 | 0,313 | 0,504 | 0,606 | 0,658 | 0,711 | 0,756 | 0,796 | 0,826 | 0,841 |
| 300 | 0,313 | 0,486 | 0,575 | 0,618 | 0,667 | 0,708 | 0,744 | 0,773 | 0,790 |
| 400 | 0,313 | 0,469 | 0,543 | 0,579 | 0,621 | 0,657 | 0,692 | 0,717 | 0,736 |
| 500 | 0,313 | 0,452 | 0,511 | 0,538 | 0,575 | 0,607 | 0,638 | 0,657 | 0,675 |
| 600 | 0,313 | 0,434 | 0,478 | 0,496 | 0,528 | 0,554 | 0,577 | 0,598 | 0,611 |
| 700 | 0,313 | 0,416 | 0,447 | 0,456 | 0,477 | 0,497 | 0,517 | 0,533 | 0,543 |
| 800 | 0,313 | 0,399 | 0,414 | 0,415 | 0,428 | 0,441 | 0,456 | 0,464 | 0,469 |
| 900 | 0,313 | 0,381 | 0,382 | 0,372 | 0,379 | 0,380 | 0,387 | 0,389 | 0,388 |
| 1000 | 0,313 | 0,364 | 0,349 | 0,329 | 0,325 | 0,319 | 0,311 | 0,306 | 0,297 |
| 1100 | 0,313 | 0,347 | 0,318 | 0,287 | 0,272 | 0,252 | 0,232 | 0,212 | 0,187 |
| 1200 | 0,313 | 0,330 | 0,286 | 0,244 | 0,218 | 0,186 | 0,149 | 0,107 | 0,058 |
| Passage 17-u | | | | | | | | | |
| 0 | 0,248 | 0,421 | 0,506 | 0,557 | 0,632 | 0,703 | 0,768 | 0,817 | 0,851 |
| 100 | 0,248 | 0,403 | 0,475 | 0,519 | 0,585 | 0,652 | 0,713 | 0,758 | 0,792 |
| 200 | 0,248 | 0,387 | 0,444 | 0,481 | 0,539 | 0,599 | 0,653 | 0,698 | 0,729 |
| 300 | 0,248 | 0,369 | 0,413 | 0,442 | 0,493 | 0,545 | 0,593 | 0,632 | 0,665 |
| 400 | 0,248 | 0,351 | 0,383 | 0,403 | 0,445 | 0,487 | 0,529 | 0,565 | 0,594 |
| 500 | 0,248 | 0,334 | 0,351 | 0,364 | 0,397 | 0,429 | 0,464 | 0,490 | 0,513 |
| 600 | 0,248 | 0,317 | 0,320 | 0,325 | 0,348 | 0,369 | 0,393 | 0,407 | 0,426 |
| 700 | 0,248 | 0,300 | 0,290 | 0,285 | 0,295 | 0,304 | 0,315 | 0,321 | 0,327 |
| 800 | 0,248 | 0,283 | 0,259 | 0,245 | 0,241 | 0,237 | 0,230 | 0,221 | 0,213 |
| 900 | 0,248 | 0,266 | 0,228 | 0,203 | 0,186 | 0,164 | 0,137 | 0,109 | 0,070 |
| 1000 | 0,248 | 0,250 | 0,198 | 0,162 | 0,129 | 0,088 | 0,041 | 0,015 | 0,008 |
| 1100 | 0,248 | 0,233 | 0,168 | 0,122 | 0,072 | 0,023 | 0,013 | 0,006 | 0,003 |
| 1200 | 0,248 | 0,216 | 0,138 | 0,081 | 0,026 | 0,014 | 0,006 | 0,003 | 0,002 |
| Passage 18-u | | | | | | | | | |
| 0 | 0,342 | 0,597 | 0,743 | 0,813 | 0,863 | 0,895 | 0,927 | 0,944 | 0,958 |
| 100 | 0,342 | 0,579 | 0,710 | 0,772 | 0,820 | 0,850 | 0,879 | 0,898 | 0,910 |
| 200 | 0,342 | 0,561 | 0,677 | 0,732 | 0,775 | 0,804 | 0,832 | 0,851 | 0,862 |
| 300 | 0,342 | 0,543 | 0,644 | 0,692 | 0,729 | 0,757 | 0,783 | 0,802 | 0,813 |
| 400 | 0,342 | 0,526 | 0,611 | 0,650 | 0,682 | 0,708 | 0,733 | 0,751 | 0,761 |
| 500 | 0,342 | 0,508 | 0,578 | 0,608 | 0,636 | 0,658 | 0,679 | 0,697 | 0,708 |
| 600 | 0,342 | 0,490 | 0,545 | 0,568 | 0,590 | 0,608 | 0,623 | 0,643 | 0,649 |
| 700 | 0,342 | 0,471 | 0,513 | 0,526 | 0,542 | 0,555 | 0,571 | 0,583 | 0,588 |
| 800 | 0,342 | 0,453 | 0,480 | 0,484 | 0,493 | 0,501 | 0,511 | 0,519 | 0,520 |
| 900 | 0,342 | 0,435 | 0,447 | 0,441 | 0,444 | 0,447 | 0,449 | 0,452 | 0,451 |
| 1000 | 0,342 | 0,417 | 0,415 | 0,399 | 0,394 | 0,391 | 0,385 | 0,380 | 0,376 |
| 1100 | 0,342 | 0,399 | 0,382 | 0,357 | 0,344 | 0,330 | 0,317 | 0,306 | 0,290 |
| 1200 | 0,342 | 0,381 | 0,350 | 0,312 | 0,291 | 0,265 | 0,242 | 0,225 | 0,202 |

Tableau 19. Valeurs médianes prévues concernant les projections sur 5 à 40 ans pour $E(\tilde{B}_y/B_0)$ avec chaque passage, selon des intervalles de cinq ans. Les statistiques renvoient à la biomasse reproductrice femelle au début de l'année par rapport à la biomasse reproductrice femelle en 2010.

| Stratégie d'exploitation annuelle | Année de projection | | | | | | | |
|-----------------------------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 2015 | 2020 | 2025 | 2030 | 2035 | 2040 | 2045 | 2050 |
| Passage 11-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,729 | 2,128 | 2,354 | 2,556 | 2,744 | 2,871 | 2,991 | 3,022 |
| 100 | 1,670 | 2,028 | 2,223 | 2,428 | 2,594 | 2,713 | 2,826 | 2,865 |
| 200 | 1,615 | 1,923 | 2,099 | 2,287 | 2,438 | 2,545 | 2,655 | 2,689 |
| 300 | 1,558 | 1,816 | 1,979 | 2,138 | 2,270 | 2,378 | 2,488 | 2,510 |
| 400 | 1,501 | 1,713 | 1,849 | 1,988 | 2,109 | 2,216 | 2,304 | 2,331 |
| 500 | 1,444 | 1,610 | 1,724 | 1,847 | 1,931 | 2,034 | 2,114 | 2,144 |
| 600 | 1,387 | 1,507 | 1,591 | 1,691 | 1,764 | 1,850 | 1,917 | 1,938 |
| 700 | 1,327 | 1,404 | 1,454 | 1,527 | 1,580 | 1,639 | 1,698 | 1,719 |
| 800 | 1,268 | 1,303 | 1,318 | 1,357 | 1,391 | 1,428 | 1,469 | 1,478 |
| 900 | 1,211 | 1,204 | 1,182 | 1,193 | 1,200 | 1,212 | 1,224 | 1,231 |
| 1000 | 1,153 | 1,103 | 1,049 | 1,030 | 1,004 | 0,981 | 0,952 | 0,916 |
| 1100 | 1,099 | 1,001 | 0,908 | 0,856 | 0,800 | 0,736 | 0,665 | 0,598 |
| 1200 | 1,045 | 0,900 | 0,770 | 0,690 | 0,582 | 0,464 | 0,337 | 0,189 |
| Passage 17-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,702 | 2,036 | 2,272 | 2,574 | 2,890 | 3,120 | 3,320 | 3,454 |
| 100 | 1,630 | 1,905 | 2,118 | 2,387 | 2,677 | 2,889 | 3,079 | 3,225 |
| 200 | 1,557 | 1,783 | 1,955 | 2,195 | 2,454 | 2,665 | 2,842 | 2,981 |
| 300 | 1,484 | 1,655 | 1,794 | 1,997 | 2,232 | 2,411 | 2,576 | 2,698 |
| 400 | 1,411 | 1,530 | 1,630 | 1,806 | 1,976 | 2,145 | 2,290 | 2,401 |
| 500 | 1,342 | 1,400 | 1,458 | 1,599 | 1,730 | 1,850 | 1,972 | 2,073 |
| 600 | 1,273 | 1,276 | 1,282 | 1,403 | 1,472 | 1,554 | 1,621 | 1,706 |
| 700 | 1,208 | 1,148 | 1,115 | 1,178 | 1,207 | 1,230 | 1,266 | 1,292 |
| 800 | 1,142 | 1,023 | 0,956 | 0,959 | 0,920 | 0,893 | 0,858 | 0,820 |
| 900 | 1,073 | 0,897 | 0,790 | 0,727 | 0,641 | 0,535 | 0,419 | 0,282 |
| 1000 | 1,004 | 0,781 | 0,631 | 0,508 | 0,344 | 0,163 | 0,062 | 0,033 |
| 1100 | 0,937 | 0,670 | 0,474 | 0,291 | 0,094 | 0,050 | 0,022 | 0,011 |
| 1200 | 0,871 | 0,558 | 0,321 | 0,106 | 0,055 | 0,026 | 0,012 | 0,006 |
| Passage 18-u | | | | | | | | |
| 0 | 1,739 | 2,149 | 2,357 | 2,506 | 2,625 | 2,734 | 2,797 | 2,812 |
| 100 | 1,684 | 2,045 | 2,242 | 2,374 | 2,483 | 2,599 | 2,655 | 2,680 |
| 200 | 1,629 | 1,953 | 2,128 | 2,240 | 2,344 | 2,456 | 2,506 | 2,534 |
| 300 | 1,577 | 1,853 | 2,002 | 2,106 | 2,203 | 2,305 | 2,361 | 2,388 |
| 400 | 1,525 | 1,756 | 1,883 | 1,968 | 2,057 | 2,144 | 2,206 | 2,239 |
| 500 | 1,472 | 1,660 | 1,754 | 1,830 | 1,908 | 1,985 | 2,054 | 2,059 |
| 600 | 1,415 | 1,567 | 1,627 | 1,699 | 1,751 | 1,817 | 1,865 | 1,880 |
| 700 | 1,359 | 1,476 | 1,508 | 1,559 | 1,588 | 1,627 | 1,673 | 1,694 |
| 800 | 1,305 | 1,378 | 1,390 | 1,419 | 1,428 | 1,453 | 1,474 | 1,495 |
| 900 | 1,252 | 1,281 | 1,269 | 1,276 | 1,259 | 1,274 | 1,274 | 1,277 |
| 1000 | 1,202 | 1,189 | 1,141 | 1,119 | 1,091 | 1,084 | 1,071 | 1,048 |
| 1100 | 1,151 | 1,093 | 1,017 | 0,979 | 0,922 | 0,890 | 0,854 | 0,807 |
| 1200 | 1,100 | 0,994 | 0,887 | 0,821 | 0,748 | 0,683 | 0,624 | 0,554 |

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
Nanaimo, C.-B.
V9T 6N7

Téléphone : 250-756-7208
Télécopieur 250-756-7209
Courriel : psarc@pac.dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1919-3793 (Imprimé)
ISSN 1919-3815 (En ligne)
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2010

An English version is available at the above address.



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2010. Mise à jour de l'évaluation du stock de sébastes canaris en Colombie-Britannique.
Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2009/019.