



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/029

Région du Golfe

Points de Référence de la Pêche du Bar Rayé (*Morone saxatilis*) du Sud du Golfe du Saint-Laurent

Gérald Chaput et Scott Douglas

Pêches et Océans Canada
Direction des Sciences
Centre des Pêches du Golfe
343 avenue Université
Moncton, NB E1C 9B6

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022
ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-43301-1 Cat. No. Fs70-5/2022-029F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Chaput, G. et Douglas, S. 2022. Points de Référence de la Pêche du Bar Rayé (*Morone saxatilis*) du Sud du Golfe du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/029. xv + 159 p.

Also available in English:

Chaput, G. and Douglas, S. 2022. Fisheries Reference Points for Striped Bass (*Morone saxatilis*) from the Southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/029. xiv + 153 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xv
1. INTRODUCTION	1
1.1. OBJECTIFS DE L'EXAMEN SCIENTIFIQUE PAR LES PAIRS	3
1.2. ORGANISATION DU DOCUMENT POUR ABORDER LES ÉLÉMENTS DU MANDAT ..	4
2. PÊCHES DU BAR RAYÉ.....	5
2.1. STATISTIQUES DES EFFORTS DE PÊCHE ET DES CAPTURES	7
2.2. ESTIMATION DES CAPTURES ET DES RÉCOLTES DE PÊCHE RÉCRÉATIVE.....	8
2.2.1. Année 2013.....	8
2.2.2. Année 2014.....	8
2.2.3. Année 2015.....	9
2.2.4. Année 2016 et suivantes.....	9
3. ÉVALUATION ET CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DU BAR RAYÉ DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT	9
3.1. ÂGE ET TAILLE SELON L'ÂGE.....	10
3.1.1. Modèle de croissance de Von Bertalanffy.....	11
3.2. ABONDANCE DES GÉNITEURS SELON L'ÂGE.....	11
3.3. RELATION POIDS-LONGUEUR.....	11
3.4. RELATION FÉCONDITÉ-POIDS	11
3.5. MATURITÉ SELON L'ÂGE, PROPORTION DE POISSONS ADULTES DANS LES FRAYÈRES.....	12
3.6. MORTALITÉ.....	13
3.6.1. Estimation de la mortalité naturelle de 0 à 3 ans	13
3.6.2. Mortalité des bars de 4 ans et plus	14
4. MODÈLES DE POPULATION	16
4.1. SPÉCIFICATIONS DU MODÈLE	17
4.1.1. Équations du modèle	17
4.2. RELATION FONCTIONNELLE ENTRE ŒUFS ET JA	18
4.3. DONNÉES	19
4.4. VRAISEMBLANCES	19
4.5. ANNÉE INITIALE 1996	20
4.6. VARIANTES DE MODÈLE.....	20
4.6.1. Modèle 1	21
4.6.2. Modèle 2	21
4.6.3. Modèle 3	21
4.6.4. Modèle 4	22
4.6.5. Modèle 5	22
4.6.6. Modèle 6	22
4.6.7. Modèle 7	23
4.7. RÉSULTATS DES MODÈLES	23
4.7.1. Résultats du modèle SR de Beverton-Holt	24
4.7.2. Choix du modèle	25

5. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LE BAR RAYÉ	26
5.1. OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT ISSUS DE L'ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT	26
5.1.1. Attentes antérieures du bar rayé en situation d'exploitation.....	26
5.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LA PÊCHE.....	27
5.2.1. Méthodes	28
5.2.2. Point de référence supérieur du stock (PRS).....	29
5.2.3. Point de référence limite (PRL)	29
5.2.4. Point de référence du taux d'exploitation	30
6. ÉTABLISSEMENT DES POINTS DE RÉFÉRENCE POSSIBLES	30
6.1. APPROCHE DE TYPE « FEUX DE CIRCULATION »	30
6.1.1. Méthodes	30
6.1.2. Résultats	31
6.2. MODÉLISATION DE L'ÉQUILIBRE	33
6.2.1. Mortalité naturelle (M) selon l'âge	33
6.2.2. Sélectivité de la pêche selon l'âge (s_a).....	34
6.2.3. Équation des captures	34
6.2.4. Résultats de la modélisation de l'équilibre	35
6.2.5. Points de référence à partir de la modélisation de l'équilibre.....	37
6.3. CONCLUSIONS SUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE	39
6.3.1. Points de référence fondés sur le RMD et le RPR issus de la modélisation de la population.....	39
6.3.2. Points de référence approximatifs d'après l'approche de type « feux de circulation »	41
6.3.3. Résumé des points de référence possibles et de l'état du stock correspondant	42
6.3.4. Directives concernant le choix des points de référence et des stratégies de gestion	43
6.3.5. Considérations plurispécifiques	46
7. INCERTITUDES ET LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	47
7.1. HYPOTHÈSES ET OBSERVATIONS RELATIVES AU CYCLE BIOLOGIQUE	47
7.1.1. Informations relatives à la taille selon l'âge.....	47
7.1.2. Âge à maturité et proportion de recrues dans les frayères	48
7.1.3. Hypothèses relatives à la fécondité selon l'âge	49
7.2. HYPOTHÈSES RELATIVES À LA MORTALITÉ NATURELLE ET CONTRAINTES	49
7.3. HYPOTHÈSES RELATIVES À LA STRUCTURE DU STOCK	51
7.4. HYPOTHÈSES SUR LA RELATION STOCK-RECRUTEMENT DENSITÉ-DÉPENDANTE.....	51
7.5. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX SÉRIES CHRONOLOGIQUES.....	52
7.6. PERTES LIÉES À LA PÊCHE ET OPTIONS DE GESTION.....	53
8. RÉFÉRENCES CITÉES	54
TABLEAUX	60
FIGURES	88
ANNEXES.....	117
ANNEXE 1. EXAMEN DE LA GESTION DES PÊCHES DU BAR RAYÉ	117

ANNEXE 2. DÉTERMINATION DE LA CLÉ ÂGE-LONGUEUR ET DES REPRODUCTEURS SELON L'ÂGE.....	122
A2.1. Interprétation des âges	122
A2.2. Modèle de croissance de Von Bertalanffy	122
A2.3. Abondance des reproducteurs selon l'âge	122
A2.4. Code OpenBugs pour la modélisation de Von Bertalanffy	124
ANNEXE 3. DONNÉES UTILISÉES DANS LA MODÉLISATION DE LA POPULATION	130
ANNEXE 4. CODES POUR LES MODÈLES	133
ANNEXE 5. DIAGNOSTIC D'AJUSTEMENT DES MODÈLES	141

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Étapes importantes dans la gestion des pêcheries du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1992 à 2013.	60
Tableau 2.2. Mesures de gestion dans les pêches récréatives du bar rayé depuis la réouverture de la pêche de rétention en 2013 (voir MPO 2016 pour de plus amples détails pour les années 2013 à 2015).	62
Tableau 2.3. Sommaire des fermetures aux pêches récréatives dans la frayère de bar rayé de la rivière Miramichi Nord-Ouest, durant 2017 à 2020.	64
Tableau 2.4. Débarquements enregistrés (t) de bar rayé dans les districts statistiques de pêche situés aux alentours et qui comprennent la rivière Miramichi ainsi que pour l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent. Les données pour la période de 1917 à 1988 proviennent de LeBlanc et Chaput (1991). Les données pour les années de 1989 à 1994 proviennent de Bradford et al. (1995a). Aucun débarquement a été enregistré pour les années 1935 à 1967. De plus amples détails des débarquements par districts statistiques pour la région du Golfe du MPO ainsi que par saison et région sont disponibles dans les rapports de Bradford et al. (1995a) et Douglas et al. (2003). "nd" signifie aucune donnée disponible.	65
Tableau 2.5. Sommaire des estimés disponibles de captures depuis la réouverture des pêches récréatives au bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2013 à 2015. Les données pour 2013 proviennent du MPO (2014) et celles pour 2014 sont résumées dans MPO (2015a).	66
Tableau 2.6. Caractéristiques de la pêche récréative dans la baie des Chaleurs du côté du Québec durant 2014 à 2019. Les données pour 2014 proviennent de MPO (2015a). Les données pour 2016 à 2019 ont été fournies par le MFFP Québec (données non-publiées).	67
Tableau 3.1. Sommaire des sites de marquages, les années de marquage, ainsi que l'historique des sites d'hivernage et de frai pour les bars rayés marqués avec des émetteurs acoustiques dont les numéros d'identification des émetteurs ont été identifiés sur la ligne de récepteurs acoustiques de Port Hope Simpson au Labrador en 2017. Les données de détections de la ligne de récepteurs de Port Hope Simpson ont été fournies par M. Robertson (MPO Région de Terre-Neuve-et-Labrador). Les bars rayés de la Gaspésie et du Saint-Laurent ont été marqués par le personnel du MFFP Québec.	68
Tableau 3.2. Statistiques sommaires des longueurs à l'âge (cm) selon l'interprétation des écailles de bar rayé échantillonnés dans la rivière Miramichi et servant à l'analyse du modèle de croissance de von Bertalanffy.	69
Tableau 3.3. Sommaires a posteriori des paramètres du modèle de croissance von Bertalanffy pour la longueur à la fourche (cm) à l'âge (année) de bar rayé de la rivière Miramichi.	69
Tableau 3.4. Relation entre la longueur à la fourche (cm) et le poids total (kg) des bars rayés échantillonnés durant les mois de mai et juin de 2013 à 2015 de la rivière Miramichi. La régression linéaire est la suivante : $\log(\text{Poidskg}) = \text{intercepte} + \text{pente} * \log(\text{LFcm}) + \varepsilon$ avec $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$	69
Tableau 3.5. Nombres de femelles et de mâles de bar rayé à l'âge répertoriés des échantillons opportunistes des mois de mai et juin dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1970 à 2018. Les nombres de mâles par rapport aux femelles pourraient être biaisés car la détermination du sexe du poisson a été faite selon des caractéristiques externes (mature et coulant) qui sont plus évidents chez les mâles.	70

Tableau 3.6. Sommaire des hypothèses par rapport aux proportions matures à l'âge par sexe et les proportions de femelles à l'âge sur la frayère pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent.....	70
Tableau 3.7. La mortalité naturelle (M) prédite de bar rayé selon les paramètres estimés du modèle de croissance de von Bertalanffy et la relation empirique entre M et les caractéristiques de croissance de Gislason et al. (2010). Les longueurs moyennes à l'âge sont résumés au tableau 3.2.	70
Tableau 3.8. Données servant à l'estimation des probabilités de survie de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques et observés dans la rivière Miramichi. Les données de 2003 à 2009 proviennent de Douglas et Chaput (2011a). Les bars rayés de la Gaspésie ont été marqués par le personnel du MFFP Québec. « N émetteurs » est le nombre d'émetteurs acoustiques d'un ensemble de bar rayé marqués et pouvant être observés dans la Miramichi dans les années ultérieures. Les catégories de taille de poissons correspondent aux limites de taille (longueur à la fourche, cm) en vigueur pour la rétention dans les pêches récréatives depuis 2014. Les poissons sont assignés à une catégorie de longueur selon leur taille lorsqu'ils ont été marqués.	71
Tableau 4.1. Paramètres et leurs distributions a priori des différents modèles de cycle de vie à l'âge pour le bar rayé. Dans le logiciel "OpenBUGS", la distribution normal est paramétrisée par la moyenne et la précision (l'inverse de la variance) et l'indicateur C(#,) indique que la distribution est contrainte à des valeurs supérieures au premier élément. La distribution gamma est paramétrée sur l'échelle inverse.	72
Tableau 4.2. Diagnostiques d'ajustement des modèles considérés pour estimer les paramètres du cycle de vie et la dynamique de population pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. Les sommaires des ajustements incluent la déviance, le critère d'information Aikike approximatif (CIA'), et le DIC fournit par le logiciel OpenBUGS. Dans tous les modèles, le poids à l'âge, la fécondité, et la proportion de femelle à l'âge sont considérés connus et sans incertitudes (Annexe 3).	74
Tableau 4.3. Résumé (médiane ; écart du 5e au 95e percentiles) des estimations a posteriori des paramètres du stock et du recrutement et des abondances prédites par les modèles 4, 5 et 6 avec une fonction de stock et de recrutement de Beverton-Holt. Les estimations de l'abondance à l'équilibre sont basées sur le modèle d'équilibre avec les paramètres du cycle de vie du modèle de population spécifique, en supposant aucune pêche.	75
Tableau 6.1. Exemples de stratégies de gestion basées sur les limites de taille qui ont été examinées dans le cadre de la définition des points de référence de la pêche au bar rayé.....	76
Tableau 6.2a. Pour le modèle 5, les niveaux de référence RMS et RPR (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.	77
Table 6.2b. Pour le modèle 4, les niveaux de référence RMS et RPR (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.	78

Table 6.3a. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.	79
Table 6.3b. Pour le modèle 4, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.	81
Table 6.4a. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour trois stratégies de gestion basées sur les limites de taille. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques et ne tient pas compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.....	83
Table 6.4b. Pour le modèle 4, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour trois stratégies de gestion basées sur les limites de taille. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques et ne tient pas compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.....	85
Table 6.5. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle 5 pour deux stratégies de gestion basées sur les limites de taille et avec ou sans tenir en compte la mortalité associée avec la remise à l'eau. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques.....	87

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1. Répartition géographique (zone ombragé en rouge) dans l'est du Canada de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent.88
- Figure 1.2. Sommaire des observations (symboles en cercles) de bar rayé marqués dans le sud du golfe du Saint-Laurent (symboles en triangle) et répertoriées en 2017 dans les endroits exceptionnels au-delà de l'aire de la répartition historique, y compris l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, la basse côte nord du Saint-Laurent, et sur la ligne de récepteur acoustique de Port Hope Simpson au Labrador déployée par Pêches et Océans Canada. De plus amples détails au sujet des recaptures de poissons marqués avec des étiquettes externes sont présentés dans MPO (2018). La figure est une modification de celle dans MPO (2018) et indique l'emplacement de la ligne de récepteurs acoustiques dans le sud du Labrador. Des détails des étiquettes acoustiques répertoriées au Labrador en 2017 sont donnés au Tableau 3.1. Aucune étiquette acoustique de bar rayé a été identifiée sur la ligne de récepteurs acoustiques du sud du Labrador en 2018 (M. Robertson, MPO Région de Terre-Neuve-et-Labrador, comm. pers.). ...89
- Figure 1.3. Emplacement du site de frai du bar rayé dans la rivière Miramichi Nord-Ouest ainsi que les endroits d'agrégation avant la fraie et après la fraie de la rivière Miramichi, selon un suivi de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (Douglas et al. 2009).90
- Figure 3.1. Nombre de bars rayés capturés par filet par jour d'effort lors de la surveillance de la pêche commerciale du gaspareau dans la rivière Miramichi Nord-Ouest de 1994 à 2019. Les taux de prises n'ont pas été ajustés à la proportion de reproducteurs pouvant être capturés dans le cadre de la pêche. En 2012, la fraie a eu lieu très tôt. On a donc considéré que la majorité des individus avaient quitté la région et n'avaient pas pu être pêchés. Par conséquent, aucune estimation n'a été fournie pour cette année. Les points correspondant à une année ont été légèrement déplacés à des fins de clarté.91
- Figure 3.2. Estimation de l'abondance de bars rayés reproducteurs adultes dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest entre 1994 et 2019. Les estimations sont indiquées sur une échelle logarithmique pour illustrer toute l'étendue des valeurs d'abondance de la série temporelle. On considère que les données de 2010 (boîte d'écart interquartile non ombragée) sont une sous-évaluation de la situation réelle puisque la fraie s'est produite plus tôt qu'à l'habitude (Douglas et Chaput 2011a). Il n'y a aucune estimation pour 2012 puisque la fraie a eu lieu très tôt et que le bar rayé a quitté la zone d'échantillonnage avant le début des activités de surveillance (MPO 2013). Le diagramme de quartiles doit être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 5e et le 95e percentile. La ligne pleine et la ligne pointillée horizontales illustrent les objectifs de rétablissement établis dans l'EPR menée en appui au processus décisionnel pour l'inscription de l'espèce en vertu de la Loi sur les espèces en péril (MPO 2006). La figure est prise directement de MPO (2020).92
- Figure 3.3. Sommaires des distributions des longueurs à la fourche (cm) à l'âge des données observées et utilisées dans le modèle de croissance de von Bertalanffy (bleu clair) et les distributions a posteriori des valeurs prédites de longueur à la fourche à l'âge (rouge pâle) de bar rayé de la rivière Miramichi. La ligne noir foncée trace la moyenne de la longueur à l'âge prédite de la distribution a posteriori.93
- Figure 3.4. Distributions des longueurs à la fourche (par cm) de bar rayé sur le site de frai, 1994 à 2019. Les lignes pointillées verticales dans chaque panneau correspondent au minimum et au maximum de la fourchette de longueur (47 à 61 cm) pour la rétention de bar rayé dans la pêche récréative en vigueur depuis 2014.94

Figure 3.5. Les estimations des abondances à l'âge (nombre, sur une échelle relative) de bar rayé sur la frayère de 1994 à 2019, excluant 2012. Le dernier groupe représente les poissons d'âge 15 ans et plus vieux. La médiane des estimations des abondances (en milliers, K) est indiquée dans chaque panneau. La valeur indiquée en 2010 est une sous-estimation attribuable à la fraie précoce cette année (Douglas et Chaput 2011a). Il n'y a pas d'estimation d'abondance pour 2012 (MPO 2013). Les estimations d'abondance à l'âge sont présentées dans l'annexe 3.

.....95

Figure 3.6. La relation entre la longueur à la fourche (cm) et le poids entier (kg) de bar rayé de la rivière Miramichi, provenant d'échantillons prélevés durant les mois de mai et juin, 2013 à 2015. La ligne noir foncée est la moyenne de la relation pour les sexes combinés tandis que la ligne en tiret est pour les femelles et la ligne pointillée est pour les mâles. Les intervalles de confiance de 95 % des relations moyennes sont indiqués par les zones ombragées, en bleu clair pour les femelles et en jaune pour les mâles.96

Figure 3.7. La proportion des individus qui sont femelle par longueur à la fourche (cm) de bar rayé de la rivière Miramichi. Les données proviennent d'échantillons de poissons sacrifiés et échantillonnés durant les mois de mai et juin, 2013 à 2015. La ligne bleue est un lissage LOESS des proportions femelles à l'âge (écart = 0.5). Les rectangles ombragés illustrent les intervalles de confiance à 95 % de la longueur à la fourche prédite pour les âges 2 à 8 ans. Pour les âges 2, 7, et 8 ans, les intervalles de confiance s'étendent au-delà de l'échelle de longueur du graphique. La gamme de taille des échantillons est de 19,2 à 86,2 cm longueur à la fourche. Le symbole pour la longueur de 30 cm comprend les bars rayés de taille inférieure ou égale à 30 cm (n = 39) et le symbole pour la longueur de 70 cm comprend les bars rayés de taille égale ou supérieure à 70 cm (n = 32). Les tailles d'échantillon pour les autres longueurs sont de n = 7 pour les bars de 32 cm à n = 102 pour ceux de 42 cm.97

Figure 3.8. Les fréquences-longueur de bars rayés jeunes de l'année échantillonnés des captures de filet de pêche à l'éperlan à l'eau claire de la baie de Miramichi ((1991 à 1998) et de l'estuaire de la rivière Tabusintac (1999). La ligne en tiret verticale est située entre les longueurs de 10 et 11 cm pour mieux distinguer les différences de tailles entre années. La figure est prise directement de Douglas et al. (2006).98

Figure 3.9. Analyse du déclin des cohortes selon la pente du log naturel de l'abondance évaluée selon l'âge par cohorte de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. L'axe vertical dans chaque panneau est présenté sur l'échelle log naturel (valeurs en nombre de milliers poissons) et l'axe horizontal est l'âge. La ligne rouge est la valeur prédite à l'échelle log des abondances pour la gamme d'âges 5 à 12 ans par cohorte ayant au moins six observations dans la gamme d'âges de 5 à 12 ans.99

Figure 3.10. Distributions a posteriori des probabilités de survie estimées de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V13 et V16) et qui ont été détectés sur les années séquentielles dans la Miramichi, pour l'année de survie correspondant à l'année de marquage et de trois endroits. Le panneau supérieur présente les distributions a posteriori par année des estimations de survie avec la ligne horizontale en tiret la médiane de la survie pour toutes les années et les lieux de marquage. Le panneau inférieur présente les distributions a posteriori des estimations de survie par année, regroupés pour toutes les tailles, endroits de marquage, et modèle d'émetteurs. La ligne horizontale en tiret représente la médiane des estimations de survie annuelle pour les périodes de 2003 à 2009, 2014 à 2018. L'année de survie indiquée correspond à l'année calendrier (par ex. 2017 est la survie durant la période hivernale de 2016/17 et de 2017/18). Le diagramme de quartiles doit être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 2,5e et le 97,5e percentile. Les numéros

indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.....	100
Figure 3.11. Distributions a posteriori des probabilités de survie estimées par groupe de tailles de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V13 ou V16) qui ont été marqués et libérés dans la région de Gaspésie en 2014. Le groupe de taille correspond à la longueur à la fourche au moment de marquage. Le diagramme de quartiles est interprété comme indiqué à la figure 3.10. Les numéros indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.	101
Figure 3.12. Distributions a posteriori des probabilités de survie séquentielle estimées par groupe de tailles de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V16) qui ont été marqués et libérés dans la région de Miramichi en 2013 (panneau supérieur) et 2016 (panneau inférieur). Le groupe de taille correspond à la longueur à la fourche au moment de marquage. Le diagramme de quartiles est interprété comme indiqué à la figure 3.10. Les numéros indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.	102
Figure 4.1. Le nombre total observé et prédit de reproducteurs de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent (rangée supérieure ; A, B) et l'abondance du stock et du recrutement prévue des reproducteurs à l'âge de 3 ans (rangée inférieure ; C, D) d'après le modèle 4 (panneaux de gauche A et C) et le modèle 5 (panneaux de droite B et D). Dans la rangée supérieure des panneaux, les abondances évaluées sont indiquées sous forme de symboles rouges pour la médiane, avec les plages de 5e à 95e percentiles sous forme de lignes verticales rouges. Les symboles bleus représentent les abondances prédites, le gris plus foncé représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance moyenne prédite et le gris clair représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance prédite des reproducteurs, ce qui tient compte de l'incertitude totale du processus. Notez que l'abondance de l'axe des y est indiquée sur l'échelle logarithmique. Dans le panneau inférieur, l'abondance évaluée des reproducteurs de 3 ans est représentée par des symboles rouges et la ligne médiane prédite avec les intervalles du 25 au 75e et du 5 au 95e percentile sont respectivement ombragés en gris foncé et en gris clair. La ligne horizontale continue supérieure (bleue) (médiane) et les lignes horizontales pointillées (intervalle du 5e au 9e percentile) représentent l'abondance asymptotique de Beverton-Holt (K).....	103
Figure 4.2. Sommaires des résidus exprimés sur l'échelle log (abondance évalué / abondance prédite) pour les âges 3 à 8, pour le total des géniteurs, et un graphique à bulle des médianes des résidus à l'âge et pour le total des géniteurs pour le modèle 4 (ensemble de panneaux de gauche) et pour le modèle 5 (ensemble de panneaux à droite). Dans chaque panneau des résidus, on y trouve la valeur p de la tendance temporelle linéaire des médianes des résidus ainsi que la valeur p pour l'auto-corrélation de première ordre des médianes des résidus (selon la librairie EnvStats de R).	104
Figure 4.3. Distribution a posteriori des estimations des paramètres du modèle de dynamique de population pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent ; version 4 ensemble de panneaux supérieur, version 5 ensemble de panneaux inférieur. Chaque ensemble de panneaux résume les paramètres suivants : K (capacité de charge), delta (-log(bh.alpha)), bh.alpha (taux de survie à l'origine), survies à l'âge, proportion des recrues qui sont des géniteurs, et sigma (log de l'écart type de la vraisemblance des abondances de géniteurs observées pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs). Le diagramme de quartiles doit	

être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 5e et le 95e percentile. 105

Figure 4.4. L'abondance du stock et du recrutement prévue des jeunes de l'année (âge-0 ; rangée du haut), ajustée à l'abondance de recrutement à l'âge 3 (rangée du milieu), et pour les abondances prédites de reproducteurs à l'âge de 3 ans (rangée du bas) d'après le modèle 4 (panneaux de gauche) et le modèle 5 (panneaux de droite). Dans chaque panneau la ligne en noir tracent les médianes des valeurs prédites correspondantes à les abondances d'œufs. Dans les rangées du haut et du milieu, les zones ombragées représentent les plages de confiance du 25è au 75è percentiles (gris foncé) et du 5è au 95è percentiles (gris clair). Dans la rangée du bas, les abondances évaluées sont indiquées sous forme de symboles rouges. Les zones ombragées représentent les plages de confiance du 25è au 75è percentiles (gris foncé) et du 5è au 95è percentiles (gris clair) en tenant compte de l'incertitude totale du processus. La ligne horizontale continue supérieure (rouge) (médiane) et les lignes horizontales pointillées (intervalle du 5e au 9e percentile) représentent l'abondance asymptotique de Beverton-Holt (K). 106

Figure 6.1. Les conséquences de l'échelle utilisée (arithmétique versus logarithmique) pour les observations et de la longueur de la série d'observations servant à assigner les abondances annuelles de bar rayé à une des trois zones d'abondance. Les panneaux de la colonne de gauche présentent les résultats avec les abondances sur l'échelle logarithmique naturelle tandis que les panneaux de la colonne de droite présentent les résultats pour les abondances sur l'échelle arithmétique. Les panneaux de la rangée du haut présentent la catégorisation (rouge équivalant à la zone critique, jaune équivalant à la zone de prudence, et vert équivalant à la zone saine) des estimations des abondances annuelles pour trois zones définies sur la série temporelle d'observations de 1994 à 2019 (excluant 2012). La rangée du bas catégorise les abondances annuelles pour la série de 1994 à 2009 évaluée pour ces mêmes années (les symboles sans couleurs ne sont pas assignés). Dans les rangées du haut et du bas, les lignes horizontales en tiret tracent le PRL par procuration calculé comme la moyenne des centroides des groupes inférieure et du milieu et le NRS par procuration calculé comme la moyenne des centroides des groupes du milieu et supérieur, avec les valeurs correspondantes inscrites aux panneaux. La rangée du milieu illustre la couleur de la zone assignée à l'année (en verticale) par rapport à la longueur de la série d'observations qui est traitée, par incrément d'une année, en commençant avec la série de 1996 à 2009 (ligne du bas) et finissant avec la séries de 1996 à 2019 (ligne du haut). Dans ces figures, la séquence des années est représentée comme suit : 1 = 1994, 18 = 2011, 19 = 2013, et 25 = 2019. 107

Figure 6.2. Les conséquences de l'échelle utilisée (arithmétique versus logarithmique) pour les observations et d'exclure une observation exceptionnelle (celle de 2017) de la longueur de la série d'observations servant à assigner les abondances annuelles de bar rayé à une des trois zones d'abondance. Les panneaux sont interprétés comme à la Figure 6.1. Dans la figure ci-haut, la séquence des années est représentée comme suit : 1 = 1994, 18 = 2011, 19 = 2013, 22 = 2016, 23 = 2018, et 24 = 2019. 108

Figure 6.3. Longueur à la fourche prédite à l'âge (courbe en noire est pour le début de l'année tandis que la courbe en rouge est pour le milieu de l'année) et les estimations de la sélectivité à l'âge (s_a) pour un taux de pêche F pleinement recruté. La proportion des poissons à l'âge qui sont de longueur comprise dans la fourchette de taille de rétention de la pêche récréative est indiqué à droite pour chaque panneau d'âge. La stratégie de gestion illustrée (lignes vertes en verticales) est celle d'une gamme de longueur pour rétention de 47 à 61 cm de longueur à la fourche. 109

Figure 6.4a. Pour le modèle 5, les distributions des paramètres du cycle vital et la structure d'âge selon la modélisation de l'équilibre pour le bar rayé, en utilisant les estimations des paramètres et les estimations de survies pour les âges 4 à 15+ sortant du modèle5 (ensemble de panneaux de gauche) ou les estimations de survies pour les âges 4 à 15+ de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques. Chaque ensemble contient les panneaux suivants en ordre du haut en bas et de gauche à droite: survie à l'âge, proportion des recrues qui deviennent géniteurs à l'âge, la sélectivité partielle à l'âge, proportion moyenne des captures à l'âge pour différents niveaux de référence de taux de pêche, proportion moyenne des abondances totales à l'âge pour différents taux de pêche, et les proportions moyennes des géniteurs à l'âge pour différents niveaux de référence de taux de pêche.	110
Figure 6.4b. Pour le modèle 5, les abondances, les trajectoires des captures pour des niveaux croissants de F, et des sommaires en diagramme de quartiles de valeurs références associées avec le RMD, issus de la modélisation de l'équilibre pour le bar rayé, en utilisant les estimations de survies aux âges sortant du modèle 5 (ensemble A de panneaux de gauche) ou les estimations de survies aux âges de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (ensemble B de panneaux de droite). Chaque ensemble contient les panneaux suivants en ordre du haut en bas et de gauche à droite: abondance totale pour les âges 3 à 15+, abondance totale des géniteurs d'âges 3 à 15+, rendement en poids (tonnes), rendement en nombre de poissons, et les valeurs références de RMD pour C_{RMD} (tonnes), C_{RMD} (nombre), F_{RMD} , abondance totale (nombre) à B_{RMD} , abondance totale (nombre) des géniteurs à B_{RMD} , et abondance totale des géniteurs en œufs à B_{RMD}	111
Figure 6.4c. Pour le modèle 5, la modélisation de l'équilibre des abondances par année de simulation pour confirmer que l'équilibre a été atteint selon les paramètres de cycle de vie du modèle 5 et les estimations des survies ($M=Z$) provenant du modèle 5 (ensemble A de panneaux de gauche) ou les estimations de survies de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (ensemble B de panneaux de droite). Les estimations d'abondances pour les années de simulation 1 à 29 sont des sorties du modèle, et les abondances pour les années 30 à 150 sont des projections dans le futur.	112
Figure 6.4d. Pour le modèle 5, la modélisation de l'équilibre des trajectoires des reproducteurs par recrues potentiels (RPR) selon les paramètres de cycle de vie du modèle 5 et les estimations des survies ($M=Z$) provenant du modèle 5 (panneau de gauche) ou les estimations de survies de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (panneau de droite).....	113
Figure 6.5. Comparaison des niveaux de référence du RMD et RPR du modèle 4 et du modèle 5 pour les scénarios avec M informée par les marquages et suivis acoustiques et pour la stratégie de pêche par défaut sans limite de taille et excluant la mortalité par capture et remise à l'eau. Les diagrammes en boîtes sont interprétés comme suit : les intervalles de 5 à 95 percentiles sous forme de moustaches, l'intervalle interquartile sous forme de rectangle et la médiane sous forme de tiret interne ainsi lignes horizontales en tirets.	114
Figure 6.6. Évaluation de l'abondance des œufs dans les reproducteurs (diagrammes; œufs en millions) et du statut par rapport aux PRS (ligne horizontale supérieure verte) et PRL (ligne horizontale inférieure rouge) du modèle 4 (panneau de gauche) et du modèle 5 (panneau de droite) pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2019. Pour le modèle 4 et le modèle 5, le PRS correspond à l'estimation médiane des œufs à 80 % B_{RMD} et le PRL correspond à l'estimation médiane des œufs qui donnent 50% du paramètre de saturation K de Beverton-Holt. Les lignes rouges en pointillés et les lignes vertes représentent les fourchettes du 5e au 95e percentile du PRL et du PRS respectivement. Notez que la ligne du 95e percentile du PRS et le point du 95e percentile des œufs en 2017 sont hors échelle dans les deux panneaux.	115

Figure 7.1. Captures mensuelles de bar rayé dans les filets-trappes repères du MPO installés à Cassilis dans la Miramichi Nord-Ouest (colonne à gauche) et à Millerton dans la Miramichi Sud-Ouest (colonne à droite) pour les mois de mai (première rangée), juin (deuxième rangée), septembre (troisième rangée), et octobre (dernière rangée), de 1998 à 2019 pour le filet Cassilis et de 1994 à 2019 pour le filet Millerton.), L'astérisque dans le panneau à droite de la dernière rangée (Millerton, octobre) indique que ce filet n'était pas opérationnel après le 30 septembre suite à une crue. En outre, le filet de Cassilis dans la Miramichi Nord-Ouest n'était pas opérationnel pour cinq jours durant la première semaine d'octobre en 2015. 116

RÉSUMÉ

La population de bar rayé (*Morone saxatilis*) du sud du golfe du Saint-Laurent est la population reproductrice la plus septentrionale de la répartition de l'espèce dans l'est de l'Amérique du Nord. Elle est largement répartie dans les estuaires et les eaux côtières du sud du golfe du Saint-Laurent, de la rive nord de la péninsule gaspésienne au Québec à la pointe nord de l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse. Aux fins de l'évaluation et de l'élaboration de points de référence pour la pêche, la répartition de la population de bar rayé du sud du golfe englobe la région du golfe du Saint-Laurent. À la suite de la reconstruction soutenue de l'abondance des géniteurs depuis les creux de la fin des années 1990 jusqu'aux abondances actuellement élevées dépassant les 300 000 géniteurs, la Direction générale de la gestion des écosystèmes et des pêches de la région du Golfe du MPO a demandé que l'on élabore des points de référence basés sur les pêches conformes à l'approche de précaution (AP) afin d'orienter les futures décisions de gestion sur le développement de la pêche du bar rayé. Les nombreux renseignements disponibles sur l'abondance et les caractéristiques biologiques de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent sont présentés. Un modèle de population structuré par âge est employé pour estimer les paramètres de stock et de recrutement et les taux de mortalité connexes selon l'âge en fonction de l'abondance évaluée des géniteurs pour les années 1996 à 2019. La modélisation de l'équilibre est utilisée en vue de définir des valeurs possibles pour le point de référence limite (PRL), le point de référence supérieur du stock (PRS) et le point de référence du taux d'exploitation qui seraient conformes à l'approche de précaution. Malgré les incertitudes du modèle, une valeur de PRL d'un peu plus de 330 000 géniteurs est cohérente avec l'un des résultats du modèle de population ainsi qu'avec l'historique des décisions de gestion pour la réouverture de l'accès aux pêches depuis 2013. La valeur du PRS de 720 000 géniteurs représenterait une condition saine pour cette population, selon l'abondance de géniteurs évaluée jusqu'en 2019 et la capacité productive potentielle de cette population. Certaines lacunes et incertitudes subsistent au chapitre des connaissances. La lacune la plus importante en matière d'évaluation et de gestion tient à des statistiques des captures allant d'incomplètes à inexistantes pour l'une ou l'autre des pêches de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, y compris les pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles et les pêches récréatives plus importantes. En l'absence de ces données sur les captures et les récoltes, il n'est pas possible de fournir des avis en matière de gestion des pêches relativement à un total autorisé des captures ni d'évaluer le statut de la population par rapport aux taux d'exploitation. Le bar rayé est un prédateur d'autres espèces halieutiques anadromes de valeur dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les points de référence présentés sont issus de l'optimisation des fonctions de valeur propres au bar rayé. Les points de référence ou options de gestion plurispécifiques ne sont pas abordés.

1. INTRODUCTION

Le bar rayé (*Morone saxatilis*, Walbaum, 1792; ordre des Perciformes; famille des Percichthyidae) a une vaste répartition dans les estuaires et les eaux côtières du sud du golfe du Saint-Laurent (sud du golfe), de la rive nord de la péninsule gaspésienne au Québec à la pointe nord de l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse. La population de géniteurs dans le sud du golfe du Saint-Laurent se trouve à la limite nord de la répartition de l'espèce (figure 1.1).

Des analyses génétiques et des études d'étiquetage conventionnelles ont indiqué que cette population est géographiquement isolée dans le sud du golfe du Saint-Laurent et distincte de toute autre population de bar rayé, y compris de la seule autre population canadienne restante qui fraye dans la rivière Shubénacadie, en Nouvelle-Écosse (Bradford *et al.* 2001a; COSEPAC 2004; Wirgin *et al.* 1993, 2020).

Avant 2017, la présence de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent était présumée limitée à la partie sud du golfe du Saint-Laurent (COSEPAC 2012). En 2017, on a constaté une extraordinaire expansion de la population de bar rayé dans des zones jusque-là non documentées le long de la rive nord du Saint-Laurent et dans le sud du Labrador (MPO 2018; Valiquette *et al.* 2018; figure 1.2). La répartition potentielle de la population de bar rayé du sud du golfe est maintenant considérée comme s'étendant occasionnellement dans ces zones septentrionales et l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. Il a été démontré que des bars rayés prélevés dans les zones du lac Bras d'Or et de la rivière Mira de l'est du Cap-Breton étaient génétiquement similaires aux bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent (Bentzen, P., McBride, M. et Paterson, I.G. 2014. Report: Genetic analysis of Striped Bass collected in Bras d'Or Lake. Report to the Eskasoni Fish and Wildlife Commission; cité dans LeBlanc *et al.* 2020), mais l'on ignore cependant si cela s'explique par la migration contemporaine des bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent ou par d'autres facteurs spéculatifs qui auraient isolé les deux groupes de poissons (Andrews *et al.* 2019a).

Des bars rayés juvéniles (d'âge 0) originaires de la rivière Miramichi ont été utilisés pour un programme de réintroduction dans le fleuve Saint-Laurent à partir de la fin des années 1990. La réussite de fraie et du recrutement de ce programme a été confirmée (MPO 2017). Les études de suivi avec des émetteurs acoustique posés dans des bars rayés du groupe du Saint-Laurent et du groupe du sud du golfe du Saint-Laurent, ainsi que les différences dans la composition élémentaire des otolithes des bars rayés dans la Miramichi et dans le fleuve Saint-Laurent, démontrent un isolement géographique général des deux groupes. Les descendants du Saint-Laurent se limitent généralement au fleuve Saint-Laurent lui-même (du moins jusqu'à présent) tandis que les poissons originaires de la Miramichi ont une répartition plus large, qui s'étend dans l'estuaire du Saint-Laurent et sur la Basse-Côte-Nord du Saint-Laurent (Valiquette *et al.* 2017; Valiquette *et al.* 2018).

À des fins d'évaluation et d'élaboration de points de référence pour la pêche, on considère que la répartition de la population de bar rayé du sud du golfe comprend la région du golfe du Saint-Laurent, de la pointe ouest de l'île du Cap-Breton à la rive nord de la péninsule gaspésienne dans le fleuve Saint-Laurent, et que celle-ci est gérée comme une seule unité biologique.

Les descriptions de la biologie et du cycle biologique du bar rayé abondent (COSEPAC 2004), et le résumé suivant qui porte sur la population du sud du golfe s'inspire principalement des travaux de Douglas *et al.* (2003) et de Douglas et Chaput (2011b).

- Le bar rayé est un géniteur itéropare qui vit relativement longtemps.
- L'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest est le seul lieu de fraie confirmé qui est chaque année prévisible dans le temps et l'espace (Bradford et Chaput 1996; Robichaud-LeBlanc *et*

al. 1996) et qui a produit un recrutement annuel dans le sud du golfe du Saint-Laurent. L'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest possède des caractéristiques qui semblent uniques et importantes pour le succès de la fraie du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent, mais celles-ci ne sont pas bien comprises. Les conditions favorables peuvent être liées à l'hydrologie spécifique de l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest et à des conditions qui permettent la rétention et le développement fructueux des œufs et des larves.

- La fraie a lieu entre la fin mai et le début juin dans l'estuaire supérieur, au prolongement supérieur de la lentille d'eau salé dans les eaux de marée, de la rivière Miramichi Nord-Ouest (Robichaud-LeBlanc *et al.* 1996; Douglas *et al.* 2009; figure 1.3). L'activité de frai est motivée par le réchauffement des températures (Douglas *et al.* 2009).
- Le bar rayé est un géniteur pélagique, les œufs et la laitance sont diffusés simultanément dans la colonne d'eau.
- Les œufs flottent librement, avec une flottabilité généralement neutre dans une eau légèrement salée, et éclosent en quelques jours en fonction de la température de l'eau.
- Le vitellus des jeunes larves s'épuise dans les 5 à 10 jours suivant l'éclosion, également en fonction de la température.
- Les larves se nourrissent d'organismes planctoniques (Robichaud-LeBlanc *et al.* 1997) et se déplacent vers les zones peu profondes des rivières situées près du rivage peu après le début de l'alimentation exogène.
- Les jeunes bars rayés de l'année migrent progressivement en aval vers la baie de Miramichi en été et se dispersent vers le nord-ouest et l'est à partir de la rivière Miramichi (Robinson *et al.* 2004). La répartition côtière confirmée des jeunes de l'année au premier automne peut s'étendre de l'île Miscou (N.-B.) jusqu'à Pictou (N.-É.) au nord, en direction est (Douglas et Chaput 2011b).
- La croissance des jeunes de l'année est assez rapide, avec des individus atteignant 8 à 15 cm de longueur à la fourche et des poids entiers de 10 à 50 g à la fin de la première saison de croissance (octobre) (Bradford *et al.* 1997; Robichaud-LeBlanc *et al.* 1998).
- Après la fraie, les adultes retournent dans les eaux marines et entreprennent des migrations d'alimentation côtière tout au long de l'été et de l'automne, leur présence s'étendant au cours de quelques années exceptionnelles comme en 2017 à la côte nord du Saint-Laurent et au sud du Labrador (MPO 2018).
- Le bar rayé a une alimentation généraliste, la composition des proies variant selon l'âge et la taille. Les bars de plus grande taille sont piscivores et ont pour proies un large éventail d'invertébrés et de vertébrés. Des bars rayés dont certains individus ont été prélevés dans les frayères de la Miramichi Nord-Ouest consomment des espèces anadromes (éperlan arc-en-ciel, gaspareau, saumoneau de l'Atlantique), selon de la disponibilité déterminée par le moment des migrations vers la Miramichi et à partir de celle-ci (MPO 2016; Hanson 2020).
- Au début de l'hiver, de fin septembre à octobre, les bars rayés de tous âges et de toutes tailles remontent dans les estuaires et les embouchures de rivières du sud du golfe pour y hiverner.
- La population du sud du golfe du Saint-Laurent est la seule population dont le cycle biologique nécessite l'évitement de conditions marines mortelles (températures de l'eau inférieures à zéro) pendant l'hiver, et cet évitement ne lui est possible qu'en hivernant dans les estuaires supérieurs et les embouchures de rivières (Cook *et al.* 2006). Une revue

documentaire des emplacements et des caractéristiques de l'habitat hivernal du bar rayé se trouve dans le rapport d'Andrews *et al.* (2019b).

- En 2004, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a reconnu le bar rayé du sud du golfe comme unité désignable (UD) et l'a évalué comme étant « menacé » (COSEPAC 2004).
- Les efforts visant à rétablir la population à partir de la faible abondance des géniteurs au milieu des années 1990 comprenaient l'introduction de mesures restrictives de gestion des pêches, notamment la fermeture de la pêche commerciale dirigée en 1996, et la fermeture des pêches récréatives et autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) en 2000.
- La modeste augmentation de l'abondance des géniteurs depuis lors laisse penser que les interventions de gestion avaient été positives pour la population. Lors de sa réévaluation en 2012, le COSEPAC a conclu que bien qu'il y ait eu une forte augmentation de l'abondance, celle-ci n'avait été constatée que dans un seul lieu de fraie, et que la population demeurerait vulnérable à des taux élevés de braconnage ainsi qu'à des prises accessoires dans les pêches légales. Pour cette raison, il a désigné la population « espèce préoccupante » (COSEPAC 2012).

1.1. OBJECTIFS DE L'EXAMEN SCIENTIFIQUE PAR LES PAIRS

La population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent était tombée à moins de 5 000 géniteurs à la fin des années 1990. À la suite de l'interdiction de la rétention du bar rayé pêché de manière accessoire dans plusieurs pêches commerciales ciblant d'autres espèces diadromes en 1996, de la fermeture des pêches récréatives et de la suspension des quantités allouées aux pêches autochtones alimentaires, sociales et rituelles (ASR) pour le bar rayé en 2000, l'abondance estimée du bar rayé est ensuite passée à plus de 200 000 géniteurs en 2011 avec un pic d'abondance estimé à plus de 900 000 géniteurs en 2017 (MPO 2020). Un petit nombre de pêches ARS ont été rétablies en 2012. La pêche récréative a rouvert en 2013 avec un accès annuel accru pour la rétention et une pêche commerciale autochtone pilote a été autorisée en 2018 et 2019.

Dans le cadre des demandes continues d'accès supplémentaire à la pêche du bar rayé du sud du golfe, la Direction générale de la gestion des écosystèmes et des pêches de la région du Golfe de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé l'élaboration de points de référence basés sur les pêches qui soient conformes à l'approche de précaution (AP) afin d'orienter les décisions de gestion à venir concernant le développement des pêches du bar rayé.

Le bar rayé est un gros poisson et un prédateur piscivore tout au long de sa vie. Des préoccupations ont été exprimées par les défenseurs de la pêche du saumon atlantique et certains intérêts de pêche commerciale du gaspareau et de l'éperlan arc-en-ciel selon lesquels la reconstitution du stock de bar rayé dans le sud du golfe a contribué au déclin de l'abondance du saumon atlantique et d'autres espèces diadromes en raison des niveaux élevés de prédation sur ces espèces par le bar rayé. Compte tenu des interactions du bar rayé avec d'autres espèces de pêche de valeur, la direction des Pêches du MPO a également demandé un examen d'approches et de points de référence potentiels pour le bar rayé qui tiennent compte de ces considérations écosystémiques.

Les objectifs précis de l'examen scientifique par les pairs sont les suivants :

- Examiner les informations disponibles sur l'abondance et les caractéristiques biologiques (taille selon l'âge, estimations du taux de mortalité, structure de taille) de la population de

bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent qui sont pertinentes pour la définition de points de référence.

- Examiner des points de référence de pêche possibles pour le bar rayé et fournir des estimations de ceux-ci à partir des informations disponibles pour la population du sud du golfe.
- Examiner les conséquences des mesures de gestion de la pêche sur l'établissement des valeurs des points de référence de la pêche et formuler des conseils à cet égard.
- Envisager des options pour intégrer des considérations d'interactions interspécifiques dans la définition de points de référence pour le bar rayé.
- Prendre en considération les incertitudes dans la définition des points de référence et des approches de gestion pour le bar rayé.

1.2. ORGANISATION DU DOCUMENT POUR ABORDER LES ÉLÉMENTS DU MANDAT

Ce document traite des éléments du mandat de manière séquentielle.

La section 2 présente un survol de l'histoire de la pêche du bar rayé dans le sud du golfe, en mettant l'accent sur les mesures de gestion et la situation de la pêche depuis la réouverture de l'accès à la ressource en 2013. Des défis particuliers pour la compilation des données sur les prises et l'effort de pêche y sont décrits. Des détails supplémentaires sur la pêche sont fournis à l'annexe 1.

La section 3 résume le programme d'évaluation et les estimations de l'abondance totale et de l'abondance selon l'âge des géniteurs dans la fraysère de la rivière Miramichi Nord-Ouest pour la période 1994-2019. Elle présente des informations sur les caractéristiques biologiques de la population, notamment la taille selon l'âge, la relation poids-longueur et poids-âge, l'abondance estimée des géniteurs selon l'âge, la maturité selon l'âge et la proportion de femelles selon l'âge dans les frayères, ainsi que des estimations de la mortalité selon l'âge et globale. L'annexe 2 contient des détails sur les analyses de la taille selon l'âge et la dérivation d'une clé âge-longueur pour convertir l'abondance des géniteurs selon la longueur en abondance des géniteurs selon l'âge. Les informations sur les caractéristiques biologiques sont utilisées dans la modélisation de la population à la section 4.

La section 4 décrit le modèle de population structuré selon l'âge qui a été utilisé pour estimer les paramètres importants de dynamique de la population nécessaires pour obtenir des points de référence possibles. Le modèle de population utilise comme données d'entrée les abondances estimées selon l'âge des évaluations de 1996 à 2019 pour tirer des inférences sur les paramètres de stock et de recrutement, les taux de mortalité selon l'âge et la proportion de recrues qui deviennent des géniteurs. Sept variantes du modèle de base structuré selon l'âge sont examinées, avec des hypothèses informatives différentes sur les paramètres de cycle biologique et l'exploration des différentes fonctions de stock et de recrutement. Les données d'entrée sont présentées à l'annexe 3, les codes informatiques pour trois des sept modèles retenus sont à l'annexe 4 et les diagnostics détaillés des modèles retenus à l'annexe 5.

La section 5 passe en revue certains points de référence possibles et décrit les méthodes utilisées pour définir ces points de référence à partir des résultats du modèle de population de la section 4. Des approches d'équilibre, qui simulent des trajectoires d'abondance de population basées sur des paramètres de cycle biologique estimés et fixes, sont utilisées pour comparer l'abondance, la structure selon l'âge et les rendements halieutiques pour différents niveaux d'exploitation de la pêche. Les concepts de rendement maximal durable et de géniteur par

recrue et leurs points de référence connexes sont décrits. Des méthodes empiriques reposant exclusivement sur des observations antérieures sont également décrites comme alternative aux approches reposant sur des modèles pour définir les points de référence.

La section 6 décrit les résultats de la modélisation de l'équilibre et les valeurs correspondantes pour les points de référence possibles. Cette section aborde également la question de la façon dont les valeurs des points de référence sont modifiées par les hypothèses sur la mortalité naturelle, sur la stratégie de gestion de la pêche lorsque celles-ci incluent des limites de longueur pour la rétention, et l'inclusion ou l'exclusion des facteurs de mortalité des captures avec remise à l'eau lors de l'estimation des points de référence basés sur le rendement. Elle comprend également une synthèse des conclusions sur les points de référence et introduit la question de points de référence de gestion qui tiennent compte des interactions interspécifiques. Les détails sur ce dernier point se trouvent dans un document distinct (Chaput 2022).

La section 7 aborde les incertitudes liées au calcul des points de référence pour la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. La discussion sur les incertitudes porte sur des aspects du cycle biologique, notamment la taille selon l'âge, la maturation et, en particulier, les taux de mortalité. Pour les taux de mortalité, nous examinons les preuves des causes de mortalité du bar rayé, notamment les pêches, les sources anthropiques et autres sources de mortalité naturelle. Les autres incertitudes abordées comprennent les hypothèses sur le stock dépendant de la densité et la relation de recrutement, ainsi que des considérations sur le choix des modèles et les séries chronologiques d'estimations d'abondance disponibles pour caractériser le potentiel productif de cette population.

Les références citées dans ce rapport figurent à la section 8.

2. PÊCHES DU BAR RAYÉ

Plus d'un siècle de registres documente l'exploitation du bar rayé dans de nombreuses pêches du sud du golfe du Saint-Laurent. Les captures de bar rayé depuis 1868 sont disponibles dans les rapports annuels du ministère de la Marine et des Pêcheries, mais celles-ci n'ont pas été compilées pour ce rapport. Les relevés annuels de captures commerciales compilés pour le bar rayé remontent à 1917 (LeBlanc et Chaput 1991), mais ils ne font état que des captures commerciales déclarées. Il n'y a pas de débarquements déclarés pour le sud du golfe du Saint-Laurent entre 1933 et 1968. Cette période n'est toutefois pas interprétée comme étant exempte de récoltes, étant donné que de nombreuses modifications réglementaires ont été apportées aux pêches de bar rayé pendant cette période, et celles-ci ont probablement eu un impact sur les activités de pêche (annexe 1). Par exemple, en 1949, une modification a été apportée au Règlement spécial de pêche pour la province du Nouveau-Brunswick, fermant effectivement la pêche commerciale en autorisant la rétention du bar rayé uniquement dans la pêche sportive à la ligne. Cette modification a été suivie d'une autre en 1960, qui autorisait la vente du bar rayé capturé accessoirement dans des filets, pièges ou fascines destinés à la capture de poissons autres que le bar rayé.

En 1993, le Règlement de pêche de la Nouvelle-Écosse, le Règlement de pêche du Nouveau-Brunswick et le Règlement de pêche de l'Île-du-Prince-Édouard ont été révoqués et remplacés par le Règlement de pêche des provinces maritimes, qui réglementait spécifiquement la pêche dans les trois provinces maritimes et dans les eaux de marée adjacentes. On relève dans cette modification des règlements spécifiques à la pêche du bar rayé dans les eaux de la région du golfe du MPO (tableau 2.1, 2.2; annexe 1).

En 1996, l'alinéa 4(2)b du Règlement sur les pêches des provinces maritimes, qui permettait de conserver des prises accessoires illimitées de bar rayé dans les engins de pêche commerciale destinés au gaspéreau, à l'éperlan arc-en-ciel, à l'alose savoureuse et à l'anguille d'Amérique, a été abrogé (Gazette du Canada, partie II, vol. 130, n° 5; DORS/96-125).

Des modifications subséquentes à la gestion des pêches de bar rayé du sud du golfe ont été apportées par le truchement de conditions de permis (pour les pêches commerciales) et d'ordonnances modificatives pour les pêches récréatives. Des restrictions supplémentaires à diverses pêches interagissant avec le bar rayé ont été introduites de 1996 à 2000, pour aboutir à la fermeture de toutes les pêches de bar rayé légales (tableau 2.1).

En plus des mesures de gestion visant les pêches dirigées, des fermetures à court terme des pêches récréatives dirigées dans la frayère de la Miramichi Nord-Ouest sont mises en place depuis 2017 pour éviter de nuire aux poissons qui frayent (tableau 2.3). La fermeture temporaire à toutes les pêches récréatives de la frayère de la Miramichi Nord-Ouest pendant la période de pointe de la fraie a déjà été identifiée comme l'une des nombreuses mesures de gestion qui amélioreraient la protection du bar rayé et favoriseraient son rétablissement (annexe 1).

Bien que les pêches de bar rayé aient été fermées pour l'essentiel en 2000, le bar rayé à différents stades de vie a continué d'être capturé dans diverses pêches illégales, commerciales et ASR autochtones, bien que l'étendue de ces pertes pour la population soit inconnue (Chiasson *et al.* 2002; Douglas *et al.* 2006; MPO 2011). Le MPO (2011) a indiqué que des bars rayés à divers stades de vie continuaient d'être capturés dans différentes pêches illégales, commerciales et ASR autochtones, avec une perte totale estimée de bars rayés de taille moyenne et de grande taille de l'ordre de 60 000 poissons par an dans toutes les pêches du sud du golfe du Saint-Laurent. Le nombre total de bars manipulés dans les pêches était estimé à 152 000 poissons, dont 41 % seraient morts ou auraient été tués (MPO 2011). L'activité ayant le plus contribué à la perte totale de bar rayé est considérée comme la pêche illégale, représentant plus de 50 % des pertes estimées d'adultes, suivie de la pêche récréative (rétention illégale et prises accessoires) à environ 15 % (MPO 2011).

Comme on estime que l'abondance a augmenté de façon presque uniforme depuis la fin des années 1990, un certain nombre de pêches alimentaires, sociales et rituelles (ASR) ont été rétablies en 2012 (tableau 2.1). La pêche récréative a rouvert en 2013 et une pêche commerciale autochtone pilote a été autorisée en 2018 et 2019 (tableau 2.2).

Le bar rayé provenant du sud du golfe est également exploité dans des pêches le long de la côte de la baie des Chaleurs et autour de la péninsule gaspésienne au Québec. Des mesures de gestion des pêches pour la pêche récréative du bar rayé au Québec, similaires aux mesures de gestion des pêches dans la région du golfe du MPO, ont été adoptées en 2013 (tableau 2.2). À partir d'analyses de composition élémentaire des otolithes et des différentes caractérisations de ces signatures dans le bar rayé provenant des frayères de la rivière Miramichi et du fleuve Saint-Laurent, Valiquette *et al.* (2018) ont indiqué que la répartition du bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent s'étendait autour de la baie des Chaleurs et en amont le long de la péninsule gaspésienne jusqu'à Rivière-du-Loup. Occasionnellement, comme le révèlent des échantillons de bar rayé de 2017, la répartition du bar du sud du golfe s'est également étendue le long de la Basse-Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (Valiquette *et al.* 2018). Les retours d'étiquettes de bars marqués dans le sud du golfe et les signalements de bars rayés dans le sud du Labrador à la fin de l'été et en hiver (MPO 2018), ainsi que les détections de bars rayés étiquetés acoustiquement sur la ligne de réception de Port Hope (Labrador) (figure 1.2), ont confirmé l'extension plus large du bar rayé du sud du golfe en dehors de son aire de répartition historique

en 2017 et son exploitation dans diverses pêches dans le golfe du Saint-Laurent et plus loin au nord.

2.1. STATISTIQUES DES EFFORTS DE PÊCHE ET DES CAPTURES

Il n'existe pas de données de pêche complètes sur les captures de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Historiquement, les statistiques des pêches incluaient uniquement les récoltes commerciales, à l'exclusion des récoltes récréatives et de celles des peuples autochtones. LeBlanc et Chaput (1991) résument les débarquements déclarés de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent pour la période allant de 1917 à 1988 (tableau 2.4). Le pic de récolte enregistré était de 61,4 t en 1917. Aucun débarquement n'a été enregistré pour les années 1935 à 1967. Le pic enregistré de débarquements lors de la deuxième période de tenue de registres après 1967 était de 47,8 t en 1981, avec 15,25 t enregistrées la dernière année (1996) des débarquements commerciaux autorisés. Bradford *et al.* (1995a) ainsi que Douglas *et al.* (2003) présentent des rapports détaillés sur les récoltes commerciales par district statistique dans la zone du golfe du N.-B. du MPO, ainsi que par saison et régions pour la période contemporaine de la pêche.

Le bar rayé est particulièrement vulnérable à la capture dans plusieurs pêches dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. La pêche commerciale non réglementée et dirigée jusqu'en mars 1996 a été désignée comme principal facteur de réduction de l'abondance des géniteurs entre mai 1995 et mai 1996. On estime que 14,5 t de bars rayés ont été récoltés en janvier et février 1996 dans le district de Richibucto, au Nouveau-Brunswick, probablement pêchés à la caudrette et au filet maillant sous la glace (Bradford et Chaput 1998). Dans le réseau de la Miramichi, on estime que 12 300 bars ont été prélevés, et en y ajoutant quelque 18 800 bars (17,3 t) déclarés comme débarqués et vendus dans d'autres districts que la rivière Miramichi, le total des prélèvements a été estimé à plus de 40 000 poissons représentant 80 % du stock de géniteurs estimatif de bar rayé en 1995 (Bradford et Chaput 1998).

La pêche commerciale pilote autochtone de bar rayé dans la rivière Miramichi a été menée en 2018 et 2019. Le total autorisé des captures (TAC) a été fixé à 50 000 poissons (limite de longueur totale de 50 à 65 cm) en 2018 et à 50 000 poissons (limite de longueur totale de 50 à 85 cm) en 2019. Les règles de confidentialité excluent la déclaration des récoltes provenant de cette pêche dans le présent rapport, mais la Gestion des pêches du MPO a indiqué que les récoltes étaient sensiblement inférieures au TAC dans les deux années.

Il n'y a pas de rapports compilés concernant les captures et les récoltes de bar rayé dans les pêches ASR autochtones du sud du golfe.

En outre, les jeunes de l'année (JA) du bar rayé sont susceptibles d'être capturés dans les engins de pêche d'automne en eau libre (filets à poche et filets maillants) destinés à l'éperlan arc-en-ciel (Bradford *et al.* 1995b, 1997). Les prises accessoires des pêches de Miramichi étaient les plus importantes dans la dernière moitié d'octobre. On estime que les interceptions de bars JA dans la rivière Miramichi se comptaient par centaines de milliers chaque année dont la plupart seraient morts étant donné la difficulté de trier et libérer vivants les grandes quantités de poissons capturés dans ces pêches (Bradford *et al.* 1995b, 1997). Des prises accessoires de bar rayé JA ont également été signalées dans les pêches des rivières Tabusintac et Richibucto. L'ouverture de la pêche à l'éperlan d'automne en eau libre dans la rivière Miramichi a été repoussée du 15 octobre au 1^{er} novembre en 1999.

2.2. ESTIMATION DES CAPTURES ET DES RÉCOLTES DE PÊCHE RÉCRÉATIVE

Depuis la réouverture de la pêche récréative en 2013, des données partielles sur les captures provenant de la pêche récréative pour certaines zones géographiques du sud du golfe et pour quelques années ont été rassemblées, mais elles sont très incomplètes.

2.2.1. Année 2013

Les estimations de bar rayé capturé et gardé dans la rivière Miramichi et dans le sud du golfe du Saint-Laurent au cours des deux périodes de rétention de 2013 ont été rapportées par le MPO (2014) et sont résumées au tableau 2.5. L'enquête par interrogation des pêcheurs a été menée exclusivement dans la région de la rivière Miramichi pendant la période de rétention du 1^{er} au 15 mai. Les estimations sont considérées comme incomplètes parce que les entrevues provenaient de voyages de pêche incomplets, que l'enquête ne couvrait qu'une partie de la saison de 15 jours, et que sa portée ne couvrait pas tous les sites de pêche de la Miramichi et toutes les heures de la journée (MPO 2014). Fait à noter, le MPO (2014) a indiqué que des pêcheurs à la ligne individuels ont déclaré des prises de bar rayé allant de 0 à 120 poissons par jour/voyage, soulignant le potentiel de taux de capture élevés réalisés en mai dans la Miramichi et l'ampleur des activités de capture avec remise à l'eau dans la pêche récréative.

Les estimations pour la deuxième période de rétention en août 2013 sont également considérées comme des sous-estimations des bars capturés et gardés (tableau 2.4). Seuls quelques-uns (8) des nombreux points d'accès (ponts, quais, plages publiques, etc.) le long de la côte du sud du golfe ont été étudiés, et l'enquête ne couvrait que la période de rétention en août dans des points d'accès évidents et pendant la période d'ouverture quotidienne (deux heures avant le lever du soleil, deux heures après son coucher), et ne couvrait que peu ou pas l'effort du littoral ou des bateaux. D'après les informations disponibles et en présumant une mortalité de capture avec remise à l'eau de 10 %, il y a eu plus de pertes attribuées à la mortalité par capture et remise à l'eau qu'aux rétentions, bien que les pertes par capture et remise à l'eau surviennent sur toute la plage des tailles de bars pêchés à la ligne, alors que les pertes de rétention concernent une limite de taille (MPO 2014).

2.2.2. Année 2014

En 2014, une nouvelle enquête a été tentée dans la région de la rivière Miramichi pendant la période de rétention de mai. Les captures de bar rayé ont de nouveau été jugées sous-estimées (tableau 2.4) étant donné que les entrevues ne couvraient qu'une partie de la saison de 25 jours (MPO 2015a). Comme ce fut le cas lors de la pêche de 2013, les prises de bar rayé lors de voyages individuels effectués par des pêcheurs à la ligne individuels variaient de 0 à 111 poissons par jour, avec une grande variation des captures et des taux de réussite (MPO 2015a). Pendant les périodes de rétention d'août et septembre 2015, les agents de conservation et de protection du MPO ont mené 434 entrevues individuelles et ont documenté une récolte totale de 58 bars rayés et de 455 poissons relâchés. L'insuffisance de la couverture excluait l'extrapolation des prises des personnes interrogées à un total pour ces périodes de rétention. Des données sur la pêche à la ligne ont également été obtenues à partir de cartes postales et d'un site Web d'autodéclaration en 2014 (MPO 2015a). Le taux de réponse global était faible. Pour les 91 entrées Web d'autodéclaration, on indiquait que 1 560 bars rayés avaient été remis à l'eau et que 40 poissons avaient été gardés. Les données ne peuvent pas servir à estimer le total des captures et des rétentions, mais elles illustrent l'ampleur de l'activité de pêche en 2014, avec une estimation ponctuelle de 16 poissons remis à l'eau par pêcheur à la ligne et moins de la moitié des pêcheurs gardant un bar rayé.

La Province de Québec a effectué des enquêtes par interrogation du pêcheur en 2014 dans des points d'accès aux pêches le long de la côte nord (portion québécoise) de la baie des Chaleurs. Au total, 766 entrevues ont été réalisées en 2014 (MPO 2015a), ce qui donne une estimation des captures totales (poissons remis à l'eau et gardés) de 9 010 poissons (intervalle de confiance à 95 % de 5 370 à 12 650) et une rétention estimée de 554 poissons (299 à 809) (tableau 2.5). Les données comprenaient également la proportion des captures gardées par groupe de taille et la proportion des poissons remis à l'eau estimés par groupe de taille (tableau 2.6).

2.2.3. Année 2015

Aucune enquête par interrogation du pêcheur de la pêche récréative du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent n'a été effectuée en 2015.

La Province de Québec a effectué des enquêtes par interrogation du pêcheur en 2015 dans des points d'accès aux pêches le long de la côte nord (portion québécoise) de la baie des Chaleurs (tableau 2.5). Les captures estimatives de l'effort de pêche dans les points d'enquête en 2015 étaient de 1 172 poissons gardés et 20 797 poissons remis à l'eau, avec une estimation ponctuelle des pertes totales (y compris les mortalités de capture et remise à l'eau) de 3 252 poissons.

2.2.4. Année 2016 et suivantes

Aucune enquête par interrogation du pêcheur de la pêche récréative du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent n'a été effectuée depuis 2014.

Depuis 2016, la Province de Québec a mené une enquête limitée sur les activités de pêche à la ligne dans quatre sites de deux secteurs pendant une période de huit semaines, à compter du 1er juillet. Les indicateurs de l'activité de pêche à la ligne comprenaient le nombre de pêcheurs par unité d'échantillonnage (heure, site), la durée du voyage de pêche, le taux de réussite, la probabilité de rétention d'au moins un poisson et la répartition des captures dans des catégories de longueur. Les indicateurs de réussite de la pêche et la répartition des tailles des captures sont résumés au tableau 2.6.

3. ÉVALUATION ET CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DU BAR RAYÉ DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

Depuis 1994, la surveillance des prises accessoires dans les filets-trappes utilisés pour la pêche commerciale du gaspateau dans la rivière Miramichi est la principale source de renseignements sur la population reproductrice de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2020). Des caractéristiques biologiques précises (p. ex., longueur à la fourche, âge, sexe, et stade de reproduction) ont été consignées pour les individus capturés dans des filets-trappes utilisés pour la pêche commerciale du gaspateau (en mai et juin) et aux installations de surveillance des filets-trappes repères gérées par la Direction des sciences du MPO (de mai à octobre). Les âges sont interprétés à partir d'écailles.

L'abondance de géniteurs était généralement estimée au moyen d'expériences d'étiquetage et de recapture au cours desquelles des bars rayés adultes étaient marqués au début de mai et suivis tout au long des mois de mai et juin, alors qu'ils étaient capturés et remis à l'eau en tant que prises accessoires de la pêche du gaspateau dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest (Bradford et Chaput 1996; Douglas et Chaput 2011a). Les captures par unité d'effort (CPUE) de cette pêche sont utilisées comme indice d'abondance du bar rayé (Douglas et Chaput 2011a; figure 3.1) et des estimations de la capturabilité des engins permettent de

dérivée des estimations d'abondance. Depuis 2014, un ajustement du modèle d'estimation a été effectué pour tenir compte du comportement observé de fraie et de post-fraie du bar rayé, en utilisant les données de déplacement de bars rayés avec implants d'étiquettes acoustiques internes. Le suivi des bars rayés marqués d'une étiquette acoustique a fourni des renseignements sur la répartition quotidienne des géniteurs se trouvant dans le réseau de la rivière Miramichi et, par conséquent, pouvant être capturés (ou non) dans les filets-trappes de la pêche du gaspareau installés dans la Miramichi Nord-Ouest (MPO 2020).

L'abondance estimée de bars reproducteurs dans la Miramichi Nord-Ouest était inférieure ou égale à 5 000 reproducteurs (médiane) entre 1996 et 2000 (MPO 2020; figure 3.2). La diminution de l'abondance de 60 000 poissons en 1995 à l'estimation de 1996 d'un peu plus de 5 000 poissons s'explique en grande partie par des prélèvements estimés d'environ 30 000 adultes par le biais d'activités de pêche commerciale non réglementées et directes entre mai 1995 et mars 1996 (Bradford et Chaput 1997). L'abondance a progressé de 16 000 à 26 000 poissons entre 2001 et 2006 et de 50 000 à 100 000 poissons de 2007 à 2010. Des abondances de 150 000 à 300 000 poissons ont été estimées entre 2011 et 2016, avec un pic d'abondance en 2017 d'un peu moins d'un million de poissons (figure 3.2). En 2018 et 2019, l'abondance des bars rayés géniteurs est retombée à environ 300 000 géniteurs.

Coïncidant avec le niveau élevé d'abondance en 2017, les données des étiquettes récupérées indiquent qu'une composante de la population de bars rayés géniteurs du sud du golfe a migré plus au nord en 2017 que leur répartition connue auparavant, atteignant le sud du Labrador (MPO 2018). En 2017, neuf détections d'étiquettes acoustiques sur la ligne de réception acoustique de Port Hope (sud du Labrador) ont été attribuées au bar rayé (tableau 3.1). Parmi celles-ci, sept bars rayés avaient des antécédents d'hivernage ou de fraie dans la Miramichi. L'exposition à de nouvelles sources de mortalité par pêche a touché des bars rayés du sud du golfe qui ont migré vers le nord en 2017, comme l'indiquent les captures de plusieurs dizaines de milliers de livres de bar rayé dans les engins commerciaux pour la morue, dans les filets de hareng et les chaluts à flétan le long de la côte sud du Labrador (MPO 2018). Seulement trois des sept bars étiquetés acoustiquement détectés au Labrador ayant une affinité avec la Miramichi ont été détectés dans la Miramichi à l'hiver 2017-2018, soit une perte de 57 % des détections originales de bar au large du Labrador. Les pertes de bars rayés ayant migré au-delà de leur aire de répartition historique vers la côte nord du Québec et le Labrador à l'été et à l'automne 2017 pourraient expliquer en partie la diminution de l'abondance estimée de reproducteurs en 2018 et 2019 comparativement à celle de 2017 (MPO 2020).

3.1. ÂGE ET TAILLE SELON L'ÂGE

L'âge du bar rayé est interprété à partir d'écaillés. La taille selon l'âge a fait l'objet de rapports antérieurs par Chaput et Robichaud (1995) et Douglas *et al.* (2006). L'échantillonnage et la détermination de l'âge se sont produits de manière opportuniste. Il n'y a pas eu de validation de l'âge et il n'existe pas d'échelle de référence disponible pour effectuer des tests de détermination de l'âge. L'étiquetage et les récupérations ultérieures de poissons étiquetés fournissent des renseignements sur les changements de longueur à la fourche sur plusieurs années, mais celles-ci ne sont pas traitées ici.

La croissance du bar rayé s'effectue pendant la saison des eaux libres dans le sud du golfe (de mai à octobre). Il n'y a pas de croissance pendant l'hiver lorsque le bar hiverne et qu'il ne se nourrit pas sous la glace dans les zones supérieures des estuaires; c'est ce qui ressort d'un examen des distributions par taille du bar échantillonné à l'automne dans les filets-trappes indicateurs du MPO dans la Miramichi, distributions presque identiques à celles du bar échantillonné au printemps suivant dans la Miramichi (par exemple, voir MPO 2020).

Un total de 8 497 données d'âge et de longueur sont disponibles à partir d'échantillons dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour toutes les années entre 1975 et 2013. Parmi les échantillons disponibles, l'âge maximal interprété est de 15 ans et la longueur maximale à la fourche enregistrée est de 116 cm.

3.1.1. Modèle de croissance de Von Bertalanffy

Une fonction de croissance de von Bertalanffy a été ajustée aux données d'âge et de longueur sélectionnées pour toutes les années :

$$L_a = L_\infty (1 - e^{-K(a - a_0)}) e^\varepsilon$$

où L_a = longueur (cm) à l'âge interprété a , L_∞ = longueur asymptotique prévue (cm), K = paramètre métabolique prévu, a_0 = âge apparent prévu au moment de l'éclosion, et $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$.

Les échantillons utilisés pour le modèle de von Bertalanffy ont été limités à ceux prélevés en mai et juin ($n = 8\,376$), correspondant à la taille au moment de la fraie, et au début de l'année biologique (tableau 3.2). Aucune distinction n'est faite entre les mâles et les femelles.

Les paramètres du modèle de von Bertalanffy ont été estimés avec OpenBugs en utilisant des distributions antérieures non informatives pour les paramètres ($L_\infty K a_0 \sigma$) à estimer (Lunn *et al.* 2013; annexe 2). Les distributions a posteriori des paramètres sont résumées au tableau 3.3 et une visualisation des données, des correspondances du modèle et des distributions de la longueur prévue selon l'âge est présentée à la figure 3.3.

3.2. ABONDANCE DES GÉNITEURS SELON L'ÂGE

L'échantillonnage des écailles et l'interprétation de l'âge ne sont pas disponibles pour toutes les années d'évaluation, et il n'y a pas suffisamment d'échantillons de poissons plus âgés et plus gros au cours d'une année pour estimer adéquatement leur abondance relative. On dispose de données sur la distribution des géniteurs selon la longueur provenant d'un échantillonnage dirigé réalisé par les Sciences du MPO à partir des prises accessoires dans la pêche commerciale du gaspareau et des prises dans des filets-trappes scientifiques posés pour l'évaluation du bar rayé dans la Miramichi Nord-Ouest (figure 3.4). Les distributions de la longueur selon l'âge prédites par le modèle de von Bertalanffy ont donc été utilisées pour dériver une clé âge-longueur qui a ensuite servi à estimer l'abondance annuelle selon l'âge des géniteurs (figure 3.5) d'après les distributions annuelles de longueur évaluées des géniteurs (figure 3.4) et l'abondance totale évaluée des géniteurs (voir l'annexe 2 pour plus de détails).

3.3. RELATION POIDS-LONGUEUR

Une relation poids-longueur a été calculée à l'aide de données spécifiques à la population de bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent. Les données les plus complètes ($N = 1\,839$) pour le poids entier (kg) et la longueur à la fourche (cm) proviennent d'échantillonnages effectués en mai et juin de 2013 à 2015, dans le cadre de l'étude sur l'alimentation du bar rayé de la rivière Miramichi (figure 3.6).

Aux fins de la modélisation de l'équilibre du stock et du recrutement, les coefficients de la relation pour les sexes ont été combinés (tableau 3.4).

3.4. RELATION FÉCONDITÉ-POIDS

Il n'y a pas de relation fécondité-poids propre au sud du golfe. Des données présentées par Douglas *et al.* (2003) indiquaient que la fécondité du bar de Shubénacadie variait de 53 000 à 1,4 million d'œufs pour des bars allant de 44,9 à 91,0 cm de longueur à la fourche. Goodyear

(1985) a présenté des données de fécondité-poids du bar rayé qui se traduisent par environ 83 000 œufs par kg (voir la figure 2 dans Douglas *et al.* 2006). Aux fins de la modélisation, une valeur de 83 000 œufs par kg a été utilisée (Douglas *et al.* 2006 utilisaient 83 177 œufs par kg). À partir de la longueur selon l'âge moyenne prévue du bar de la Miramichi et de la relation poids (kg)-longueur (cm), la fécondité d'un bar femelle âgé de 4 ans (poids moyen = 1,2 kg) serait de 100 000 œufs alors que la fécondité d'un bar de plus de 15 ans (poids moyen = 7,1 kg) serait légèrement inférieure à 600 000 œufs.

3.5. MATURITÉ SELON L'ÂGE, PROPORTION DE POISSONS ADULTES DANS LES FRAYÈRES

Douglas *et al.* (2006) ont examiné trois aspects de la maturation et de la fraie du bar rayé.

- Il n'existe pas de données permettant d'estimer directement l'âge ou la taille à 50 % de la maturité, car aucun échantillonnage représentatif des bars selon l'âge avec évaluation de la maturation n'est disponible. D'après des études réalisées ailleurs, on a supposé que le calendrier de maturation des bars mâles et femelles était différent, les mâles arrivant plus tôt à maturité que les femelles. Selon les échantillons disponibles d'âge selon le sexe en mai et juin, il existe des preuves de proportions plus élevées de mâles âgés de 2 à 4 ans et de proportions plus équilibrées des sexes à 6 ans et plus (tableau 3.5). On a présumé que les bars mâles arrivaient à maturité à l'âge de 3 ans et les bars femelles, à l'âge de 4 ans, et que tous les bars étaient adultes à l'âge de 6 ans (Douglas *et al.* 2006). Ceci est étayé par les observations d'une augmentation de l'abondance estimée des géniteurs d'âges 3 à 5 lors du suivi des cohortes.
- Tous les bars rayés matures ne sont pas considérés comme se trouvant dans les frayères de la Miramichi Nord-Ouest. Cette inférence découle de rapports de bars rayés de taille adulte, certains en état mature (mâles et femelles), dans d'autres estuaires du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse en mai et juin.
- Il y a également la possibilité de fraie irrégulière chez les bars rayés, en particulier chez les gros poissons. Rideout et Tomkiewicz (2011) examinent les preuves et les causes de fraie irrégulière chez les poissons, lorsque ces derniers ne produisent pas d'œufs jusqu'à l'année suivante, comme une réponse plastique potentielle de poissons individuels à de faibles niveaux d'énergie stockée ou à des conditions environnementales inappropriées. Secor (2008) ainsi que Gahagan *et al.* (2015) ont fait état d'une fraie ne se produisant pas chaque année chez le bar rayé. Shore *et al.* (2020), en utilisant le suivi de bars rayés étiquetés acoustiquement, ont observé des pourcentages de fraie irrégulière de 14 à 15 %, avec un pourcentage plus élevé pour les bars l'année de l'étiquetage. Les auteurs indiquaient que certains poissons pouvaient « sauter » une année de fraie en raison de contraintes énergétiques et de mouvements saisonniers, et ont associé l'augmentation du pourcentage de poissons n'ayant pas frayé l'année de l'étiquetage à un effet résiduel de l'étiquetage et de la manipulation. En 2017, neuf détections d'étiquettes acoustiques sur la ligne de réception acoustique de Port Hope (sud du Labrador) ont été attribuées au bar rayé (tableau 3.1). Parmi celles-ci, sept bars rayés avaient des antécédents d'hivernage ou de fraie dans la Miramichi. À noter, les trois étiquettes acoustiques de bar rayé détectées au Labrador qui ont ensuite été détectées dans la Miramichi (c'est-à-dire de retour du Labrador) à l'hiver 2017-2018 et 2018-2019, et la fraie qui a eu lieu dans la Miramichi en 2017, mais non en 2018, puis de nouveau en 2019, sont le signe d'une fraie irrégulière pour ces trois poissons.

Des informations sur la proportion de femelles selon l'âge dans les frayères sont disponibles à partir de l'échantillonnage dirigé dans le cadre d'une étude sur l'alimentation du bar rayé dans l'estuaire de la rivière Miramichi menée entre mai et juin de 2013 et 2015. La figure 3.7 montre la proportion de femelles par blocs de cm de longueur à la fourche. L'intervalle de confiance à 95 % de la longueur à la fourche selon l'âge prédite par le modèle de von Bertalanffy est superposé sur le tracé. Pour les bars de moins de 32 cm de longueur à la fourche, il existe une proportion variable, mais généralement égale de mâles et de femelles dans les échantillons; nous l'interprétons comme représentative des poissons immatures. Il y a une faible proportion de femelles chez les bars de 33 à 48 cm, ce qui correspond à peu près à l'âge 3, une proportion croissante de femelles dans la plage de taille des bars d'âge 4, et une proportion de femelles se stabilisant autour de 0,5 pour les plages de taille des bars de 5 ans et plus (figure 3.7).

Les hypothèses concernant les proportions d'adultes selon l'âge et les proportions de bars adultes dans les frayères donnent lieu à des estimations des proportions de recrues par âge, sexes combinés, se trouvant dans les frayères de la Miramichi. Si la proportion de recrues adultes présentes dans les frayères est la même pour les bars mâles et femelles à tous les âges, alors la proportion de femelles reproductrices selon l'âge dépend uniquement du rapport des calendriers de maturation (tableau 3.6).

3.6. MORTALITÉ

Nous avons supposé une mortalité selon l'âge similaire pour les bars mâles et femelles.

3.6.1. Estimation de la mortalité naturelle de 0 à 3 ans

Les estimations de la mortalité naturelle (M) à l'âge 0 et aux âges 1 à 3 ont été obtenues en utilisant la relation empirique publiée par Gislason *et al.* (2010), qui relie le taux de mortalité naturelle instantanée aux caractéristiques de croissance de von Bertalanffy de l'espèce. L'équation dérivée par Gislason *et al.* (2010) est :

$$\ln(M) = 0,55 - 1,61 * \ln(L) + 1,44 * \ln(L_{\infty}) + \ln(K)$$

où

M = taux de mortalité naturelle instantanée,

L = longueur du poisson (mm),

L_{∞} = longueur asymptotique prévue (mm) d'après la fonction de croissance de von Bertalanffy, et

K = paramètre métabolique de la fonction de croissance de von Bertalanffy.

Fondées sur les estimations ponctuelles de L_{∞} (907 mm) et de K (0,1685) selon l'ajustement de von Bertalanffy aux données du bar rayé (tableau 3.3), ainsi que sur la taille estimée selon l'âge des bars d'âge 0 à la fin de la saison de croissance et les tailles moyennes prévues chez les bars d'âge 1 à 3 en milieu d'année (moyenne de $L_{a,t}$ et $L_{a+1,t+1}$), les valeurs M dérivées du modèle pour ces groupes d'âge sont résumées dans le tableau 3.7.

Douglas *et al.* (2006) supposent un taux instantané (M) de 1,5 (survie = 0,22) pour les JA au premier hiver. La dérivation de M basée sur la relation empirique de Gislason *et al.* (2010) donne un M de 1,9. La mortalité des jeunes de l'année au premier hiver devrait être élevée pour cette population nordique. La répartition selon la taille des bars JA à l'automne, à la fin de leur première saison de croissance, est annuellement variable avec des longueurs à la fourche modales variant entre 9 et 15 cm (Bradford *et al.* 1997; Douglas *et al.* 2006; figure 3.8). Chaput et Robichaud (1995) ont rétrocalculé des longueurs à la fourche à l'âge 1 (après le premier

hiver) allant de 10 à 15 cm selon la classe annuelle. Comme les adultes, les juvéniles ne se nourrissent pas en hiver et aucun aliment n'a été trouvé dans les estomacs des bars juvéniles échantillonnés dans la pêche de l'éperlan en eau libre en novembre à basse température (R. Bradford, comm. pers.). La période de jeûne s'étend probablement de fin octobre à fin avril la plupart des années. Il existe peu de preuves empiriques indiquant que les petits bars rayés présentent une condition physique inférieure à celle des juvéniles de plus grande taille pendant le premier hiver. Quelques bars juvéniles ont été retrouvés gelés dans de la glace de surface à Miramichi (S. Douglas, comm. pers.). Des variations de la quantité d'habitat optimal en hiver ont été suggérées comme facteur possible contribuant aux variations du recrutement de la population de bars rayés de la rivière d'Hudson (Hurst et Conover 1998).

Douglas *et al.* (2006) avaient présumé une valeur M de 1,0 pour les bars d'âge 1, une valeur inférieure au taux de mortalité hivernal des JA (1,5) mais supérieure à la valeur présumée de 0,8 pour les bars d'âge 2. Les valeurs de M basées sur la relation empirique de Gislason *et al.* (2010) et la taille moyenne selon l'âge en mi-saison sont de 0,82 pour le bar d'âge 1 et de 0,45 pour le bar d'âge 2.

En partant de ces valeurs, le taux de survie cumulé prévu de l'âge 0 en été à l'âge 3 est de 0,039 ($\exp^{-(1,97+0,82+0,45)}$).

3.6.2. Mortalité des bars de 4 ans et plus

3.6.2.1. Analyse du déclin des cohortes

Les estimations de la mortalité totale (Z) selon l'âge ont été calculées comme l'évolution du log naturel de l'abondance évaluée selon l'âge des géniteurs par cohorte :

$$\log(N_{y,a}) = \beta + Z * \hat{Age}_a + \varepsilon ; \varepsilon \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$$

y étant la cohorte, a l'âge, Z la pente du log naturel de l'abondance évaluée selon l'âge par cohorte, et β l'intersection (log d'abondance du premier âge dans la régression).

Z a été calculé sur les âges 5 à 12 parce qu'on présume que les bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent ne sont pas entièrement matures avant l'âge de 5 ans pour les mâles et de 6 ans pour les femelles, et nous voulions un nombre suffisant de cohortes dans la série chronologique pour obtenir des estimations de Z. Des cohortes ont été retenues pour lesquelles il y avait un minimum de six abondances estimées disponibles sur la tranche d'âge de 5 à 12 ans.

Les estimations de Z et de l'abondance selon l'âge pour les cohortes de 1989 à 2009 sont présentées à la figure 3.9. Les valeurs absolues de Z vont de 0,16 pour la cohorte de 2005 à 0,58 pour la cohorte de 1989. La cohorte de 1993 est la première cohorte entièrement évaluée pour cette population. Pour les cohortes entièrement évaluées (cohortes de 1993 à 2007 couvrant toute la tranche d'âge de 5 à 12 ans), les valeurs absolues de Z allaient de 0,16 à 0,43 avec une valeur médiane de 0,33.

Les analyses de la courbe des captures de Douglas et Chaput (2011a) indiquaient que les valeurs de mortalité instantanée totale (Z) allaient de 0,08 à un sommet de 2,86 et correspondaient à des taux de mortalité annuels de 7 % à 94 %. D'une année à l'autre, les estimations négatives de Z étaient fréquentes à l'âge 3 et n'étaient pas inattendues étant donné les calendriers de maturité présumés des bars mâles et femelles de l'âge 3 à l'âge 5, entraînant un recrutement partiel pour la population reproductrice de bars âgés de 3 et 4 ans. En se fondant sur l'abondance moyenne aux âges 3 à 9 sur la période de 1997 à 2010, le taux de mortalité total des bars rayés adultes a été estimé à 0,47 (Z = 0,63; Douglas et Chaput 2011a), légèrement inférieur aux estimations de Z (0,8-0,9) et A (0,5-0,6) précédemment calculées pour les bars rayés du sud du golfe d'âge 3 à 7 (Douglas *et al.* 2006).

L'analyse du déclin des cohortes indique un taux de mortalité total variable, mais relativement élevé pour les bars rayés de 5 à 12 ans; pour les cohortes entièrement évaluées (cohortes de 1993 à 2007 couvrant toute la tranche d'âge de 5 à 12 ans), les valeurs absolues de Z allaient de 0,16 à 0,43, avec une valeur médiane de 0,33. Le taux élevé de mortalité dans le sud du golfe a été jugé conforme à la rareté relative des bars rayés de plus de 10 ans dans le sud du golfe (Douglas *et al.* 2006).

3.6.2.2. Mortalité déduite des données d'étiquetage

Les programmes d'étiquetage et de suivi acoustique des bars rayés réalisés de 2003 à 2004, 2008 à 2009 et 2013 à 2017 fournissent des données indépendantes pour estimer les taux de mortalité annuels (survie inversée) des bars rayés adultes vers la rivière Miramichi. Des bars rayés, d'une taille allant de 40,4 à 88,0 cm de longueur à la fourche (les données de taille n'étaient pas disponibles pour tous les poissons étiquetés toutes les années), ont été étiquetés avec des émetteurs acoustiques et libérés à partir de trois endroits : la région de Gaspé (côté québécois de la baie des Chaleurs; MFFP Québec), la rivière Miramichi, et un petit effort de Pictou (Nouvelle-Écosse; C.F. Buhariwalla, comm. pers). Les étiquettes acoustiques Vemco V13 et V16 ont été toutes deux utilisées, la majorité des poissons recevant des étiquettes V16. La durée prévue de la pile des étiquettes variait en fonction du type d'étiquette au fil des années, et les détections d'étiquettes incluses dans les estimations de survie tiennent compte de la durée prévue de la pile des étiquettes. Des récepteurs acoustiques ont été déployés tout au long de l'année dans la rivière Miramichi et l'estuaire (voir Douglas *et al.* 2009, pour plus de détails).

Dans cette analyse, seules des détections séquentielles de bars étiquetés au moyen de récepteurs acoustiques dans la rivière Miramichi sont utilisées. On présume que les poissons détectés dans la rivière Miramichi une année devraient y revenir l'année suivante. Généralement, les taux de survie sont donnés pour les années suivant celle de l'étiquetage et correspondant à la période d'eau libre, c'est-à-dire que les données de survie de l'année 2017 proviennent de poissons étiquetés en 2016, qui ont été détectés dans la Miramichi au cours de l'hiver 2016-2017 et à nouveau dans la Miramichi au cours de l'hiver 2017-2018. L'exception concerne les bars étiquetés en 2003, 2004, 2008 et 2009; ces poissons ont été étiquetés et libérés au printemps et les estimations de survie sont dérivées des détections en hiver et au printemps de l'année suivante, les survivants correspondent donc à l'année d'étiquetage et de relâche.

Des détails sur le nombre de bars étiquetés et de détections ultérieures selon l'emplacement, le type d'étiquette et le groupe de taille au moment de l'étiquetage sont présentés au tableau 3.8.

3.6.2.3. Estimation de la probabilité de survie

Sur toutes les étiquettes disponibles pour la détection, les probabilités de survie ont été estimées indépendamment par groupe d'étiquettes en supposant une distribution binomiale avec une distribution *a priori* bêta non informative pour la probabilité de survie :

$$N. \text{étiq}(j, t) | N. \text{étiq}(j, t - 1), \phi_{j,t}, p \sim \text{Binomial}(\phi_{j,t} * p, N. \text{étiq}(j, t - 1))$$

$$\phi_{j,t} \sim \text{Bêta}(a_{j,t}, b_{j,t}); \text{anté } a_{j,t} = b_{j,t} = 1$$

le paramètre $\phi_{j,t}$ étant la probabilité de survie du groupe d'étiquettes j sur la période $t-1$ à t et p la probabilité de détection de poissons marqués avec une étiquette acoustique dans la Miramichi. Le bar rayé revient et hiverne dans la partie supérieure de l'estuaire de la rivière Miramichi et la probabilité de détection de ces étiquettes acoustiques est considérée comme étant de 100 %; les détections totales d'étiquettes individuelles atteignaient généralement au moins 100 ou plus.

Ces estimations du taux de survie incluent à la fois la mortalité naturelle et la mortalité par pêche, car ces poissons auraient été vulnérables à la pêche légale et illégale au cours des années en question. Pour déterminer dans quelle mesure les taux de survie des dernières années peuvent dépendre de la taille et être affectés par l'introduction de la limite de la taille de rétention dans la pêche récréative, nous avons estimé et comparé les taux de survie par groupe de taille pour l'année immédiatement après l'étiquetage, lorsque la longueur du poisson devrait se rapprocher le plus de sa taille par rapport aux limites de taille pour la pêche. Nous avons également examiné les taux de survie au cours d'années consécutives des poissons de chaque groupe de taille, en nous attendant à ce que les poissons d'une taille inférieure à la limite de taille minimale atteigne celle-ci et que les poissons se situant dans les limites de taille lors de l'étiquetage dépassent la limite supérieure au fil du temps. D'après les prévisions de longueur à la fourche à mi-saison du modèle von Bertalanffy, la limite actuelle de taille de rétention de 47 à 61 cm de longueur à la fourche dans la pêche récréative entraîne les sélectivités partielles dans cette pêche de 0,12 à l'âge de 3 ans, avec un maximum de 0,76 à 0,79 pour les âges 4 et 5 ans, et de 0,1 ou moins pour les âges de 10 ans et plus (Figure 6.3). Le bar serait fortement sélectionné par la pêche pendant deux ans, mais devrait croître au-delà de la limite sur une période de 4 à 5 ans.

3.6.2.4. Estimations du taux de survie

Les distributions a posteriori des probabilités estimées de survie par groupe d'étiquetage (emplacement, année de libération, type d'étiquette) pour les tailles combinées sont présentées à la figure 3.10. À quelques exceptions près, les taux de survie annuels sont supérieurs à 0,6. Les probabilités de survie estimées (valeurs groupées) ont été les plus faibles entre 2003 et 2009 et plus élevées depuis 2014 (figure 3.10, panneau inférieur).

La mesure dans laquelle les taux de survie estimés à partir des bars étiquetés incluent la mortalité par pêche est prise en compte en examinant les taux de survie par groupe de taille et les variations séquentielles des taux de survie pour ces groupes (figures 3.11, 3.12). Quelques bars de longueur à la fourche inférieure à la limite minimale de rétention ont été étiquetés ces dernières années. Il semblerait que les taux de survie des bars étiquetés dans la limite de taille de rétention au moment de l'étiquetage étaient inférieurs à ceux des bars à l'extérieur de la limite de taille de rétention, malgré des exceptions notables telles que le bar étiqueté à Gaspé, pour lequel la survie estimée des bars dans la limite de taille était meilleure que pour les bars plus grands que la limite de taille pour l'année 2014 (figure 3.11).

Les estimations des taux de mortalité instantanée (Z) allaient de 0,41 (médiane) pendant la période 2003-2009 à 0,22 pour la période 2014-2018 (figure 3.10). Ces données ne permettent pas de séparer les taux de mortalité naturelle des taux de mortalité par pêche; toutefois, étant donné que les prélèvements par la pêche auraient en partie contribué aux mortalités estimées, le taux de mortalité naturelle instantanée des bars rayés de taille adulte (> 47 cm) devrait être inférieur à 0,2.

4. MODÈLES DE POPULATION

Des estimations des paramètres clés du cycle biologique et de la dynamique des populations sont nécessaires pour calculer le rendement maximal durable et d'autres points de référence. Un modèle de population structuré par âge tel que décrit par Walters et Martell (2004) et Walters *et al.* (2008) avec un stock sous-jacent et une relation de recrutement (Beverton-Holt, puissance) est utilisé pour modéliser la dynamique de population du bar rayé.

Les séries chronologiques de l'abondance évaluée des géniteurs dans la Miramichi et de l'abondance estimée selon l'âge pour la période 1996 à 2019 sont utilisées (annexe 3;

figure 3.2). La série de données commence en 1996 parce qu'avant cette année, il y avait une récolte active de bar rayé dans les frayères dans le cadre de la pêche au gaspareau, qui prélevait le poisson en parallèle du programme d'évaluation; les estimations de population évaluées pour 1994 et 1995 sont considérées comme des géniteurs potentiels plutôt que des géniteurs réels. La même situation pourrait s'appliquer depuis 2013, parallèlement à la réouverture des pêches ASR autochtones et des pêches récréatives. Toutefois, la récolte de bar rayé pendant la période d'évaluation (de mi-mai à mi-juin) pour ces années est considérée comme nettement inférieure à celle qui avait eu lieu avant 1996.

4.1. SPÉCIFICATIONS DU MODÈLE

4.1.1. Équations du modèle

Les équations de dynamique de population du cycle de vie tiennent compte des caractéristiques de cycle biologique historiques estimées ou supposées de la population de bar rayé du sud du golfe. Le début de l'année est la période de fraie, de la mi-mai à la mi-juin, qui correspond à la période d'évaluation. Le modèle suppose des caractéristiques de cycle biologique similaires pour les mâles et les femelles en ce qui concerne la longueur à la fourche selon l'âge, le poids selon l'âge et la mortalité selon l'âge.

Les équations du modèle général sont décrites ci-dessous. Ces équations sont modifiées en fonction du modèle à l'examen et les détails spécifiques au modèle sont énoncés.

Le recrutement (nombre) selon l'âge se calcule comme suit :

$$N, 0_y = \frac{\alpha * \text{Eufs}_y}{1 + \frac{\alpha * \text{Eufs}_y}{K}} \text{ (Beverton-Holt) ou}$$

$$N, 0_y = \gamma * \text{Eufs}_y^\beta \text{ (fonction puissance)}$$

où

$N, 0_y$ = abondance du recrutement (nombre) à l'âge 0 l'été de l'année y,

Eufs_y = total des œufs produits par année y

α = taux de mortalité indépendant de la densité de Beverton-Holt (0,1),

K = abondance asymptotique de Beverton-Holt à l'âge 0 en été,

γ = taux de survie (0,1) à l'origine de la fonction puissance stock et recrutement, et

β = le taux de survie compensatoire dépendant de la densité de la fonction puissance stock et recrutement (si $\beta = 1$, le recrutement est une proportion des œufs; si $\beta < 1$, le recrutement est une proportion décroissante d'œufs en augmentation; si $\beta > 1$, le recrutement est une proportion croissante d'œufs en augmentation).

$$N_{y+1,1} = N, 0_y * e^{-Z,0}$$

où

$N_{y+1,1}$ = abondance de recrutement en début d'année y à l'âge 1,

$N, 0_y$ tel que défini ci-dessus, et

$Z, 0$ = taux de mortalité hivernale instantanée à l'âge 0,

$$N_{y+1, a+1} = N_{y, a} * e^{-(Z_a)}$$
 pour a = 1 à 13

où

Z_a = taux de mortalité instantanée à l'âge a

L'âge 15 est le plus élevé et est un groupe plus. Les abondances du groupe plus sont calculées comme suit :

$$N_{y,a} = N_{y-1,a-1} * e^{-(Z_{a-1})} + N_{y-1,a} * e^{-(Z_a)} \text{ pour } a = 15+.$$

L'abondance des géniteurs (nombre) selon l'âge et le total des œufs sont calculés comme suit :

$$Gé_{y,a} = N_{y,a} * p.rec.gé_a$$

où

$Gé_{y,a}$ = abondance (nombre) de géniteurs d'âge a au début de l'année y,

$N_{y,a}$ = abondance de recrutement de poissons d'âge a au début de l'année y,

$p, rec, gé_a$ = proportion de recrutements adultes d'âge a présents dans les frayères.

$$Œufs_y = \sum_{a=3}^A Gé_{y,a} * p.fem_a * fec * u.pds_a$$

où

$Œufs_y$ = total des œufs pondus dans l'année y calculé comme la somme des œufs à l'âge a, a = 3 à A (groupe 15+)

$Gé_{y,a}$ = abondance (nombre) de géniteurs d'âge a pour l'année y,

p, fem_a = proportion de femelles parmi les géniteurs d'âge a,

fec = 83 000 œufs par kg de bars femelles

u, pds_a = poids moyen (kg) à l'âge a (figure 3.6; annexe 3).

4.2. RELATION FONCTIONNELLE ENTRE ŒUFS ET JA

Nous avons supposé qu'il existe une fonction compensatoire densité-dépendante entre les œufs pondus et la production de jeunes de l'année (JA) au cours du premier été (Goodyear 1985). Nous avons modélisé cette dynamique comme une fonction de Beverton-Holt (Hilborn et Walters 1992) ou comme une fonction puissance alternative.

La combinaison d'une forte fécondité et de l'itéroparité du bar rayé est révélatrice d'une espèce à forte mortalité aux stades précoces. On a observé une variabilité interannuelle élevée du bar rayé, largement déterminée au cours des stades ovoïde et larvaire et influencée par des facteurs environnementaux (voir les références dans Richards et Rago 1999; Uphoff 1989; Rutherford *et al.* 2003). Les taux quotidiens de mortalité instantanée ($M j^{-1}$) entre l'ovocyte et le stade larvaire de 8 mm varient entre 0,11 et 0,34, la survie globale après 20 jours variant entre 0,03 % et 11 % (Rutherford *et al.* 1997). Un stock de géniteurs accru ne garantit pas une augmentation de la production de juvéniles, mais les probabilités de produire une classe d'âge forte s'améliorent en présence d'abondances élevées de géniteurs.

Pour la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, le stade biologique auquel la limite de capacité de charge est définie serait au cours de l'étape juvénile précoce (âge 0, été), car l'habitat et la base alimentaire des larves et des juvéniles post-métamorphose sont limités à une zone de fraie et d'alevinage de la Miramichi Nord-Ouest subissant les effets de la marée (Robichaud *et al.* 1996, 1997; Douglas *et al.* 2009). Cowan *et al.* (1993) soutiennent que la force de la classe d'âge du bar rayé se détermine avant la métamorphose (stade larvaire) par une combinaison de facteurs, notamment les effets maternels (les femelles plus grandes pondent davantage d'œufs et des œufs plus gros, ce qui favorise la production de larves plus grandes à l'éclosion et une meilleure survie) et l'abondance et la qualité des proies.

Douglas *et al.* (2006) ont utilisé un taux de survie de l'œuf au JA de 0,1 % jusqu'à la fin de la saison de croissance pour cette population à la limite nord de la répartition de l'espèce. Bien qu'il n'y ait pas de mesure de l'abondance absolue du bar d'âge 0 à la fin du premier été, l'abondance asymptotique moyenne (K) était présumée être de l'ordre de quelques millions de poissons avec des dizaines de millions d'individus possibles pour les classes d'âge fortes (Douglas *et al.* 2006). Les estimations des prises accessoires à l'automne pour la pêche en eau libre dans la Miramichi étaient de plus d'un demi-million de poissons en une année où l'abondance des géniteurs était faible (Bradford *et al.* 1997).

4.3. DONNÉES

Les données (observations) pour l'ajustement du modèle sont fournies à l'annexe 3. Les observations comprennent les estimations évaluées de l'abondance totale des géniteurs et du nombre de géniteurs selon l'âge, calculées à partir de la répartition des tailles évaluée et d'une clé âge-longueur. Les données empiriques sur le poids selon l'âge et les hypothèses des calendriers de maturation selon l'âge pour les mâles et les femelles sont également présentées à l'annexe 3. Plus précisément, les observations pour l'ajustement du modèle sont les suivantes :

- Géniteurs totaux évalués (médiane) (nombre) de 1996 à 2019 (excluant 2012);
- Estimation de l'abondance selon l'âge des géniteurs de 1996 à 2019 (excluant 2012) basée sur :
 - La distribution des longueurs à la fourche des géniteurs par année de 1996 et 2019 (excluant 2012)
 - Les données d'âge et de longueur pour développer une clé âge-longueur basée sur le modèle de croissance de von Bertalanffy.

4.4. VRAISEMBLANCES

Les vraisemblances lognormales d'abondance (nombre de poissons) comprenaient :

- Abondance médiane des géniteurs entre 3 et 8 ans par année ($Gé, obs_{a,y}$) exprimée comme

$Gé, obs_{a,y+a} \sim \text{LogN}(\log, \mu, Gé_{a,y+a} \log, \sigma_a)$ pour $a = 3$ à 8 , $y = 1996$ à $2019-a$.

où $\log, \mu, Gé_{a,y+a}$ est l'abondance moyenne prévue (échelle du log naturel) des géniteurs d'âge a pour l'année $y+a$. La séquence $y+a$ est utilisée pour le lien de cohorte approprié; la cohorte de 1996 (frais de 1996) est observée pour la première fois à l'âge 3 en 1999, à l'âge 4 en 2000, etc. À 8 ans, les cohortes incluses dans le modèle vont de 1996 à 2011. Dans tous les cas, les données de 2012 sont manquantes (mais les données manquantes sont incluses dans la probabilité).

- Abondance totale médiane des géniteurs (âges 3 à 15+) par année ($Gé_{tot, obs_y}$) exprimée comme

$Gé_{tot, obs_{y+12}} \sim \text{LogN}(\log, \mu, Gé_{tot, y+12} \log, \sigma_{gé,tot})$ pour $y = 1996$ à 2008 .

où $\log, \mu, Gé_{tot, y+12}$ est l'abondance totale moyenne prévue (échelle du log naturel) des géniteurs, âges combinés, pour l'année $y+12$. Dans ce cas, la séquence $y+12$ correspond aux géniteurs prévus pour les années d'évaluation 2008 à 2019. Bien que les années d'évaluation 2008 ($1996+12$) à 2010 incluent des géniteurs âgés de 13 à 15 ans et plus des cohortes de 1993 à 1995 pour lesquelles il n'y a pas d'abondance de géniteurs à l'origine

(résultant donc de survivances séquentielles des abondances initiales de 3 ans de 1996 à 1998 et non liées à la fonction de stock et de recrutement), le pourcentage de ces groupes d'âge par rapport au total des géniteurs au cours de ces années est faible (< 1 %) et considéré comme ayant une conséquence minime sur la probabilité.

4.5. ANNÉE INITIALE 1996

Le recrutement estimé selon l'âge et les géniteurs selon l'âge pour la première année, 1996, proviennent directement des abondances évaluées et estimées des géniteurs selon l'âge en 1996.

Le recrutement selon l'âge a été estimé comme suit :

$$N_{1996,1} = \frac{Obs.gé_{1996,3}}{p.rec.gé_3} * e^{(Z_1 + Z_2)}$$

$$N_{1996,2} = \frac{Obs.gé_{1996,3}}{p.rec.gé_3} * e^{(Z_2)} \text{ et}$$

$$N_{1996,a} = \frac{Obs.gé_{1996,a}}{p.rec.gé_a} \text{ pour } a = 3 \text{ à } 15+.$$

Le total des géniteurs, le total des œufs et le recrutement à l'âge 0 sont définis ci-dessus.

Selon le modèle, Z_1 et Z_2 ci-dessus reçoivent des distributions antérieures informatives ou ne sont pas utilisés, car la transition du cycle de vie passe directement de l'âge 0 à l'âge 3 (modèle 5) ou des œufs à l'âge 3 (modèles 6, 7).

Pour les modèles 5, 6 et 7 décrits ci-dessous, l'abondance de recrutement prévue à l'âge 3 est dérivée des œufs ou du recrutement d'âge 0 dans l'année 3. Par conséquent, les valeurs initiales pour le recrutement des individus d'âge 3 pour 1997 et 1998 sont dérivées de l'abondance des géniteurs évalués à l'âge 3 pour ces années ajustée par la proportion du recrutement qui devient géniteur à l'âge 3 (comme c'était le cas pour l'âge 3 en 1996).

$$N_{y,3} = \frac{Obs.gé_{y,3}}{p.rec.gé_3} \text{ pour } y = 1997 \text{ et } 1998.$$

4.6. VARIANTES DE MODÈLE

Sept modèles de cycle biologique structurés selon l'âge avec des hypothèses et des paramètres différents à estimer ont été examinés. Certaines caractéristiques du cycle biologique (poids moyen selon l'âge, proportion de femelles selon l'âge des géniteurs, œufs par kg de géniteur) ont été établies à des valeurs fixes dans tous les modèles. Pour les autres paramètres du cycle biologique (paramètres de stock et de recrutement de Beverton-Holt, survie, proportion de recrues qui sont des géniteurs), des distributions *a priori* ont été utilisées (tableau 4.1). Les paramètres variant dans le temps n'ont pas été pris en compte dans les modèles.

Les modèles de prédiction de l'abondance selon l'âge et de l'abondance totale des géniteurs ont été adaptés aux estimations ponctuelles de l'abondance des géniteurs selon l'âge et à l'estimation du total des géniteurs à partir des évaluations réalisées dans la Miramichi de 1996 à 2019.

Les modèles ont été codés dans OpenBugs avec des distributions *a posteriori* dérivées de simulations de Monte Carlo par chaîne de Markov avec échantillonnage Gibbs (Lunn *et al.* 2013) (annexe 4).

4.6.1. Modèle 1

Le modèle initial supposait des informations préalables informatives pour la plupart des paramètres du cycle biologique, à l'exception des paramètres de la fonction stock et recrutement de Beverton-Holt et des paramètres de précision (tableau 4.1).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine);
- K, capacité de charge asymptotique de l'âge 0 pendant le premier été;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 0 (survie hivernale), 1 et 2 provenant de la relation Z-longueur de Gislason *et al.* (2010) (distributions *a priori* informatives);
- Z selon l'âge présumé similaire pour les âges 3 à 15+ à la valeur médiane (0,33) de l'analyse du déclin de la cohorte des géniteurs d'âge 5 et 12 ans estimés (distributions *a priori* informatives); et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés), d'après le calendrier de maturation présumé des mâles et des femelles (distributions *a priori* informatives).

4.6.2. Modèle 2

Dans le deuxième modèle, les taux de mortalité aux âges 3 à 8 ont été estimés de manière indépendante, mais avec des distributions *a priori* informatives ayant les mêmes taux sur plusieurs années; le taux de mortalité pour les âges 9 à 15 a été fixé au taux de mortalité à l'âge 8 (tableau 4.1).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine);
- K, capacité de charge asymptotique de l'âge 0 pendant le premier été;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 0 (survie hivernale), 1 et 2 provenant de la relation Z-longueur de Gislason *et al.* (2010) (distributions *a priori* informatives);
- Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8 (distributions *a priori* informatives); et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont géniteurs (sexes combinés), d'après le calendrier de maturation présumé des mâles et des femelles (distributions *a priori* informatives).

4.6.3. Modèle 3

Dans le troisième modèle, des distributions *a priori* indépendantes et faiblement informatives ont été attribuées aux taux de mortalité associés aux âges 3 à 8 (tableau 4.1).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine);
- K, capacité de charge asymptotique de l'âge 0 pendant le premier été;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;

- Distributions *a priori* peu informatives pour Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8;
- Z pour les âges 0 (survie hivernale), 1 et 2 provenant de la relation Z-longueur de Gislason *et al.* (2010) (distributions *a priori* informatives); et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés) pour les âges 3 à 6. Proportion pour les âges 7 à 15 égale à la proportion de l'âge 6.

4.6.4. Modèle 4

Dans le quatrième modèle, la proportion de recrues qui sont des géniteurs d'âge 3 à 6 et des survivants d'âge 0, 1 et 2 se fait attribuer des distributions *a priori* faiblement informatives pour l'estimation (tableau 4.1; annexe 4a).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine);
- K, capacité de charge asymptotique de l'âge 0 pendant le premier été;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8;
- Distributions *a priori* faiblement informatives pour Z pour les âges 0 (survie hivernale), 1 et 2 centrées sur la relation Z-longueur de Gislason *et al.* (2010); et
- Distributions *a priori* faiblement informatives pour la proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés) pour les âges 3 à 6. Proportion pour les âges 7 à 15 égale à la proportion de l'âge 6.

4.6.5. Modèle 5

Dans le cinquième modèle, la survie cumulée de l'âge 0 (été) à l'âge 3 a été estimée, excluant la nécessité de valeurs *a priori* pour la survie aux âges 0, 1 et 2 (tableau 4.1; annexe 4b).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine);
- K, capacité de charge asymptotique de l'âge 0 pendant le premier été;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8;
- Z cumulé pour les âges 0 (été) à 3; et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés) pour les âges 3 à 6. Proportion pour les âges 7 à 15 égale à la proportion de l'âge 6.

4.6.6. Modèle 6

Dans ce modèle, les paramètres de stock et de recrutement de Beverton-Holt ont été estimés pour les œufs jusqu'au recrutement à l'âge 3 (tableau 4.1; annexe 4c).

Les paramètres du modèle à estimer sont :

- α (taux de survie à l'origine) (survie cumulée des œufs jusqu'à l'âge 3);

- K, capacité de charge asymptotique à l'âge 3;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8; et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés) pour les âges 3 à 6. Proportion pour les âges 7 à 15 égale à la proportion de l'âge 6.

4.6.7. Modèle 7

Dans le modèle final, on a examiné une fonction puissance pour la relation géniteur-recrutement jusqu'à l'âge 3, qui définit une survie densité-dépendante, mais sans limite de capacité de charge. Compte tenu de la série temporelle relativement courte des données de stock et de recrutement et de la tendance unidirectionnelle d'abondance croissante observée, ce modèle a été utilisé pour examiner la solidité probante d'une relation compensatoire avec une asymptote pour la capacité de charge de recrutement mesurée à l'âge 3.

$$N_{y+3,3} = \gamma * \text{Eufs}_y^\beta$$

où

$N_{y+3,3}$ = abondance du recrutement (nombre) à l'âge 3 pour l'année y+3,

Eufs_y tel que défini ci-dessus;

γ = taux de mortalité indépendant de la densité (0,1), et

β = composante densité-dépendante, attendue à < 1 en cas de dépendance à la densité.

Les paramètres du modèle à estimer sont (tableau 4.1):

- γ la survie proportionnelle des œufs jusqu'à l'âge 3;
- β le paramètre compensatoire densité-dépendant pour l'âge 3;
- σ , pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs;
- Z pour les âges 3 à 8; Z pour les âges 9 à 15+ = Z à l'âge 8; et
- Proportion de recrues selon l'âge qui sont des géniteurs (sexes combinés) pour les âges 3 à 6. Proportion pour les âges 7 à 15 égale à la proportion de l'âge 6.

4.7. RÉSULTATS DES MODÈLES

Les diagnostics des modèles 4, 5 et 6 sont présentés en détail à l'annexe 5 et résumés au tableau 4.2.

La série chronologique d'abondance croissante de géniteurs pour la population de bar rayé entre 1996 et 2019 suit une trajectoire unidirectionnelle et les observations fournissent des informations limitées pour définir clairement la dynamique de la population. Néanmoins, plusieurs conclusions peuvent être tirées de ces analyses.

- Il existe suffisamment d'éléments probants que les taux de survie selon l'âge pour la série chronologique d'observations diffèrent des taux de survie estimés les plus faibles pour les 4 à 6 ans et des taux les plus élevés pour les plus de 8 ans.
- Les taux de survie estimés des bars rayés d'âge 7 et plus semblent avoir augmenté entre 1996 et 2019 (selon la tendance temporelle positive des résiduels), bien qu'un tel changement n'ait pas été intégré dans le modèle.

- La proportion de recrues selon l'âge qui deviennent des géniteurs augmente de l'âge 3 à l'âge 6, comme prévu.
- Il existe une corrélation négative entre le taux de survie estimé à l'origine des œufs et l'abondance estivale à l'âge 0 de la relation Beverton-Holt et le taux de survie indépendant de la densité pour les autres âges (âges 0 et 3 dans les modèles 3 et 4, et 0 à 3 dans le modèle 5). Cette substitution possible dans les estimations des paramètres se produit en raison de l'absence d'observations permettant de partitionner la survie pour les groupes d'âge intermédiaires (âges 0, 1 et 2).
- Il n'y a pas suffisamment de données probantes pour conclure ou rejeter sans équivoque l'hypothèse d'un stock compensatoire densité-dépendant et d'une relation de recrutement pour cette population. Il y a peu de différence dans l'adéquation aux observations du modèle de fonction puissance par rapport aux modèles avec les fonctions stock-recrutement présumées de Beverton-Holt. La fonction puissance des œufs jusqu'au recrutement à l'âge 3 fournit la valeur d'écart la plus faible de tous les modèles, mais avec un paramètre densité-dépendant qui englobe l'unité, d'où une relation proportionnelle.

A priori, une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt densité-dépendante est présumée et les modèles avec cette fonction stock-recrutement ont été examinés plus en détail.

4.7.1. Résultats du modèle SR de Beverton-Holt

Il n'y a pas de différence d'ajustement par rapport aux observations du modèle avec une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt entre les œufs et l'abondance à l'âge 0 en été (suivi par la survie indépendante de la densité jusqu'à l'âge 3; modèles 4 et 5) et le modèle qui applique la fonction de stock et recrutement des œufs directement jusqu'à l'âge 3 (modèle 6; tableau 4.2; annexe 5).

En ce qui concerne les modèles qui estiment la survie à l'origine et la capacité de charge à l'âge 0, on relève les éléments suivants.

- Le premier modèle (modèle 4) qui intégrait un stock des œufs jusqu'à l'âge 0 et une fonction de recrutement prenait en considération des valeurs *a priori* faiblement informatives sur les taux de survie hivernale à l'âge 0 et les taux de survie aux âges 1 et 2 pour estimer l'abondance à l'âge 3, le premier âge de géniteurs avec des observations.
- Le modèle alternatif (modèle 5) estimait directement un taux de survie cumulé de l'âge 0 à l'âge 3.
- Il existe une forte corrélation négative dans les estimations de survie à l'origine des œufs jusqu'à l'âge 0 et dans les estimations de survie à l'âge 0 et à l'âge 3 dans le modèle 4 et dans les estimations de survie de l'âge 0 à l'âge 3 dans le modèle 5 (annexe 5).
- La survie estimée à l'origine (œufs jusqu'à l'âge 0) dans le modèle 4 est environ trois fois supérieure à l'estimation dans le modèle 5 (tableau 4.3). La survie cumulée des âges 0 à 3 dans le modèle 4 (fondée sur des distributions antérieures pour les taux de survie hivernale à l'âge 0 et les survies aux âges 2 et 3) est beaucoup plus faible (par un facteur de 4) que dans le modèle 5 qui estime directement une survie cumulée de l'âge 0 à l'âge 3.
- La survie cumulée des œufs jusqu'à l'âge 3 à l'origine, en l'absence de survie compensatoire densité-dépendante, est assez faible : 3 à 4 poissons pour 100 000 œufs. L'échelle de survie des œufs jusqu'à l'âge 3 dans le modèle 5 (médiane = 3,65 E-5) est similaire à celle du modèle 4 (médiane = 3,34 E-5) et comporte de grandes incertitudes; par

conséquent, il n'y a pas de différence entre les modèles dans les taux de survie indépendants de la densité estimés des œufs jusqu'à l'âge 3 ($p = 0,26$; tableau 4.3).

- Le taux de reproduction sur la durée de vie, exprimé comme la production cumulée de recrues d'âge 3 en l'absence de survie compensatoire densité-dépendante sur la durée de vie d'un géniteur (sexes combinés), est d'environ 5,0 à 5,5 recrues à l'âge 3, et similaire pour ces deux modèles (tableau 4.3).
- L'estimation de K à l'âge 0 est plus élevée pour le modèle 4 que pour le modèle 5 ($p = 0,06$), mais l'abondance asymptotique à l'âge 3 estimée en corrigeant K à l'âge 0 par la survie cumulée entre les âges 0 et 3 entraîne une valeur d'abondance asymptotique significativement plus élevée à l'âge 3 pour le modèle 5 par rapport au modèle 4 ($p < 0,001$; tableau 4.3).
- La valeur de K de Beverton-Holt à l'âge 0 et transposé à l'âge 3 ne peut pas être obtenu avec les valeurs des paramètres du cycle biologique présumées et estimées de ces modèles, comme le montrent les valeurs asymptotiques d'équilibre inférieures aux valeurs asymptotiques théoriques du modèle de Beverton-Holt. La modélisation de l'équilibre à l'aide des caractéristiques présumées du cycle biologique (poids selon l'âge, calendrier de maturation, fécondité) et des paramètres estimés de dynamique de la population (survie, proportion de recrues devenant des géniteurs, paramètres de stock et recrutement de Beverton-Holt) produit des valeurs d'abondance asymptotique à l'âge 0 correspondant à 81 % du K de Beverton-Holt dans les modèles 4 et 5, respectivement (tableau 4.3).

Le modèle 6 a estimé les paramètres de stock et recrutement de Beverton-Holt directement à partir des œufs jusqu'à l'âge 3.

- L'estimation médiane de la survie des œufs jusqu'à l'âge 3 à partir de ce modèle (médiane = $4,09 \text{ E-}5$) est bien inférieure à la survie indépendante de la densité à l'origine (œufs jusqu'à l'âge 0) des modèles 4 et 5.
- La survie des œufs jusqu'à l'âge 3 pour le modèle 6 est supérieure à la survie transposée à l'échelle des œufs jusqu'à l'âge 3 des modèles 4 et 5, mais avec de grandes incertitudes qui se chevauchent parmi les modèles, ce qui n'entraîne aucune différence significative des taux de survie à l'échelle des modèles ($p = 0,20, 0,42$, respectivement; tableau 4.3).
- Le taux de reproduction à vie est similaire pour les trois modèles examinés (tableau 4.3).
- La capacité de charge estimée à l'âge 3 du modèle 6 est environ neuf fois et quatre fois supérieure à la capacité de charge calculée à l'échelle jusqu'à l'âge 3 pour les modèles 4 et 5, respectivement, et malgré d'importantes incertitudes, les distributions ne se chevauchent pas entre les modèles ($p < 0,001, 0,01$, respectivement; tableau 4.3).
- La modélisation de l'équilibre de l'abondance asymptotique à l'âge 3 pour le modèle 6 donne une valeur de 2,9 millions de recrues et 815 000 géniteurs à l'âge 3, soit 78 % de la valeur de la capacité de charge dérivée de Beverton-Holt pour le recrutement à l'âge 3.

4.7.2. Choix du modèle

Le choix du modèle a des conséquences sur l'interprétation de l'abondance et des tendances de la population, ainsi que sur le calcul de points de référence.

- Une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt densité-dépendante avec une dépendance à la densité survenant entre les œufs et l'abondance estivale de l'âge 0 est présumée *a priori*, et ces modèles sont donc conservés (modèles 4 et 5). Le modèle 6 (fonction stock-recrutement de Beverton-Holt avec dépendance à la densité survenant entre

les œufs et l'âge 3) n'est pas retenu; dans son profil de recrutement, le modèle 6 se rapproche beaucoup d'une relation proportionnelle.

- Peu d'informations soutiennent la sélection préférentielle du modèle 4 par rapport au modèle 5. Les diagnostics d'ajustement du modèle semblent indiquer une légère amélioration de l'abondance totale des géniteurs observée par rapport à celle prévue pour le modèle 5, mais la différence est très faible (figures 4.1, 4.2; annexe 5). Les valeurs de la somme des carrés des écarts des deux modèles sont essentiellement identiques (tableau 4.2). Il y a moins d'exigences en ce qui concerne les valeurs *a priori* (moins de paramètres) pour le modèle 5 par rapport au modèle 4, car seule la survie cumulée de l'âge 0 à l'âge 3 est estimée, mais autrement, les estimations de la survie de l'âge 3 à l'âge 8 et la proportion de recrues qui sont des géniteurs sont similaires entre les modèles (figure 4.3).
- Les estimations des paramètres du modèle 4 indiquent que la population a un taux de survie plus élevé à l'origine et une capacité de charge supérieure jusqu'à l'âge 0, mais la capacité de charge à l'âge 3 est moindre pour le modèle 4 par rapport au modèle 5 en raison de la survie cumulée plus faible entre l'âge 0 et l'âge 3 déduite du modèle 4 (figure 4.4).
- La capacité de charge plus faible à l'âge 3 et le taux de survie plus élevé à l'origine du modèle 4 entraîneront à leur tour des valeurs de référence moindres pour le rendement maximal durable et d'autres points de référence par rapport au modèle 5.
- Les estimations du rendement maximal durable et les valeurs de référence possibles sont présentées pour les modèles 4 et 5.
- L'annexe 5 contient des diagnostics et résumés plus détaillés pour les modèles 4, 5 et 6.

5. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LE BAR RAYÉ

5.1. OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT ISSUS DE L'ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT

À la suite de la première évaluation du COSEPAC (2004) ayant mené à la désignation de l'UD du bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent comme étant menacée, une évaluation du potentiel de rétablissement a été effectuée, comprenant des propositions d'objectifs de rétablissement de l'abondance (MPO 2006; Douglas *et al.* 2006). La mortalité, la fécondité et les dynamiques de stock et de recrutement ont été modélisées à l'aide d'informations générales sur le cycle biologique de l'espèce et de valeurs observées ou présumées spécifiques au bar rayé du sud du golfe. Le choix des valeurs des paramètres du modèle a été étayé par des observations sur les caractéristiques de la population et l'équilibre des abondances au stade de vie. Les caractéristiques de la population du sud du golfe examinées comprenaient :

- une valeur *a priori* pour l'abondance attendue de bars adultes et géniteurs,
- la structure par âge relative des géniteurs, et
- la répartition des géniteurs selon le sexe.

5.1.1. Attentes antérieures du bar rayé en situation d'exploitation

Une estimation de l'abondance maximale historique a été énoncée comme attente raisonnable d'une population rétablie. Le débarquement annuel maximal enregistré de la pêche du bar rayé du sud du golfe depuis 1917 était de 61,4 t (en 1917). Le débarquement commercial maximal de 1968 à 1996 était de 47,1 t. En utilisant le débarquement historique maximal de 61,4 t, un

poids présumé de 1,9 kg pour la population de bar rayé exploitée et un taux d'exploitation présumé (sans information) de 50 %, l'abondance du bar rayé de taille adulte (âge 3 et plus) dans le sud du golfe a été considérée comme se situant entre 65 000 et 200 000 poissons (Douglas *et al.* 2006).

Un modèle déterministe d'équilibre du cycle biologique a été exécuté sur une fourchette d'oviposition pour en dériver quatre niveaux de référence de stock de géniteurs : les géniteurs à l'équilibre en l'absence de pêche (Seq), le stock de géniteurs qui produisait le gain maximum (Sopt), et les stocks de géniteurs à un taux de pêche qui entraînait 50 % et 30 % de géniteurs par recrue (50 % GPR, 30 % GPR). Les paramètres du taux de mortalité et du cycle biologique ont été présumés comme suit :

- Relation stock-recrutement de Beverton-Holt avec $\alpha = 0,001$ et K exprimés en abondance à l'âge 0 à la fin de l'été = 1,5 million de poissons;
- $M = 1,5$ pour les six mois d'hivernage chez les JA;
- $M = 1$ pour les bars d'âge 1;
- $M = 0,6$ pour les bars d'âge 2 et plus;
- Calendrier de maturation des mâles et des femelles (ou proportion de bars selon l'âge dans les frayères); et
- Fécondité basée sur le poids moyen selon l'âge.

Sopt (géniteurs produisant des captures au rendement maximal durable) a été proposé comme limite de rétablissement pour le bar rayé et les géniteurs du sud du golfe à 50 % de GPR comme objectif de récupération pour des pêches dirigées. Les paramètres de la fonction compensatoire de Beverton-Holt n'étant pas connus, des simulations à des moyennes inférieures et supérieures de production de JA (1, 1,5, 2 millions; K) et à la survie indépendante de la densité inférieure et supérieure (0,0005, 0,001, 0,002; α) ont été effectuées. À partir de l'attente *a priori* d'une abondance entre 65 000 et 200 000 bars adultes, la capacité de production annuelle de 1,5 million de JA et le taux de survie indépendant de la densité de 0,1 % ont été retenus comme valeurs appropriées pour déterminer les niveaux de référence. La valeur Seq (géniteurs au niveau de remplacement en termes de production d'œufs à vie) a été estimée à 63 000 poissons. La proportion de femelles chez les géniteurs était de 0,34.

La valeur Sopt a été calculée à 21 600 géniteurs et la valeur GPR de 50 % était de 31 200 géniteurs. Ces valeurs ont été proposées comme limite de rétablissement et comme objectif de rétablissement, respectivement, cette dernière étant la valeur qui permet d'envisager une quelconque pêche dirigée. Des règles de conformité ont également été proposées pour évaluer si la population a été rétablie : soit atteinte de la limite de rétablissement dans cinq de six années consécutives, et cette étape franchie, atteinte de l'objectif de rétablissement dans trois de six années consécutives. Il a également été indiqué que l'évaluation de l'abondance des géniteurs par rapport aux objectifs de rétablissement serait fondée sur le 5^e centile de l'abondance annuelle, conformément à la prémisse selon laquelle il devrait y avoir une faible probabilité que l'indicateur d'abondance soit inférieur à la limite de rétablissement (Douglas *et al.* 2006). L'attente d'une abondance raisonnable, c'est-à-dire 100 000 bars rayés adultes, et les objectifs de rétablissement ont été dépassés après 2010.

5.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LA PÊCHE

Le bar rayé est un poisson de grande valeur pour les pêches Indigènes d'ASR, récréatives et auparavant commerciales, et on a supposé que les points de référence d'intérêt pour la Gestion des pêches du MPO serviraient à gérer la pêche de récolte. Un grand nombre de points de

référence ont été proposés et traités dans la littérature scientifique (Goodyear 1993; Mace 1994; Myers *et al.* 1994; Gabriel et Mace 1999). Nous nous sommes concentrés sur un nombre limité de points de référence possibles qui pourraient être dérivés de la modélisation d'équilibre du rendement maximal durable, de reproducteurs potentiels par recrue (RPR) et de valeurs de référence fondées sur des observations historiques.

5.2.1. Méthodes

Étant donné le caractère itéropare du bar rayé, les concepts de rendement maximal durable (RMD) et les mesures connexes, dont B_{RMD} (biomasse au RMD), C_{RMD} (captures au RMD) et F_{RMD} (taux de pêche au RMD), sont pertinents. Avec une capacité de charge en unités de stades juvéniles, la B_{RMD} est calculée à l'aide des caractéristiques de cycle biologique présumées qui comprennent une relation stock-recrutement, la mortalité naturelle selon l'âge, le recrutement partiel pour la pêche selon l'âge, le poids selon l'âge, la proportion de génitrices selon l'âge et la fécondité. Des paramètres importants de dynamique de la population, en particulier les paramètres de stock et de recrutement, ont été obtenus à partir de l'ajustement du modèle aux observations. Les points de référence du RMD sont issus d'un modèle d'équilibre qui intègre les distributions de probabilités conjointes de ces paramètres du modèle de cycle biologique.

Les points de référence correspondant aux concepts de reproducteurs potentiels par recrue (RPR) ont également été pris en compte. Le RPR est présenté comme une proportion du potentiel de reproducteurs qui reste dans une population pêchée par rapport à une population non pêchée (Goodyear 1993). Il n'y a pas de fonction géniteurs par rapport au recrutement dans les calculs du RPR. Les valeurs de référence de RPR traitées dans la littérature sont les suivantes : 30 % RPR (taux de pêche qui réduit la production de reproducteurs à 30 % de la condition non pêchée) comme taux de pêche maximum (Mace et Sissenswine 1993; CIEM 1997) et 50 % RPR (taux de pêche qui réduit le potentiel de reproducteurs à 50 % de la condition non pêchée) comme taux de pêche cible, présenté comme F_{pa} dans CIEM (2001). Ces points de référence de taux de pêche peuvent être convertis en points de référence de l'abondance en utilisant une fonction stock-recrutement. La modélisation de l'équilibre est employée pour calculer l'abondance d'équilibre à des taux de pêche correspondant à 30 % RPR et 50 % RPR. Les points de référence de RPR sont obtenus en utilisant les distributions de probabilité conjointes des paramètres du modèle de cycle biologique pour les géniteurs de 3 à 15 ans et plus.

Les points de référence RMD et RPR sont spécifiques au contexte. Les valeurs des points de référence obtenues dépendent non seulement des estimations des paramètres de la dynamique de la population (survie, proportion recrues-géniteurs), mais aussi des scénarios de gestion de la pêche, en particulier ceux qui ont des limites de taille pour les rétentions de récolte. Les limites de taille, combinées aux distributions de taille selon l'âge, définissent le recrutement partiel selon l'âge de la pêche et donc la proportion des pertes annuelles totales selon l'âge attribuées à la pêche.

Nous avons également envisagé une approche de type feux de circulation qui repose exclusivement sur des observations antérieures sans modèle comme option simple et naïve en vue de définir des zones potentielles au statut d'approche de précaution. L'approche des feux de circulation a été proposée pour l'intégration de plusieurs indicateurs et pour simplifier la communication d'informations à l'appui des décisions de gestion (Caddy 2002).

Les points de référence de l'abondance RMD et RPR sont calculés en termes d'œufs et convertis en nombre de géniteurs dans la frayère de la Miramichi du Nord-Ouest, car c'est la composante qui est surveillée et évaluée (MPO 2020).

5.2.2. Point de référence supérieur du stock (PRS)

Les points de référence supérieurs du stock examinés sont les suivants :

- abondance de géniteurs à 80 % B_{RMD} ;
- abondance de géniteurs à l'équilibre lorsque le stock est pêché à un taux F correspondant à 50 %RPR; et
- zone de feu vert caractérisant un état d'abondance élevée.

5.2.3. Point de référence limite (PRL)

Le MPO (2009) fournit des orientations pour les PRLs possibles. Les PRLs examinés comprennent les suivants :

- la plus faible abondance de géniteurs qui a entraîné le rétablissement du stock (Brétablissement);
- l'abondance de géniteurs à l'équilibre correspondant à 40 % de B_{RMD} ;
- l'abondance de géniteurs à l'équilibre lorsque le stock est pêché à un taux F correspondant à 30 % RPR; et
- la limite de référence de feu de circulation qui définit une zone de faible abondance selon l'historique des valeurs évaluées.

En outre, les PRLs fondés sur l'abondance des géniteurs (ou des œufs) qui se traduisent par 50 % de K (capacité de charge) ou 50 % de l'abondance asymptotique d'équilibre sont également examinés :

- abondance (nombre) de géniteurs ou d'œufs qui représentent 50 % de chance d'atteindre 0,5 K (à l'âge 3); et
- abondance (nombre) de géniteurs ou d'œufs qui représentent 50 % de chance d'atteindre 0,5 de l'abondance asymptotique d'équilibre (à l'âge 3).

Les effets dépendant de la densité sont présumés se produire au stade précoce de la vie, c'est-à-dire de l'œuf jusqu'au début du recrutement estival. La mortalité à tous les autres stades de vie était présumée être indépendante de la densité, c'est pourquoi K peut être défini pour tout stade de vie d'intérêt qui est mesuré en premier. K est présenté comme l'abondance de géniteurs à l'âge 3, le premier âge de maturité qui est évalué dans les frayères.

Précédemment, Douglas *et al.* (2006) ont résumé les informations relatives à un indice d'abondance de juvéniles de l'année provenant de la surveillance des captures dans la pêche en eau libre de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) à l'automne de 1991 à 1998 et d'un indice de senne de plage d'été de 2001 à 2005. Le taux de capture annuel moyen (CPUE) de bars juvéniles de l'année dans la pêche de l'éperlan en eau libre avait une corrélation positive ($R = 0,66$) aux estimations de géniteurs femelles dérivées de l'étiquetage et de la recapture, et moindre pour l'abondance totale des géniteurs. Lorsque l'abondance des géniteurs femelles était égale ou supérieure à 5 000 poissons, il y avait un indice de juvéniles de l'année élevé dans la pêche de l'éperlan d'automne, ce qui étayait la prémisse selon laquelle l'abondance des géniteurs est une composante importante du recrutement au stade de juvéniles de l'année d'automne du bar rayé (Bradford et Chaput 1997; Douglas *et al.* 2006).

Des relevés à la senne de plage sur cinq à six sites indicateurs de la Miramichi ont été réalisés de 2001 à 2005. Les analyses des captures par unité d'effort ont été limitées à la période d'échantillonnage de juillet parce que :

-
- les juvéniles de l'année sont facilement capturés dans les habitats côtiers de la Miramichi à cette période,
 - la plupart des juvéniles de l'année n'ont pas encore étendu leur répartition en dehors du système de la Miramichi, et
 - les prises annuelles de juvéniles de l'année dans la Miramichi ont considérablement diminué en août.

Les estimations moyennes de CPUE étaient très variables selon les années, allant d'un niveau élevé de 139 juvéniles de l'année par passage à un niveau faible de 4 juvéniles de l'année par passage respectivement en 2003 et 2004. Douglas *et al.* (2006) ont indiqué que plusieurs années supplémentaires de données de senne de plage seraient nécessaires pour déterminer la corrélation entre les juvéniles de l'année et les géniteurs. Les données limitées de la Miramichi indiquent que les facteurs environnementaux pourraient jouer un rôle important dans le succès d'une classe d'âge, comme l'indiquent plusieurs études américaines qui ont démontré que le recrutement est en grande partie déterminé dans les premiers jours suivant la fraie en raison de conditions environnementales variables affectant la survie (Richards et Rago 1999).

5.2.4. Point de référence du taux d'exploitation

Les points de référence du taux d'exploitation examinés sont les suivants :

- F_{RMD} provenant de la modélisation de l'équilibre;
- F correspondant à 30 %RPR comme taux de pêche maximum; et
- F correspondant à 50 %RPR comme taux de pêche cible.

6. ÉTABLISSEMENT DES POINTS DE RÉFÉRENCE POSSIBLES

6.1. APPROCHE DE TYPE « FEUX DE CIRCULATION »

L'approche de type « feux de circulation » permet d'attribuer des estimations approximatives de l'abondance annuelle de bar rayé à trois zones d'état, ou couleurs de feux de circulation. Au début des années 2000, un travail considérable a été entrepris par le MPO pour examiner le type d'indicateurs qui pourraient être utilisés et la manière d'intégrer plusieurs indicateurs, ainsi que pour établir les seuils définissant les zones (Halliday 2001; Halliday et Mohn 2001). Halliday et Mohn (2001) discutent d'un certain nombre d'éléments relatifs à l'établissement des limites, notamment l'échelle de l'indicateur (échelle naturelle par rapport à échelle logarithmique) et la manière dont les observations prises en compte peuvent modifier les seuils limites.

La série chronologique de 24 années d'estimations de l'abondance des reproducteurs pour la période allant de 1994 à 2019 se caractérise par une augmentation approximativement monotone de l'abondance. Nous voulions regrouper les séries chronologiques d'abondance des reproducteurs en trois catégories d'état à peu près équivalentes à la zone critique, la zone de prudence et la zone saine de l'AP.

6.1.1. Méthodes

Les catégories, définies comme étant les centroïdes pour trois groupes d'observations, ont été estimées à l'aide de la fonction d'optimisation à « k-moyennes » dans R. Cette fonctionnalité R utilise une fonction objective qui minimise la somme des carrés des points individuels aux centres des groupes désignés.

Nous avons examiné comment la définition des groupes dépendait de trois facteurs :

-
- l'échelle des observations, c'est-à-dire l'échelle naturelle par rapport à l'échelle logarithmique;
 - l'effet de l'exclusion de l'observation exceptionnelle de 2017 sur les estimations des groupes; et
 - la variabilité de l'attribution de l'état en fonction des séries chronologiques d'observations prises en compte. L'évolution des groupes centroïdes estimés et l'attribution des observations annuelles aux zones d'état sont examinées à partir de la série chronologique allant de 1994 à 2008, en ajoutant séquentiellement une année à la série de données allant jusqu'à 2019 (à l'exclusion de 2012, année pour laquelle les données sont inexistantes).

Des valeurs approximatives équivalentes aux limites entre la zone critique et la zone de prudence (PRL) et entre la zone de prudence et la zone saine (PRS) ont été calculées comme les moyennes respectives des centroïdes inférieurs et moyens et des centroïdes moyens et supérieurs.

6.1.2. Résultats

L'utilisation de la transformation logarithmique – plutôt que de l'échelle naturelle – pour les observations réalisées avant l'optimisation des trois groupes centroïdes a un effet important sur l'attribution de l'état et le calcul des valeurs de référence approximatives (figure 6.1). En utilisant la série chronologique complète des valeurs d'évaluation (médianes) allant de 1994 à 2019 (à l'exception de 2012), l'interprétation de l'état est la suivante (figure 6.1, rangée supérieure) :

- Selon l'échelle logarithmique, l'abondance se trouvait dans la zone critique entre 1996 et 2000, dans la zone saine depuis 2011 et dans la zone de prudence pour toutes les autres années.
- D'après les valeurs non transformées, l'abondance se trouvait dans la zone critique entre 1994 et 2010, de même qu'en 2012, et ne se trouvait dans la zone saine qu'en 2017.
- Par la suite, le PRL approximatif fondé sur les données log-transformées aurait été de 13 000 reproducteurs, contre 162 000 reproducteurs pour celui fondé sur les données non transformées.
- Les valeurs approximatives de la référence supérieure du stock sont elles aussi différentes : 105 000 reproducteurs en se fondant sur les valeurs log-transformées, contre plus de 600 000 reproducteurs en se fondant sur les valeurs non transformées.

Il y a un effet important sur l'interprétation des zones d'état pour chaque année, avec des ajouts progressifs à la série chronologique d'observations (figure 6.1, lignes centrales) :

- Il existe une interprétation similaire de l'état, basée sur les données log-transformées et les données non transformées, lorsque les catégories d'état sont définies en se fondant sur la courte série chronologique initiale d'observations allant de 1996 à 2009. Dans les deux cas, on a désigné la population comme faisant partie de la zone critique entre 1996 et 2000, et comme faisant partie de la zone saine en 1994, 1995, puis entre 2007 et 2009.
- C'est lorsque les observations sont effectuées à l'échelle naturelle que l'ajout séquentiel d'une année aux analyses a le plus grand effet sur l'interprétation de l'état. L'état pour les années d'évaluation 1994, 1995, et 2007 à 2009, passe de la zone saine à la zone

de prudence, puis à la zone critique lorsque les observations pour les années d'évaluation 2011 et 2013 à 2015 sont incluses dans l'estimation des groupes.

- L'interprétation de l'état est toutefois beaucoup plus stable lorsque les observations sont log-transformées avant l'attribution aux groupes. Tout au plus, depuis quelques années, l'état passe de la zone saine à la zone de prudence.
- Dans presque tous les cas, l'état passe de la zone saine à la zone de prudence, ou de la zone de prudence à la zone critique. Il ne va jamais systématiquement dans la direction opposée. C'est ce à quoi on pouvait s'attendre compte tenu de l'augmentation presque monotone de l'abondance évaluée de cette population entre 1996 et 2019.
- Les valeurs approximatives du PRL basées sur les données log-transformées se trouvent dans la même fourchette en se fondant sur les 15 premières années de données (10 000 poissons) qu'en se fondant sur la série chronologique complète (13 000 poissons). Ce n'est pas le cas lorsqu'on utilise les données non transformées; une valeur approximative du PRL de 13 000 poissons est calculée pour la série chronologique des 15 premières, tandis que la valeur approximative du PRL fondée sur la série chronologique complète est supérieure de plus d'un ordre de grandeur, à 162 000 poissons.
- Les valeurs approximatives de la référence supérieure du stock sont également différentes, selon que les observations aient été transformées ou non. D'après la série chronologique des 15 premières années, les valeurs approximatives de la référence supérieure du stock sont approximativement similaires entre les traitements de données (respectivement 36 000 pour les données log-transformées, contre 43 000 pour les données non transformées). En utilisant la série chronologique complète, les valeurs approximatives de la référence supérieure du stock augmentent à 105 000 pour les données log-transformées, et à plus de 600 000 pour les données non transformées.

L'abondance médiane évaluée des reproducteurs, qui atteint 990 000 poissons, est une observation exceptionnelle dans les séries chronologiques d'évaluation relativement courtes. L'exclusion de l'observation de 2017 a des conséquences intéressantes sur l'évaluation de l'état et sur l'établissement des valeurs de référence approximatives (figure 6.2) :

- Les zones d'état et l'interprétation de l'état pour la série chronologique initiale ne sont pas affectées par l'exclusion de l'observation pour l'année d'évaluation 2017, car les groupes sont définis d'après les données de 1994 à 2009.
- Pour la série chronologique s'étendant de 1994 à 2019, l'interprétation de l'état et le calcul des valeurs de référence approximatives fondées sur les données log-transformées sont essentiellement similaires, que l'année 2017 soit incluse ou exclue. La valeur approximative du PRL est de 10 000 lorsque l'année 2017 est exclue, contre 13 000 lorsqu'elle est incluse. La valeur approximative de la référence supérieure du stock est de 87 000 lorsque l'année 2017 est exclue, contre 105 000 lorsqu'elle est incluse.
- En revanche, pour les observations sur l'échelle naturelle, les interprétations de l'état dans le temps et le calcul des valeurs de référence approximatives sont sensibles à l'inclusion ou à l'exclusion de la valeur de 2017. Il faut prendre note que lorsque le point de données de 2017 est inclus, la zone et le centroïde supérieurs sont définis exclusivement par l'observation unique de 2017. Lorsque l'année 2017 est exclue, le centroïde supérieur est défini par six observations (figure 6.2). Lorsque l'année 2017 est exclue, l'interprétation est que la population se trouvait dans la zone critique entre 1996 et 2006, et qu'elle se trouve dans la zone saine depuis 2011, à l'exception de

l'abondance évaluée en 2014. La valeur approximative du PRL pour la série chronologique entière est de 44 000 poissons lorsque l'observation de 2017 est exclue (figure 6.2), contre 162 000 poissons lorsque l'observation de 2017 est incluse (figure 6.1). La valeur approximative de la référence supérieure du stock est également fortement affectée par l'observation de 2017; lorsque celle-ci est exclue, la valeur approximative de la référence supérieure du stock est de 181 000 poissons, contre 639 000 poissons lorsque le point de 2017 est inclus (figures 6.1, 6.2).

6.2. MODÉLISATION DE L'ÉQUILIBRE

La modélisation de l'équilibre est utilisée pour simuler l'abondance par âge et globale prévues et pour différents taux de pêche. Le modèle d'équilibre utilise les mêmes équations de cycle biologique que dans le modèle d'estimation (section 3), avec les modifications décrites dans les sections suivantes. Les valeurs des paramètres relatifs à la dynamique des populations et au cycle biologique sont extraites de tirages MCMC individuels provenant de la distribution jointe *a posteriori* du modèle de population. Le modèle sous sa forme d'équilibre est codé en R avec un horizon de 150 ans pour garantir l'atteinte des conditions d'équilibre, à des niveaux fixes de pêche et pour des régimes de gestion précis.

Le rendement maximal durable (RMD) est obtenu en recherchant, dans une plage de F pleinement recruté, le taux de pêche (F_{RMD}) qui se traduit par un rendement maximal (en poids). La biomasse au RMD (B_{RMD}), l'abondance des reproducteurs (nombre de poissons) à la B_{RMD} , les captures (C_{RMD} ; en nombre et en poids) et la structure par âge des captures et des reproducteurs au RMD sont récupérés à partir des résultats de simulation. Les stratégies de gestion fondées sur les limites de taille sont également examinées avec le modèle.

Les valeurs du RMD sont fournies pour l'abondance (nombre, biomasse) des reproducteurs (âgés de 3 à 15 ans et plus) dans les frayères, alors les valeurs ne représentent pas l'ensemble de la population, car on ne considère pas tous les bars rayés de 3 à 15 ans et plus comme présents dans les frayères. La période de fraie (mai) est considérée comme le début de l'année.

6.2.1. Mortalité naturelle (M) selon l'âge

Des estimations de M aux âges 3 à 15 sont nécessaires pour que l'analyse d'équilibre puisse déterminer le taux de pêche et les valeurs de référence du RMD.

Dans le modèle de population structuré par âge appliqué aux abondances estimées de reproducteurs selon l'âge pour les années 1996 à 2019, Z selon l'âge est estimé pour les âges 3 à 8, et Z pour les âges 9 à 15 est fixé à une valeur égale à celle de Z à l'âge 8. Il s'agit d'estimations de la mortalité totale (somme de la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche), car il y a eu des captures dues à la pêche du bar rayé tout au long de la série chronologique, malgré la fermeture de toutes les pêches commerciales entre 2000 et 2012 (MPO 2011).

Selon les données de marquage et de suivi acoustiques, les estimations des taux de mortalité instantanés (Z) étaient de 0,41 (médiane) entre 2003 et 2009, et de 0,22 (médiane) entre 2014 et 2018 (section 3.6.2.2; figure 3.10). Ces données ne permettent pas de séparer les taux de mortalité naturelle des taux de mortalité par pêche; toutefois, étant donné que les captures par la pêche auraient en partie contribué aux mortalités estimées, le taux de mortalité naturelle instantané chez le bar rayé de taille adulte (> 47 cm) ne serait pas supérieur à 0,2.

Dans le modèle d'évaluation à l'échelle du littoral pour le bar rayé de la côte est des États-Unis, la valeur M pour les bars adultes de 4 ans et plus est fixée à 0,15 (NEFSC 2019).

Aux fins de modélisation de l'équilibre et pour définir les points de référence, deux scénarios pour M ont été examinés :

- En supposant que $M = Z$, comme l'indique le modèle de population pour les individus âgés de 3 à 15 ans et plus (figure 4.3);
- M à l'âge 3 fondé sur Z à partir du modèle de population et M pour les âges 4 à 15 et plus à partir des informations de marquage acoustique ($M = 0,20$ avec un intervalle entre le 5^e et le 95^e centile de 0,13 à 0,28 fondé sur $S \sim \text{beta}(82, 18)$).

6.2.2. Sélectivité de la pêche selon l'âge (s_a)

La sélectivité de la pêche selon l'âge (s_a) jusqu'à F pleinement recruté est déterminée en utilisant la distribution prédite de la longueur à la fourche selon l'âge à partir du modèle de von Bertalanffy et par rapport à une stratégie de gestion définie fondée sur la longueur à la fourche (tableau 6.1). La proportion du groupe d'âge vulnérable à la pêche a été calculée comme la proportion de l'aire se trouvant sous la courbe de densité normale contenue dans les limites de taille inférieure et supérieure pour la conservation. La proportion de la surface selon l'âge est calculée ainsi (en code R) :

$$s_a = \text{pnorm}(LF.\text{max}, u.lf_a, sd_a) - \text{pnorm}(LF.\text{min}, u.lf_a, sd_a)$$

Si S_a représente la sélectivité à l'âge a (intervalle de 0 à 1) par rapport au taux de pêche pleinement recruté, LF.max et LF.min sont les limites de taille exprimées par la longueur à la fourche (cm) pour une stratégie de gestion particulière, $u.lf_a$ = la longueur moyenne à la fourche (cm) du bar à l'âge a au moment de la pêche à la mi-saison, et sd_a = l'écart-type moyen de la distribution des tailles à l'âge a à la mi-saison (figure 6.3).

Pour une stratégie de gestion sans limites de taille, on a supposé que la taille minimale des bars conservés serait de 30 cm. En l'absence de limites de taille maximale définies, LF.max était fixée à 150 cm.

6.2.3. Équation des captures

L'équation standard des captures de Baranov a été utilisée pour calculer le nombre et le poids des poissons perdus en raison des activités de pêche, en supposant que F et M se produisent simultanément, soit entre mai et octobre. On suppose qu'un poisson capturé qui se situe dans les limites de taille de la gestion est conservé et que tous les autres poissons sont relâchés.

La perte totale de poissons selon l'âge résultant de la pêche comprend les poissons conservés et récoltés et les poissons perdus en raison de la mortalité associée à la pêche avec remise à l'eau. Un taux de mortalité de la pêche avec remise à l'eau de 9 % est supposé correspondre à la valeur de la mortalité de la pêche avec remise à l'eau utilisée dans l'évaluation du bar rayé de la côte est des États-Unis (NEFSC 2019).

$$FPerte_N_a = N_a * (1 - e^{-(M_a + s'_a F)}) * \frac{s'_a F}{s'_a F + M_a}$$

$FPerte_N_a$ représente le nombre de bars à l'âge a qui meurent en raison d'activités de pêche, N_a représente l'abondance estimée du recrutement (sexes combinés) du bar à l'âge a, M_a est la mortalité naturelle à l'âge a, F est le taux de pêche pleinement recruté, $s'_a = s_a + (1 - s_a) * A, CR$, s_a est la vulnérabilité selon l'âge à F pleinement recruté, et $A.CR$ est le taux de mortalité de la pêche avec remise à l'eau fixé à 9 % lorsque les pertes dues à la pêche avec remise à l'eau sont prises en compte dans le modèle. Fixer $A.CR = 0$ équivaut à ignorer la mortalité de la pêche avec remise à l'eau.

La production, exprimée sous la forme des prises conservées pour définir la production maximale équilibrée, est calculée comme suit :

$$C.N_a = N_a * (1 - e^{-(M_a + s'_a F)}) * \frac{s_a F}{s'_a F + M_a}$$

$C.N_a$ représente les prises conservées en nombre à l'âge a , et d'autres composants comme décrit ci-dessus.

$$C.Pds_a = C.N_a * u.pds_a$$

$C.Pds_a$ représente le poids selon l'âge a des prises conservées, et $u.pds_a$ représente le poids moyen selon l'âge a au moment de la pêche (en milieu d'année) fondé sur $u.lf_a$.

6.2.4. Résultats de la modélisation de l'équilibre

Un exemple des résultats standard de la modélisation de l'équilibre et les valeurs de référence est présenté pour le modèle 5 dans les figures 6.4a à 6.4d. À titre d'exemple, la stratégie de gestion qui ne comporte aucune limite de taille et qui ne tient pas compte de la mortalité de la pêche avec remise à l'eau ($A.CR = 0$) est considérée comme la stratégie par défaut. Les sommaires par hypothèse sur M pour les bars rayés âgés de 3 à 15 ans et plus, comprennent :

- Graphique des hypothèses du taux de survie selon l'âge (e^{-M})
- Graphique des proportions de recrues selon l'âge qui deviennent des reproducteurs;
- Graphique de la sélectivité selon l'âge pour F pleinement recruté (s_a ; propre à un scénario de gestion) ;
- Graphique des proportions de prises selon l'âge à $F = (F_{RMD}, 50 \% \text{ de RPR}, 30 \% \text{ de RPR})$;
- Graphique de la répartition par âge du recrutement à $F = (0, F_{RMD}, 50 \% \text{ de RPR}, 30 \% \text{ de RPR})$;
- Graphique de la répartition par âge des reproducteurs à $F = (F_{RMD}, 50 \% \text{ de RPR}, 30 \% \text{ de RPR})$.

Les résultats de la synthèse des estimations du RMD comprennent :

- L'abondance totale du recrutement à l'équilibre (âges 3 à 15 et plus) sur un éventail de taux de pêche pleinement recruté;
- L'abondance totale des reproducteurs à l'équilibre (âges 3 à 15 et plus) sur un éventail de taux de pêche pleinement recruté;
- Le rendement en poids sur un éventail de taux de pêche pleinement recruté;
- Le rendement en nombre de poissons sur un éventail de taux de pêche pleinement recruté;
- Les distributions *a posteriori* (diagrammes de quartiles) de C_{RMD} (poids), C_{RMD} (nombre), F_{RMD} , B_{RMD} (recrutement), B_{RMD} (reproducteurs) et des œufs à la B_{RMD} .

Graphique des trajectoires d'abondance (nombre de poissons) sur 150 ans et comprenant :

- Le recrutement total prévu à $F = 0$ et $F = 0,09$;
- Le recrutement prévu à l'âge 3 à $F = 30 \% \text{ de RPR}$ et $F = 50 \% \text{ de RPR}$.

6.2.4.1. Résultats d'équilibre pour les modèles 5 et 4

Les résultats de la modélisation de l'équilibre fondés sur les inférences des paramètres liés au cycle biologique du modèle 5 sont résumés dans le tableau 6.2a et les figures 6.4a à 6.4d. Les résultats du modèle 4 sont résumés dans le tableau 6.2b. Les résumés détaillés des deux modèles sont fournis à l'annexe 6. Les abondances sont résumées sous forme d'abondance totale pour les individus âgés de 3 à 15 ans et plus, appelés recrues, et sous forme de reproducteurs, qui constitueraient la composante évaluée dans les frayères (MPO 2020). Les valeurs d'abondance des reproducteurs sont inférieures à l'abondance totale, car ce ne sont pas tous les poissons âgés de 3 à 15 ans et plus qui sont des reproducteurs. La pêche a lieu lors du recrutement, ou l'abondance totale, et les renvois aux taux de captures et de pêche se réfèrent aux captures et aux taux de capture de l'ensemble du stock.

Comme prévu, l'abondance totale du recrutement à l'équilibre (âges de 3 à 15 ans et plus) est plus élevée pour le modèle d'équilibre dont les valeurs supposées de M selon l'âge sont plus faibles, et l'abondance diminue avec l'augmentation des taux de mortalité par pêche (figures 6.4b, 6.4c; tableaux 6.2a, 6.2b). La courbe de rendement n'est pas symétrique, augmentant plus fortement sur le membre ascendant à F moins F_{RMD} et diminuant plus lentement sur le membre descendant de la courbe de production (figure 6.4b). L'abondance et le rendement à l'équilibre présentent de grandes incertitudes, en raison des incertitudes combinées dans les estimations des paramètres du cycle biologique issues de la modélisation de la population.

Le taux de reproduction maximal à vie, défini comme la production cumulée de recrues à l'âge 3 en l'absence de survie compensatoire dépendante de la densité sur la durée de vie d'un reproducteur (sexes combinés), est de 15,7 poissons (médiane; intervalle entre le 5^e et le 95^e centile de 11,1 à 23,0 poissons) pour les valeurs de M selon l'âge les plus faibles, et de 5,0 poissons (médiane; intervalle entre le 5^e et le 95^e centile de 3,7 à 7,5 poissons) pour $M = Z$ à partir du modèle de population 5 (tableau 6.2a). Des valeurs approximativement similaires sont calculées à partir du modèle 4 (tableau 6.2b).

Les valeurs de la F_{RMD} sont similaires pour les modèles d'équilibre dont les hypothèses pour M sont différentes (figure 6.4b; tableaux 6.2a, 6.2b). La population s'effondre ($N \leq 100$ poissons) lorsque F pleinement recruté dépasse 0,70 ($M = Z$, tableau A) et 0,87 (pour les valeurs inférieures de M , panneau B; figure 6.1a; tableau 6.2a). Les valeurs de référence pour le taux de pêche de reproducteurs par recrue à 30 % de GPR et à 50 % de GPR sont plus élevées pour le modèle dont les valeurs de M sont plus élevées (panneau A, figure 6.4d). F à 30 % de GPR est supérieur à F_{RMD} pour les deux valeurs de scénario de M . Des valeurs approximativement similaires sont calculées à partir du modèle 4 (tableau 6.2b).

La structure par âge de la population est modifiée par l'activité de pêche, avec un fort biais en faveur des jeunes âges dans la population totale et chez les reproducteurs :

- plus le taux de pêche est élevé, plus les poissons meurent rapidement parce que la mortalité selon l'âge est la somme de la mortalité par pêche et de la mortalité naturelle;
- à mesure que le taux de pêche augmente (pour une valeur de M constante), la structure par âge de la population de reproducteurs se rajeunit, le poids moyen des reproducteurs diminue, et parce que les poissons plus jeunes comptent une proportion plus faible de femelles reproductrices (avant l'âge de 6 ans), le nombre d'œufs par reproducteur diminue.

Les valeurs de référence RMD et GPR sont plus élevées pour le modèle 5 par rapport au modèle 4 (figure 6.5). D'après les valeurs de M pour les âges de 4 ans et plus déduites des observations, la B_{RMD} du modèle 5 est environ deux fois plus élevée que celle de l'estimation du modèle 4. Les estimations de la F_{RMD} dans lesquelles $F = 0,17$ sont similaires entre les

modèles, ce qui entraîne des valeurs de C_{RMD} plus élevées, par un facteur de deux, dans le modèle 5 par rapport au modèle 4 (tableaux 6.2a, 6.2b; figure 6.5).

6.2.5. Points de référence à partir de la modélisation de l'équilibre

6.2.5.1. Points de référence dépendants des hypothèses pour M

Les valeurs et points de référence du RMD issus de la modélisation de l'équilibre dépendent des hypothèses de mortalité naturelle. Les points de référence sont définis par le nombre de reproducteurs dans les frayères, l'étape du cycle biologique et la période correspondant aux évaluations (MPO 2020). Les résumés suivants présentent les résultats des modèles 4 et 5 pour la stratégie de pêche par défaut, qui ne comporte aucune limite de taille pour la conservation et qui ne tient pas compte de la mortalité de la pêche avec remise à l'eau (tableaux 6.3a, 6.3b).

Les valeurs de la référence supérieure du stock (80 % de la B_{RMD} , abondance à 50 % de RPR) du modèle d'équilibre sont plus élevées pour le scénario comportant des taux présumés de mortalité naturelle plus faibles (tableaux 6.3a, 6.3b). Pour le modèle 5, l'abondance des reproducteurs à 80 % de la B_{RMD} est de 530 000 poissons pour le scénario où $M = Z$, et d'un million 200 000 poissons pour M fondé sur des observations. L'abondance des reproducteurs correspondant à 50 % de RPR est encore plus élevée, respectivement 620 000 et 1,8 million de poissons pour les scénarios où $M = Z$ et où M est fondé sur des observations (tableau 6.3a). Dans tous les cas, les incertitudes concernant les valeurs de référence sont importantes.

Les valeurs de la référence supérieure du stock du modèle 4, où M est fondé sur des observations, sont comparativement inférieures à celles du modèle 5, à 720 000 pour 80 % de la B_{RMD} et à un million pour 50 % de RPR (tableau 6.3b). Les incertitudes concernant ces points de référence sont aussi élevées que dans le modèle 5.

Les PRLs possibles respectifs diffèrent considérablement. Le Brétablissement, la plus faible abondance de reproducteurs à partir de laquelle le stock s'est rétabli, est calculé comme étant l'abondance moyenne estimée pour la période allant de 1996 à 2000, qui était de 4 500 reproducteurs (figure 3.2; tableau 6.3a). Cela contraste fortement avec les valeurs pour les reproducteurs à 40 % de la B_{RMD} et les reproducteurs qui produisent la moitié de l'abondance asymptotique à l'équilibre. Pour le modèle 5, où M est déduit des observations, ces PRL possibles correspondent respectivement à 700 000 et à 510 000 reproducteurs (tableau 6.3a). Ces estimations comportent de grandes incertitudes. Les valeurs des PRL du modèle 4, où M est fondé sur des observations, sont inférieures par un peu moins de la moitié par rapport aux valeurs du modèle 5, soit 420 000 et 300 000 pour une abondance de 40 % de la B_{RMD} et une abondance demi-asymptotique, respectivement (tableau 6.3b).

Dans les deux hypothèses du scénario sur M, les différences dans les valeurs des points de référence pour les indicateurs du poisson sont cohérentes avec les conséquences sur la structure par âge des reproducteurs, touchée par la pêche et façonnée par les hypothèses sur M. Par exemple, l'abondance des reproducteurs de 40 % de la B_{RMD} pour le scénario où $M = Z$ dans le modèle 5 est inférieure à la moitié de la valeur du scénario où M repose sur des observations (tableau 6.3a).

Les valeurs de référence pour le taux de pêche de reproducteurs par recrue à 30 % de RPR et à 50 % de RPR sont plus élevées pour le modèle dont les valeurs de M sont plus élevées (tableau 6.3a). F à 30 % de RPR est supérieur au F_{RMD} pour les deux valeurs de scénario de M. Pour cette stratégie de gestion sans limites de taille en conservation, F pleinement recruté au RMD est de 0,17, contre $F = 0,12$ pour 50 % de RPR, et $F = 0,24$ pour 30 % de RPR

(tableau 6.3a). Les valeurs de référence des taux de pêche sont similaires pour les modèles 5 et 4 (tableaux 6.3a, 6.3b).

6.2.5.2. Points de référence dépendants de la stratégie de pêche

Les stratégies de pêche ont une conséquence sur les résultats des points de référence quant au nombre de poissons parce que la pêche modifie la structure par âge de la population à l'équilibre par rapport à l'état non pêché. Les valeurs des points de référence basées sur les paramètres du cycle biologique et les paramètres de dynamique des populations du modèle 5 sont résumées dans le tableau 6.4a, et les valeurs du modèle 4 sont présentées dans le tableau 6.4b, les hypothèses concernant M pour les âges de 4 à 15 ans et plus étant fondées sur des observations. Trois stratégies de pêche potentielles sont mises en contraste avec les trois à l'exclusion de la mortalité de la pêche avec remise à l'eau.

Le choix de la valeur de référence supérieure du stock peut reposer sur des objectifs liés aux résultats de la pêche, conformément aux principes de l'approche de précaution, qui stipule que la valeur de référence supérieure du stock serait déterminée par des objectifs de productivité pour le stock, des considérations biologiques plus larges et des objectifs sociaux et économiques pour la pêche (MPO 2009). Les valeurs du modèle 5 correspondant à 80 % de la B_{RMD} varient de 940 000 à 1,2 million de reproducteurs, selon la stratégie de pêche, avec chevauchement presque complet des intervalles entre le 5^e et le 95^e centile parmi les trois stratégies de pêche. Pour le modèle 5, la référence supérieure du stock correspondant à 80 % de la B_{RMD} varie de 960 000 à 1,2 million reproducteurs (tableau 6.4b). Pour le modèle 4, la référence supérieure du stock correspondant à 80 % de la B_{RMD} varie de 570 000 à 720 000 reproducteurs, selon la stratégie de pêche (tableau 6.4b).

Hormis les reproducteurs pour 40 % de la B_{RMD} , les PRL possibles examinés et correspondant aux caractéristiques du cycle biologique du bar rayé du sud du golfe, ne varient généralement pas selon la stratégie de pêche. Le Brétablissement n'est pas affecté par la stratégie de pêche, étant donné qu'il repose sur des années d'abondance similaires et qu'il est indépendant des simulations de stratégie de pêche. Les œufs pour la moitié de l'abondance asymptotique jusqu'à l'âge 3 ne sont pas affectés par la stratégie de pêche, car on suppose que les œufs sont équivalents indépendamment de l'âge des reproducteurs, et que les poissons de moins de 3 ans ne sont généralement pas sujets à la mortalité par pêche et ne sont pas des reproducteurs. Les différences dans le nombre de reproducteurs pour la moitié de l'abondance asymptotique de Beverton-Holt K et pour la moitié de l'abondance asymptotique à l'équilibre dans les stratégies de pêche sont dues aux effets de la pêche, laquelle modifie la structure par âge des reproducteurs, qui tendra vers des âges plus jeunes. Les reproducteurs pour la moitié de l'abondance asymptotique à l'équilibre du modèle 5 sont environ 500 000, avec une grande incertitude, de sorte qu'il n'y a essentiellement aucune différence quant au nombre de reproducteurs entre les stratégies de pêche (tableau 6.4a). Pour le modèle 4, les reproducteurs pour la moitié de l'abondance asymptotique sont assez similaires entre les stratégies de pêche, leur nombre étant arrondi à 300 000 (tableau 6.4b).

Nous ne pouvons pas avancer d'argument convaincant en faveur de l'utilisation comme PRL de l'abondance de reproducteurs à F correspondant à 30 % de RPR. Dans ces analyses, l'abondance de reproducteurs à 30 % de RPR est généralement supérieure à l'abondance de reproducteurs à 80 % de la B_{RMD} .

Les taux d'exploitation de référence par la pêche pleinement recruté dépendent fortement de la stratégie de pêche, et le choix d'un taux d'exploitation de référence serait spécifique à la stratégie de pêche pour le stock. Les taux d'exploitation pour le total des recrues, âgées de 3 à 15 ans et plus, vont de 14 %, quand il n'y a aucune restriction de taille, à 18 % pour la limite de

taille de 47 à 61 cm de longueur à la fourche, et à 20 % pour la limite de taille maximale de 65 cm (tableaux 6.4a, 6.4b).

6.2.5.3. Points de référence tenant compte de la mortalité découlant de la pêche avec remise à l'eau

Les effets de l'inclusion ou de l'exclusion de la mortalité découlant de la pêche avec remise à l'eau sur les valeurs de référence RMD sont généralement sans conséquence dans ces analyses étant donné les grandes incertitudes entourant la dynamique des populations (tableau 6.5). La seule exception est l'estimation de la F_{RMD} pour la stratégie de gestion présentant une limite de taille de 47 à 61 cm, qui est plus élevée lorsque la mortalité de la pêche avec remise à l'eau est exclue que lorsqu'elle est incluse (tableau 6.5).

Lorsque la mortalité de la pêche avec remise à l'eau est incluse, les valeurs du RMD sont plus faibles que si cette mortalité est exclue, c'est-à-dire similaires à l'hypothèse d'une mortalité naturelle plus élevée dans la population (tableau 6.5). Parmi les deux scénarios de gestion examinés qui sont affectés par la pêche avec remise à l'eau, le scénario comportant une limite de taille de 47 à 61 cm de longueur à la fourche présente la plus grande perte proportionnelle de poissons due à la pêche avec remise à l'eau et la plus grande diminution relative (14 %) des captures conservées au RMD. Les captures conservées représentent 86 % des pertes totales de poissons pour la stratégie de gestion comportant une limite de taille de 47 à 61 cm, 97 % pour la stratégie comportant une limite de taille maximale de 65 cm, et n'ont aucun effet sur la stratégie de gestion sans limites de taille pour la conservation.

Les effets de la pêche avec remise à l'eau modélisés ici ne tiennent pas pleinement compte des pratiques de pêche récréative dans le sud du Golfe et sous-estimeraient les conséquences de la pratique sur la ressource. La pêche récréative du bar rayé dans le sud du Golfe est en grande partie une pêche avec remise à l'eau, notamment en raison des restrictions obligatoires imposant des limites de taille pour la conservation et des pratiques des pêcheurs à la ligne, qui favorisent beaucoup la pêche à la ligne sans intention de conserver les prises. Il existe une communauté de pêcheurs récréatifs qui pratiquent la pêche avec remise à l'eau indépendamment des allocations de conservation; ils pêchent et relâchent les poissons même quand ils respectent les limites de conservation; lors des périodes de pointe de la concentration, au printemps et à l'automne, certains pêcheurs ont signalé avoir pêché et relâché plus de 100 poissons par excursion de pêche quotidienne (voir la section 2.2). L'analyse des conséquences de ces pratiques de pêche sur le RMD et d'autres valeurs de référence nécessiterait un modèle et des données d'entrée différents.

6.3. CONCLUSIONS SUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE

6.3.1. Points de référence fondés sur le RMD et le RPR issus de la modélisation de la population

Nous avons utilisé la modélisation de l'équilibre pour explorer des points de référence possibles fondés sur le cycle biologique et les paramètres de dynamique des populations fournis par un modèle de population pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. A priori, deux modèles de population présentant une fonction de stock et de recrutement de Beverton-Holt avec une dépendance à la densité survenant entre les étapes de l'œuf et de l'âge 0 du cycle biologique en été sont pris en compte pour l'estimation des valeurs de référence du RMD. Les deux modèles diffèrent dans leurs hypothèses antérieures de survie indépendante de la densité entre l'âge 0 et l'âge 3, les individus d'âge 3 étant le premier groupe d'âge surveillé comme reproducteurs. Les deux modèles fournissent des estimations similaires du taux de reproduction à vie à l'âge 3 en l'absence de mortalité compensatoire densité-dépendante, mais les

estimations de la capacité de charge à l'âge 3 diffèrent par un facteur de deux entre les modèles. Cela a des conséquences sur l'établissement des points de référence, et nous présentons les valeurs des points de référence possibles pour les deux modèles (figure 6.8) et suggérons un choix de points de référence fondés sur la trajectoire de la population au cours des deux dernières décennies et sur le risque pour la durabilité et la persistance de la population.

Les informations sur la mortalité naturelle (M) selon l'âge sont cruciales dans les calculs du modèle d'équilibre et des points de référence. Selon la théorie démographique, la mortalité naturelle est inversement proportionnelle à la taille, et donc à l'âge. En se fondant sur des observations séquentielles de bars rayés marqués et suivis acoustiquement, la mortalité naturelle instantanée pour les bars adultes d'une longueur supérieure à 47 cm à la fourche est considérée comme étant inférieure à 0,2, ce qui équivaut à un taux de survie annuel de 0,82 ou plus. La modélisation de la population indique également un taux de survie annuel relativement élevé de 0,77 (médiane) pour les bars rayés âgés de 8 ans et plus, mais avec une grande incertitude (intervalle entre le 5^e et le 95^e centile de 0,44 à 0,93). Un taux de survie relativement élevé (médiane = 0,67 ; intervalle centile de 0,47 à 0,86) est estimé pour les poissons d'âge 3, un groupe d'âge et de taille pouvant se retrouver exclu des préférences de taille pour la conservation dans les pêches historiques et contemporaines. Aux fins de la modélisation de l'équilibre et des calculs de référence du RMD, on suppose que M pour les bars rayés âgés de 4 ans et plus est de 0,18 (intervalle entre le 5^e et le 95^e centile de 0,13 à 0,28), et M pour les âges plus jeunes est issu des estimations du modèle de population.

Les stratégies de pêche peuvent avoir une conséquence sur les résultats des points de référence quant au nombre de poissons parce que la pêche modifie la structure par âge de la population par rapport à l'état non pêché. Un PRS du stock qui dépend d'une stratégie de pêche est cohérent avec les principes de l'approche de précaution, qui stipule que la valeur de référence supérieure du stock peut refléter des considérations socio-économiques, par exemple des points de référence qui prennent en compte la maximisation du rendement, exprimé par le poids ou le nombre de poissons récoltés. Parmi les points de référence supérieurs du stock possibles abordés ci-dessus, l'abondance des reproducteurs correspondant à 80 % de la B_{RMD} a été la référence la plus fréquemment utilisée dans la gestion des pêches, et les exemples provenant de la gestion et des évaluations des poissons et des invertébrés marins abondent.

Pour se conformer aux principes de la politique de l'AP, le PRL doit être déterminé par des considérations biologiques; il est donc préférable qu'il ne varie pas selon les stratégies d'exploitation de la pêche. Les PRL possibles, notamment les 40 % de la B_{RMD} et l'abondance à 30 % de RPR, varient selon la stratégie de pêche. Les PRL possibles qui ne varient pas selon la pêche comprennent le Brétablissement (bien que pas entièrement) et les points de référence associés à l'abondance des œufs qui donnent lieu à la moitié de la capacité de charge de Beverton-Holt ou à la moitié de l'abondance asymptotique maximale du recrutement à l'âge 3.

Le Brétablissement, la plus faible abondance historique de reproducteurs qui n'a pas empêché le rétablissement de la population, représente clairement les faibles abondances de reproducteurs estimées entre 1996 et 2000, avec une valeur moyenne d'un peu moins de 5 000 reproducteurs (figure 3.2; tableau 6.4). Le fait que la population de bars rayés du sud du Golfe ait pu augmenter de manière monotone en passant de ces faibles abondances à plusieurs centaines de milliers de reproducteurs en moins de 20 ans reflète l'amélioration des conditions de survie des bars rayés juvéniles et adultes au cours de cette période. La capacité de charge pour cette population, telle qu'estimée à partir de la modélisation en supposant une absence de pêche et une relation stock-recrutement de Beverton-Holt où $M < 0,2$ pour les bars âgés de 4 ans et plus, est estimée atteindre 2,7 à 4,7 millions de poissons âgés de 3 à 15 ans et plus, avec une abondance de reproducteurs atteignant entre 1,8 et 3,1 millions de poissons,

selon le modèle (tableaux 6.2a, 6.2b). Une valeur de Brétablissement de 4 500 reproducteurs représente de 0,1 % à 0,2 % de cette valeur d'équilibre non pêchée estimée (B_0), qui est substantiellement inférieure aux valeurs de PRL proposées équivalant à 20 % de l'abondance non pêchée à l'équilibre (Myers *et al.* 1994; MPO 2009). Une valeur de référence équivalant à 20 % de B_0 se situerait entre 360 000 et 620 000 reproducteurs. Bien que récemment, l'abondance des reproducteurs ait pu descendre à 5 000, étant donné les indications de la taille potentielle de cette population non pêchée, le Brétablissement ne semble pas approprié.

Des PRL possibles définis sous forme de reproducteurs ou d'œufs qui donnent lieu à une abondance semi-asymptotique (Myers *et al.* 1994) ont été appliqués aux populations de saumon atlantique dans l'est du Canada (MPO 2015b). Ces PRL possibles peuvent être invariants à la stratégie de gestion des pêches si l'étape du recrutement maximisée n'est pas assujettie à la mortalité par pêche et si le stock de reproducteurs est exprimé sous forme d'œufs. Ils sont toutefois modifiés par la stratégie de pêche lorsqu'ils sont exprimés en nombre de poissons. En effet, les stratégies de pêche modifient la structure par âge et par taille de la population de reproducteurs; indépendamment de la stratégie, la pêche réduit de manière disproportionnée l'abondance relative des poissons plus âgés, ce qui se traduit par un âge moyen plus jeune des reproducteurs et, par conséquent, par un moins grand nombre d'œufs par reproducteur. Le PRL et l'évaluation de l'atteinte du PRL pourraient être présentés sous forme d'indicateurs d'œufs. Il s'agit pour l'essentiel d'un exercice simple étant donné que les caractéristiques biologiques des reproducteurs ont été obtenues annuellement et que la quantité d'œufs produits pourrait être calculée en utilisant les mêmes caractéristiques du cycle biologique que celles utilisées pour établir les points de référence.

La F_{RMD} et F à 50 % de RPR sont des taux d'exploitation de référence potentiels, mais leurs valeurs dépendent de la stratégie de gestion de la pêche. Ces taux d'exploitation de référence sont exprimés sous forme de taux de pêche instantanée pleinement recruté qui ne sont pas faciles à comprendre. Les taux de pêche pleinement recruté ont été convertis en taux d'exploitation, calculés comme étant le rapport entre les prises au RMD et l'abondance totale au RMD pour les âges de 3 à 15 ans et plus. La stratégie de pêche sans limites de taille présente le taux d'exploitation le plus faible à F_{RMD} (14 %), alors que la stratégie comportant une limite de taille maximale de 65 cm de longueur à la fourche donne un taux d'exploitation à la F_{RMD} de 20 %, avec un taux intermédiaire de 18 % pour la stratégie comportant une limite de taille de 47 à 61 cm de longueur à la fourche (tableaux 6.4a, 6.4b). Le taux d'exploitation à la F_{RMD} pour les trois stratégies de pêche de cette population de bar rayé est inférieur ou égal au taux de mortalité naturelle annuel supposé de 18 % ($1-e^{-M}$).

6.3.2. Points de référence approximatifs d'après l'approche de type « feux de circulation »

Le stock de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent a démontré une trajectoire d'abondance monotone croissante, avec un taux annuel d'augmentation de 25 % entre 1996 et 2019. Les points de référence possibles fondés exclusivement sur des observations passées et indépendants d'un modèle de dynamique des populations sont attrayants. Le Brétablissement est l'un de ces points de référence. Toutefois, ces définitions des points de référence dépendent d'un certain nombre de considérations moins attrayantes, par exemple : les données sont-elles log-transformées? Quelle série chronologique d'observations a été prise en compte? Les déductions sont-elles sensibles aux observations aberrantes ou exceptionnelles? Globalement, les points de référence définis d'après des observations log-transformées avant l'identification des groupes dépendaient moins des considérations ayant trait aux séries chronologiques (figure 6.1) et étaient moins sensibles aux observations exceptionnelles hautes ou basses (figure 6.2) que ceux basés sur l'échelle naturelle. En utilisant la série chronologique complète

des observations, les points de référence approximatifs découlant des données log-transformées sont respectivement de 13 000 pour le PRL et de 105 000 pour le PRS. En se fondant sur l'échelle naturelle des observations et sous réserve qu'il y ait au moins cinq observations au sein de chaque groupe, ce qui est le cas lorsque la valeur de 2017 est exclue, le PRL et le PRS sont respectivement de 44 000 et de 181 000 reproducteurs (figures 6.1, 6.2).

Cette approche n'est pas la bonne, car les décisions concernant l'échelle des données à utiliser sont subjectives, et les valeurs de référence sont instables à mesure que des années supplémentaires sont ajoutées. L'approche pourrait être plus utile si la série chronologique des observations incluait toute la gamme des abondances potentielles du stock pour définir les groupes.

6.3.3. Résumé des points de référence possibles et de l'état du stock correspondant

Le cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (MPO 2009) a été élaboré pour guider la gestion de l'exploitation des pêches afin de réduire le risque que le stock tombe dans la zone critique et de favoriser la croissance de la ressource jusqu'à l'atteinte de la zone saine. Étant donné que l'objectif de la politique est d'éviter que le stock ne chute jusqu'au PRL et dans la zone critique, l'objectif n'est pas de gérer le stock jusqu'au PRL.

Les points de référence possibles proposés, exprimés en termes d'œufs et d'équivalents chiffrés de l'abondance approximative des reproducteurs, sont résumés aux tableaux 6.4a et 6.4b (MPO 2020). Comme pour les modèles 4 et 5, le PRS découlant du modèle est équivalent à deux fois la valeur du PRL. L'état du stock par rapport à ces points de référence découlant du modèle, sur la période d'évaluation allant de 1994 à 2019, est indiqué dans la figure 6.6. L'abondance des reproducteurs ne s'est trouvée dans la zone saine qu'une seule fois (en 2017) et, selon le modèle, les abondances de reproducteurs étaient soit supérieures au PRL et inférieures au PRS (modèle 4), soit approximativement au PRL (modèle 5) depuis 2013.

Les deux modèles retenus ne proposent aucune valeur consensuelle du PRL; alors que les valeurs modélisées du PRL sont de 17,3 milliards d'œufs, ce qui équivaut soit à 330 000 reproducteurs du modèle 4 et à 30,0 milliards d'œufs, soit à 560 000 reproducteurs du modèle 5. D'après la trajectoire de la population sur une période d'évaluation relativement courte, le maintien d'une abondance de reproducteurs supérieure à 330 000 devrait être plus que suffisant pour éviter que la population ne subisse de graves dommages.

La capacité de charge de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent est inconnue. Une modélisation basée sur les observations de cette population suggère des abondances totales de bars rayés âgés de 3 ans et plus à la B_{RMD} de 1 à 2 millions de poissons avec une abondance à la B_{RMD} de 860 000 à 1,5 million de reproducteurs. Les captures potentielles lorsque le stock est à la B_{RMD} se situent entre 200 000 et 400 000 poissons par année.

On pourrait également utiliser la distribution *a posteriori* des valeurs estimées des reproducteurs pour évaluer les probabilités que l'abondance des reproducteurs soit inférieure au PRL ou supérieure au PRS. En examinant la distribution des diagrammes de quartiles par rapport aux estimations ponctuelles du PRL et du PRS dans la figure 6.6, on peut voir que la probabilité que l'abondance évaluée en œufs des reproducteurs soit inférieure au PRL est supérieure à 75 % pour toutes les années sauf 2017 pour la référence dérivée du modèle 5, mais que la probabilité est légèrement inférieure à 50 % pour le PRL provenant du modèle 4 depuis 2017. De même, la probabilité que l'abondance des reproducteurs soit supérieure à la PRS en 2017 est environ 50 % pour les points de référence du modèle 4 mais inférieure à 75 % par rapport au point de référence du modèle 5. Cette interprétation de l'état qui intègre l'incertitude dans l'abondance

évaluée par rapport aux estimations ponctuelles des points de référence serait conforme aux directives de la politique sur l'approche de précaution pour caractériser l'incertitude et le risque.

Dans l'évaluation du bar rayé de la côte est des États-Unis, un certain nombre de points de référence ont été définis et utilisés pour évaluer l'état du stock. Un point de référence de biomasse du stock reproducteur (BSR_{Seuil}) est défini comme la BSR femelle évaluée pour 1995, lorsque le stock a été déclaré rétabli avec une structure d'âge élargie. La valeur révisée de la dernière évaluation est une valeur BSR_{Seuil} de 91 436 t (NEFSC 2019). Une BSR_{Cible} est également définie, représentant 125 % de la BSR_{Seuil} femelle, ce qui équivaut à 114 295 t (NEFSC 2019). Le seuil de mortalité par pêche et les valeurs cibles sont également définis d'après le taux de pêche appliqué à l'estimation actuelle de la BSR qui produit le BSR_{Seuil} et le BSR_{Cible} . Ces valeurs, issues de l'évaluation récente, sont $F_{Seuil} = 0,24$ et $F_{Cible} = 0,20$.

6.3.4. Directives concernant le choix des points de référence et des stratégies de gestion

Le premier élément à considérer pour l'élaboration du cadre de l'AP est la définition du PRL. L'historique récent de la gestion des pêches fournit des informations sur le processus décisionnel en matière de gestion et fournit des indications sur ce qui pourrait être un PRL acceptable aux yeux du public. L'accès aux pêches a été adapté au rétablissement de la population de bar rayé en commençant initialement par la réouverture des pêches ASR autochtones en 2013, des pêches récréatives avec conservation des prises en 2014, et d'une pêche commerciale pilote en 2018. La réouverture de la pêche autochtone a eu lieu à la suite de la conclusion que la population avait atteint pour la première fois la limite et les objectifs de rétablissement cibles en 2011, avec une abondance médiane de 200 000 reproducteurs et une valeur du 5^e centile de 90 000 reproducteurs (MPO 2013), des valeurs d'abondance correspondant à la valeur du PRL d'un des modèles et compatibles avec une règle de décision qui permet l'exploitation par la pêche lorsque le stock est supérieur au PRL. Une stratégie de pêche récréative prudente (deux saisons de conservation courtes, 1 poisson par jour, limite de taille de 55 à 65 cm LT) a été choisie en 2014 après que la valeur médiane de l'évaluation des reproducteurs de 2013 a atteint 250 000 poissons. En 2015, de nouvelles augmentations de l'abondance (estimation médiane de 300 000 reproducteurs) ont entraîné une période de conservation prolongée dans la pêche récréative pour 2016. Le changement le plus important dans la pêche récréative a eu lieu en 2018, avec l'autorisation de retenir 3 poissons par jour dans une fourchette de tailles de 50 à 65 cm LT; cet accès accru a suivi l'estimation exceptionnelle des reproducteurs de 2017 d'un peu moins de 1 million de bars. La pêche commerciale pilote a également été autorisée pour la première fois en 2018.

Le risque d'une sous-estimation du PRL pour le stock de bar rayé à partir des modèles de population (330 000 à 560 000) est considéré comme faible. La plus faible abondance de reproducteurs de la fin des années 1990 n'a pas empêché le rétablissement de la population à un taux moyen de 25 % par an. La réduction de la mortalité par pêche a été un facteur important dans ce rétablissement, les abondances évaluées au cours des dernières années étant presque deux ordres de grandeur supérieures aux valeurs les plus faibles évaluées à la fin des années 1990. Cette augmentation de l'abondance s'est poursuivie même si l'accès à la pêche a repris en 2013. Cependant, il n'est pas prudent d'utiliser le Brétablissement comme PRL, étant donné que sa valeur inférieure à 5 000 reproducteurs équivaut à moins de 1 % des reproducteurs à B_0 , quel que soit le modèle de population considéré, et placerait certainement la population dans la catégorie des petites populations d'espèces en péril utilisée par le COSEPAC. Le COSEPAC (2004) a désigné la population de bar rayé comme menacée malgré les abondances plus récentes qui, à cette époque, dépassaient les 20 000 reproducteurs.

Un PRS du stock de 720 000 à 1,2 million reproducteurs constitue apparemment une abondance potentielle de reproducteurs possible pour cette population. Un stock sain se situerait au minimum à une abondance de population supérieure à 720 000 reproducteurs (80 % de la B_{RMD} selon le modèle 4). Il peut s'agir d'une sous-estimation du potentiel de production de cette population, comme l'indiquent les résultats du modèle 5, cependant une exploitation complète à des taux équivalents au F_{RMD} et des captures potentielles au RMD (C_{RMD}) ne seraient probablement envisagées qu'une fois que la trajectoire de l'abondance de la population aurait placé celle-ci dans cette zone saine. Lorsque cela se produira, une réévaluation de la dynamique des populations au moyen d'observations supplémentaires pourrait être entreprise pour déterminer la pertinence PRS défini. La valeur de 2017 d'un peu moins de 1 million de reproducteurs a été exceptionnelle, et le déclin en 2018 et 2019 à des valeurs estimées d'un peu plus de 300 000 reproducteurs fournit une mise en garde sur les variations de la taille du stock dans de nouvelles conditions de dynamique des populations (migration importante du bar rayé au-delà de son aire de répartition historique, avec les mortalités qui y sont associées) et sur l'augmentation de l'exploitation des pêches. Une partie de la variation annuelle dans les estimations de l'abondance est également probablement liée aux difficultés et aux incertitudes dans l'évaluation de l'abondance dans les frayères, c'est-à-dire les effets liés à l'année.

Avec un PRL de 330 000 reproducteurs et PRS de 720 000 reproducteurs, nous notons qu'un accès accru à la pêche au bar rayé du sud du Golfe a été accordé pendant une période où le stock se trouvait dans la zone de prudence (à l'exception de 2017), mais avec une trajectoire d'augmentation de l'abondance vers la zone saine.

Si l'abondance évaluée devait dépasser une valeur de référence supérieure du stock proposée de 720 000 poissons, cela pourrait entraîner des demandes d'accès à des pêches nouvelles et alternatives. Le potentiel d'exploitation par la pêche pour cette espèce est élevé. Historiquement et même aujourd'hui, les bars rayés sont facilement capturés en grand nombre dans les filets-trappes à gaspureau au printemps, lorsque se forment les groupes de frai dans la Miramichi; les taux de capture (poissons par filet-trappe par jour) en 2017 ont dépassé plusieurs milliers de poissons par trait net (figure 3.1). On rapporte également que les bars rayés seraient capturés dans les filets-trappes destinés à la pêche au gaspureau dans d'autres estuaires de la région du Golfe du MPO, au Nouveau-Brunswick.

La pêche récréative gagne en popularité dans tout le golfe du Saint-Laurent, y compris dans la partie occidentale du golfe. Le plan actuel de gestion des pêches récréatives pour le bar rayé dans le Golfe est très généreux, c'est-à-dire ambitieux, par rapport à la gestion du stock de bar rayé de l'est des États-Unis. La saison de conservation s'étend de la mi-avril à la fin octobre, essentiellement la saison des eaux libres, avec une limite quotidienne de conservation et de possession de trois bars à l'intérieur d'une fourchette de taille définie. Dans l'est des États-Unis, il existe une diversité de mesures de gestion adaptées aux unités de stock et aux secteurs de gestion, avec des saisons spécifiques aux zones de pêche, des limites quotidiennes et des limites de taille pour la conservation. Cependant, les limites quotidiennes de conservation sur l'ensemble de la côte est des États-Unis sont soit d'un ou de deux poissons par jour (ASMFC 2019). Dans la pêche du bar rayé dans le sud du Golfe, le bassin de pêcheurs récréatifs est inconnu et illimité, puisqu'il n'est pas obligatoire d'obtenir un permis pour pêcher dans les eaux de marée ou de mer. L'assouplissement des limites de taille peut fournir plus de possibilités aux pêcheurs récréatifs de conserver la limite quotidienne, mais en l'absence de données sur les prises et l'effort ainsi que de surveillance de la pêche récréative, il n'est pas possible d'évaluer dans quelle mesure les règles actuelles en matière de pêche récréative limitent les prises de bar rayé dans la pêche récréative.

Une limite de taille est actuellement utilisée dans la pêche récréative (et la pêche commerciale pilote) pour le bar rayé, ce qui entraîne inévitablement la capture et la remise à l'eau des poissons qui ne respectent pas les limites de taille pour la conservation. La pêche avec remise à l'eau est susceptible d'être pratiquée indépendamment des stratégies de limite de taille. Selon les données des enquêtes par interrogation des pêcheurs et certains rapports anecdotiques, des pêcheurs du sud du Golfe libèrent plus de 100 poissons lors d'une excursion de pêche quotidienne, en particulier lorsque les bars sont regroupés avant ou pendant la fraie dans la rivière Miramichi. Un taux de mortalité de la pêche avec remise à l'eau de 9 % est utilisé dans l'évaluation du bar rayé de la côte est des États-Unis, mais il est reconnu que le taux de mortalité dépend des engins de pêche, de la température de l'eau, de l'état de maturité et des pratiques des pêcheurs (Millard *et al.* 2005; NEFSC 2019). Lorsqu'elles ont été examinées dans ces analyses, l'inclusion ou l'exclusion de la mortalité de la pêche avec remise à l'eau sur l'élaboration de valeurs de référence du RMD et de points de référence n'avait aucune conséquence; il n'était pas possible de distinguer les valeurs des points de référence entre les stratégies de pêche (tableau 6.5) en raison des grandes incertitudes dans les paramètres estimés de la dynamique des populations. Cela ne signifie toutefois pas que la pêche avec remise à l'eau n'a aucun effet sur la survie et l'abondance du bar rayé. Les conséquences de la mortalité par pêche avec remise à l'eau sont inconnues, puisqu'il n'existe aucune estimation des captures ou des récoltes dans la pêche récréative du bar rayé (MPO 2011). En outre, une grande partie de la pêche avec remise à l'eau a lieu quand les poissons vivent une période de stress au sortir de leur jeûne hivernal et qu'ils sont physiologiquement transformés pour la fraie.

L'objectif des limites de taille est a) de fournir une occasion au poisson de frayer une fois avant d'être vulnérable à la pêche avec conservation de prises, et b) de protéger les poissons plus âgés présentant une forte fécondité et donc d'éviter des cohortes successives de faible recrutement. Gwinn *et al.* (2015) ont discuté de stratégies de pêche pour concilier les objectifs de différents utilisateurs de la pêche, comme lorsque le nombre de poissons récoltés, plutôt que le poids total, est la préférence de la pêche. Cela pourrait être le cas dans les pêches récréatives où la préférence est l'accès à un nombre élevé de poissons de taille acceptable plutôt que la maximisation du poids du poisson capturé; ce dernier objectif pourrait être plus pertinent pour les pêches commerciales. Gwinn *et al.* (2015) ont conclu que les limites (plage) de taille convenaient davantage qu'une taille minimale comme règlement de compromis pour atteindre ces objectifs concurrents. Ahrens *et al.* (2020) ont évalué le rendement des stratégies de taille minimale et de limites de taille par rapport aux objectifs concurrents de conservation et de pêche et ont conclu que les limites de taille pour la récolte constituaient le moyen optimal de régulation des récoltes pour l'atteinte de plusieurs objectifs de pêche (rendement en biomasse, rendement en nombre, prise de poissons trophées et taux de prise). Le compromis entre le rendement en poids et le rendement en nombre est indiqué dans les résultats de l'analyse d'équilibre des effets de la stratégie de pêche (tableau 6.4); parmi les stratégies de pêche examinées, la limite de taille de 30 à 65 cm LF produit le nombre de prises le plus élevé, mais le poids de prises le plus faible au RMD. En effet, plus la taille minimale est faible, plus le rendement en nombre qui peut être extrait est élevé. Un point important dans la discussion sur les points de référence est qu'avec les données et les modèles disponibles, il n'y a eu aucune différence dans les résultats des points de référence parmi les trois stratégies de gestion examinées. Les intervalles d'incertitude entre les stratégies de pêche se chevauchaient considérablement, mais ce ne serait pas le cas si les informations sur la dynamique des populations étaient connues avec plus de précision.

Selon les informations actuellement disponibles sur la proportion de femelles par longueur à la fourche (figure 3.7), une limite de taille minimale de 47 cm LF offre une protection substantielle contre la récolte pour les bars mâles, mais une protection moindre pour les femelles. Une taille minimale de 55 cm LF fournirait une meilleure protection de la première fraie des bars femelles.

La protection des bars rayés plus grands et plus âgés, obtenue grâce à une taille maximale de conservation, est importante pour plusieurs raisons. Bien qu'il ait été supposé dans nos analyses que la fécondité du bar rayé est une fonction linéaire du poids et que la valeur des œufs était similaire indépendamment de la taille de la femelle, il a été largement discuté dans la littérature que les effets maternels sur la survie et le recrutement au stade précoce de la vie sont importants chez les poissons et, en particulier, la valeur des femelles plus âgées et plus grandes dans la population de reproducteurs peut être disproportionnée par rapport à leur contribution en nombre d'œufs (Barneche *et al.* 2018). La combinaison d'une forte fécondité et de l'itéroparité du bar rayé est révélatrice d'une espèce à forte mortalité aux stades précoces. On a observé une variabilité interannuelle élevée du bar rayé, largement déterminée au cours des stades ovoïde et larvaire et influencée par des facteurs environnementaux (voir les références dans Richards et Rago 1999; Uphoff 1989; Rutherford *et al.* 2003). D'où l'importance de maintenir une abondance de reproducteurs plus âgés et plus grands afin de tirer parti des conditions environnementales favorables intermittentes pouvant produire de grandes classes d'âge, qui peuvent être réalisées avec une stratégie de pêche avec limite de taille maximale. Une limite de taille maximale de 61 cm LF réduit la sélectivité aux pêches à des valeurs inférieures à 10 % pour les bars rayés de 8 ans et plus (figure 6.3).

6.3.5. Considérations plurispécifiques

En vertu du principe de précaution, le MPO (2019) a élaboré une politique visant à soutenir des plans de rétablissement pour les stocks se situant dans la zone critique. Le MPO (2019) indique que dans le cas où le rétablissement d'un stock peut éventuellement avoir des conséquences négatives sur le statut d'une autre espèce, comme cela est le cas lors du rétablissement d'une espèce prédatrice susceptible d'entraîner le déclin d'une espèce-proie, les objectifs de rétablissement doivent être définis minutieusement en suivant une approche équilibrée, afin de s'assurer qu'aucune des deux espèces ne sera épuisée jusqu'à un niveau grave. Plus important encore, le MPO (2019) reconnaît qu'il est impossible d'atteindre simultanément des rendements conformes au RMD prévu par les évaluations monospécifiques pour un système regroupant de multiples espèces en interaction, et que les efforts de rétablissement doivent donc être abordés dans un contexte aussi écosystémique que possible.

Les points de référence et les stratégies de gestion évoqués dans ce document de travail sont basés sur des approches de gestion monospécifiques dans le but d'optimiser les fonctions utilitaires spécifiques au bar rayé. La population de bar rayé du sud du Golfe a augmenté en abondance, ce qui la place hors de la zone critique telle qu'elle est actuellement proposée. Le bar rayé est un prédateur piscivore de grande taille d'autres espèces halieutiques anadromes de valeur dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Des préoccupations ont été exprimées par les défenseurs de la pêche du saumon atlantique et certains intérêts de pêche commerciale du gaspateau et de l'éperlan arc-en-ciel selon lesquels la reconstitution du stock de bar rayé dans le sud du golfe a contribué au déclin de l'abondance du saumon atlantique et d'autres espèces diadromes en raison des niveaux élevés de prédation sur ces espèces par le bar rayé. Des inquiétudes du même ordre ont été exprimées concernant l'impact du rétablissement du bar rayé de la côte Atlantique sur ses proies, et le NEFSC (2019) a synthétisé plusieurs analyses ayant étudié la capacité du bar rayé à épuiser les populations de proies le long de la côte Atlantique. À ce jour, aucun point de référence ni plan de gestion plurispécifique n'a été proposé pour la situation américaine.

L'un des objectifs de cette étude consistait à envisager des approches et d'éventuels points de référence pour le bar rayé qui tiendraient compte de ces perspectives écosystémiques. Cet objectif est envisagé par Chaput (2022). La mise en garde du MPO (2019) vaut ici la peine d'être répétée : il est impossible d'atteindre simultanément des rendements conformes au RMD

prédit par les évaluations monospécifiques pour un système regroupant de multiples espèces en interaction. Ainsi, toute approche de gestion plurispécifique sera un compromis entre des objectifs monospécifiques concurrents.

7. INCERTITUDES ET LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Bien qu'il existe des observations empiriques substantielles pour caractériser les paramètres du cycle biologique de la population de bars rayés du sud du golfe, dont la relation poids-longueur, la relation taille-âge et les taux de mortalité, un certain nombre de lacunes et d'incertitudes subsistent.

7.1. HYPOTHÈSES ET OBSERVATIONS RELATIVES AU CYCLE BIOLOGIQUE

7.1.1. Informations relatives à la taille selon l'âge

L'âge des bars rayés dans cette population est déterminé d'après les interprétations d'écaillés. Les interprétations de l'âge à partir d'écaillés sont considérées comme suffisantes pour les poissons âgés de moins de 8 ou 10 ans, tandis que les otolithes sont considérés comme plus fiables pour estimer l'âge des poissons plus âgés (Secor *et al.* 1995; Liao *et al.* 2013). L'âge le plus avancé interprété à partir d'écaillés issues d'échantillons du sud du Golfe à ce jour est de 15 ans. L'âge le plus avancé rapporté pour le bar rayé sur la côte est des États-Unis est de 31 ans (NEFSC 2019). Si les interprétations d'âge à partir d'écaillés sous-estiment les âges des bars rayés, les taux de croissance du modèle de von Bertalanffy sont surestimés, ce qui a pour conséquence de sous-estimer l'abondance de poissons plus âgés dans la population et de sous-estimer la sélectivité de la pêche selon les profils d'âge. Les conséquences de ce biais sur les estimations modélisées de la mortalité totale et ensuite sur l'établissement des points de référence n'ont pas été examinées. Il existe peu d'informations sur le marquage et la recapture des bars rayés qui valident le taux de croissance relativement lent des poissons après l'âge de 7 ans : par exemple, un bar rayé marqué en 2006 et mesurant 67,6 cm, avec un âge interprété de 7 ans, a été recapturé et échantillonné en 2013, et il mesurait 83,7 cm, soit une augmentation de 16 cm en 7 ans (MPO 2014). D'autres données de marquage et recapture peuvent fournir une validation du taux de croissance de bars de différentes tailles et de différents âges dans la rivière Miramichi.

Le plus long bar rayé enregistré à partir de l'échantillonnage dans la Miramichi Nord-Ouest faisait 116 cm de longueur à la fourche. On rapporte de manière anecdotique des prises de très grands bars dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Dans les populations de bars rayés de la côte est des États-Unis, les poissons d'une longueur totale de plus de 180 cm ne sont pas considérés comme exceptionnels (NEFSC 2019). Les distributions de taille des reproducteurs sont décrites à partir de l'échantillonnage des prises accessoires de bar rayé dans la pêche commerciale du gaspareau au filet-trappe et dans la pêche indicatrice au filet-trappe effectuée par le MPO dans la Miramichi Nord-Ouest (MPO 2020). Les filets-trappes de la pêche commerciale du gaspareau et du MPO ne sont pas considérés comme restrictifs sur le plan de la taille; les prises de gros saumons de l'Atlantique de plus de 100 cm de longueur à la fourche sont fréquentes, et il existe quelques prises enregistrées d'esturgeons noirs mesurant dans les 4 pieds (120 cm) de longueur. Les filets-trappes sont attachés à la rive et ne couvrent pas les zones de chenaux plus profondes de la Miramichi Nord-Ouest. Si les bars rayés plus grands et plus âgés ont une préférence pour ces zones plus profondes, il ne sera alors pas possible de les capturer au filet-trappe. L'ampleur du sous-échantillonnage potentiel des grands poissons n'est pas connue, mais des éléments probants indiquent qu'il ne s'agirait pas d'un problème important. Depuis 2015, un tournoi de pêche au bar rayé est organisé dans la rivière Miramichi à la fin de mai; ce tournoi cible les groupes de pré-frai et de frai de bars rayés. Les participants

au tournoi sont autorisés à trier les captures avant de les soumettre à l'enregistrement; par conséquent, ces captures seraient biaisées en faveur des gros poissons. L'important effort de pêche effectué par les pêcheurs récréatifs en 2019 a enregistré certaines prises de poissons de taille relativement importante. Les données fournies par les organisateurs du tournoi ont été agrégées par groupe de pêcheurs en poids total et en nombre de poissons. Selon ces données, le poids moyen le plus élevé par poisson enregistré provenait d'une paire de poissons pesant 22 kg, soit un poids moyen de 11 kg chacun, ce qui équivaldrait à une longueur moyenne à la fourche de 97 cm. Sur les 262 poissons soumis par les pêcheurs, on estime qu'environ 10 avaient une longueur moyenne supérieure à 90 cm, et que 70 % des poids moyens des poissons étaient inférieurs à 6 kg (ce qui équivaut à une longueur à la fourche de 79 cm).

Les études montrent que le taux de croissance et la taille selon l'âge diffèrent en fonction du sexe, en particulier après l'atteinte de la maturité, les mâles étant comparativement plus petits selon l'âge que les femelles (Chaput et Robichaud 1995; NEFSC 2019). Ni le modèle de population utilisé dans cette étude ni le modèle d'évaluation du bar rayé pour la côte est des États-Unis n'aborde l'abondance selon l'âge par sexe. Dans le contexte de l'estimation de la production d'œufs selon l'âge, c'est la taille moyenne selon l'âge des femelles qui serait importante, et l'utilisation d'une fonction de croissance qui ne tient pas compte du sexe entraînerait une sous-estimation de la taille selon l'âge pour les femelles, et donc des œufs selon l'âge si les femelles sont plus grandes selon l'âge que les mâles. La sélectivité selon l'âge de la pêche, utilisée dans la modélisation de l'équilibre pour obtenir des valeurs de référence du RMD, serait également affectée par les différences entre les sexes sur le plan du taux de croissance et de taille selon l'âge. On ignore l'ampleur du biais introduit dans les estimations de l'abondance des reproducteurs selon l'âge et dans les hypothèses du modèle d'équilibre consistant à ignorer les différences de taille selon l'âge par sexe. L'intégration des différences de taille selon l'âge par sexe nécessiterait une structure de modèle différente de celle utilisée dans cette analyse.

L'estimation des paramètres de croissance de von Bertalanffy était fondée sur des échantillons de longueur et d'âge de bar rayé recueillis en mai et en juin, la majorité d'entre eux ayant été échantillonnés dans la zone de frai de la Miramichi Nord-Ouest. Dans un groupe d'âge, si la probabilité de maturation dépend de la taille, avec une maturation plus rapide et précoce du poisson, l'utilisation des données relatives à la taille et à l'âge provenant d'échantillons de reproducteurs peut entraîner une surestimation de la taille chez les jeunes âges, en particulier les âges 3 et 4. Les conséquences de ce biais d'échantillonnage sur les paramètres de croissance du modèle de von Bertalanffy n'ont pas été examinées.

7.1.2. Âge à maturité et proportion de recrues dans les frayères

Il n'existe pas de données permettant d'estimer directement l'âge ou la taille à 50 % de maturité, car il n'existe pas d'échantillons représentatifs de bars à tous les stades de maturité au printemps. Le calendrier de maturation des bars mâles et femelles supposait que les mâles arrivaient plus tôt à maturité que les femelles. La maturation plus précoce selon l'âge du bar mâle est étayée par des observations du rapport entre les sexes des poissons dans les frayères, qui indiquent une prédominance des mâles aux âges 3 et 4 et des proportions égales entre mâles et femelles pour les poissons d'âge 6 et plus. Dans le modèle de population, le paramètre qui est estimé est la proportion des recrues selon l'âge dans les frayères. Ce paramètre est une combinaison de la proportion d'individus selon l'âge qui sont matures par sexe et de la proportion d'individus matures par sexe qui sont des reproducteurs dans la Miramichi. Si de telles informations étaient disponibles et qu'il y avait des preuves de différences entre les mâles et les femelles, cela pourrait être envisagé, mais cela nécessiterait un modèle structuré par âge différent de celui examiné ici.

La proportion de femelles selon l'âge est supposée connue dans le modèle et est calculée directement à partir des profils de maturation supposés des bars mâles et femelles. Cette proportion semble appropriée, car elle correspond à la proportion de femelles selon la longueur à partir des poissons échantillonnés en mai et en juin de 2013 à 2015.

Il est supposé et modélisé que ce ne sont pas tous les bars rayés matures qui se trouvent dans les frayères de la Miramichi Nord-Ouest. Cette inférence découle d'observations de bars rayés, certains en état mature (mâles et femelles), dans d'autres estuaires du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse en mai et juin. Cela comprend également le phénomène de fraie irrégulière, où les poissons ne produisent pas d'œufs jusqu'à l'année suivante. La fraie irrégulière a été observée dans les populations de bars rayés de l'est des États-Unis (Secor 2008; Gahagan *et al.* 2015 ; Secor *et al.* 2020); elle a été déduite pour les poissons de la Miramichi qui avaient été détectés au large du Labrador en 2017, qui étaient retournés hiverner dans la Miramichi en 2017-2018 et qui, d'après les balises acoustiques qui ont détecté leurs comportements, avaient quitté la Miramichi au début du printemps de 2018 avant la fraie. Ces poissons ont survécu et hiverné dans la Miramichi en 2018-2019, et on a présumé qu'ils avaient frayé en 2019, mais pas en 2018.

7.1.3. Hypothèses relatives à la fécondité selon l'âge

La fécondité selon l'âge utilisée dans le modèle est une approximation grossière des valeurs de fécondité rapportées ailleurs. Des efforts ont été déployés pour recueillir les estimations de fécondité de la population du sud du golfe du Saint-Laurent, mais l'analyse de ces données est incomplète. Un biais dans les valeurs supposées de fécondité selon l'âge biaiserait l'estimation des paramètres de stock et de recrutement de Beverton-Holt; si la fécondité était sous-estimée, cela entraînerait un biais positif pour la pente à l'origine, alors que si la fécondité était surestimée, il y aurait l'effet inverse. Le sens du biais des valeurs de fécondité supposées par rapport aux valeurs de fécondité spécifiques à cette population n'est pas connu.

7.2. HYPOTHÈSES RELATIVES À LA MORTALITÉ NATURELLE ET CONTRAINTES

Les taux de mortalité naturelle (M) sont difficiles à estimer dans la plupart des cas.

Les données issues du marquage et du suivi acoustiques fournissent des estimations de la mortalité totale des bars rayés de grande taille. Il est reconnu que ces estimations peuvent également inclure une certaine mortalité par pêche, mais les estimations de Z à une valeur médiane de 0,22 au cours des dernières années indiquent fortement que la mortalité naturelle instantanée n'est très probablement pas supérieure à 0,2. La valeur de mortalité naturelle de 0,15 utilisée dans l'évaluation du bar rayé sur la côte est des États-Unis est inférieure à ce que supposent ces analyses. Cependant, il y a de bonnes raisons de s'attendre à ce que la mortalité naturelle soit plus élevée dans cette population du nord du golfe du Saint-Laurent. Douglas *et al.* (2006) ont fourni des informations sur les facteurs qui pourraient contribuer à la mortalité non liée aux pêches.

L'environnement, en particulier pendant l'hiver, est un facteur important de la dynamique des populations de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La population du sud du golfe du Saint-Laurent est la seule population pour laquelle l'évitement de conditions marines mortelles (températures de l'eau inférieures à zéro) pendant l'hiver fait obligatoirement partie du cycle biologique. Le sud du golfe du Saint-Laurent est une zone géographique où les eaux de surface côtières et estuariennes gèlent pendant l'hiver. L'éperlan arc-en-ciel, le poulamon et le hareng atlantique (juvéniles) peuvent produire des protéines antigèle qui réduisent le point de congélation de leur sang et leur permettent d'hiverner dans les zones côtières. Le bar rayé ne

produit pas ces protéines et doit donc hiverner dans les estuaires moyens, près de la limite de marée, où les températures de l'eau demeurent au-dessus de 0 °C.

Douglas *et al.* (2006) ont déterminé que les panaches thermiques hivernaux associés aux infrastructures industrielles dans le sud du Golfe pourraient être des facteurs potentiels de mortalité hivernale chez le bar rayé. Un grand nombre de bars rayés ont été régulièrement attirés vers les effluents thermiques des centrales électriques de Trenton (N.-É.), Dalhousie et Belledune (N.-B.), à la fin de l'automne et en hiver, et les pêcheurs ont ciblé ces effluents d'eau chaude en raison des fortes concentrations de bars rayés qui semblaient continuer à s'y nourrir à cette époque de l'année (Douglas *et al.* 2006). On a estimé que plus de 1 000 bars rayés sont morts à la sortie de la centrale de Trenton (N.-S.) en février 2004. Ces poissons seraient morts en raison d'une réduction aiguë de la température de l'eau lorsque la centrale a été mise hors service et que les rejets thermiques ont été coupés (Douglas *et al.* 2006). Buhariwalla *et al.* (2016) présentent des renseignements sur un événement de mortalité de poissons similaire survenu en janvier 2013 pour la même raison; la température maximale quotidienne de l'eau enregistrée au point de rejet avant la mort des poissons était de 12,8 °C, mais elle avait diminué à -2,5 °C lorsqu'a eu lieu le choc hypothermique, trois jours plus tard. La centrale de Dalhousie (N.-B.), que Douglas *et al.* (2006) ont désigné comme une autre source d'effluents thermiques utilisée par le bar rayé, a été démolie en 2015. La centrale thermique de Belledune (N.-B.) reste opérationnelle. Il y avait d'autres panaches thermiques dans la Miramichi, associés aux rejets de l'usine de pâtes et papiers dans le cours inférieur de la Miramichi Nord-Ouest; cette usine a fermé définitivement ses portes en décembre 2007.

Le bar rayé jeûne également pendant la période d'hivernage, et des mortalités de bar rayé ont été signalées dans certains estuaires et rivières peu après la fonte des glaces. Bradford et Chaput (1998) ont indiqué que des cas de mortalités de bar rayé avaient été signalés en avril et mai 1997, en particulier dans la région de la rivière Richibucto, peu après la fonte des glaces. Le nombre absolu de pertes au printemps de 1997 n'a pas été quantifié, mais un cas de mortalité a été examiné par le laboratoire de santé des poissons du MPO (Moncton), et aucun pathogène bactérien n'a été isolé. Selon Bradford *et al.* (2001b), des bars rayés morts et moribonds prélevés dans la rivière Napan (affluent de la baie de Miramichi) au début du mois de mai 1997 étaient émaciés et dépourvus de dépôts de graisse viscérale, en plus de présenter des voies digestives atrophiées, ce qui donne à penser que les poissons étaient morts de faim.

Nous ne disposons d'aucune information sur le taux de mortalité naturelle des jeunes bars. La mortalité naturelle des jeunes groupes d'âge, soit de 0 à 2 ans, devrait être relativement élevée, et une relation générale associant les paramètres de croissance de la relation de von Bertalanffy à M a été utilisée pour fournir des valeurs *a priori* informatives pour la modélisation de la population. On s'attend à une forte valeur de M pour le bar rayé juvénile en raison de sa petite taille qui le rend vulnérable à une diversité de prédateurs, y compris le bar rayé dans certaines circonstances (Buhariwalla *et al.* 2016). Les poissons de petite taille sont également plus vulnérables à la mortalité hivernale; leurs réserves d'énergie peuvent s'avérer insuffisantes pour survivre à la période de jeûne lié à l'hivernage, qui peut s'étendre de la fin d'octobre à fin d'avril. Des conditions environnementales difficiles peuvent également provoquer des mortalités; des bars juvéniles ont été retrouvés gelés dans la glace (S. Douglas, MPO, comm. pers.).

La réduction de l'intensité d'un certain nombre de facteurs de stress anthropiques a probablement contribué à améliorer la survie et à rétablir l'abondance du bar rayé. Les réductions comprennent l'élimination d'au moins deux rejets d'effluents thermiques (Dalhousie, Miramichi). Les effluents d'eaux usées provenant d'installations industrielles et municipales sont répandus dans tout le sud du Golfe, mais leur effet sur le bar rayé ou son habitat est inconnu (Douglas *et al.* 2006). Les sites présentant un intérêt particulier dans le sud du Golfe ont été

examinés par Robichaud-LeBlanc *et al.* (2000). Benson *et al.* (1983) ont démontré qu'il existait une mortalité importante des larves de bar rayé après une exposition de 72 h aux effluents d'une usine de pâte kraft blanchie. Le nombre d'installations industrielles rejetant des effluents chimiques dans le sud du golfe qui a été établi dans l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2006 (Douglas *et al.* 2006) a été réduit. Les installations qui ont fermé leurs portes comprennent la papeterie de Dalhousie (N.-B.), deux usines sur la rivière Miramichi et, plus récemment, une usine de Pictou (N.-É.).

7.3. HYPOTHÈSES RELATIVES À LA STRUCTURE DU STOCK

Il existe des preuves convaincantes que la rivière Miramichi Nord-Ouest est la principale zone de frai de la population de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Au fil des ans, le MPO a fait rapport sur le marquage du bar rayé dans diverses rivières du sud du Golfe et sur ses recaptures ultérieures dans les frayères de la Miramichi Nord-Ouest (MPO 2014). On a régulièrement détecté des bars marqués acoustiquement dans la Miramichi Nord-Ouest qui provenaient de la Gaspésie et de Pictou (N.-É.), ce qui illustre la vaste répartition du bar rayé dans le sud du Golfe et son affinité avec la zone de frai de la rivière Miramichi (voir tableau 3.8). On a par la suite recapturé dans la Miramichi Nord-Ouest des bars rayés marqués originaires de la limite est du sud du golfe (rivière Margaree, N.-É.) jusqu'à la limite ouest du sud du golfe (Gaspésie) et d'endroits situés entre ces deux limites, renforçant ainsi les preuves d'une large répartition régionale du poisson dans le sud du golfe. De plus, les preuves de la dispersion à partir de la Miramichi Nord-Ouest et de la présence des juvéniles dans d'autres estuaires et rivières font de la zone de frai de la Miramichi Nord-Ouest le facteur le plus important pour la production du bar rayé.

Des études ont proposé d'autres zones de frai historiques dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Rulifson et Dadswell 1995; Andrews *et al.* 2019a), bien qu'il n'existe à ce jour aucune donnée publiée relative à la fraie annuelle et au recrutement réussi pour ces zones. Au cours des deux dernières années, qui correspondent à une période d'abondance élevée chez les bars rayés reproducteurs, des organisations non gouvernementales ont échantillonné des œufs et des larves de bar rayé provenant des zones de marées des rivières Miramichi Sud-Ouest et Tabusintac, et ils en ont signalé la présence (M. Hambrook, Miramich Salmon Association, comm. pers.; Andrews *et al.* 2019a). Au printemps de 2020, d'intenses activités de frai ont également été signalées dans la rivière Miramichi Sud-Ouest, près de la limite de marée à Quarryville (T. Tunney, MPO, comm. pers.). On s'attend à une augmentation des observations d'activités de frai à mesure que l'abondance globale des reproducteurs augmente. La fraie du bar rayé peut être établie dans de nouvelles zones, comme en témoigne l'épisode de colonisation du sud du golfe par le bar rayé lors du retrait glaciaire de l'Holocène et la fraie et le recrutement du bar rayé dans de nouvelles zones de frai contemporaines du fleuve Saint-Laurent (MPO 2017). La conséquence de l'établissement de nouvelles zones de frai sur les résultats de la modélisation de la population est que l'abondance asymptotique augmenterait en raison d'une capacité de charge plus élevée, bien que les taux de survie indépendants de la densité des œufs à l'âge 0 en été devraient demeurer tels qu'ils ont été estimés.

7.4. HYPOTHÈSES SUR LA RELATION STOCK-RECRUTEMENT DENSITÉ-DÉPENDANTE

D'après les observations disponibles, la dynamique des stocks et du recrutement entre les œufs et l'abondance à l'âge 3 est correctement décrite par une fonction proportionnelle ou une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt. La trajectoire croissante presque monotone de l'abondance de la population, depuis son creux à la fin des années 1990 jusqu'à sa plus forte

abondance à la fin des années 2010, fournit peu d'informations pour définir sans équivoque la taille de la population asymptotique.

Nous avons préféré un modèle qui intègre une limite à la capacité de charge de la population de bar rayé du sud du golfe. En nous basant sur la littérature, le cycle biologique et la zone géographique où a lieu la fraie, nous avons choisi un modèle qui fixe la limite de capacité de charge à la phase juvénile précoce (âge 0, été). L'habitat de frai et la base alimentaire pour les larves et les juvéniles après la métamorphose sont limités à une zone de marées relativement petite dans la Miramichi Nord-Ouest.

Le modèle (modèle 6) qui prenait en compte le recrutement des œufs jusqu'à l'âge 3 offre une perspective différente sur l'abondance asymptotique à l'âge 3 et sur l'abondance totale de la population. La différence entre les résultats du modèle utilisant les mêmes données d'observation ne peut s'expliquer que par des preuves insuffisantes de la dépendance à la densité à partir des données disponibles. Il est possible que l'abondance du bar rayé continue d'augmenter jusqu'aux niveaux indiqués par le modèle 6, soit près d'un million de reproducteurs d'âge 3 (tableau 4.3), 4,8 millions de reproducteurs et 7,8 millions de poissons (de 3 ans et plus) à la B_{RMD} , car le plein potentiel productif pour cette population n'a pas encore été réalisé.

7.5. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX SÉRIES CHRONOLOGIQUES

Comme mentionné précédemment, la trajectoire croissante presque monotone de l'abondance de la population depuis son creux à la fin des années 1990 jusqu'à sa plus forte abondance à la fin des années 2010 fournit peu d'informations pour définir sans équivoque les paramètres dynamiques du modèle de population. Le recrutement dans l'abondance de reproducteurs de 2017 à 2019 n'a pas été évalué, étant donné que les individus d'âge 3 issus de la fraie de 2017 n'ont pu être évalués qu'en 2020, et les autres cohortes ne pourront l'être qu'en 2021 et 2022. Les distributions de longueur à la fourche du bar rayé à l'automne de 2019 semblent indiquer un petit mode, à un peu moins de 35 cm LF, ce qui correspondrait à un poisson d'âge 3 en mai 2020; cependant, ces modes associés à de petites longueurs à la fourche ont été notés les années précédentes, mais le suivi des cohortes pour ces modes n'est pas convaincant (voir la figure 3.4, mais aussi la figure 3.9, qui est l'analyse du déclin de la cohorte).

Les évaluations des reproducteurs publiées par le MPO (2020 et années précédentes) sont présumées être des estimations impartiales, mais très incertaines, des véritables abondances de reproducteurs. Le modèle d'évaluation utilise la plateforme de pêche commerciale du gaspareau pour obtenir des indices d'abondance par filet-trappe qui sont ensuite relevés à l'aide d'indices de capturabilité spécifiques au filet-trappe estimés à partir d'expériences de marquage et de recapture destinées à estimer l'abondance totale. Il existe un contraste important entre les taux de capture du bar rayé dans ces filets-trappes au cours de la période 1994-2019 (figure 3.1) et l'augmentation évaluée de l'abondance. Ces dernières années, étant donné que la pêche commerciale du gaspareau au moyen de filets-trappes a débuté un peu plus tard pour optimiser les captures de gaspareau, qui est l'espèce cible, on a utilisé les mouvements de bars marqués acoustiquement pour déduire la proportion des reproducteurs totaux présents dans la zone de pêche commerciale du gaspareau au début de la pêche.

Le MPO (2020) fournit des indices supplémentaires indépendants des captures commerciales de gaspareau qui corroborent la tendance à l'augmentation de l'abondance du bar rayé au cours de cette période. Plus précisément, des filets-trappes indicateurs installés dans les estuaires et surveillés par la Direction des sciences du MPO dans la Miramichi Sud-Ouest et la Miramichi Nord-Ouest sont utilisés pour évaluer l'abondance de nombreuses espèces anadromes dans la rivière Miramichi (Hayward *et al.* 2014). Les prises de bar rayé des mois de

mai et juin montrent une augmentation importante de l'abondance; cependant, les données de mai doivent être interprétées avec prudence, car les dates d'installation de ces filets-trappes destinés à l'échantillonnage des poissons migrant vers l'amont ont varié d'une année à l'autre. La somme des prises quotidiennes de juin a augmenté dans les deux sites au cours de la période d'échantillonnage, avec des prises généralement plus élevées, en particulier au cours de la dernière décennie, enregistrées au filet-trappe de la Miramichi Nord-Ouest situé dans la zone de fraie du bar rayé (figure 7.1). Au cours de la période, les prises au filet-trappe ont aussi fortement augmenté à l'automne, les signes les plus forts provenant de la Miramichi Nord-Ouest au mois d'octobre et de la Miramichi Sud-Ouest aux mois de septembre et d'octobre. Contrairement au printemps, les prises les plus élevées à l'automne sont systématiquement enregistrées au filet-trappe indicateur de la Miramichi Sud-Ouest lorsque les bars rayés reviennent dans la rivière Miramichi pour hiverner (figure 7.1).

7.6. PERTES LIÉES À LA PÊCHE ET OPTIONS DE GESTION

Il n'existe pas de données complètes sur les captures de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Historiquement, les statistiques des pêches incluaient uniquement les récoltes commerciales, et ne tenaient pas compte des récoltes récréatives et des récoltes découlant des pêches autochtones.

Il a été mentionné précédemment que le bar rayé est particulièrement vulnérable aux pêches dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Bien que les pêches de bar rayé aient été fermées pour l'essentiel en 2000, le MPO (2011) a indiqué que des dizaines de milliers de bars rayés à différents stades de vie ont été capturés dans diverses pêches illégales, commerciales et ASR autochtones. On considérerait que l'activité ayant le plus contribué à la perte totale de bar rayé était la pêche illégale, suivie de la pêche récréative (MPO 2011).

La pêche récréative du bar rayé dans le sud du golfe est en grande partie une pêche avec remise à l'eau, notamment en raison des restrictions obligatoires imposant des limites de taille pour la conservation et des pratiques des pêcheurs à la ligne, qui favorisent nettement la pêche à la ligne sans intention de conserver les prises. Dans l'est des États-Unis, la pêche avec remise à l'eau représentait de 85 % à 90 % du total des captures (conservées plus rejetées) de bar rayé entre 2015 et 2017, et les pertes annuelles de la pêche avec remise à l'eau ont atteint en moyenne 2,9 millions de poissons entre 2015 et 2017, soit environ l'équivalent des captures conservées de 2,9 à 3,5 millions pour ces mêmes années (NEFSC 2019). Il existe des différences dans les mesures de gestion entre les administrations; l'utilisation d'appâts naturels est notamment interdite dans la pêche récréative au Québec, mais les appâts naturels, généralement sous forme de morceaux de maquereau ou d'autres poissons fixés à des crochets, sont autorisés dans la région du Golfe du MPO. On suppose également un taux de mortalité de la pêche avec remise à l'eau de 9 %, tel celui utilisé dans l'évaluation du bar rayé de la côte est des États-Unis. Le taux de mortalité de la pêche avec remise à l'eau dépend des engins de pêche, de la température de l'eau, de l'état de maturité et des pratiques des pêcheurs (Millard *et al.* 2005; NEFSC 2019). Les conséquences de ces pratiques de pêche sur l'abondance de la population et les points de référence ne peuvent pas être évaluées en l'absence de telles données.

Les jeunes de l'année (JA) du bar rayé demeurent susceptibles d'être capturés dans les engins de pêche d'automne et d'hiver en eau libre (filets à poche et filets maillants) destinés à l'éperlan arc-en-ciel dans tout le sud du golfe du Saint-Laurent. Avant l'ouverture retardée de la pêche à l'éperlan d'automne dans la rivière Miramichi, reportée du 15 octobre au 1^{er} novembre, on estimait que les prises de bars JA se comptaient par centaines de milliers chaque année dans

la rivière Miramichi, et la plupart d'entre eux seraient morts, car il est difficile de les trier et de les relâcher vivants avec les grandes quantités de poissons capturés dans ces pêcheries (Bradford *et al.* 1997). Le report de l'ouverture de la saison aurait dû réduire les captures accessoires, mais aucune évaluation de suivi n'a eu lieu.

Des rapports anecdotiques font état d'une mortalité non réglementée dans d'autres secteurs, notamment le bar rayé conservé et utilisé comme appât dans la pêche du homard. Le bar rayé a également augmenté en abondance dans les sections d'eau douce des grandes rivières comme la Miramichi et la Restigouche, et de nombreux rapports font état de bars pêchés à la ligne et tués par rejet dans les bois de ces zones intérieures.

En l'absence de surveillance des prises et des récoltes de la pêche récréative, il n'est pas possible de proposer des conseils en matière de gestion des pêches relativement à un total autorisé de captures, ni d'évaluer l'état de la population par rapport aux taux d'exploitation. En l'absence de données sur les prises et les récoltes de toutes les pêches, le mieux est de suivre l'évolution de l'abondance de la population en réponse aux variations des stratégies de gestion des pêches. Les évaluations de l'abondance des reproducteurs sont généralement fournies entre l'automne et le début de l'hiver de l'année de fraie, et des plans de gestion sont établis en fonction de l'abondance de l'année écoulée. Cette approche, utilisée jusqu'à présent pour la gestion du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent, entraîne un faible risque pour la population si les taux d'exploitation sont relativement faibles. La trajectoire d'abondance de cette population indique que jusqu'à ce jour, le taux d'exploitation a été inférieur à la production excédentaire de la population.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

Ahrens, R.N.M., Allen, M.S., Walters, C., and Arlinghaus, R. 2020. Saving large fish through harvest slots outperforms the classical minimum-length limit when the aim is to achieve multiple harvest and catch-related fisheries objectives. *Fish and Fisheries* 2020 DOI: 10.1111/faf.12442.

Andrews, S.N., Dadswell, M.J., Buhariwalla, C.F., Linnansaari, T., and Curry, R.A. 2019a. Looking for Striped Bass in Atlantic Canada: The reconciliation of local, scientific, and historical knowledge. *Northeastern Naturalist* 26: 1-30.

Andrews, S.N., Buhariwalla, C.F., Fleet-Pardy, B., Dadswell, M.J., Linnansaari, T., and Curry, R.A. 2019b. Left out in the cold: the understudied overwintering ecology of striped bass in Canada. *Environ. Biol. Fish* 102: 499–518.

Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASMFC). 2019. ADDENDUM VI TO AMENDMENT 6 TO THE ATLANTIC STRIPED BASS INTERSTATE FISHERY MANAGEMENT PLAN. October 30, 2019.

Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., and Marshall, D.J. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360, 642–645.

Bradford, R.G., and Chaput, G. 1996. [The status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the southern Gulf of St. Lawrence in 1995](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 96/62: 36 p.

Bradford, R.G., and Chaput, G. 1997. [Status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the Gulf of St. Lawrence in 1996 and revised estimates of spawner abundance for 1994 and 1995](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 97/16: 31 p.

Bradford, R.G., and Chaput, G. 1998. [Status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the Gulf of St. Lawrence in 1997](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 98/35: 25 p.

-
- Bradford, R.G., Chaput, G., and Tremblay, E. 1995a. [Status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the Gulf of St. Lawrence](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 95/119: 43 p.
- Bradford, R.G., Robichaud, K.A., and Courtenay, S.C. 1995b. By-catch in commercial fisheries as an indicator and regulator of striped bass (*Morone saxatilis*) abundance in the Miramichi River estuary. In *Water, science, and the public: the Miramichi ecosystem*. Edited by E.M.P. Chadwick. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 123: 249-259.
- Bradford, R.G., Chaput, G., Hurlbut, T., and Morin, R. 1997. Bycatch of striped bass, white hake, winter flounder, and Atlantic tomcod in the autumn "open water" smelt fishery of the Miramichi River estuary. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2195: vi + 37 p.
- Bradford, R.G., Cairns, D., and Jessop, B. 2001a. [Update on the status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in eastern Canada in 1998](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/007: i + 14 p.
- Bradford, R.G., Chaput, G., Douglas, S., and Hayward, J. 2001b. [Status of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the Gulf of St. Lawrence in 1998](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/006: iii + 30 p.
- Buhariwalla, C.F., MacMillan, J.L., Gregoire, M.J., Dadswell, M.J., and Stokesbury, M.J.W. 2016. Population characteristics of Striped Bass killed by cold shock during winter shutdown of a power plant in Nova Scotia. *Northeast Naturalist* 23: 163–173.
- Burton, D.T., Hall, L.W.Jr., Klauda, R.J., and Margrey, S.L. 1983. Effects of treated leached kraft mill effluent on eggs and prolarvae of striped bass *Morone saxatilis*. *Water Resour. Bull.* 19: 869-879.
- Caddy, J.F. 2002. Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fish. Res.* 56: 133–137.
- Chaput, G. 2022. [Considérations plurispécifiques pour l'établissement de points de référence en matière de pêche du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/030. viii + 53 p.
- Chaput, G.J., and Robichaud, K.A. 1995. Size and growth of striped bass, (*Morone saxatilis*), from the Miramichi River, Gulf of St. Lawrence, Canada. P. 161-176. In E.M.P. Chadwick (ed.). *Water, science, and the public: the Miramichi ecosystem*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 123.
- Chiasson, G., Gallant, P.A., and Mallet, P. 2002. Traditional and local knowledge: estuarine fisheries by-catch in the southern Gulf of St. Lawrence; ecosystem based fisheries management considerations. *Can. Man. Rep. Fish. Aqua. Sci. No.* 2613: vi + 45 p.
- Cook, A.M., J. Duston, and R.G. Bradford. 2006. Thermal tolerance of a northern population of Striped Bass, *Morone saxatilis*. *J. Fish Biol.* 69: 1482–1490.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 51 p.
- COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xx + 86 p.
- Cowan, J.H.Jr., Rose, K.A., Rutherford, E.S., and Houde, E.D. 1993. Individual-based model of young of-the-year striped bass population dynamics. 2. Factors affecting recruitment in the Potomac River, Maryland. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 757–778.

-
- Douglas, S.G., and Chaput, G. 2011a. [Assessment and status of Striped Bass \(*Morone saxatilis*\) in the Southern Gulf of St. Lawrence, 2006 to 2010](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/097. iv + 22 p.
- Douglas, S.G., and Chaput, G. 2011b. [Information on the Striped Bass \(*Morone saxatilis*\) population of the southern Gulf of St. Lawrence relevant to the development of a 2nd COSEWIC status report for the species](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/098. iv + 16 p.
- Douglas, S.G., Bradford, R.G., and Chaput, G. 2003. [Assessment of striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the Maritime Provinces in the context of species at risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/008: iii + 49 p.
- Douglas, S.G., Chaput, G., and Caissie, D. 2006. [Assessment of status and recovery potential for striped bass \(*Morone saxatilis*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/041: viii + 95 p.
- Douglas, S.G., Chaput, G., Hayward, J., and Sheasgreen, J. 2009. Prespawning, spawning, and postspawning behavior of striped bass in the Miramichi River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138: 121-134.
- Gabriel, W.L., and Mace, P.M. 1999. A Review of Biological Reference Points in the Context of the Precautionary Approach. p. 34-45. Proceedings, 5th NMFS NSAW. 1999. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-40.
- Gahagan, B.I., Fox, D.A., and Secor, D.H. 2015. Partial migration of striped bass: revisiting the contingent hypothesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525: 185–197.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C., and Pope, J.G. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries* 11: 149–158.
- Goodyear, C.P. 1985. Toxic materials, fishing, and environmental variation: simulated effects on striped bass population trends. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 107-113.
- Goodyear, C.P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. pp. 67-81 In S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [eds.]. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120.
- Gwinn, D.C., Allen, M.S., Johnston, F.D., Brown, P., Todd, C.R., and Arlinghaus, R. 2015. Rethinking length-based fisheries regulations: The value of protecting old and large fish with harvest slot. *Fish and Fisheries* 16: 259–281.
- Halliday, R.G. (chairman). 2001. [Proceedings of the Fisheries Management Studies Working Group, 15-16 and 31 May 2001 Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proc. Ser. 2001/021.
- Halliday, R.G., and Mohn, R. (chairmen). 2001. [Proceedings of the Fisheries Management Studies Working Group, 8-11 January 2001 Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proc. Ser. 2001/008.
- Hanson, J.M. 2020. Diet of Striped Bass in the Southern Gulf of St. Lawrence (Canada) with Emphasis on the Spring Spawning Aggregation. *Northeastern Naturalist* 27(3): 381-400.
- Hayward, J., Sheasgreen, J., Douglas, S., and Reid, J. 2014. Diadromous fish monitoring programs in the Miramichi River system in 2011. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 3042: xiii + 102 p.

-
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- Hurst, T.P. and Conover, D.O. 1998. Winter mortality of young-of-the-year Hudson River striped bass (*Morone saxatilis*): size-dependent patterns and effects on recruitment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1122-1130.
- ICES. 1997. Report of the Study Group on the precautionary approach to fisheries management. ICES 1997/Assess:7.
- ICES 2001. Report of the Working Group on Eels St. Andrews, N.B., Canada, 28 August –1 September 2000. ICES CM 2001/ACFM:03.
- LeBlanc, C.H., and Chaput, G.J. 1991. Landings of estuarine fishes in the Gulf of St. Lawrence 1917 – 1988. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 842: viii + 101 p.
- LeBlanc, N.M., Gahagan, B.I., Andrews, S.N., Avery, T.S., Puncher, G.N., Reading, B.J., Buhariwalla, C.F., Curry, R.A., Whiteley, A.R., Pavey, S.A. 2020. Genomic population structure of Striped Bass (*Morone saxatilis*) from the Gulf of St. Lawrence to Cape Fear River. Evol. Appl.13: 1468–1486.
- Liao, H., Sharov, A.F., Jones, C.M., and Nelson, G.A. 2013. Quantifying the Effects of Aging Bias in Atlantic Striped Bass Stock Assessment, Trans. Am. Fish. Soc. 142: 193-207.
- Lunn, D., Jackson, C., Best, N., Thomas, A., and Spiegelhalter, D. 2013. The BUGS Book a Practical Introduction to Bayesian Analysis. CRC Press Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton, Florida. 381 pp.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Mace, P.M. and M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? In S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [eds.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120:101-118.
- Millard, M.J., Mohler, J.W., Kahnle, A., and Cosman, A. 2005. Mortality associated with catch and release angling of striped bass in the Hudson River. North Amer. J. Fish. Manag. 25: 1533-1541.
- MPO. 2006. [Évaluation du rétablissement des populations de bar rayé \(*Morone saxatilis*\) de l'estuaire du Saint-Laurent, du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy](#). MPO, Secr. can. consult. scient., Avis scient. 2006/053.
- MPO. 2009a. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2011. [Évaluation des dommages admissibles pour le bar rayé \(*Morone saxatilis*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/014.
- MPO. 2013. [Mise à jour de 2012 sur l'abondance des reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/010.
- MPO. 2014. [Prises de la pêche récréative, abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2014/015.

-
- MPO. 2015a. [Prises de la pêche récréative, abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2014](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2015/011.
- MPO. 2015b. [Élaboration de points de référence pour le saumon de l'Atlantique \(*Salmo salar*\) conformes à l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/058.
- MPO. 2016. [Abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/017.
- MPO. 2017. [Information à l'appui de la désignation de l'habitat essentiel du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du fleuve Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/001.
- MPO. 2018. [Abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/016.
- MPO. 2019. [Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : Assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique](#).
- MPO. 2020. [Mise à jour de 2019 sur l'abondance de reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/009.
- MPO. 2021. [Points de référence pour la population de bar rayé \(*Morone saxatilis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. Sci. du MPO. Avis sci. 2021/018.
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N., and Restrepo, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. ICES J. Mar. Sci. 51:191-205.
- Northeast Fisheries Science Center (NEFSC). 2019. 66th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (66th SAW) Assessment Report. US Dept Commer, Northeast Fish Sci Cent Ref Doc. 19-08; 1170 p. Available from: <http://www.nefsc.noaa.gov/publications/>
- Richards, R.A., and Rago, P.J. 1999. A case history of effective fishery management: Chesapeake bay striped bass. North Amer. J. Fish. Manag. 19: 356-375.
- Rideout, R.M., and Tomkiewicz, J. 2011. Skipped Spawning in Fishes: More Common than You Might Think. Mar. Coast. Fish. 3: 176-189.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., Courtenay, S.C., and Locke, A. 1996. Spawning and early life history of a northern population of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Miramichi River estuary, Gulf of St. Lawrence. Can. J. Zool. 74: 1645-1655.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., Courtenay, S.C., and Hanson, J.M. 1997. Ontogenetic diet shifts in age-0 striped bass, *Morone saxatilis*, from the Miramichi River estuary, Gulf of St. Lawrence. Can. J. Zool. 75: 1300-1309.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., Courtenay, S.C., and Benfey, T.J. 1998. Distribution and growth of young-of-the-year striped bass in the Miramichi River estuary, Gulf of St. Lawrence. Trans. Am. Fish. Soc. 127: 56-69.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., Bradford, R.G., Flecknow, J., and Collins, H. 2000. Bibliography of Miramichi, southern Gulf of St. Lawrence striped bass and North American studies on the effects of domestic and industrial effluent on striped bass. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2547: iii + 31 p.
-

-
- Robinson, M., Courtenay, S., Benfey, T., Maceda, L., and Wirgin, I. 2004. Origin and movements of young-of-the-year striped bass in the southern Gulf of St. Lawrence, New Brunswick. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 133: 412-426.
- Rulifson, R.A., and Dadswell, M.J. 1995. Life history and population characteristics of striped bass in Atlantic Canada. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124: 477-507.
- Rutherford, E.S., Houde, E.D., and Nyman, R.M. 1997. Relationship of larval-stage growth and mortality to recruitment of striped bass, *Morone saxatilis*, in Chesapeake Bay. *Estuaries* 20: 174-198.
- Rutherford, E.S., Rose, K.A., and Cowan, J.H.Jr. 2003. Evaluation of the Shepherd and Cushing (1980) model of density-dependent survival: a case study using striped bass (*Morone saxatilis*) larvae in the Potomac River, Maryland, USA. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 1275-1287.
- Secor, D.H. 2008. Influence of skipped spawning and misspecified reproductive schedules on biological reference points in sustainable fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137: 782-789.
- Secor, D.H., Trice, T.M., and Hornick, H.T. 1995. Validation of otolith-based aging and a comparison of otolith and scale-based aging in mark-recaptured Chesapeake Bay striped bass, *Morone saxatilis*. *Fish. Bull.* 93: 186-190.
- Secor, D.H., O'Brien, M.H.P., Gahagan, B.I., Watterson, J.C., and Fox, D.A. 2020. [Differential migration in Chesapeake Bay striped bass](#). *PLoS ONE* 15(5): e0233103. pone.0233103.
- Uphoff, J.H. 1989. Environmental effects on survival of eggs, larvae and juveniles of striped bass in the Choptank River, Maryland. *Trans. Am. Fish. Soc.* 118: 251-263.
- Valiquette, É., Harvey, V. et Pelletier, A.-M. 2017. [Mise à jour des connaissances sur l'identification, la description et l'utilisation spatio-temporelle des habitats du bar rayé \(*Morone saxatilis*\) de la population du fleuve Saint-Laurent, Québec](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2017/005. ix + 55 p.
- Valiquette, E., Legault, M., Mainguy, J., Bujold, V., et Pelletier, A.-M. 2018. Répartition du bar rayé au Québec – mise à jour des connaissances, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, v + 17 p.
- Walters, C.J., and Martell, S.J.D. 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Walters, C.J., Hilborn, R., and Christensen, V. 2008. Surplus production dynamics in declining and recovering fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2536-2551.
- Wirgin, I.I., Ong, T., Maceda, L., Waldman, J.R., Moore, D., and Courtenay, S. 1993. Mitochondrial DNA variation in striped bass (*Morone saxatilis*) from Canadian rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 80-87.
- Wirgin, I., Maceda, L., Tozer, M., Stabile, J., and Waldman, J. 2020. Atlantic coastwide population structure of striped bass *Morone saxatilis* using microsatellite DNA analysis. *Fish. Res.* 226 (2020) 105506.

TABLEAUX

Tableau 2.1. Étapes importantes dans la gestion des pêcheries du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1992 à 2013.

Année	Pêche commerciale	Pêche récréative	Pêches Indigène ASR
Avant 1992	Permis des filets-maillants (limite de la maille de 127 mm) Pêche à la nasse est permise Prises accidentelles peuvent être retenues et marchandées.	Aucune rétention de bar < 38 cm de longueur totale (LT), sauf dans les eaux du comté de Kent.	> 68 cm LT
1992	Rédaction de la stratégie de conservation du MPO : - fermeture de toutes les pêches dirigées - toutes prises accidentelles de bar > 38 cm LT doivent être relâchées - tolérance de rétention des prises accidentelles de bar < 38 cm dans les pêcheries de gaspareau et d'éperlan - pêche à la nasse est désignée pêche récréative avec des limites de taille et de contingent de la pêche récréative.	1 juillet au 31 octobre un bar par jour > 68 cm LT	> 68 cm LT
1993	Mise en vigueur de la stratégie de conservation du MPO.	1 juillet au 31 octobre un bar par jour > 68 cm LT	1 juillet au 31 octobre > 68 cm LT
1994	Mise en vigueur de la stratégie de conservation du MPO.	1 juillet au 31 octobre un bar par jour > 68 cm LT	1 juillet au 31 octobre > 68 cm LT
1995	L'obligation de remettre à l'eau le bar > 38 cm LT n'est pas imposée Remise à l'eau volontaire de reproducteurs dans la Miramichi (mai – juin) 17 t de prélèvements déclarés.	1 juillet au 31 octobre un bar par jour > 68 cm LT	> 68 cm LT
1996	Fermeture de la pêche commerciale Interdiction de vendre le bar rayé capturé en nature Tolérance de rétention mais pas pour vente de bar < 35 cm LT dans les pêcheries de gaspareau et d'éperlan 15 t de prélèvements déclarés.	Uniquement pêche de capture et remise à l'eau 1 mai au 31 octobre	1 juillet au 31 octobre Aucune limite de taille (pas pratique avec les filets maillants)
1997	Fermeture des pêches commerciales du bar Interdiction de vendre le bar rayé capturé en nature Tolérance de rétention mais pas pour vente de bar < 35 cm LT dans les pêcheries de gaspareau et d'éperlan.	Uniquement pêche de capture et remise à l'eau 1 mai au 31 octobre	1 juillet au 31 octobre
1998	Fermeture des pêches commerciales du bar Interdiction de vendre le bar rayé capturé en nature La tolérance de rétention est révoquée, aucune rétention de prises accessoires permise, qu'importe la taille.	Uniquement pêche de capture et remise à l'eau 15 avril au 31 octobre (date d'ouverture qui correspond à celle	1 juillet au 31 octobre

Année	Pêche commerciale	Pêche récréative	Pêches Indigène ASR
1999	Fermeture des pêches commerciales du bar Interdiction de vendre le bar rayé capturé en nature La tolérance de rétention est révoquée, aucune rétention de prises accessoires permise, qu'importe la taille Ouverture repoussée de la pêche avec filet boîte à l'eau clair de l'éperlan dans la Miramichi du 15 octobre au 1 novembre.	de la pêche au saumon noir et de la truite) Uniquement pêche de capture et remise à l'eau 15 avril au 31 octobre	1 juillet au 31 octobre
2000	Suite des mesures de 1999	Fermeture de la pêche dirigée au bar rayé dans les eaux côtières et intérieures du sud du golfe du Saint-Laurent.	Suspension des allocations des pêches Indigènes à des fins ASR
2012	Suite des mesures de 1999	Continuation de la fermeture de la pêche dirigée au bar rayé dans les eaux côtières et intérieures du sud du golfe du Saint-Laurent.	Rétablissement des allocations de les pêches Indigènes à des fins ASR
2013	Suite des mesures de 1999	Réouverture de la pêche de rétention du bar	Les allocations de les pêches Indigènes à des fins ASR sont maintenues.

Tableau 2.2. Mesures de gestion dans les pêches récréatives du bar rayé depuis la réouverture de la pêche de rétention en 2013 (voir MPO 2016 pour de plus amples détails pour les années 2013 à 2015).

Année	Région administrative	Saison pour les eaux marées	Nombre de jours de rétention	Contingent quotidien	Limite de taille pour rétention	Notes
2012	MPO Golfe	Fermée	na	na	na	na
2013	MPO Golfe	1 mai au 30 septembre	25	1	55 – 65 cm LT	na
	Province du Québec (Baie des Chaleurs ; Zone 21)	15 juin au 30 septembre	0	0	na	Uniquement pêche de capture et remise à l'eau hameçon avec tige qui ne comporte qu'un seul crochet
2014	MPO Golfe	1 mai au 30 septembre	53	1 (1-21 mai) 2 (22-25 mai)* 1 (1-21 août) 1 (24-30 sept.)	50 – 65 cm LT	*Suite à une période météorologique froide et un pauvre succès de pêche, la période de rétention de mai 2014 a été prolongée de 4 jours jusqu'au 25 mai avec une limite quotidienne de rétention et de possession de 2 poissons.
	Province du Québec (Baie des Chaleurs ; Zone 21)	15 juin au 30 septembre	30 (July 26 – Aug. 24)	1	< 65 cm LT	Pêche à la ligne avec hameçon ou combinaison d'hameçons, sans appât naturel, dont chaque tige ne comporte qu'un seul crochet, pour un maximum de 3 crochets sur une ligne
2015	MPO Golfe	1 mai au 31 octobre	56 (11 au 31 mai 1 au 23 août 4 au 7 septembre 24 au 31 octobre)	1	50 – 65 cm LT	na
	Province du Québec (Baie des Chaleurs ; Zone 21)	15 juin au 30 septembre	56 (1 juillet au 21 août)	1	50 – 65 cm LT	Pêche à la ligne avec hameçon ou combinaison d'hameçons, sans appât naturel, dont chaque tige ne comporte qu'un seul crochet, pour un maximum de 3 crochets sur une ligne
2016	MPO Golfe	1 mai au 31 octobre	104	1	50 – 65 cm LT	na
	Province du Québec (Baie des Chaleurs ; Zone 21)	15 juin au 31 octobre	109 (1 juillet au 26 août; 9 septembre au 31 octobre)	1	50 – 65 cm LT	Pêche à la ligne avec hameçon ou combinaison d'hameçons, sans appât naturel, dont chaque tige ne comporte qu'un seul crochet, pour un maximum de 3 crochets sur une ligne

Année	Région administrative	Saison pour les eaux marées	Nombre de jours de rétention	Contingent quotidien	Limite de taille pour rétention	Notes
2017	MPO Golfe	15 avril au 31 octobre	200 (15 avril au 31 octobre)	1 (15 avril au 14 juin) 2 (15 juin au 31 août) 1 (1 septembre au 31 octobre)	50 – 65 cm LT	na
	Province du Québec (Baie des Chaleurs ; Zone 21)	15 juin au 31 octobre	139 (15 juin au 31 octobre)	2	50 – 65 cm LT	Pêche à la ligne avec hameçon ou combinaison d'hameçons, sans appât naturel, dont chaque tige ne comporte qu'un seul crochet, pour un maximum de 3 crochets sur une ligne
2018	MPO Golfe	15 avril au 31 octobre	200 (15 avril au 31 octobre)	3	50 – 65 cm LT	na
	Province du Québec (Zone 21, agrandi)	15 juin au 31 octobre	139 (15 juin au 31 octobre)	3	50 – 65 cm LT	Pêche à la ligne avec hameçon ou combinaison d'hameçons, sans appât naturel, dont chaque tige ne comporte qu'un seul crochet, pour un maximum de 3 crochets sur une ligne Extension de la Zone 21 en amont dans le fleuve Saint-Laurent jusqu'à la limite tracée par une ligne rejoignant Rimouski et Forestville sur la côte nord du Saint-Laurent, et incluant les îles de la Madeleine
2019	MPO Golfe	15 avril au 31 octobre	200 (15 avril au 31 octobre)	3	50 – 65 cm LT	ns
	Province du Québec (Zone 21, agrandi)	15 juin au 31 octobre	139 (15 juin au 31 octobre)	3	50 – 65 cm LT	Même mesures qu'en 2018 Avec l'ajout de la majorité des rivières avec embouchures dans la zone 21

Tableau 2.3. Sommaire des fermetures aux pêches récréatives dans la frayère de bar rayé de la rivière Miramichi Nord-Ouest, durant 2017 à 2020.

Année	Numéro d'ordonnance de la région du Golfe du MPO	Date de début	Date de fin	Total des jours de fermeture	Longueur de la zone fermée
2017	FMO-2017-038	1 juin	9 juin	9	9,8 km
2018	FMO-2018-032	4 juin	8 juin	5	6,5 km
2019	FMO-2019-035	5 juin	9 juin	5	6,5 km
2020	FMO-2020-044	28 mai	1 juin	5	6,5 km

Tableau 2.4. Débarquements enregistrés (t) de bar rayé dans les districts statistiques de pêche situés aux alentours et qui comprennent la rivière Miramichi ainsi que pour l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent. Les données pour la période de 1917 à 1988 proviennent de LeBlanc et Chaput (1991). Les données pour les années de 1989 à 1994 proviennent de Bradford et al. (1995a). Aucun débarquement a été enregistré pour les années 1935 à 1967. De plus amples détails des débarquements par districts statistiques pour la région du Golfe du MPO ainsi que par saison et région sont disponibles dans les rapports de Bradford et al. (1995a) et Douglas et al. (2003). "nd" signifie aucune donnée disponible.

Année	Districts aux alentours de la Miramichi					Total	Sud du golfe du Saint-Laurent
	68	70	71	72	73		
1917	8,2	nd	4	0,4	1,5	14,1	61,4
1918	7,2	nd	1,1	4,5	1,5	14,3	54,4
1919	4,1	0,5	1,2	2,3	3,6	11,7	33,7
1920	17,3	nd	2,2	0,5	4,2	24,2	28,3
1921	1,1	nd	1,5	nd	2,7	5,3	15,9
1922	1,4	nd	1,2	nd	nd	2,6	19,1
1923	0,9	nd	0,2	nd	5,4	6,5	25,5
1924	nd	nd	0,9	7,2	nd	8,1	39,8
1925	0,9	nd	0,7	0,4	4,1	6,1	22,1
1926	nd	nd	1,9	0,4	nd	2,3	20,0
1927	nd	nd	nd	nd	6,5	6,5	22,8
1928	nd	nd	0,2	nd	3,7	3,9	10,3
1929	nd	nd	nd	nd	1,7	1,7	5,8
1930	nd	nd	0,5	0,5	0,9	1,9	4,0
1931	nd	nd	nd	0,5	0,9	1,4	3,2
1932	nd	0,8	nd	0,5	1,1	2,4	3,9
1933	nd	0,2	nd	0,1	nd	0,3	0,7
1934	nd	nd	nd	0,3	nd	0,3	0,4
1935	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
1967	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
1968	nd	0,4	1,8	1,1	0,1	3,4	8,2
1969	nd	0,1	0,4	1,6	0,1	2,2	9,4
1970	0,1	2,6	0,9	3,4	0,4	7,4	10,6
1971	nd	0,7	1,4	8,5	0,4	11	13,3
1972	nd	0,1	1,8	3,4	0,5	5,8	8,8
1973	nd	0,2	0,1	3,8	nd	4,1	6,1
1974	0,1	nd	0,3	3,6	nd	4	5,4
1975	0,7	3,2	1	nd	nd	4,9	7,2
1976	0,1	1,9	1,6	3,1	nd	6,7	8,6
1977	nd	0,9	1,2	nd	nd	2,1	5,1
1978	nd	1,5	nd	nd	nd	1,5	5,1
1979	0,1	2,2	1,2	nd	nd	3,5	6,8
1980	0,1	9,7	2,9	nd	nd	12,7	15,3
1981	0,9	5,5	4,7	nd	nd	11,1	47,8
1982	1	3,8	2,4	nd	nd	7,2	32,4
1983	2	3	6,9	nd	0,1	12	23,4
1984	0,1	9,9	2,2	nd	nd	12,2	17,3
1985	0,8	2,3	8	nd	nd	11,1	22,0
1986	2,2	3,5	nd	nd	nd	5,7	12,5
1987	nd	0,6	nd	nd	0,1	0,7	2,3
1988	0,1	2	0,9	nd	nd	3	4,1
1989	nd	nd	0,1	nd	nd	0,1	4,0
1990	nd	nd	0,1	nd	nd	0,1	1,0
1991	nd	nd	0,1	nd	nd	0,1	1,3
1992	nd	nd	0,5	nd	nd	0,5	8,9
1993	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,6
1994	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0
1995	nd	nd	nd	nd	nd	nd	17,3
1996	nd	nd	nd	nd	nd	nd	15,25

Tableau 2.5. Sommaire des estimés disponibles de captures depuis la réouverture des pêches récréatives au bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2013 à 2015. Les données pour 2013 proviennent du MPO (2014) et celles pour 2014 sont résumées dans MPO (2015a).

Année	Autorité gestionnaire / contingent quotidien	Période du sondage	Nombre estimé de bar conservé valeur ponctuelle (intervalle de confiance à 95 %)	Nombre estimé de remise à l'eau ¹	Nombre total des pertes de bar associées à la pêche (taux présumé de mortalité associé à la remise à l'eau de 10 %)
2013	MPO Région du Golfe 1 bar par jour limite de taille pour rétention de 55 à 65 cm LT	1 au 15 mai rivière Miramichi	2400	29 224	5322
		du 2 au 11 août huit sites de pêche dans le sud du golfe du Saint- Laurent	244	2911	535
2014	MPO Région du Golfe 1 bar par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	17 des 25 jours durant la période du 1 au 25 mai rivière Miramichi	400	9637	1364
		August and September retention periods	na	na	na
	Province du Québec 1 bar par jour limite de taille pour rétention < 65 cm LT	July / August	554 (299 à 809)	8456 (4865 à 12 047)	1400 (1146 à 2013)
2015	MPO Région du Golfe 1 bar par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	na	na	na	na
		Province du Québec 1 bar par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	juillet et août	1172 (790 à 1554)	20 797 (14 225 à 27 368)

¹ pour le sondage de la province du Québec, le nombre estimé de remise à l'eau comprend le total des remises à l'eau et des rétentions

Tableau 2.6. Caractéristiques de la pêche récréative dans la baie des Chaleurs du côté du Québec durant 2014 à 2019. Les données pour 2014 proviennent de MPO (2015a). Les données pour 2016 à 2019 ont été fournies par le MFFP Québec (données non-publiées).

Année	Mesure de gestion	Catégorie de prise	Groupe par taille	Pourcentage de la catégorie de prise
2014	1 poisson par jour limite de taille pour rétention < 65 cm LT	Rétention	< 50 cm	27 %
			50 à 65 cm	73 %
		Remise à l'eau	< 50 cm	33 %
			> 65 cm	13 %
2016	1 poisson par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	Probabilité de conserver 1 poisson		14,2 %
		Prises (conservé et remise à l'eau)	< 50 cm	69%
			50 à 65 cm	22%
			>65 cm	9%
2017	2 poissons par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	Probabilité de conserver au moins 1 poisson		6,5 %
		Prises (conservé et remise à l'eau)	< 50 cm	58%
			50 à 65 cm	37%
			>65 cm	5%
2018	3 poissons par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	Probabilité de conserver au moins 1 poisson		22,5 %
		Prises (conservé et remise à l'eau)	< 50 cm	49%
			50 à 65 cm	44%
			>65 cm	7%
2019	3 poissons par jour limite de taille pour rétention de 50 à 65 cm LT	Probabilité de conserver au moins 1 poisson		6,5 %
		Prises (conservé et remise à l'eau)	< 50 cm	55%
			50 à 65 cm	43%
			>65 cm	3%

Tableau 3.1. Sommaire des sites de marquages, les années de marquage, ainsi que l'historique des sites d'hivernage et de frai pour les bars rayés marqués avec des émetteurs acoustiques dont les numéros d'identification des émetteurs ont été identifiés sur la ligne de récepteurs acoustiques de Port Hope Simpson au Labrador en 2017. Les données de détections de la ligne de récepteurs de Port Hope Simpson ont été fournies par M. Robertson (MPO Région de Terre-Neuve-et-Labrador). Les bars rayés de la Gaspésie et du Saint-Laurent ont été marqués par le personnel du MFFP Québec.

Endroit de marquage	Année de marquage	Historique d'hivernage	Historique de frai	Dates de détections au Labrador en 2017	Nombre de détections acoustiques
Saint-Laurent	2015	n'a jamais été observé dans la rivière Miramichi	n'a jamais été observé dans la rivière Miramichi	28 septembre	5
Gaspésie	2016	n'a jamais été observé dans la rivière Miramichi	n'a jamais été observé dans la rivière Miramichi	28 septembre	1
Gaspésie	2014	Miramichi : 2014/15, 2015/16, 2016/17	Miramichi : 2015, 2016, 2017	5 septembre 22 septembre	3
Gaspésie	2014	Miramichi : 2014/15, 2015/16, 2016/17	Miramichi : 2015, 2016, 2017	30 août 28 septembre	13
Gaspésie	2014	Miramichi : 2014/15, 2015/16, 2016/17	Miramichi : 2015, 2016, 2017	29 août	1
Gaspésie	2014	Miramichi : 2014/15, 2015/16, 2016/17	Miramichi : 2015, 2016, 2017	5 septembre 27 septembre	5
Gaspésie	2014	Miramichi : 2014/15, 2015/16, 2016/17, 2017/18, 2018/19	Miramichi : 2015, 2016, 2017, 2019	3 septembre 22 septembre	6
Saint-Laurent	2014	Miramichi : 2016/17, 2017/18, 2018/19	Miramichi : 2017, 2019	29 août	3
Miramichi	2013	Miramichi : 2013/14, 2014/15, 2015/16, 2016/17, 2017/18, 2018/19	Miramichi : 2015, 2016, 2017, 2019	22 septembre	2

Tableau 3.2. Statistiques sommaires des longueurs à l'âge (cm) selon l'interprétation des écailles de bar rayé échantillonnés dans la rivière Miramichi et servant à l'analyse du modèle de croissance de von Bertalanffy.

Âge	Taille de l'échantillon (disponible)	Moyenne (cm)	Écart type	Coefficient de variation	Sommaire a posteriori des prédictions du modèle von Bertalanffy		
					Moyenne (cm)	Écart type	Croissance inter-annuelle (cm)
1	71 (71)	17,8	1,5	0,083	17,5	1,5	-
2	200 (562)	28,0	3,2	0,116	29,0	2,6	11,4
3	200 (2606)	40,4	3,6	0,088	38,5	3,4	9,6
4	200 (2542)	46,8	3,9	0,082	46,7	4,2	8,2
5	200 (1485)	52,6	3,9	0,073	53,6	4,8	6,9
6	200 (769)	58,1	4,5	0,077	59,4	5,3	5,8
7	124 (124)	63,6	5,5	0,086	64,4	5,7	5,0
8	94 (94)	69,1	5,3	0,076	68,6	6,1	4,2
9	62 (62)	72,7	5,5	0,076	71,9	6,3	3,3
10	20 (20)	77,1	6,3	0,082	75,0	6,6	3,1
11	21 (21)	78,2	6,3	0,081	77,6	6,8	2,6
12	10 (10)	83,5	5,2	0,062	79,4	6,9	1,9
13	2 (2)	75,5	7,6	0,101	81,4	7,2	2,0
14	5 (5)	78,2	7,2	0,093	82,8	7,4	1,3
15	3 (3)	86,9	16,4	0,189	84,2	7,5	1,4

Tableau 3.3. Sommaires a posteriori des paramètres du modèle de croissance von Bertalanffy pour la longueur à la fourche (cm) à l'âge (année) de bar rayé de la rivière Miramichi.

Paramètre	Médiane	5 ^e au 95 ^e percentile	Corrélations	
			L [∞] et	K et
L [∞] (cm)	90,8	88,5 à 93,3	na	na
K	0,1685	0,1598 à 0,1771	-0,974	na
a ₀ (année)	-0,2680	-0,3176 à -0,2218	-0,748	0,857
σ (échelle log)	0,088	0,085 à 0,091	na	na
Longueur (cm) prédite à l'âge 3	38,4	33,2 à 44,3	na	na

Tableau 3.4. Relation entre la longueur à la fourche (cm) et le poids total (kg) des bars rayés échantillonnés durant les mois de mai et juin de 2013 à 2015 de la rivière Miramichi. La régression linéaire est la suivante : $\log(\text{Poidskg}) = \text{intercepte} + \text{pente} * \log(\text{LFcm}) + \varepsilon$ avec $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$.

Sexe	Paramètre	Maximum de vraisemblance	
		Moyenne	Erreur standard
Combiné	Pente	3,0027	0,0094
	Intercepte	-11,3428	0,0363
	sigma		0,087
	N		1839
Par sexe	Femelle	Pente	3,0742
		Intercepte	-11,6014
		N	643
Mâle	Pente	2,9327	
	Intercepte	-11,0879	
	N	1196	
	sigma		0,085

Tableau 3.5. Nombres de femelles et de mâles de bar rayé à l'âge répertoriés des échantillons opportunistes des mois de mai et juin dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1970 à 2018. Les nombres de mâles par rapport aux femelles pourraient être biaisés car la détermination du sexe du poisson a été faite selon des caractéristiques externes (mature et coulant) qui sont plus évidents chez les mâles.

Âge	Nombre de femelles	Nombre de mâles	Proportion femelle
2	5	53	0,086
3	32	2053	0,015
4	120	1524	0,073
5	201	487	0,292
6	124	160	0,437
7	41	40	0,506
8	32	18	0,640
9	19	16	0,543
10	8	4	0,667
11	7	7	0,500
12	7	0	1,000
13	0	1	0,000
14	1	2	0,333
15	2	1	0,667

Tableau 3.6. Sommaire des hypothèses par rapport aux proportions matures à l'âge par sexe et les proportions de femelles à l'âge sur la frayère pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent.

Caractéristique	Âge (années)			
	3	4	5	6 et plus
Proportion mature à l'âge (présumée)				
Mâle	0,5	0,9	1	1
Femelle	0,1	0,5	0,9	1
Proportion femelle à l'âge sur la frayère en presumant que les proportions des poissons matures à l'âge qui sont sur la frayère sont similaires pour les mâles et les femelles				
Proportion femelle	0,17	0,36	0,47	0,50

Tableau 3.7. La mortalité naturelle (M) prédite de bar rayé selon les paramètres estimés du modèle de croissance de von Bertalanffy et la relation empirique entre M et les caractéristiques de croissance de Gislason et al. (2010). Les longueurs moyennes à l'âge sont résumés au tableau 3.2.

Âge	Longueur à la mi-saison (mm) ($L_{a,t}$ à $L_{a+1,t+1}$)	Mortalité (M)	
		prédite	Survie (S) prédite
0	135 (110 à 160) ¹	1,97	0,14
1	232 (175 à 290)	0,82	0,44
2	337 (290 à 385)	0,45	0,64
3	426 (385 à 467)	0,31	0,73
4	501 (467 à 536)	0,24	0,79

¹ écart de la longueur modale des jeunes de l'année au début du premier hiver

Tableau 3.8. Données servant à l'estimation des probabilités de survie de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques et observés dans la rivière Miramichi. Les données de 2003 à 2009 proviennent de Douglas et Chaput (2011a). Les bars rayés de la Gaspésie ont été marqués par le personnel du MFFP Québec. « N émetteurs » est le nombre d'émetteurs acoustiques d'un ensemble de bar rayé marqués et pouvant être observés dans la Miramichi dans les années ultérieures. Les catégories de taille de poissons correspondent aux limites de taille (longueur à la fourche, cm) en vigueur pour la rétention dans les pêches récréatives depuis 2014. Les poissons sont assignés à une catégorie de longueur selon leur taille lorsqu'ils ont été marqués.

Lieu de marquage	Année de marquage	Saison de marquage	Modèle d'émetteur	Catégorie de longueur	N émetteurs	Nombre d'émetteurs observés durant l'année de survie estimée									
						2003	2004	2008	2009	2014	2015	2016	2017	2018	
Miramichi	2003	printemps	V16	total	19	13	na	na	na	na	na	na	na	na	
Miramichi	2004	printemps	V16	total	21	na	13	na	na	na	na	na	na	na	
Miramichi	2008	printemps	V16	total	20	na	na	14	10	na	na	na	na	na	
Miramichi	2009	printemps	V16	total	21	na	na	na	14	na	na	na	na	na	
Gaspésie	2013	été	V13	< 46	1	na	na	na	na	1	na	na	na	na	
				46 - 61	23	na	na	na	na	22	na	na	na	na	
				> 61	15	na	na	na	na	13	na	na	na	na	
				total	39	na	na	na	na	36	na	na	na	na	
Miramichi	2013	automne	V16	46 - 61	15	na	na	na	na	12	8	5	5	5	
				> 61	21	na	na	na	na	17	15	13	9	9	
				total	36	na	na	na	na	29	23	18	14	14	
Gaspésie	2014	été	V13	< 46	3	na	na	na	na	na	3	1	na	na	
				46 - 61	12	na	na	na	na	na	10	8	na	na	
				total	15	na	na	na	na	13	9	na	na		
Gaspésie	2014	été	V16	46 - 61	25	na	na	na	na	na	18	14	6	5	
				> 61	18	na	na	na	na	na	16	12	10	9	
				total	43	na	na	na	na	34	26	16	14		
Pictou	2015	hiver	V16	total	5	na	na	na	na	na	5	3	2		
Gaspésie	2015	été	V13	total	1	na	na	na	na	na	1	na	na		
Gaspésie	2016	fin automne	V13	total	8	na	na	na	na	na	na	8	3		
Gaspésie	2016	fin automne	V16	total	4	na	na	na	na	na	na	2	1		
Miramichi	2016	automne	V16	< 46	4	na	na	na	na	na	na	na	4	4	
				46 - 61	14	na	na	na	na	na	na	na	12	11	
				> 61	6	na	na	na	na	na	na	na	6	6	
				total	24	na	na	na	na	na	na	na	22	21	
Miramichi	2017	automne	V16	< 46	3	na	na	na	na	na	na	na	na	3	
				46 - 61	19	na	na	na	na	na	na	na	na	14	
				> 61	1	na	na	na	na	na	na	na	na	1	
				total	23	na	na	na	na	na	na	na	na	18	

Tableau 4.1. Paramètres et leurs distributions a priori des différents modèles de cycle de vie à l'âge pour le bar rayé. Dans le logiciel "OpenBUGS", la distribution normal est paramétrisée par la moyenne et la précision (l'inverse de la variance) et l'indicateur C(#,) indique que la distribution est contrainte à des valeurs supérieures au premier élément. La distribution gamma est paramétrée sur l'échelle inverse.

Variant de modèle	Paramètres et leurs distributions a priori	Transposition des paramètres
Modèle 1	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S.0 \sim \text{Beta}(139,861)$ $S[1] \sim \text{Beta}(440,560)$ $S[2] \sim \text{Beta}(638,362)$ $S[3+] \sim \text{Beta}(720,280)$ $p.\text{rec.à.gé}[3] \sim \text{Beta}(270,730)$ $p.\text{rec.à.gé}[4] \sim \text{Beta}(630,370)$ $p.\text{rec.à.gé}[5] \sim \text{Beta}(855,145)$ $p.\text{rec.à.gé}[6] \sim \text{Beta}(900,100)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim U(0,3)$	Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0) = -\log(S.0)$ $Z[1] = -\log(S[1])$ $Z[2] = -\log(S[2])$ $Z[3+] = -\log(S[3+])$ $p.\text{rec.à.gé}[7:15+] = p.\text{rec.à.gé}[6]$
Modèle 2	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S.0 \sim \text{Beta}(139,861)$ $S[1] \sim \text{Beta}(440,560)$ $S[2] \sim \text{Beta}(638,362)$ $S[3] \sim \text{Beta}(72,28)$ $S[4] \sim \text{Beta}(75,25)$ $S[5] \sim \text{Beta}(80,20)$ $S[6] \sim \text{Beta}(85,15)$ $S[7] \sim \text{Beta}(90,10)$ $S[8] \sim \text{Beta}(95,5)$ $p.\text{rec.à.gé}[3] \sim \text{Beta}(270,730)$ $p.\text{rec.à.gé}[4] \sim \text{Beta}(630,370)$ $p.\text{rec.à.gé}[5] \sim \text{Beta}(855,145)$ $p.\text{rec.à.gé}[6] \sim \text{Beta}(900,100)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim U(0,3)$	Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0) = -\log(S.0)$ $Z[1] = -\log(S[1])$ $Z[2] = -\log(S[2])$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ $p.\text{rec.à.gé}[7:15+] = p.\text{rec.à.gé}[6]$
Modèle 3	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S.0 \sim \text{Beta}(139,861)$ $S[1] \sim \text{Beta}(440,560)$ $S[2] \sim \text{Beta}(638,362)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ $p.\text{rec.à.gé}[3] \sim \text{Beta}(270,730)$ $p.\text{rec.à.gé}[4] \sim \text{Beta}(630,370)$ $p.\text{rec.à.gé}[5] \sim \text{Beta}(855,145)$ $p.\text{rec.à.gé}[6] \sim \text{Beta}(900,100)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim U(0,3)$	Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0) = -\log(S.0)$ $Z[1] = -\log(S[1])$ $Z[2] = -\log(S[2])$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ $p.\text{rec.à.gé}[7:15+] = p.\text{rec.à.gé}[6]$
Modèle 4	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S.0 \sim \text{Beta}(14,86)$ $S[1] \sim \text{Beta}(44,56)$ $S[2] \sim \text{Beta}(64,36)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ $p.\text{rec.à.gé}[3] \sim \text{Beta}(4,12)$ $p.\text{rec.à.gé}[4] \sim \text{Beta}(3,3)$ $p.\text{rec.à.gé}[5] \sim \text{Beta}(5,2)$ $p.\text{rec.à.gé}[6] \sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim U(0,3)$	Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0) = -\log(S.0)$ $Z[1] = -\log(S[1])$ $Z[2] = -\log(S[2])$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ $p.\text{rec.à.gé}[7:15+] = p.\text{rec.à.gé}[6]$
Modèle 5	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S[0to3] \sim \text{Beta}(5,45)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$	Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0to3) = -\log(S[0to3])$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$

Variant de modèle	Paramètres et leurs distributions a priori	Transposition des paramètres
	<p>$p.rec.à.gé[3] \sim \text{Beta}(4,12)$ $p.rec.à.gé[4] \sim \text{Beta}(3,3)$ $p.rec.à.gé[5] \sim \text{Beta}(5,2)$ $p.rec.à.gé[6] \sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim \text{U}(0,3)$</p>	<p>$Z[9:15+] = Z[8]$ $p.rec.à.gé[7:15+] = p.rec.à.gé[6]$</p>
Modèle 6	<p>$\delta \sim \text{N}(1,0.001)C(0,)$ $K \sim \text{N}(1,0.001)C(1,)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ $p.rec.à.gé[3] \sim \text{Beta}(4,12)$ $p.rec.à.gé[4] \sim \text{Beta}(3,3)$ $p.rec.à.gé[5] \sim \text{Beta}(5,2)$ $p.rec.à.gé[6] \sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim \text{U}(0,3)$</p>	<p>Beverton-Holt; $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ $p.rec.à.gé[7:15+] = p.rec.à.gé[6]$</p>
Modèle 7 fonction de la loi de puissance pour le modèle de stock et de recrutement	<p>$\alpha \sim \text{Beta}(1,1)$ $\beta \sim \text{Gamma}(6,4)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ $p.rec.à.gé[3] \sim \text{Beta}(4,12)$ $p.rec.à.gé[4] \sim \text{Beta}(3,3)$ $p.rec.à.gé[5] \sim \text{Beta}(5,2)$ $p.rec.à.gé[6] \sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim \text{U}(0,3)$</p>	<p>$Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ $p.rec.à.gé[7:15+] = p.rec.à.gé[6]$</p>

Tableau 4.2. Diagnostiques d'ajustement des modèles considérés pour estimer les paramètres du cycle de vie et la dynamique de population pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. Les sommaires des ajustements incluent la déviance, le critère d'information Aikike approximatif (CIA'), et le DIC fournis par le logiciel OpenBUGS. Dans tous les modèles, le poids à l'âge, la fécondité, et la proportion de femelle à l'âge sont considérés connus et sans incertitudes (Annexe 3).

Variante de modèle	Statistiques d'ajustement	Commentaires
Modèle 1	Déviance : 2440 Paramètres : 17 CIA' = Dev + 2*p = 2474 DIC = 2448 (pD = 8)	Mauvais ajustement au total des reproducteurs (résidus généralement positifs) Très mauvais ajustement aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge, avec un patron dominant des résidus
Modèle 2	Déviance : 2442 Paramètres : 22 CIA' = Dev + 2*p = 2484 DIC = 2450 (pD = 7.6)	Mauvais ajustement au total des reproducteurs (résidus généralement positifs) Résidus majoritairement positifs pour l'âge 3, négatifs pour les âges 7 et 8 Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8
Modèle 3	Déviance : 2403 Paramètres : 22 CIA' = Dev + 2*p = 2447 DIC = 2412 (pD = 9.1)	Bon ajustement aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Résidus majoritairement positifs pour les reproducteurs totaux Absence d'autocorrélation des résidus Survie à l'âge 3 est supérieure à la survie des âges 4 à 7, contraire aux attentes a priori
Modèle 4	Déviance : 2396 Paramètres : 22 CIA' = Dev + 2*p = 2440 DIC = 2401 (pD = 5.0)	Bon ajustement aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge 3 à 6 Quelques résidus positifs pour les reproducteurs totaux Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'autocorrélation des résidus Survie à l'âge 3 est supérieure à la survie des âges 4 à 7, contraire aux attentes a priori Corrélations négatives entre les paramètres α et K, α et S[0]
Modèle 5	Déviance : 2395 Paramètres : 20 CIA' = Dev + 2*p = 2435 DIC = 2394 (pD = -1.4)	Bon ajustement aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge 3 à 6 Patron presque équilibré pour les reproducteurs totaux Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'autocorrélation des résidus Survie à l'âge 3 est supérieure à la survie des âges 4 à 7, contraire aux attentes a priori Corrélations négatives entre les paramètres α et K, α et S.0to3
Modèle 6	Déviance : 2391 Paramètres : 19 CIA' = Dev + 2*p = 2429 DIC = 2392 (pD = 0.3)	Bon ajustement aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'autocorrélation des résidus Survie à l'âge 3 est supérieure à la survie des âges 4 à 7, contraire aux attentes a priori Corrélation positive entre les paramètres Bev-Holt α et S[3]
Modèle 7	Déviance : 2385 Paramètres : 19 CIA' = Dev + 2*p = 2423 DIC = 1330 (pD = -1055)	Ajustements aux valeurs observées de reproducteurs à l'âge et reproducteurs totaux similaires aux modèles avec la relation Bev-Holt Distribution du paramètre de la loi de puissance Beta est centrée sur 1, indiquant aucune relation de densité dépendance (abondance peut augmenter sans limite) Corrélation positive élevée entre les paramètres beta et gamma de la loi de puissance

Tableau 4.3. Résumé (médiane ; écart du 5e au 95e percentiles) des estimations a posteriori des paramètres du stock et du recrutement et des abondances prédites par les modèles 4, 5 et 6 avec une fonction de stock et de recrutement de Beverton-Holt. Les estimations de l'abondance à l'équilibre sont basées sur le modèle d'équilibre avec les paramètres du cycle de vie du modèle de population spécifique, en supposant aucune pêche.

Caractéristique	Modèle 4 (BH- œufs à l'âge-0)	Modèle 5 (BH- œufs à l'âge-0)	Modèle 6 (BH- œufs à l'âge-3)
Survie de l' œuf à l'âge-0			
α	5,34 E-4 (3,53 E-4 to 8,27 E-4)	2,28 E-4 (1,32 E-4 to 4,02 E-4)	na
Survie de l'âge-0 à l'âge-3			
hypothèses	S[0]*S[1]*S[2]	S[0to3]	na
S	0,0631 (0,0449 à 0,0869)	0,163 (0,103 à 0,249)	na
Survie de l' œuf à l'âge-3 en absence de dépendance à la densité			
S	3,34 E-5 (2,45 E-5 à 4,76 E-5)	3,65 E-5 (2,51 E-5 à 5,65 E-5)	4,20 E-5 (2,74 E-5 à 6,92 E-5)
Taux de reproduction pour la durée de vie (nombre de recrues d'âge-3 par une femelle durant sa vie, en absence de dépendance à la densité de la survie)			
Âge-3 (nombre)	5,5 (4,9 à 7,1)	5,0 (3,7 à 7,6)	4,9 (3,7 à 7,4)
Abondance asymptotique (K; modèle de Beverton-Holt)			
Âge-0 (millions)	9,10 (6,25 à 12,46)	6,80 (4,06 à 10,27)	na
Âge-3 recrutement (milles)	566 (383 à 834)	1074 (640 à 1799)	3705 (1622 à 7373)
Abondance à l'équilibre modélisée			
Âge-0 (millions)	7,37 (4,94 à 10,22)	5,23 (2,87 à 8,38)	na
Âge-3 recrutement (milles)	456 (314 à 685)	824 (444 à 1466)	2848 (1251 à 5686)
Âge-3 reproducteurs (milles)	170 (109 à 265)	288 (159 à 508)	819 (351 à 1812)
Oeufs (millions) ¹	66 175 (37 433 à 182 588)	105 676 (35 939 à 381 738)	286 682 (106 334 à 908 776)

¹ Les abondances en œufs qui correspondent aux abondances à l'équilibre modélisée pour les âge-0 et âge-3 sont très grandes avec de grandes incertitudes parce que la courbe de la relation du stock et du recrutement au niveau de renouvellement est presque horizontale ce qui donne très peu de différences des niveaux de recrutement pour une large gamme de niveau de reproducteur.

Tableau 6.1. Exemples de stratégies de gestion basées sur les limites de taille qui ont été examinées dans le cadre de la définition des points de référence de la pêche au bar rayé.

Règlement pour la rétention	Taille inférieure (longueur à la fourche, cm)	Taille supérieure (longueur à la fourche, cm)	Précision
Aucune limite selon la taille	aucune (30)	aucune (150)	À des fins de modélisation, une taille inférieure de 30 cm a été présumée comme étant la taille minimum des poissons qui seraient prélevés. Une taille supérieure de 150 cm a été présumée, ce qui dépasse la taille maximum prévue pour cette espèce.
Limites de longueur inférieure et supérieure	47	61	Selon le plan de gestion de la pêche récréative de 2016 à 2020.
Limite de longueur supérieure	aucune (30)	65	À des fins de modélisation, une taille inférieure de 30 cm a été présumée comme étant la taille minimum des poissons qui seraient prélevés.

Tableau 6.2a. Pour le modèle 5, les niveaux de référence RMS et RPR (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Valeurs des références selon le modèle 5	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Abondance à l'équilibre pour les âges 3 à 15+ avec F = 0		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	4140 (2120 à 11 450)	13 980 (8040 à 24 710)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milliers)	2320 (1380 à 4340)	4700 (2800 à 8060)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	2810 (1430 à 8100)	10 340 (5400 à 19 410)
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milliers)	1360 (800 à 2620)	3110 (1760 à 5610)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	104 300 (51 300 à 317 300)	413 900 (214 100 à 783 600)
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec F = F _{RMD}		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	1620 (890 à 3600)	4610 (2680 à 8000)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milliers)	1230 (740 à 2230)	2430 (1460 à 4130)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	1010 (550 à 2350)	3200 (1770 à 5830)
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milliers)	660 (390 à 1240)	1450 (850 à 2550)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	34 560 (18 190 à 85 230)	121 680 (65 990 à 224 330)
Taux de pêches et rendement à RMD		
F _{RMD} (F pleinement recruté)	0,18 (0,12 à 0,23)	0,17 (0,15 à 0,19)
F _{crash} (F pleinement recruté)	0,69 (0,60 à 0,78)	0,87 (0,73 à 1)
Capture au RMD (biomasse, t)	210 (130 à 380)	650 (370 à 1140)
Capture au RMD (nombre, milliers)	160 (100 à 270)	340 (190 à 590)
Abondance à l'équilibre modélisée (âge-3)		
Abondance total (nombre, milliers)	840 (500 à 1420)	1000 (590 à 1690)
Abondance des reproducteurs (nombre, milliers)	290 (170 à 520)	350 (210 à 610)
Taux de reproduction pour la durée de vie (nombre de recrues d'âge-3 pour une femelle durant sa vie, en absence de dépendance à la densité de la survie)		
Âge-3 (nombre)	5,01 (3,73 à 7,59)	15,55 (11,01 à 23,29)
Niveaux de référence pour les reproducteurs potentiels par recrue (RPR) (âges 3 à 15+) (F pleinement recruté)		
F pour 50 % RPR	0,19 (0,14 à 0,27)	0,12 (0,11 à 0,13)
F pour 30 % RPR	0,39 (0,28 à 0,53)	0,24 (0,22 à 0,27)

Table 6.2b. Pour le modèle 4, les niveaux de référence RMS et RPR (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Valeurs des références selon le modèle 4	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Abondance à l'équilibre pour les âges 3 à 15+ avec F = 0		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	2540 (1470 à 6620)	8050 (5210 à 12 600)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milliers)	1380 (920 à 2340)	2670 (1780 à 3990)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	1790 (1040 à 4730)	6100 (3600 à 10 080)
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milliers)	860 (570 à 1480)	1850 (1180 à 2870)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	66 700 (37 600 à 188 100)	244 000 (142 700 à 405 600)
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec F = F _{RMD}		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	970 (600 à 1990)	2620 (1730 à 4000)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milliers)	720 (490 à 1180)	1360 (920 à 2020)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	650 (400 à 1340)	1900 (1190 à 3010)
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milliers)	420 (280 à 700)	860 (570 à 1300)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	22 200 (13 400 à 48 700)	72 100 (44 400 à 115 700)
Taux de pêches et rendement à RMD		
F _{RMD} (F pleinement recruté)	0,19 (0,12 à 0,24)	0,17 (0,15 à 0,19)
F _{crash} (F pleinement recruté)	0,73 (0,65 à 0,82)	0,88 (0,76 à 1)
Capture au RMD (biomasse, t)	140 (100 à 220)	370 (240 à 580)
Capture au RMD (nombre, milliers)	100 (70 à 150)	190 (130 à 290)
Abondance à l'équilibre modélisée (âge-3)		
Abondance total (nombre, milliers)	450 (300 à 670)	530 (350 à 780)
Abondance des reproducteurs (nombre, milliers)	170 (110 à 260)	200 (130 à 300)
Taux de reproduction pour la durée de vie (nombre de recrues d'âge-3 par une femelle durant sa vie, en absence de dépendance à la densité de la survie)		
Âge-3 (nombre)	5,45 (4,08 à 7,95)	15,72 (11,63 à 22,05)
Niveaux de référence pour les reproducteurs potentiels par recrue (GPR) (âges 3 à 15+) (F pleinement recruté)		
F pour 50 % RPR	0,19 (0,14 à 0,26)	0,12 (0,12 à 0,13)
F pour 30 % RPR	0,39 (0,28 à 0,52)	0,24 (0,22 à 0,27)

Table 6.3a. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Référence	Unité	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Point de référence supérieur (reproducteurs âges 3 à 15+)			
80 % B _{RMD}	Œufs (millions)	25 780 (13 460 à 63 420)	91 320 (49 990 à 168 040)
	Biomasse (t)	780 (420 à 1780)	2450 (1360 à 4450)
	Nombre (milles)	530 (310 à 1020)	1210 (710 à 2110)
	Œufs par poisson	48 210 (40 200 à 66 970)	75 670 (64 820 à 86 000)
	Œufs par kg	33 370 (31 370 à 36 070)	37 290 (35 950 à 38 280)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,33 (4,05 à 5,04)	5,28 (4,91 à 5,64)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,45 (1,28 à 1,86)	2,03 (1,8 à 2,25)
	50 % RPR	Œufs (millions)	32 440 (16 110 à 72 360)
Biomasse (t)		950 (500 à 2020)	4280 (2190 à 8120)
Nombre (milles)		620 (360 à 1150)	1760 (990 à 3130)
Point de référence limite (reproducteurs âges 3 à 15+)			
Brétablissement	Œufs (millions)		200
	Biomasse (t)		6.5
	Nombre (milles)		4.5
40 % B _{RMD}	Œufs (millions)	11 600 (5970 à 28 660)	40 580 (22 430 à 74 480)
	Biomasse (t)	370 (200 à 850)	1160 (650 à 2090)
	Nombre (milles)	280 (160 à 580)	700 (410 à 1220)
	Œufs par poisson	41 440 (34 840 à 53 150)	58 030 (50 080 à 65 850)
	Œufs par kg	31 750 (29 660 à 34 220)	35 150 (33 640 à 36 380)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,10 (3,88 à 4,52)	4,66 (4,39 à 4,92)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,31 (1,17 à 1,55)	1,65 (1,49 à 1,81)
	30 % RPR	Œufs (millions)	7020 (1520 à 20 350)
Biomasse (t)		230 (50 à 620)	2220 (1070 à 4300)
Nombre (milles)		180 (50 à 430)	1120 (610 à 2040)
Moitié de la saturation Bev Holt	Œufs (millions)		29 950 (17 450 à 54 180)
	Biomasse (t)	890 (530 à 1590)	870 (520 à 1560)
	Nombre (milles)	590 (360 à 1030)	560 (350 à 980)

Référence	Unité	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques	
	Œufs par poisson	50 430 (43 480 à 59 350)	53 250 (46 240 à 60 640)	
	Œufs par kg	33 810 (32 240 à 35 240)	34 360 (32 870 à 35 610)	
	Âge moyenne des reproducteurs	4,41 (4,16 à 4,74)	4,49 (4,25 à 4,74)	
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,49 (1,35 à 1,69)	1,55 (1,40 à 1,70)	
	Moitié de l'abondance à l'équilibre	Œufs (millions)	19 300 (10 820 à 37 630)	26 160 (15 420 à 47 040)
		Biomasse (t)	590 (340 à 1110)	770 (460 à 1360)
		Nombre (milles)	420 (260 à 750)	510 (310 à 880)
		Œufs par poisson	45 350 (38 360 à 55 650)	51 470 (44 590 à 58 450)
		Œufs par kg	32 720 (30 840 à 34 630)	34 020 (32 470 à 35 270)
		Âge moyenne des reproducteurs	4,23 (3,99 à 4,61)	4,43 (4,20 à 4,67)
Poids moyen (kg) des reproducteurs		1,39 (1,24 à 1,61)	1,51 (1,37 à 1,66)	
Référence du taux de prélèvement				
F _{RMD}		F pleinement recruté	0,18 (0,12 à 0,23)	0,17 (0,15 à 0,19)
F 50 % RPR		F pleinement recruté	0,19 (0,14 à 0,27)	0,12 (0,11 à 0,13)
F 30 % RPR	F pleinement recruté	0,39 (0,28 à 0,53)	0,24 (0,22 à 0,27)	

Table 6.3b. Pour le modèle 4, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Référence	Unité	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Point de référence supérieur (reproducteurs âges 3 à 15+)			
80 % BRMD	Œufs (millions)	16 700 (10 000 à 36 500)	54 300 (33 700 à 86 400)
	Biomasse (t)	500 (310 à 1030)	1460 (920 à 2290)
	Nombre (milles)	340 (220 à 580)	720 (480 à 1090)
	Œufs par poisson	49 200 (41 700 à 66 100)	75 400 (65 600 à 85 000)
	Œufs par kg	33 600 (31 800 à 36 000)	37 ,300 (36 100 à 38 200)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,36 (4,11 à 5,00)	5,28 (4,94 à 5,61)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,46 (1,31 à 1,83)	2,02 (1,82 à 2,23)
	50 % RPR	Œufs (millions)	22 500 (12 900 à 44 900)
Biomasse (t)		650 (390 à 1240)	2540 (1480 à 4190)
Nombre (milles)		420 (280 à 680)	1050 (660 à 1620)
Point de référence limite (reproducteurs âges 3 à 15+)			
Brétablissement	Œufs (millions)		200
	Biomasse (t)		6,5
	Nombre (milles)		4,5
40 % BRMD	Œufs (millions)	7600 (4500 à 16 700)	24 500 (15 400 à 38 500)
	Biomasse (t)	240 (150 à 500)	700 (450 à 1080)
	Nombre (milles)	180 (120 à 330)	420 (280 à 630)
	Œufs par poisson	41 900 (35 900 à 52 700)	58 000 (50 700 à 65 200)
	Œufs par kg	31 900 (30 100 à 34 200)	35 200 (33 800 à 36 300)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,11 (3,91 à 4,50)	4,65 (4,41 à 4,90)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,31 (1,20 à 1,54)	1,65 (1,50 à 1,80)
	30 % RPR	Œufs (millions)	6400 (2400 à 14 900)
Biomasse (t)		200 (80 à 440)	1320 (730 à 2230)
Nombre (milles)		160 (70 à 300)	670 (410 à 1050)
Moitié de la saturation Bev Holt	Œufs (millions)		17 300 (11 300 à 26 500)
	Biomasse (t)	510 (340 à 770)	510 (340 à 760)
	Nombre (milles)	350 (240 à 510)	330 (220 à 490)

Référence	Unité	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques	
	Œufs par poisson	49 600 (43 600 à 57 100)	52 400 (46 400 à 59 100)	
	Œufs par kg	33 700 (32 300 à 35 000)	34 200 (32 900 à 35 400)	
	Âge moyenne des reproducteurs	4,38 (4,17 à 4,65)	4,46 (4,26 à 4,69)	
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,47 (1,35 à 1,63)	1,53 (1,41 à 1,67)	
Moitié de l'abondance à l'équilibre	Œufs (millions)	11 600 (7300 à 19 300)	15 200 (10 000 à 23 000)	
	Biomasse (t)	350 (230 à 570)	450 (300 à 670)	
	Nombre (milles)	260 (170 à 390)	300 (210 à 440)	
	Œufs par poisson	45 300 (39 100 à 53 600)	50 800 (44 900 à 57 200)	
	Œufs par kg	32 700 (31 100 à 34 400)	33 900 (32 600 à 35 100)	
	Âge moyenne des reproducteurs	4,23 (4,02 à 4,53)	4,41 (4,21 à 4,62)	
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,38 (1,26 à 1,56)	1,50 (1,38 à 1,63)	
	Référence du taux de prélèvement			
	F _{RMD}	F pleinement recruté	0,19 (0,12 à 0,24)	0,17 (0,15 à 0,19)
	F 50 % RPR	F pleinement recruté	0,19 (0,14 à 0,26)	0,12 (0,12 à 0,13)
F 30 % RPR	F pleinement recruté	0,39 (0,28 à 0,52)	0,24 (0,22 à 0,27)	

Table 6.4a. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour trois stratégies de gestion basées sur les limites de taille. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques et ne tient pas compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Référence	Unité	Aucune limite selon la taille (fourchette de 30 à 150 cm LF)	Limites de longueur inférieure et supérieure (fourchette de 47 à 61 cm LF)	Limite de longueur supérieure (fourchette de 30 à 65 cm LF)
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec $F = F_{RMD}$				
B _{RMD}	Biomasse totale (biomasse, t)	4610 (2680 à 8000)	3720 (2210 à 6450)	3800 (2250 à 6630)
	Abondance totale (nombre, milliers)	2430 (1460 à 4130)	2060 (1250 à 3520)	1990 (1200 à 3390)
	Reproducteurs (biomasse, t)	3200 (1770 à 5830)	2550 (1460 à 4540)	2610 (1480 à 4700)
	Reproducteurs (nombre, milliers)	1450 (850 à 2550)	1180 (720 à 2040)	1140 (690 à 1970)
	Reproducteurs (œufs, millions)	121 680 (65 990 à 224 330)	94 930 (53 650 à 169 950)	98 600 (55 150 à 179 550)
	Capture au RMD (biomasse, t)	650 (370 à 1140)	530 (300 à 940)	490 (280 à 850)
	Capture au RMD (nombre, milliers)	340 (190 à 590)	360 (210 à 640)	400 (230 à 700)
	Point de référence supérieur (reproducteurs âges 3 à 15+)			
80 % B _{RMD}	Œufs (millions)	91 320 (49 990 à 168 040)	71 270 (40 530 à 127 900)	74 590 (41 800 à 135 270)
	Biomasse (t)	2450 (1360 à 4450)	1960 (1130 à 3490)	2010 (1150 à 3630)
	Nombre (milles)	1210 (710 à 2110)	990 (600 à 1710)	940 (570 à 1630)
	Œufs par poisson	75 670 (64 820 à 86 000)	71 890 (61 140 à 82 490)	79 000 (66 840 à 90 880)
	Œufs par kg	37 290 (35 950 à 38 280)	36 390 (35 060 à 37 410)	37 080 (35 740 à 38 070)
	Âge moyenne des reproducteurs	5,28 (4,91 à 5,64)	5,26 (4,87 à 5,66)	5,52 (5,06 à 5,96)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	2,03 (1,80 à 2,25)	1,97 (1,74 à 2,21)	2,13 (1,87 à 2,39)
	50 % RPR	Œufs (millions)	165 250 (82 190 à 315 970)	189 420 (94 270 à 362 900)
Biomasse (t)		4280 (2190 à 8120)	4880 (2480 à 9300)	4850 (2480 à 9240)
Nombre (milles)		1760 (990 à 3130)	1820 (1030 à 3250)	1770 (1000 à 3170)
Point de référence limite (reproducteurs âges 3 à 15+)				
Brétablissement	Œufs (millions)		200	
	Biomasse (t)		6,5	
	Nombre (milles)		4,5	
40 % B _{RMD}	Œufs (millions)	40 580 (22 430 à 74 480)	30 960 (17 970 à 55 620)	32 880 (18 660 à 59 550)
	Biomasse (t)	1160 (650 à 2090)	920 (540 à 1620)	940 (540 à 1680)
	Nombre (milles)	700 (410 à 1220)	580 (360 à 1000)	540 (330 à 930)
	Œufs par poisson	58 000 (50 080 à 65 850)	53 100 (45 640 à 61 190)	61 200 (51 850 à 70 680)

Référence	Unité	Limites de longueur		
		Aucune limite selon la taille (fourchette de 30 à 150 cm LF)	inférieure et supérieure (fourchette de 47 à 61 cm LF)	Limite de longueur supérieure (fourchette de 30 à 65 cm LF)
	Œufs par kg	35 150 (33 640 à 36 380)	33 830 (32 310 à 35 110)	35 040 (33 470 à 36 270)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,66 (4,39 à 4,92)	4,57 (4,30 à 4,87)	4,86 (4,52 à 5,21)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,65 (1,49 à 1,81)	1,57 (1,41 à 1,74)	1,75 (1,55 à 1,95)
30 % RPR	Œufs (millions)	82 420 (38 020 à 161 800)	97 590 (44 980 à 192 980)	98 420 (45 770 à 192 480)
	Biomasse (t)	2220 (1070 à 4300)	2620 (1260 à 5080)	2610 (1260 à 5 30)
	Nombre (milles)	1120 (610 à 2040)	1200 (660 à 2150)	1130 (620 à 2040)
Moitié de la saturation Bev Holt	Œufs (millions)	29 950 (17 450 à 54 180)	29 840 (17 310 à 53 970)	29 920 (17 400 à 54 370)
	Biomasse (t)	870 (520 à 1560)	890 (520 à 1580)	860 (510 à 1540)
	Nombre (milles)	560 (350 à 980)	570 (350 à 990)	500 (310 à 870)
	Œufs par poisson	53 250 (46 240 à 60 640)	52 380 (44 720 à 60 950)	59 430 (50 690 à 68 430)
	Œufs par kg	34 360 (32 870 à 35 610)	33 700 (32 100 à 35 090)	34 780 (33 260 à 36 000)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,49 (4,25 à 4,74)	4,54 (4,26 à 4,86)	4,79 (4,47 à 5,13)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,55 (1,40 à 1,70)	1,55 (1,39 à 1,74)	1,71 (1,52 à 1,90)
Moitié de l'abondance à l'équilibre	Œufs (millions)	26 160 (15 420 à 47 040)	25 980 (15 350 à 46 800)	26 160 (15 450 à 47 010)
	Biomasse (t)	770 (460 à 1360)	780 (470 à 1380)	760 (460 à 1350)
	Nombre (milles)	510 (310 à 880)	520 (320 à 890)	460 (280 à 790)
	Œufs par poisson	51 470 (44 590 à 58 450)	50 240 (42 910 à 58 420)	57 320 (48 860 à 66 070)
	Œufs par kg	34 020 (32 470 à 35 270)	33 300 (31 680 à 34 710)	34 450 (32 890 à 35 700)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,43 (4,20 à 4,67)	4,47 (4,20 à 4,77)	4,72 (4,41 à 5,04)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,51 (1,37 à 1,66)	1,51 (1,35 à 1,68)	1,66 (1,49 à 1,85)
Référence du taux de prélèvement (F pleinement recruté)	F _{RMD}	0,17 (0,15 à 0,19)	0,66 (0,58 à 0,74)	0,33 (0,29 à 0,38)
	F 50 % RPR	0,12 (0,11 à 0,13)	0,36 (0,34 à 0,38)	0,19 (0,18 à 0,20)
	F 30 % RPR	0,24 (0,22 à 0,27)	0,64 (0,60 à 0,72)	0,34 (0,32 à 0,36)
Taux d'exploitation (capture en nombre divisée par l'abondance total en nombre pour le niveau de F correspondant)	F _{RMD}	0,14 (0,12 à 0,16)	0,17 (0,15 à 0,20)	0,20 (0,17 à 0,23)
	F 50 % RPR	0,10 (0,09 à 0,11)	0,09 (0,08 à 0,11)	0,11 (0,10 à 0,12)
	F 30 % RPR	0,19 (0,17 à 0,21)	0,17 (0,15 à 0,2)	0,20 (0,19 à 0,22)

Table 6.4b. Pour le modèle 4, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle pour trois stratégies de gestion basées sur les limites de taille. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques et ne tient pas compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Référence	Unité	Aucune limite selon la taille (fourchette de 30 à 150 cm LF)	Limites de longueur inférieure et supérieure (fourchette de 47 à 61 cm LF)	Limite de longueur supérieure (fourchette de 30 à 65 cm LF)
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec $F = F_{RMD}$				
B _{RMD}	Biomasse totale (biomasse, t)	2620 (1730 à 4000)	2110 (1410 à 3170)	2180 (1440 à 3280)
	Abondance totale (nombre, milliers)	1360 (920 à 2020)	1150 (780 à 1690)	1110 (760 à 1640)
	Reproducteurs (biomasse, t)	1900 (1190 à 3010)	1510 (970 à 2330)	1560 (990 à 2430)
	Reproducteurs (nombre, milliers)	860 (570 à 1300)	700 (480 à 1050)	680 (460 à 1010)
	Reproducteurs (œufs, millions)	72 100 (44 400 à 115 700)	56 000 (35 500 à 87 500)	58 500 (36 700 à 92 800)
	Capture au RMD (biomasse, t)	370 (240 à 580)	310 (200 à 470)	280 (180 à 430)
	Capture au RMD (nombre, milliers)	190 (130 à 290)	210 (140 à 320)	230 (150 à 340)
	Point de référence supérieur (reproducteurs âges 3 à 15+)			
80 % B _{RMD}	Œufs (millions)	54 300 (33 700 à 86 400)	42 300 (26 900 à 65 600)	44 500 (27 900 à 70 200)
	Biomasse (t)	1460 (920 à 2290)	1170 (750 à 1790)	1200 (770 à 1870)
	Nombre (milles)	720 (480 à 1090)	590 (410 à 880)	570 (380 à 840)
	Œufs par poisson	75 400 (65 600 à 85 000)	71 100 (61 500 à 80 700)	78 800 (67 800 à 89 900)
	Œufs par kg	37 300 (36 100 à 38 200)	36 300 (35 100 à 37 300)	37 100 (35 900 à 38 000)
	Âge moyenne des reproducteurs	5,28 (4,94 à 5,61)	5,23 (4,87 à 5,60)	5,51 (5,10 à 5,93)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	2,02 (1,82 à 2,23)	1,96 (1,75 à 2,17)	2,12 (1,89 à 2,37)
	50 % RPR	Œufs (millions)	98 200 (56 000 à 163 600)	111 800 (63 300 à 189 000)
Biomasse (t)		2540 (1480 à 4190)	2880 (1660 à 4790)	2860 (1650 à 4770)
Nombre (milles)		1050 (660 à 1620)	1080 (690 à 1680)	1050 (670 à 1630)
Point de référence limite (reproducteurs âges 3 à 15+)				
Brétablissement	Œufs (millions)		200	
	Biomasse (t)		6,5	
	Nombre (milles)		4,5	
40 % B _{RMD}	Œufs (millions)	24 500 (15 400 à 38 500)	18 600 (12 100 à 28 600)	19 800 (12 700 à 31 100)
	Biomasse (t)	700 (450 à 1080)	550 (370 à 840)	570 (370 à 870)
	Nombre (milles)	420 (280 à 630)	350 (240 à 520)	330 (220 à 480)
	Œufs par poisson	58 000 (50 700 à 65 200)	52 600 (46 000 à 60 000)	61 100 (52 700 à 69 900)

Référence	Unité	Limites de longueur		
		Aucune limite selon la taille (fourchette de 30 à 150 cm LF)	inférieure et supérieure (fourchette de 47 à 61 cm LF)	Limite de longueur supérieure (fourchette de 30 à 65 cm LF)
	Œufs par kg	35 200 (33 800 à 36 300)	33 800 (32 400 à 35 000)	35 100 (33 700 à 36 200)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,65 (4,41 à 4,90)	4,55 (4,31 à 4,82)	4,86 (4,55 à 5,18)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,65 (1,50 à 1,80)	1,56 (1,42 à 1,72)	1,74 (1,57 à 1,93)
	Œufs (millions)	49 000 (26 400 à 84 200)	57 700 (30 700 à 100 300)	58 100 (31 100 à 100 700)
30 % RPR	Biomasse (t)	1320 (730 à 2230)	1550 (850 à 2630)	1540 (850 à 2620)
	Nombre (milles)	670 (410 à 1050)	720 (450 à 1120)	670 (420 à 1050)
	Œufs (millions)	17 300 (11 400 à 26 500)	17 200 (11 200 à 26 400)	17 300 (11 300 à 26 600)
	Biomasse (t)	510 (340 à 760)	510 (340 à 770)	500 (330 à 760)
Moitié de la saturation Bev Holt	Nombre (milles)	330 (220 à 490)	340 (230 à 490)	290 (200 à 440)
	Œufs par poisson	52 400 (46 400 à 59 100)	51 100 (44 500 à 58 800)	58 600 (51 000 à 66 900)
	Œufs par kg	34 200 (32 900 à 35 400)	33 500 (32 100 à 34 800)	34 700 (33 400 à 35 800)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,46 (4,26 à 4,69)	4,50 (4,26 à 4,78)	4,76 (4,49 à 5,06)
Moitié de l'abondance à l'équilibre	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,53 (1,41 à 1,67)	1,53 (1,39 à 1,69)	1,69 (1,53 à 1,86)
	Œufs (millions)	15 200 (10 000 à 23 000)	15 100 (10 000 à 22 800)	15 200 (10 000 à 22 900)
	Biomasse (t)	450 (300 à 670)	460 (310 à 680)	440 (300 à 660)
	Nombre (milles)	300 (210 à 440)	310 (210 à 450)	270 (180 à 390)
Référence du taux de prélèvement (F pleinement recruté)	Œufs par poisson	50 800 (44 900 à 57 200)	49 100 (42 800 à 56 400)	56 600 (49 200 à 64 600)
	Œufs par kg	33 900 (32 600 à 35 100)	33 100 (31 700 à 34 400)	34 400 (33 000 à 35 600)
	Âge moyenne des reproducteurs	4,41 (4,21 à 4,62)	4,42 (4,19 à 4,69)	4,69 (4,42 à 4,98)
	Poids moyen (kg) des reproducteurs	1,50 (1,38 à 1,63)	1,48 (1,35 à 1,64)	1,65 (1,49 à 1,82)
Taux d'exploitation (capture en nombre divisée par l'abondance total en nombre pour le niveau de F correspondant)	F _{RMD}	0,17 (0,15 à 0,19)	0,68 (0,60 à 0,74)	0,34 (0,30 à 0,37)
	F 50 % RPR	0,12 (0,12 à 0,13)	0,36 (0,34 à 0,38)	0,19 (0,18 à 0,20)
	F 30 % RPR	0,24 (0,22 à 0,27)	0,66 (0,62 à 0,72)	0,34 (0,32 à 0,36)
Taux d'exploitation (capture en nombre divisée par l'abondance total en nombre pour le niveau de F correspondant)	F _{RMD}	0,14 (0,13 à 0,16)	0,18 (0,16 à 0,21)	0,20 (0,18 à 0,23)
	F 50 % RPR	0,10 (0,10 à 0,11)	0,10 (0,09 à 0,11)	0,11 (0,10 à 0,12)
	F 30 % RPR	0,19 (0,18 à 0,21)	0,18 (0,16 à 0,20)	0,20 (0,19 à 0,22)

Table 6.5. Pour le modèle 5, sommaire des points de référence (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle 5 pour deux stratégies de gestion basées sur les limites de taille et avec ou sans tenir en compte la mortalité associée avec la remise à l'eau. Les résultats sont spécifiques au scénario de M informée par les marquages et suivis acoustiques.

Valeurs des références selon le modèle 5	Limites de longueur inférieure et supérieure (47 à 61 cm LF)		Limites de longueur supérieure (30 à 65 cm LF)	
	Mremise = 0	Mremise = 9 %	Mremise = 0	Mremise = 9 %
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec $F = F_{RMD}$				
Abondance totale (nombre, milliers)	2060 (1250 à 3520)	2020 (1240 à 3420)	1990 (1200 à 3390)	1960 (1200 à 3330)
Reproducteurs (nombre, milliers)	1180 (720 à 2040)	1160 (700 à 2020)	1140 (690 à 1970)	1120 (680 à 1960)
Capture au RMD (nombre, milliers)	360	310 (180 à 550)	400	380 (220 à 670)
Pertes au RMD (nombre, milliers)	(210 à 640)	360 (210 à 640)	(230 à 700)	390 (230 à 690)
Point de référence supérieur (reproducteurs âges 3 à 15+)				
80 % B_{RMD} (nombre, milliers)	990 (600 à 1710)	970 (590 à 1690)	940 (570 à 1630)	930 (560 à 1630)
50 % RPR (nombre, milliers)	1820 (1030 à 3250)	1800 (1020 à 3220)	1770 (1000 à 3170)	1760 (1000 à 3150)
Point de référence limite (reproducteurs âges 3 à 15+)				
Brétablissement (nombre, milliers)	4,5			
40 % B_{RMD} (nombre, milliers)	580 (360 à 1000)	560 (340 à 980)	540 (330 à 930)	530 (320 à 930)
30 % RPR (nombre, milliers)	1200 (660 à 2150)	1160 (640 à 2090)	1130 (620 à 2040)	1120 (610 à 2010)
Moitié de la saturation				
Bev Holt (nombre, milliers)	570 (350 à 990)	580 (350 à 1000)	500 (310 à 870)	520 (320 à 900)
Moitié de l'abondance à l'équilibre				
(nombre, milliers)	520 (320 à 890)	520 (320 à 900)	460 (280 à 790)	470 (290 à 810)
Référence du taux de prélèvement (F pleinement recruté)				
F_{RMD}	0,66 (0,58 à 0,74)	0,56 (0,48 à 0,62)	0,33 (0,29 à 0,38)	0,32 (0,28 à 0,36)
F 50 % RPR	0,36 (0,34 à 0,38)	0,30 (0,28 à 0,32)	0,19 (0,18 à 0,20)	0,18 (0,17 à 0,19)
F 30 % f RPR	0,64 (0,60 à 0,72)	0,56 (0,52 à 0,62)	0,34 (0,32 à 0,36)	0,32 (0,31 à 0,35)

FIGURES

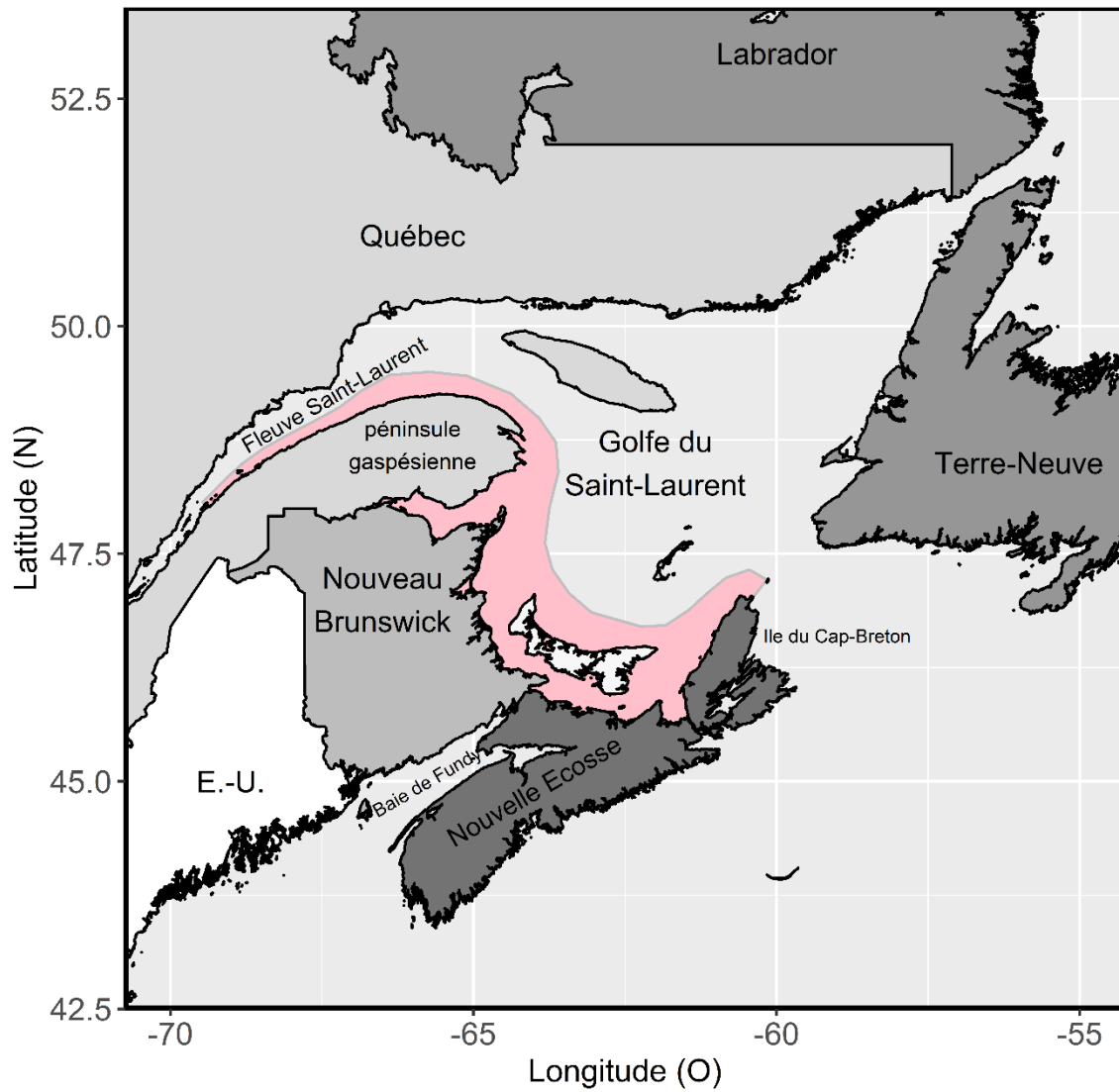


Figure 1.1. Répartition géographique (zone ombragé en rouge) dans l'est du Canada de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent.

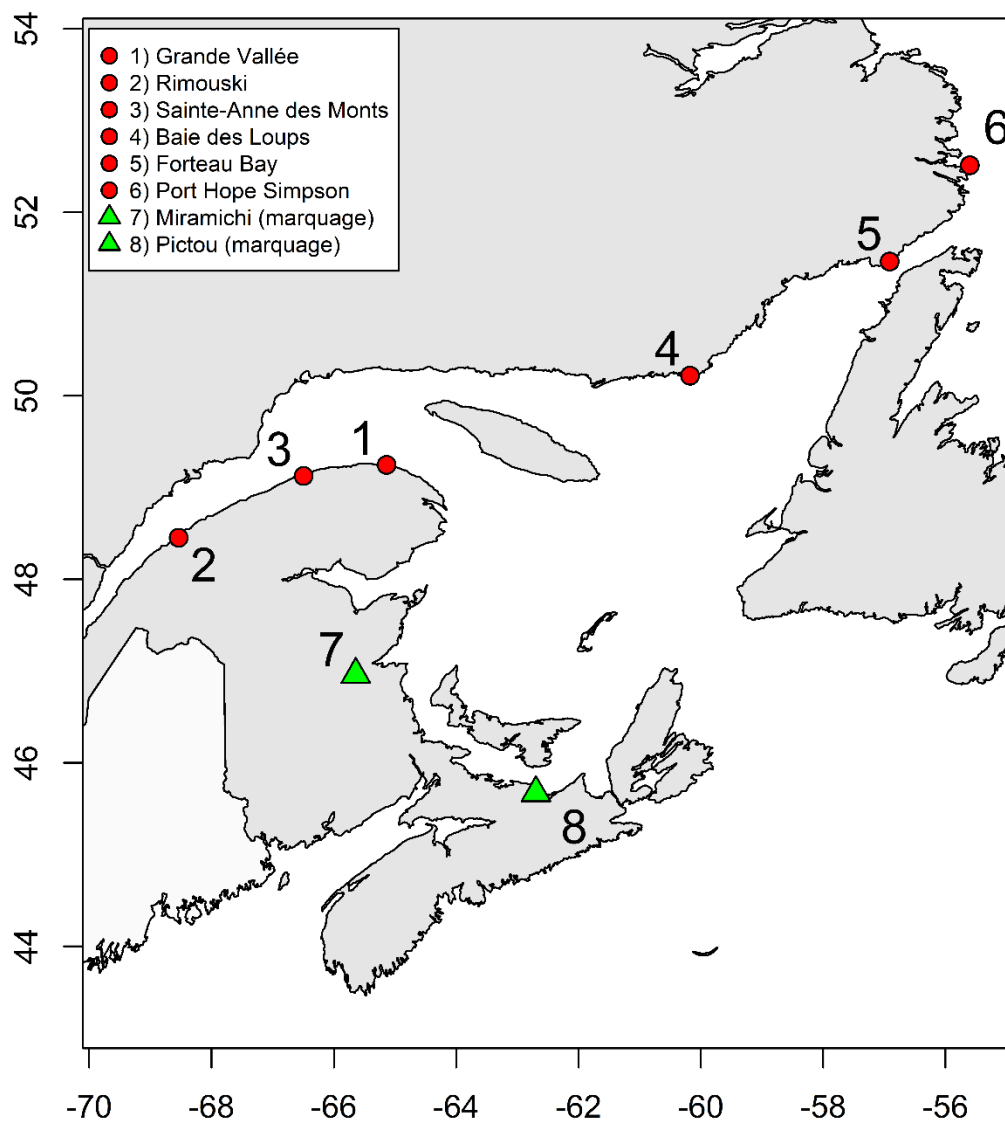


Figure 1.2. Sommaire des observations (symboles en cercles) de bar rayé marqués dans le sud du golfe du Saint-Laurent (symboles en triangle) et répertoriées en 2017 dans les endroits exceptionnels au-delà de l'aire de répartition historique, y compris l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, la basse côte nord du Saint-Laurent, et sur la ligne de récepteur acoustique de Port Hope Simpson au Labrador déployée par Pêches et Océans Canada. De plus amples détails au sujet des recaptures de poissons marqués avec des étiquettes externes sont présentés dans MPO (2018). La figure est une modification de celle dans MPO (2018) et indique l'emplacement de la ligne de récepteurs acoustiques dans le sud du Labrador. Des détails des étiquettes acoustiques répertoriées au Labrador en 2017 sont donnés au Tableau 3.1. Aucune étiquette acoustique de bar rayé a été identifiée sur la ligne de récepteurs acoustiques du sud du Labrador en 2018 (M. Robertson, MPO Région de Terre-Neuve-et-Labrador, comm. pers.).

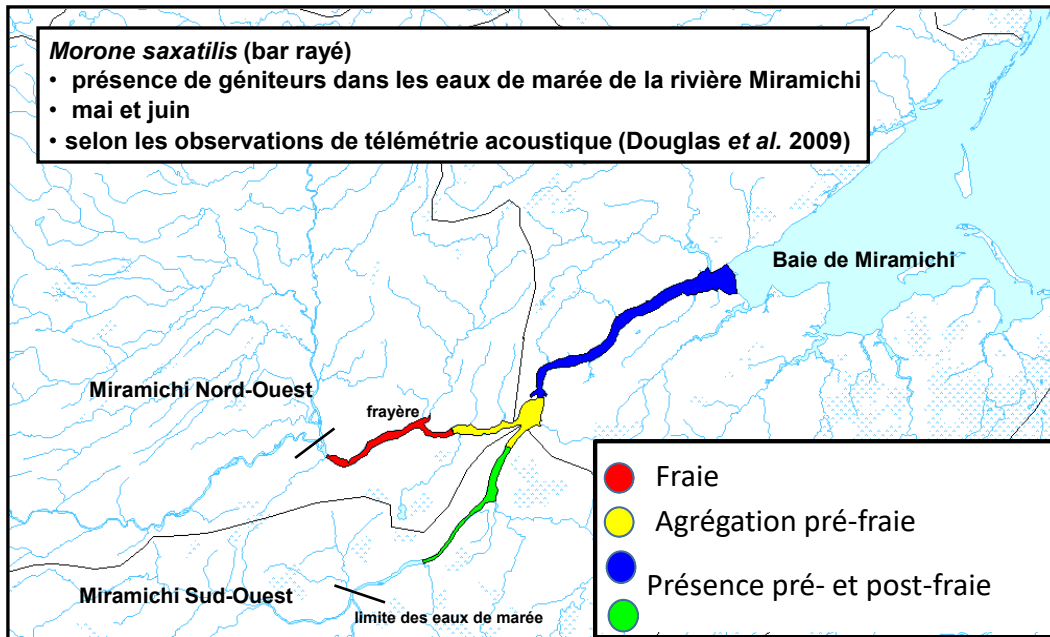


Figure 1.3. Emplacement du site de fraie du bar rayé dans la rivière Miramichi Nord-Ouest ainsi que les endroits d'agrégation avant la fraie et après la fraie de la rivière Miramichi, selon un suivi de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (Douglas et al. 2009).

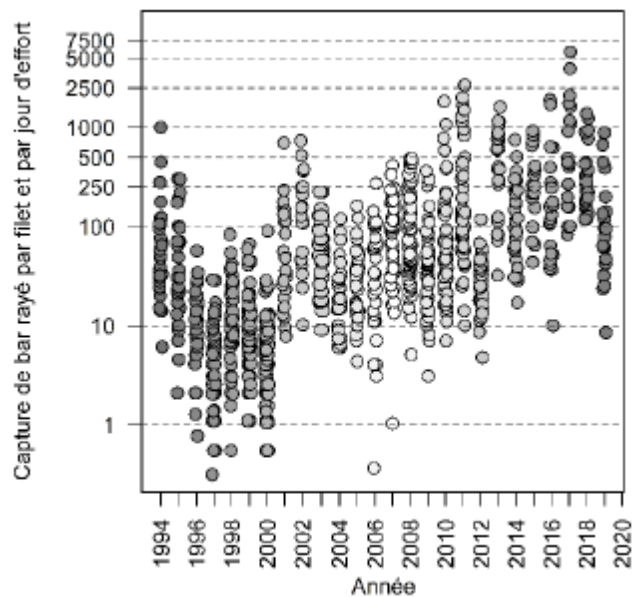


Figure 3.1. Nombre de bars rayés capturés par filet par jour d'effort lors de la surveillance de la pêche commerciale du gaspareau dans la rivière Miramichi Nord-Ouest de 1994 à 2019. Les taux de prises n'ont pas été ajustés à la proportion de reproducteurs pouvant être capturés dans le cadre de la pêche. En 2012, la fraye a eu lieu très tôt. On a donc considéré que la majorité des individus avaient quitté la région et n'avaient pas pu être pêchés. Par conséquent, aucune estimation n'a été fournie pour cette année. Les points correspondant à une année ont été légèrement déplacés à des fins de clarté.

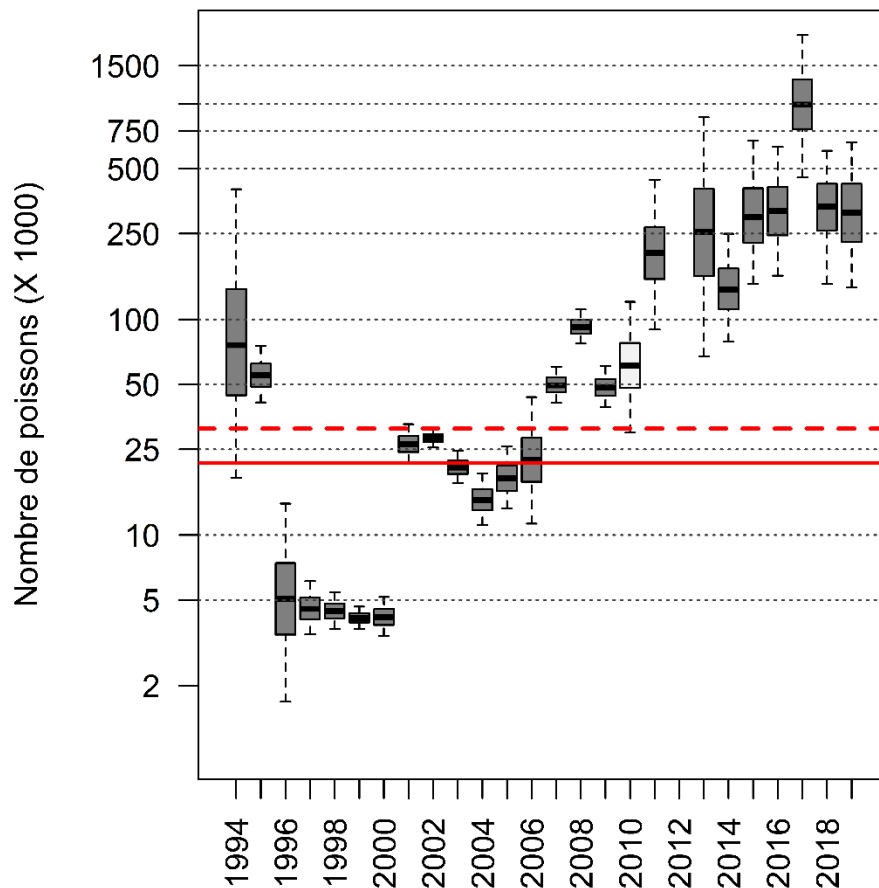


Figure 3.2. Estimation de l'abondance de bars rayés reproducteurs adultes dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest entre 1994 et 2019. Les estimations sont indiquées sur une échelle logarithmique pour illustrer toute l'étendue des valeurs d'abondance de la série temporelle. On considère que les données de 2010 (boîte d'écart interquartile non ombragée) sont une sous-évaluation de la situation réelle puisque la fraye s'est produite plus tôt qu'à l'habitude (Douglas et Chaput 2011a). Il n'y a aucune estimation pour 2012 puisque la fraye a eu lieu très tôt et que le bar rayé a quitté la zone d'échantillonnage avant le début des activités de surveillance (MPO 2013). Le diagramme de quartiles doit être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 5e et le 95e percentile. La ligne pleine et la ligne pointillée horizontales illustrent les objectifs de rétablissement établis dans l'EPR menée en appui au processus décisionnel pour l'inscription de l'espèce en vertu de la Loi sur les espèces en péril (MPO 2006). La figure est prise directement de MPO (2020).

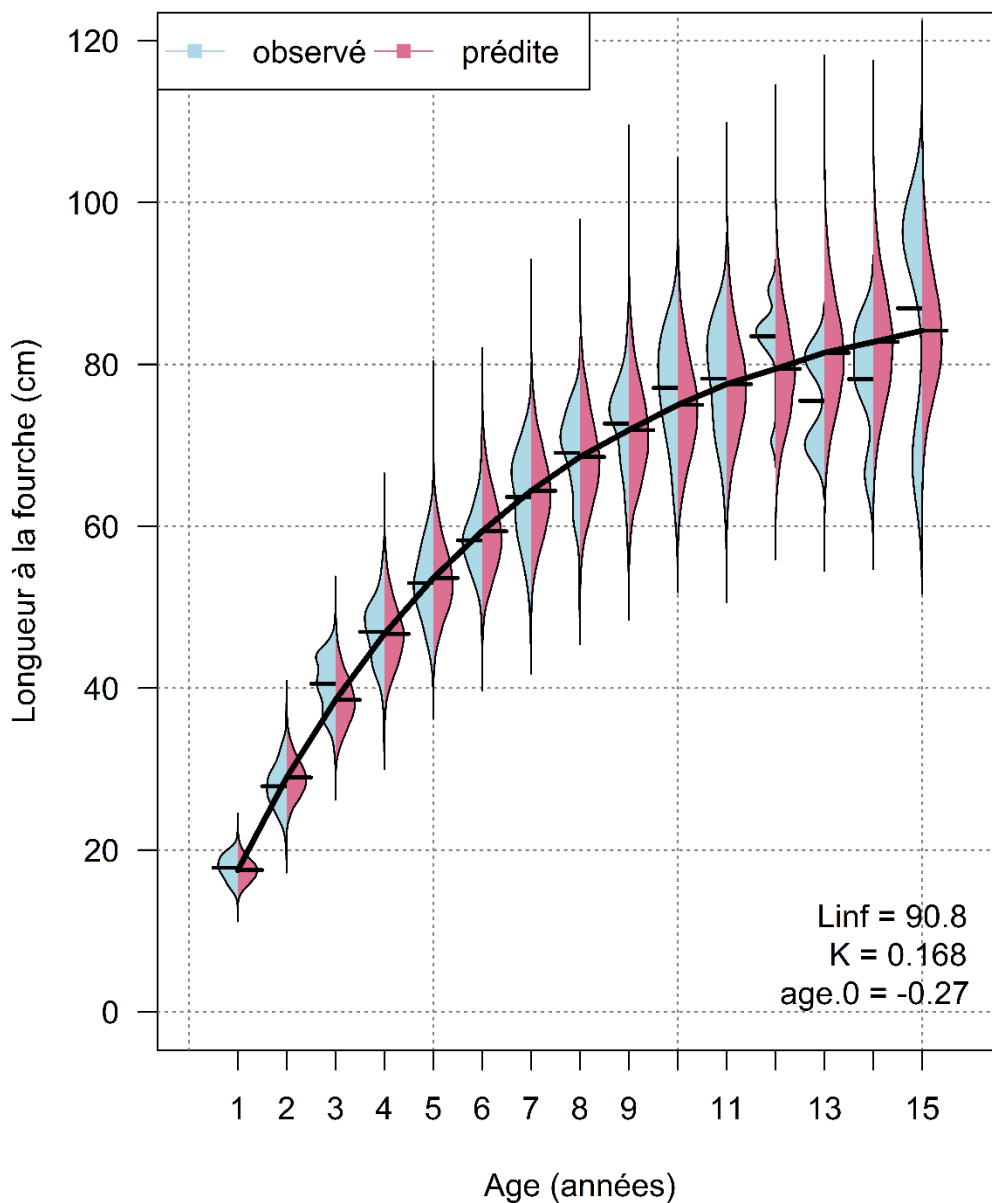


Figure 3.3. Sommaires des distributions des longueurs à la fourche (cm) à l'âge des données observées et utilisées dans le modèle de croissance de von Bertalanffy (bleu clair) et les distributions a posteriori des valeurs prédites de longueur à la fourche à l'âge (rouge pâle) de bar rayé de la rivière Miramichi. La ligne noir foncée trace la moyenne de la longueur à l'âge prédite de la distribution a posteriori.

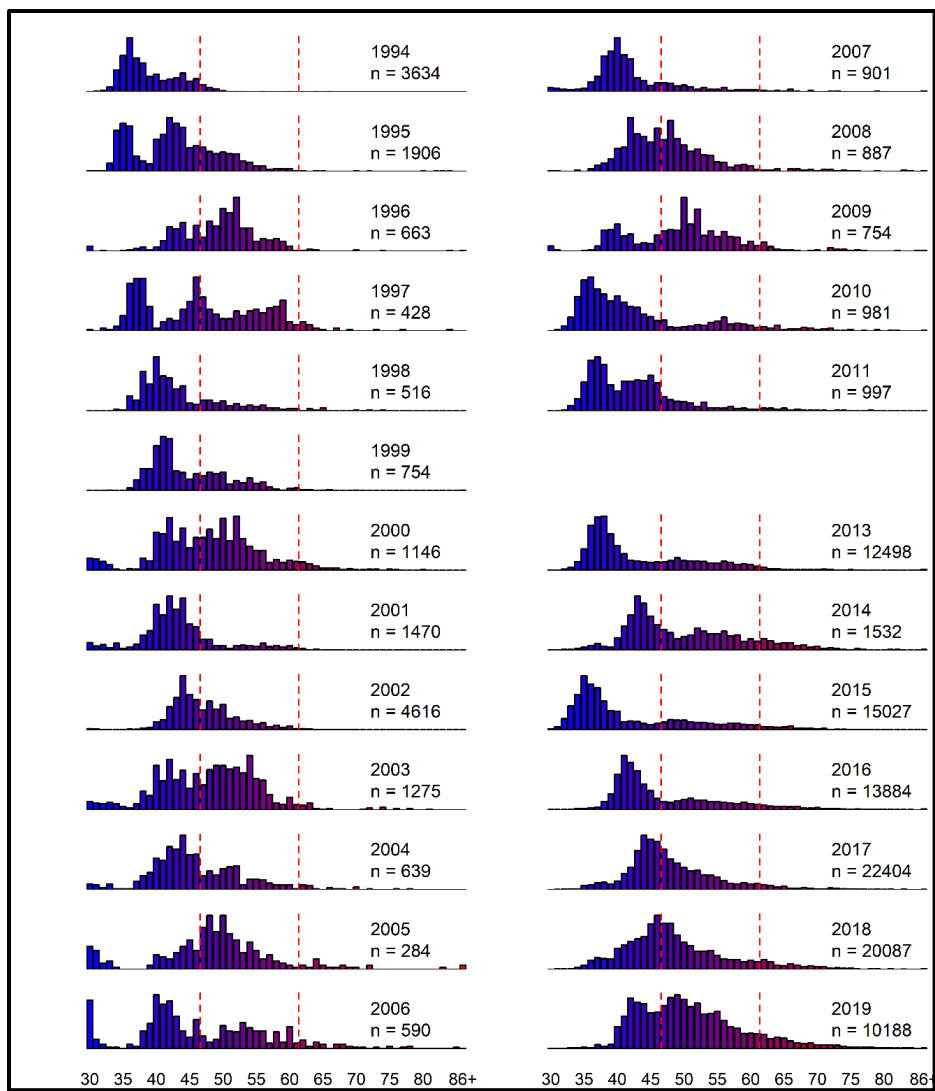


Figure 3.4. Distributions des longueurs à la fourche (par cm) de bar rayé sur le site de frai, 1994 à 2019. Les lignes pointillées verticales dans chaque panneau correspondent au minimum et au maximum de la fourchette de longueur (47 à 61 cm) pour la rétention de bar rayé dans la pêche récréative en vigueur depuis 2014.

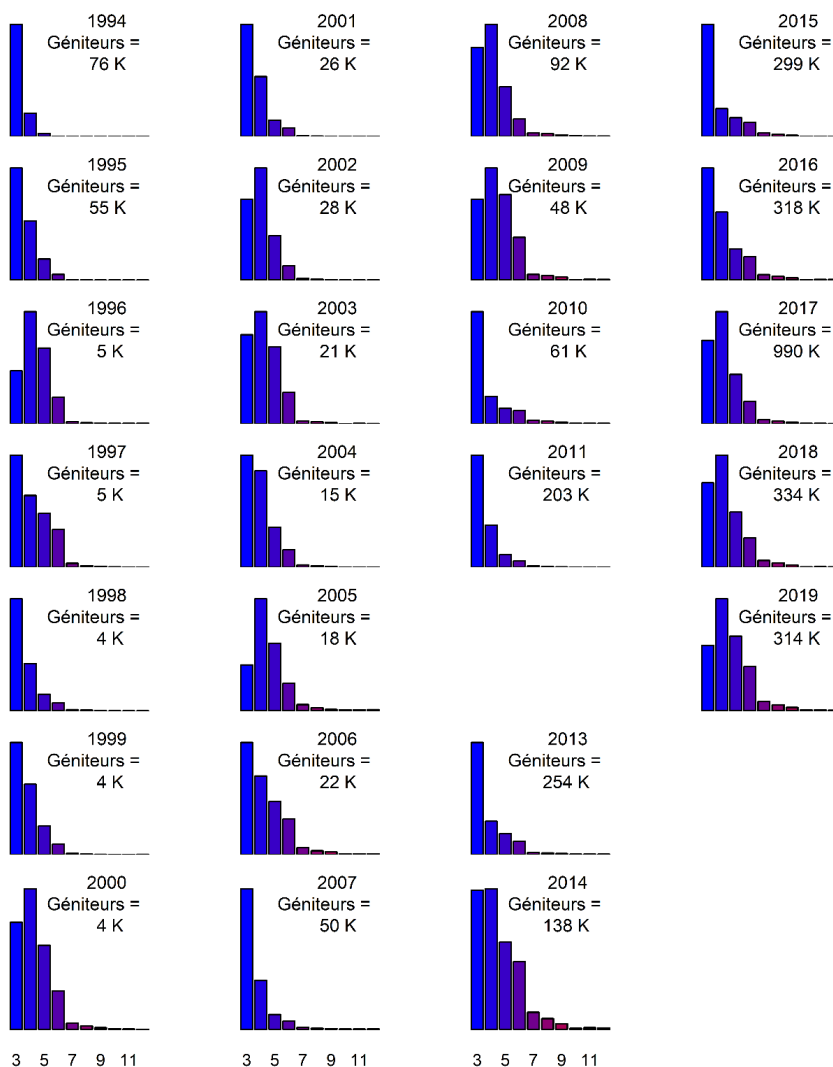


Figure 3.5. Les estimations des abondances à l'âge (nombre, sur une échelle relative) de bar rayé sur la frayère de 1994 à 2019, excluant 2012. Le dernier groupe représente les poissons d'âge 15 ans et plus vieux. La médiane des estimations des abondances (en milliers, K) est indiquée dans chaque panneau. La valeur indiquée en 2010 est une sous-estimation attribuable à la fraie précoce cette année (Douglas et Chaput 2011a). Il n'y a pas d'estimation d'abondance pour 2012 (MPO 2013). Les estimations d'abondance à l'âge sont présentées dans l'annexe 3.

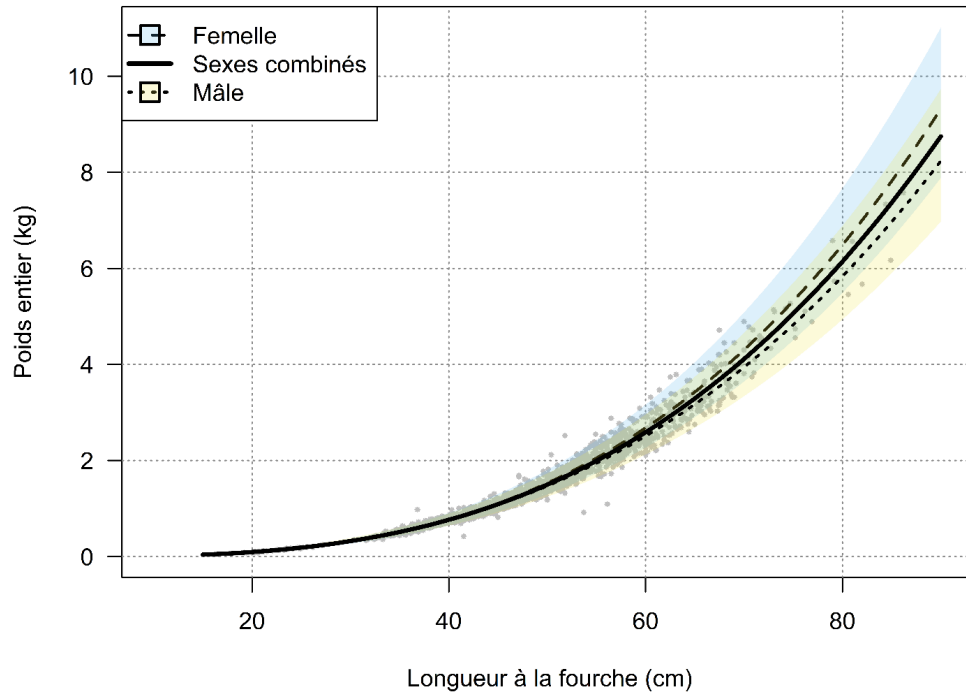


Figure 3.6. La relation entre la longueur à la fourche (cm) et le poids entier (kg) de bar rayé de la rivière Miramichi, provenant d'échantillons prélevés durant les mois de mai et juin, 2013 à 2015. La ligne noir foncée est la moyenne de la relation pour les sexes combinés tandis que la ligne en tiret est pour les femelles et la ligne pointillée est pour les mâles. Les intervalles de confiance de 95 % des relations moyennes sont indiqués par les zones ombragées, en bleu clair pour les femelles et en jaune pour les mâles.

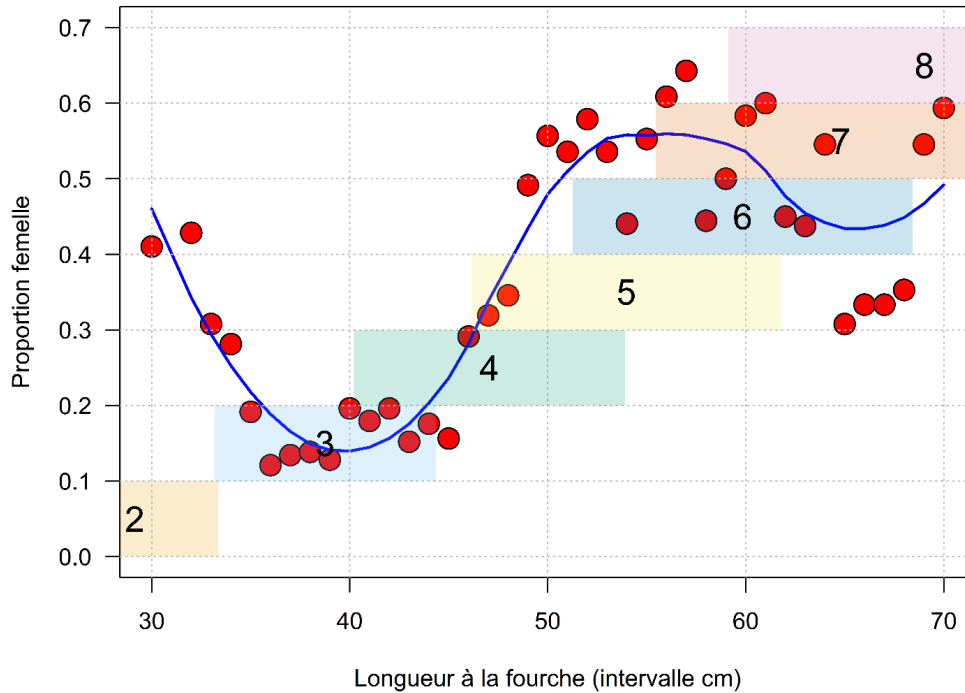


Figure 3.7. La proportion des individus qui sont femelle par longueur à la fourche (cm) de bar rayé de la rivière Miramichi. Les données proviennent d'échantillons de poissons sacrifiés et échantillonnés durant les mois de mai et juin, 2013 à 2015. La ligne bleue est un lissage LOESS des proportions femelles à l'âge (écart = 0.5). Les rectangles ombragés illustrent les intervalles de confiance à 95 % de la longueur à la fourche prédite pour les âges 2 à 8 ans. Pour les âges 2, 7, et 8 ans, les intervalles de confiance s'étendent au-delà de l'échelle de longueur du graphique. La gamme de taille des échantillons est de 19,2 à 86,2 cm longueur à la fourche. Le symbole pour la longueur de 30 cm comprend les bars rayés de taille inférieure ou égale à 30 cm ($n = 39$) et le symbole pour la longueur de 70 cm comprend les bars rayés de taille égale ou supérieure à 70 cm ($n = 32$). Les tailles d'échantillon pour les autres longueurs sont de $n = 7$ pour les bars de 32 cm à $n = 102$ pour ceux de 42 cm.

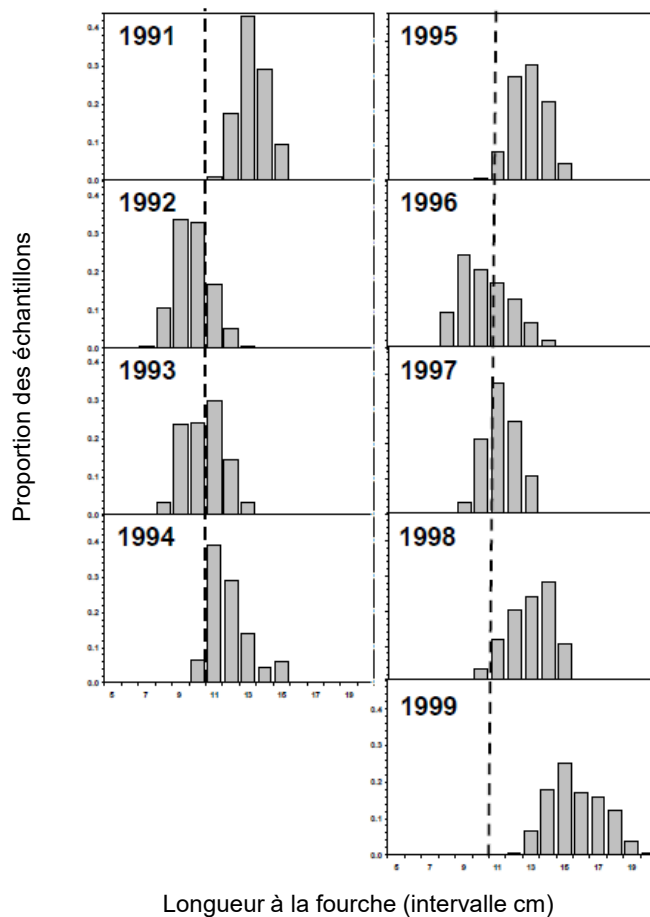


Figure 3.8. Les fréquences-longueur de bars rayés jeunes de l'année échantillonnés des captures de filet de pêche à l'éperlan à l'eau claire de la baie de Miramichi (1991 à 1998) et de l'estuaire de la rivière Tabusintac (1999). La ligne en tiret verticale est située entre les longueurs de 10 et 11 cm pour mieux distinguer les différences de tailles entre années. La figure est prise directement de Douglas et al. (2006).

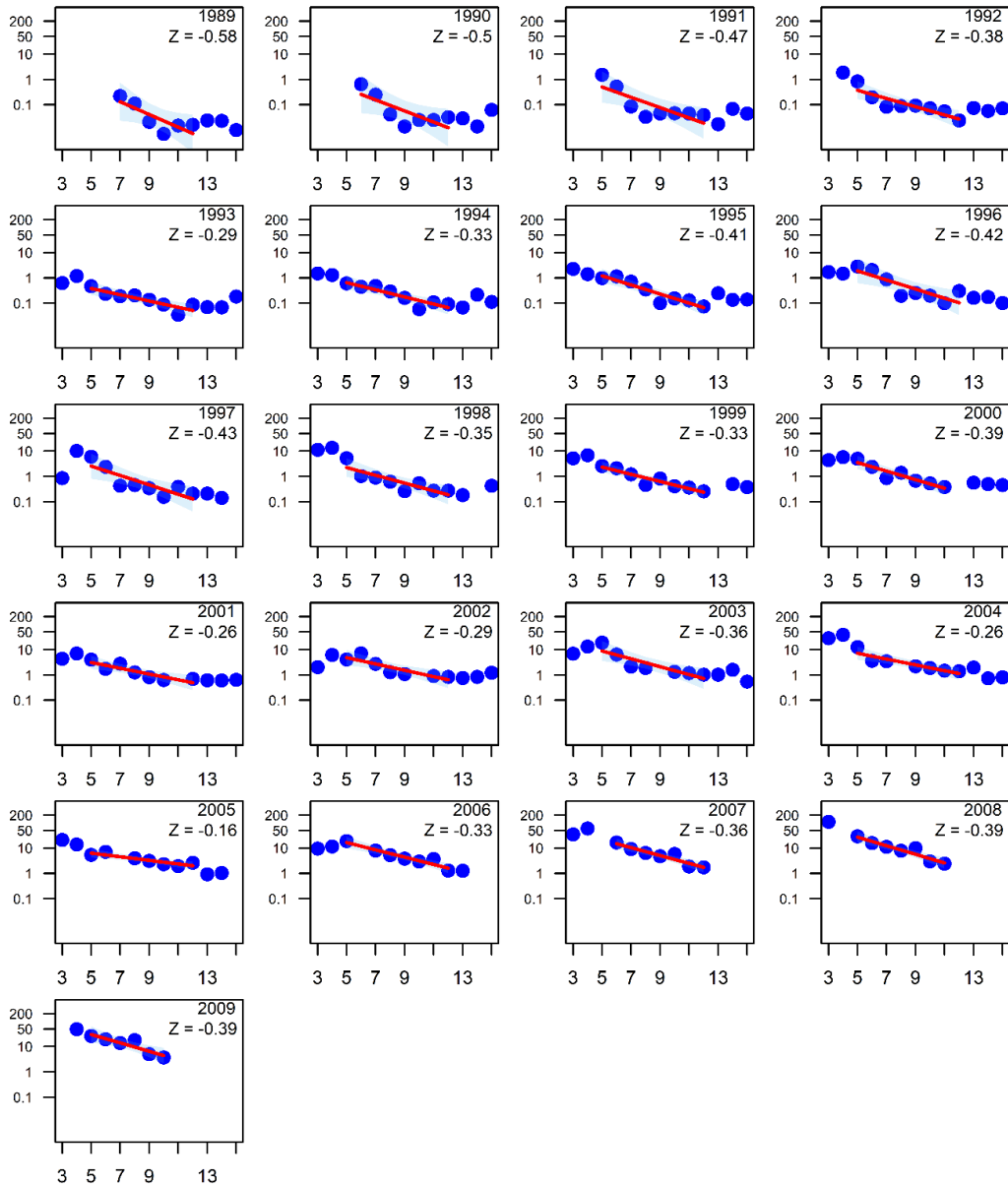


Figure 3.9. Analyse du déclin des cohortes selon la pente du log naturel de l'abondance évaluée selon l'âge par cohorte de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. L'axe vertical dans chaque panneau est présenté sur l'échelle log naturelle (valeurs en nombre de milliers poissons) et l'axe horizontal est l'âge. La ligne rouge est la valeur prédite à l'échelle log des abondances pour la gamme d'âges 5 à 12 ans par cohorte ayant au moins six observations dans la gamme d'âges de 5 à 12 ans.

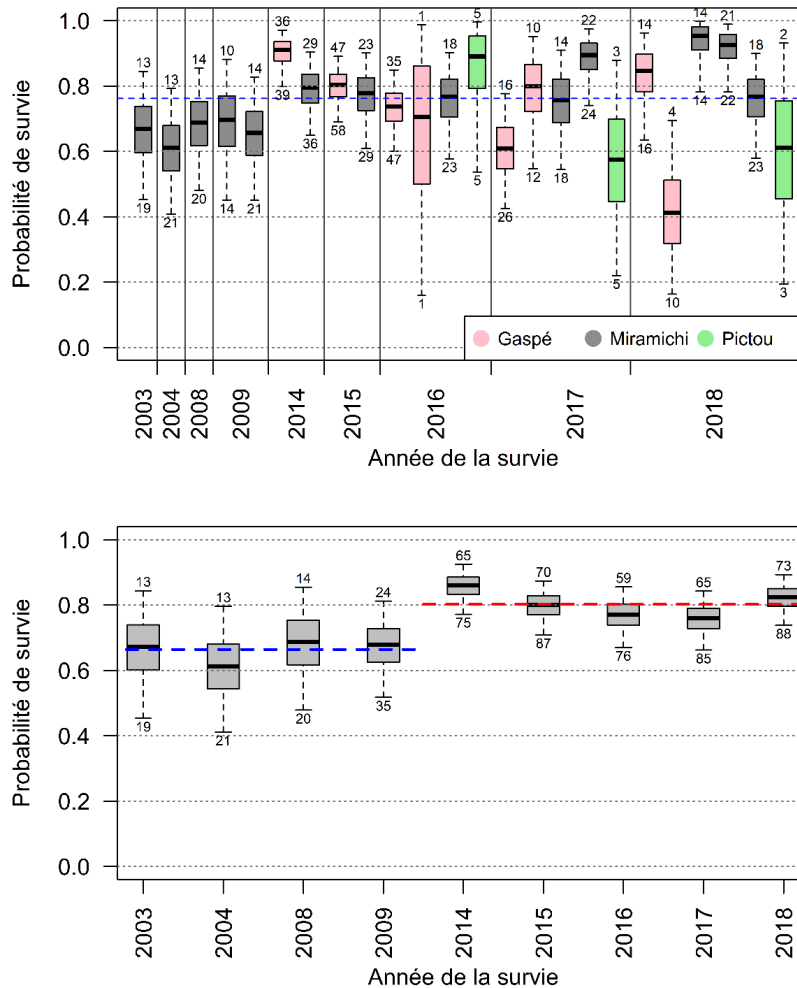


Figure 3.10. Distributions a posteriori des probabilités de survie estimées de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V13 et V16) et qui ont été détectés sur les années séquentielles dans la Miramichi, pour l'année de survie correspondant à l'année de marquage et de trois endroits. Le panneau supérieur présente les distributions a posteriori par année des estimations de survie avec la ligne horizontale en tiret la médiane de la survie pour toutes les années et les lieux de marquage. Le panneau inférieur présente les distributions a posteriori des estimations de survie par année, regroupés pour toutes les tailles, endroits de marquage, et modèle d'émetteurs. La ligne horizontale en tiret représente la médiane des estimations de survie annuelle pour les périodes de 2003 à 2009, 2014 à 2018. L'année de survie indiquée correspond à l'année calendrier (par ex. 2017 est la survie durant la période hivernale de 2016/17 et de 2017/18). Le diagramme de quartiles doit être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 2,5e et le 97,5e percentile. Les numéros indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.

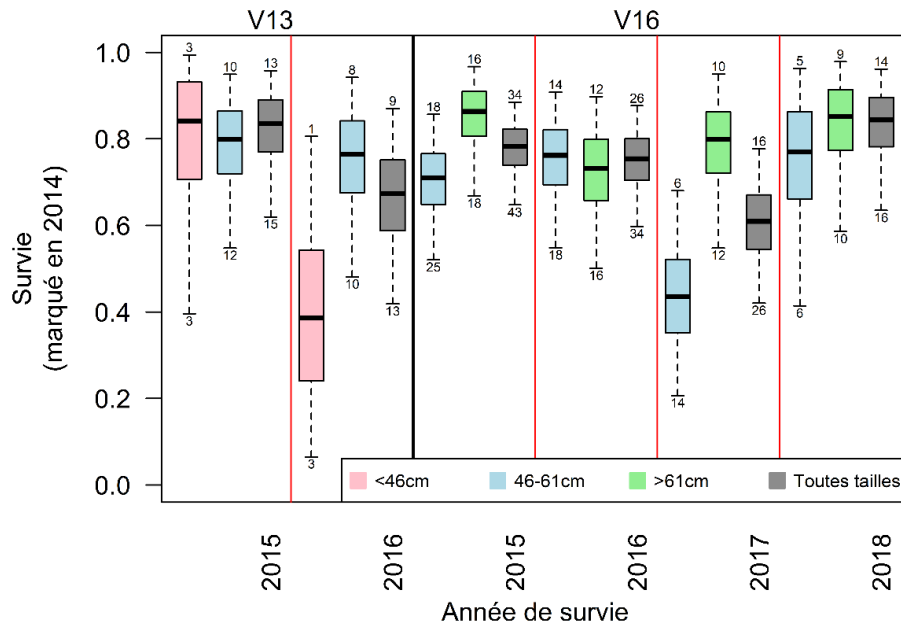


Figure 3.11. Distributions a posteriori des probabilités de survie estimées par groupe de tailles de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V13 ou V16) qui ont été marqués et libérés dans la région de Gaspésie en 2014. Le groupe de taille correspond à la longueur à la fourche au moment de marquage. Le diagramme de quartiles est interprété comme indiqué à la figure 3.10. Les numéros indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.

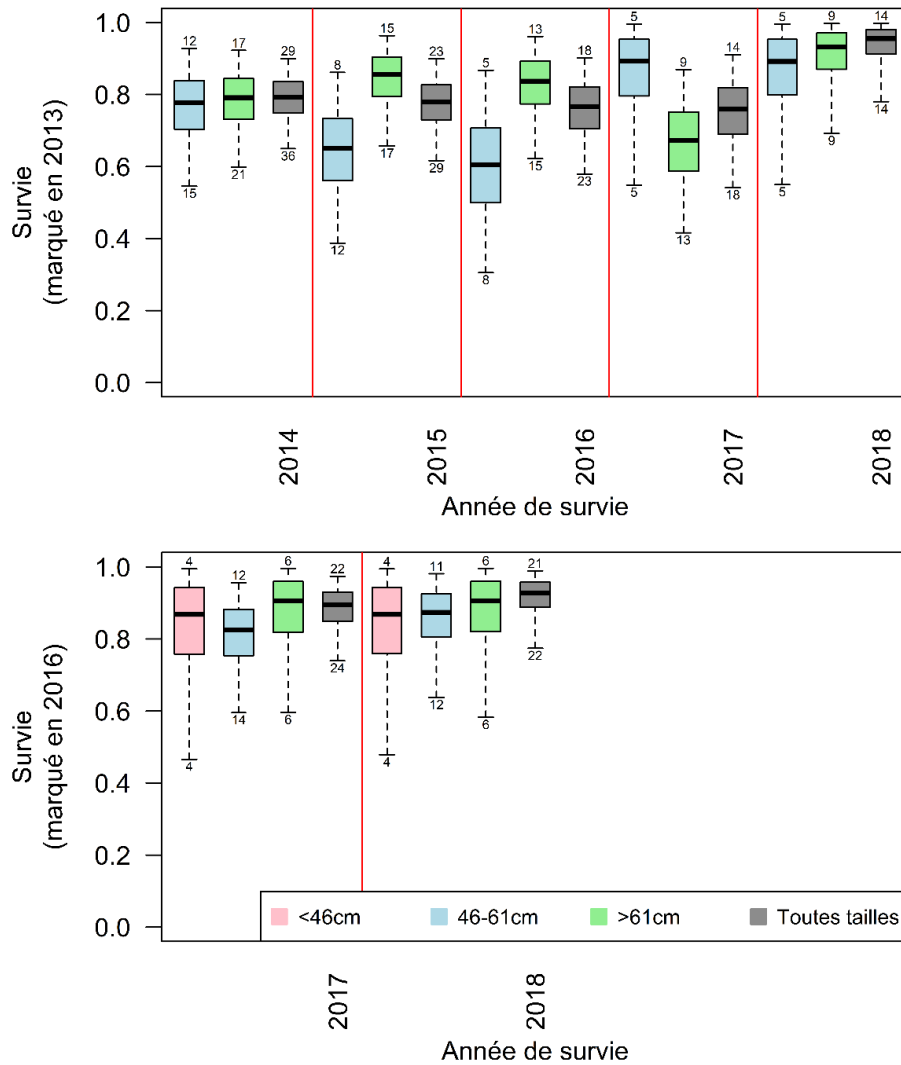


Figure 3.12. Distributions a posteriori des probabilités de survie séquentielle estimées par groupe de tailles de bar rayé portant des émetteurs acoustiques (modèle V16) qui ont été marqués et libérés dans la région de Miramichi en 2013 (panneau supérieur) et 2016 (panneau inférieur). Le groupe de taille correspond à la longueur à la fourche au moment de marquage. Le diagramme de quartiles est interprété comme indiqué à la figure 3.10. Les numéros indiqués pour chaque diagramme de quartiles correspondent aux nombres de poissons répertoriés (sur le haut) et les nombres d'étiquettes disponibles (sur le bas) servant à l'estimation des taux de survie.

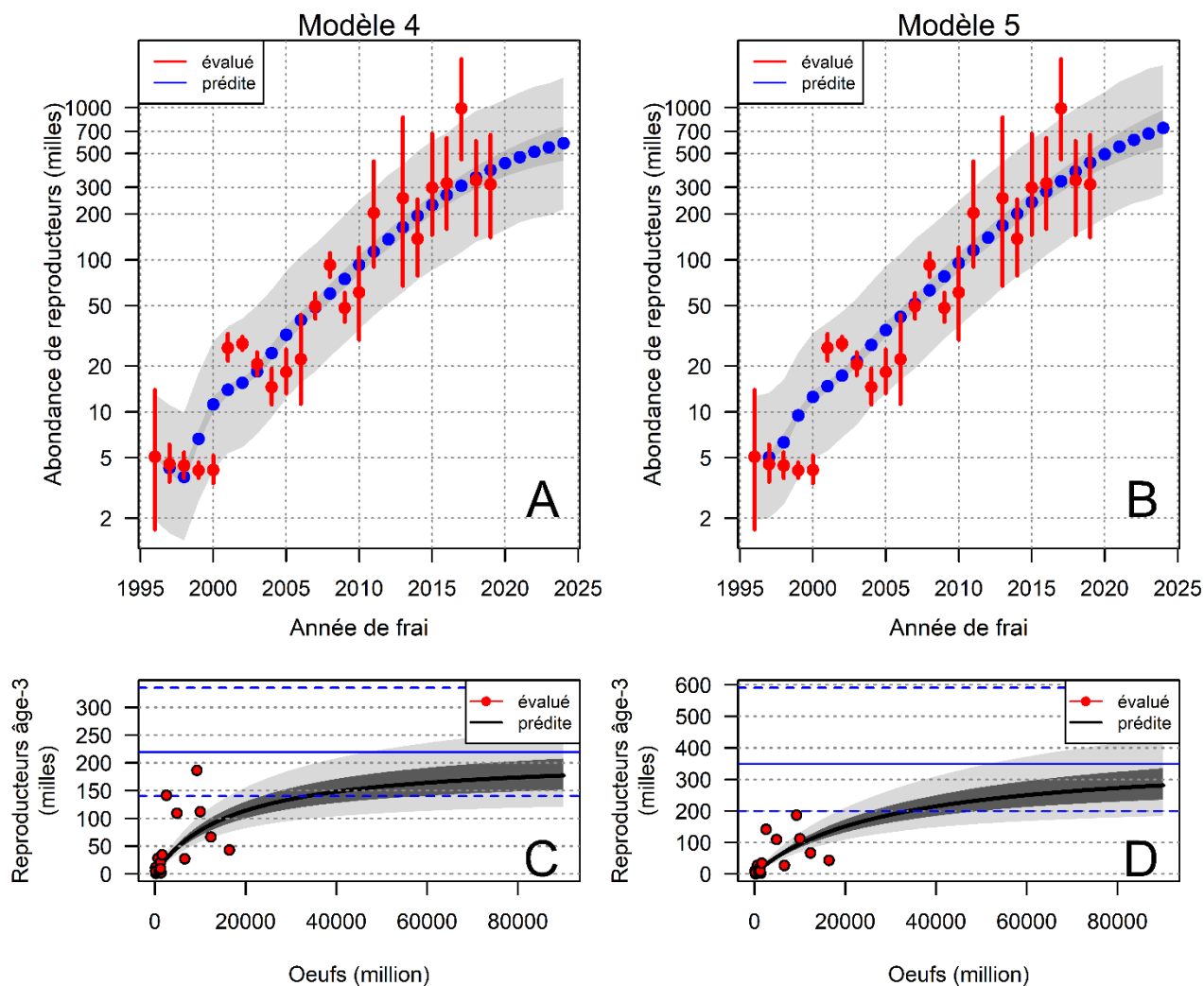


Figure 4.1. Le nombre total observé et prédit de reproducteurs de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent (rangée supérieure ; A, B) et l'abondance du stock et du recrutement prévue des reproducteurs à l'âge de 3 ans (rangée inférieure ; C, D) d'après le modèle 4 (panneaux de gauche A et C) et le modèle 5 (panneaux de droite B et D). Dans la rangée supérieure des panneaux, les abondances évaluées sont indiquées sous forme de symboles rouges pour la médiane, avec les plages de 5e à 95e percentiles sous forme de lignes verticales rouges. Les symboles bleus représentent les abondances prédites, le gris plus foncé représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance moyenne prédite et le gris clair représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance prédite des reproducteurs, ce qui tient compte de l'incertitude totale du processus. Notez que l'abondance de l'axe des y est indiquée sur l'échelle logarithmique. Dans le panneau inférieur, l'abondance évaluée des reproducteurs de 3 ans est représentée par des symboles rouges et la ligne médiane prédite avec les intervalles du 25 au 75e et du 5 au 95e percentile sont respectivement ombragés en gris foncé et en gris clair. La ligne horizontale continue supérieure (bleue) (médiane) et les lignes horizontales pointillées (intervalle du 5e au 9e percentile) représentent l'abondance asymptotique de Beverton-Holt (K).

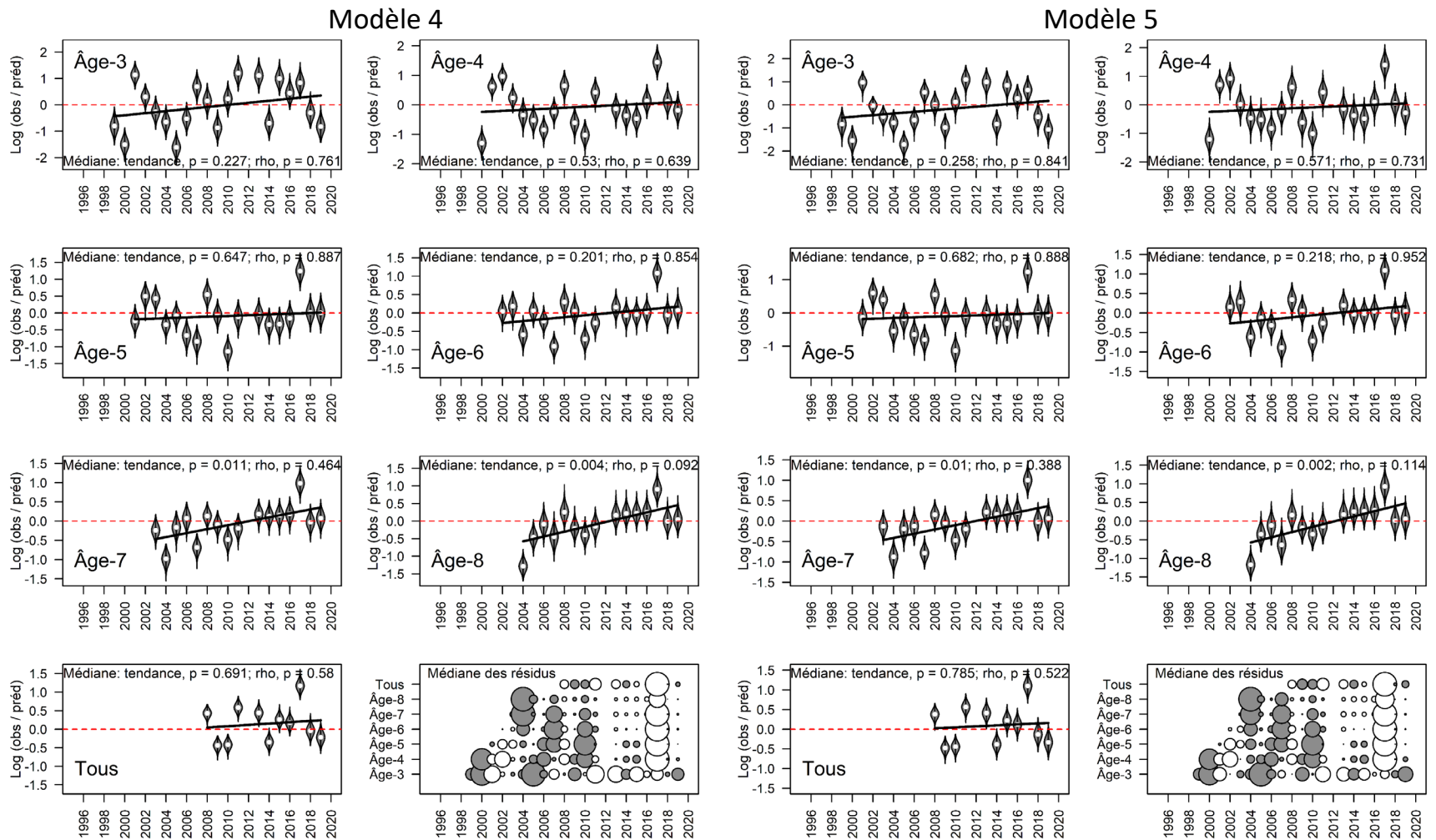
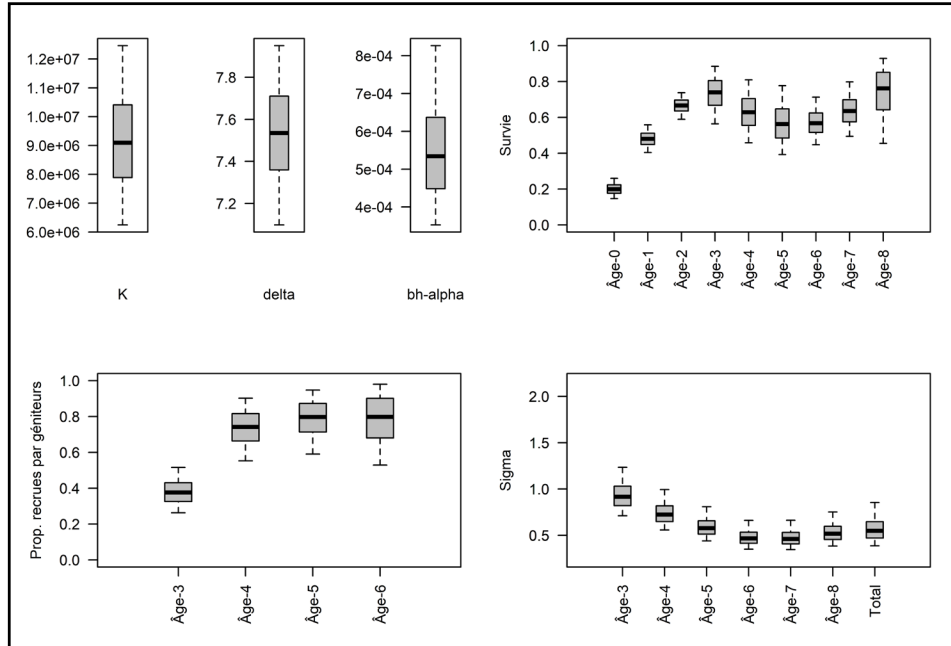


Figure 4.2. Sommaires des résidus exprimés sur l'échelle log (abondance évalué / abondance prédite) pour les âges 3 à 8, pour le total des géniteurs, et un graphique à bulle des médianes des résidus à l'âge et pour le total des géniteurs pour le modèle 4 (ensemble de panneaux de gauche) et pour le modèle 5 (ensemble de panneaux à droit). Dans chaque panneau des résidus, on y trouve la valeur p de la tendance temporelle linéaire des médianes des résidus ainsi que la valeur p pour l'auto-corrélation de première ordre des médianes des résidus (selon la librairie EnvStats de R).

A)
Modèle 4



B)
Modèle 5

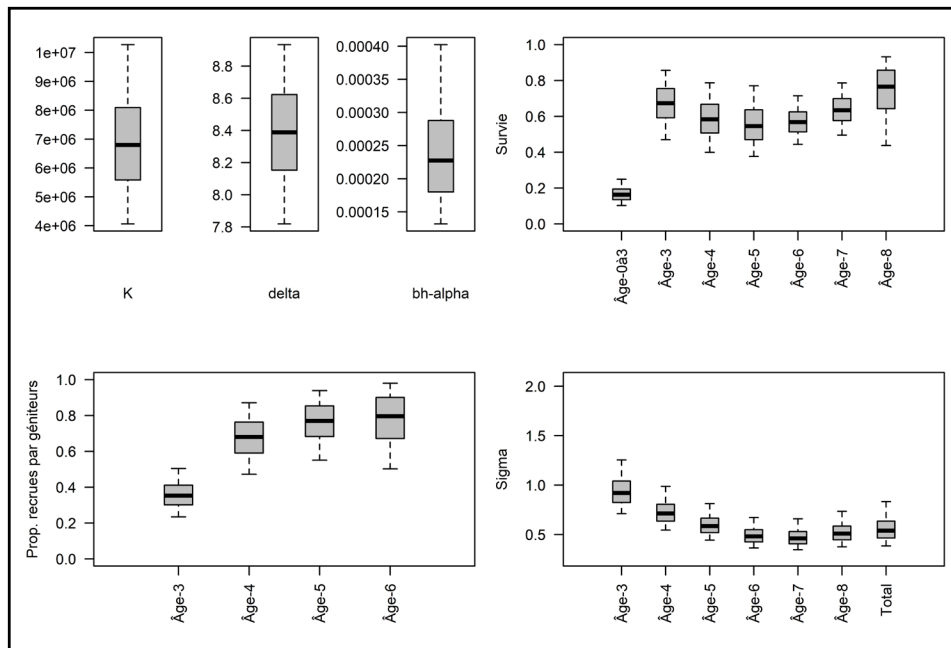


Figure 4.3. Distribution a posteriori des estimations des paramètres du modèle de dynamique de population pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent ; version 4 ensemble de panneaux supérieur, version 5 ensemble de panneaux inférieur. Chaque ensemble de panneaux résume les paramètres suivants : K (capacité de charge), δ ($-\log(bh.alpha)$), $bh.alpha$ (taux de survie à l'origine), survies à l'âge, proportion des recrues qui sont des géniteurs, et σ (log de l'écart type de la vraisemblance des abondances de géniteurs observées pour les âges 3 à 8 et pour le total des géniteurs). Le diagramme de quartiles doit être interprété comme suit : la ligne pleine dans les boîtes représente la médiane, les boîtes représentent l'écart interquartile et les lignes pointillées verticales, l'intervalle entre le 5e et le 95e percentile.

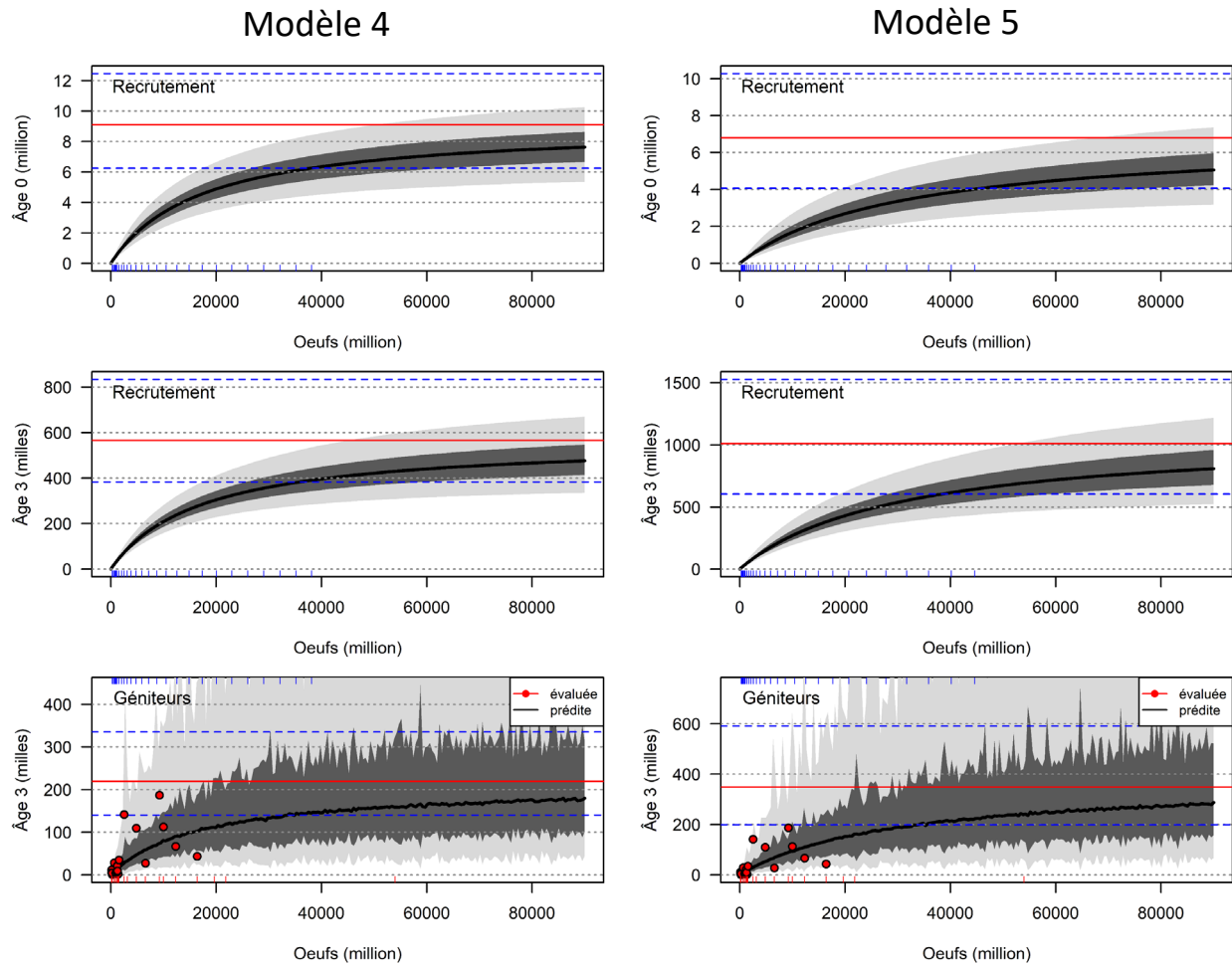


Figure 4.4. L'abondance du stock et du recrutement prévue des jeunes de l'année (âge-0 ; rangée du haut), ajustée à l'abondance de recrutement à l'âge 3 (rangée du milieu), et pour les abondances prédites de reproducteurs à l'âge de 3 ans (rangée du bas) d'après le modèle 4 (panneaux de gauche) et le modèle 5 (panneaux de droite). Dans chaque panneau la ligne en noir tracent les médianes des valeurs prédites correspondantes à les abondances d'œufs. Dans les rangées du haut et du milieu, les zones ombragées représentent les plages de confiance du 25^e au 75^e percentiles (gris foncé) et du 5^e au 95^e percentiles (gris clair). Dans la rangée du bas, les abondances évaluées sont indiquées sous forme de symboles rouges. Les zones ombragées représentent les plages de confiance du 25^e au 75^e percentiles (gris foncé) et du 5^e au 95^e percentiles (gris clair) en tenant compte de l'incertitude totale du processus. La ligne horizontale continue supérieure (rouge) (médiane) et les lignes horizontales pointillées (intervalle du 5^e au 9^e percentile) représentent l'abondance asymptotique de Beverton-Holt (K).

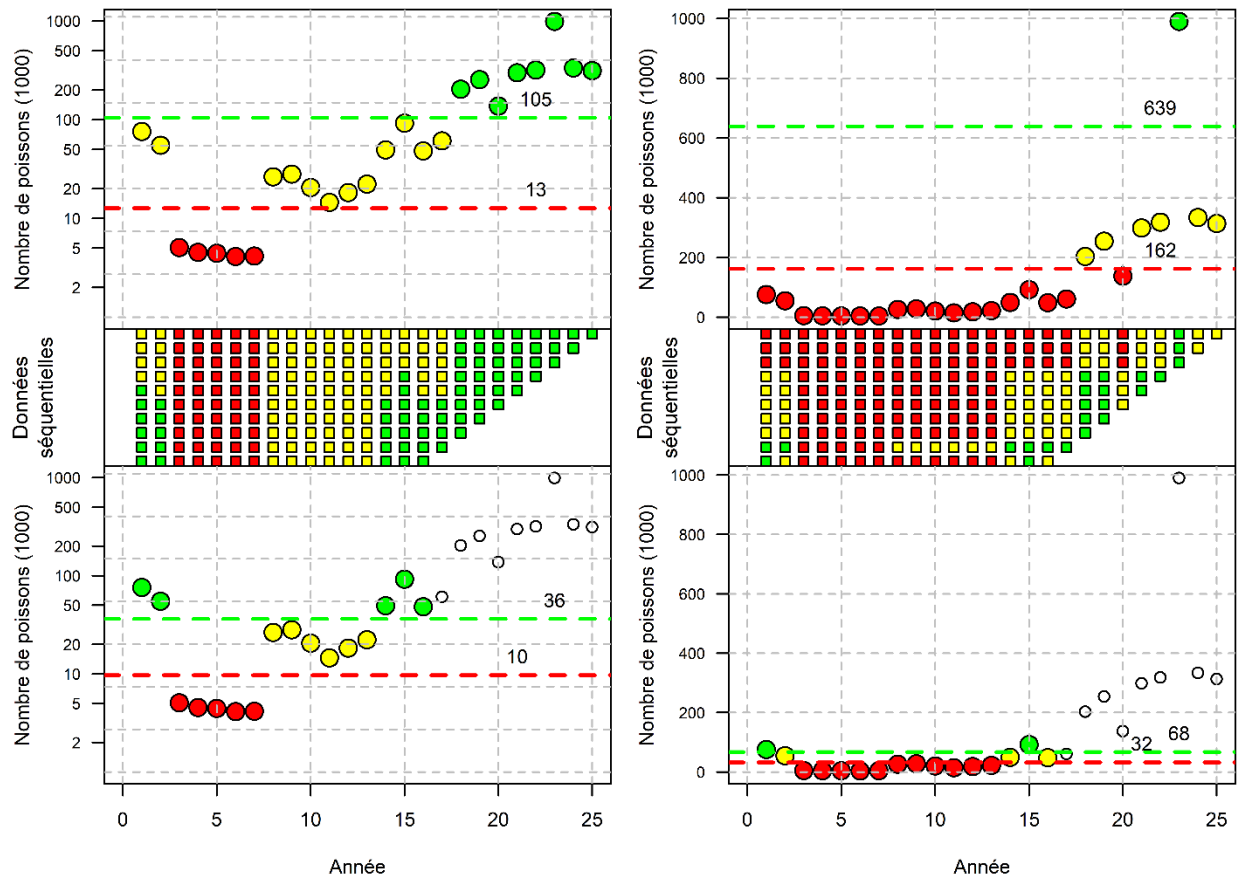


Figure 6.1. Les conséquences de l'échelle utilisée (arithmétique versus logarithmique) pour les observations et de la longueur de la série d'observations servant à assigner les abondances annuelles de bar rayé à une des trois zones d'abondance. Les panneaux de la colonne de gauche présentent les résultats avec les abondances sur l'échelle logarithmique naturelle tandis que les panneaux de la colonne de droite présentent les résultats pour les abondances sur l'échelle arithmétique. Les panneaux de la rangée du haut présentent la catégorisation (rouge équivalant à la zone critique, jaune équivalant à la zone de prudence, et vert équivalant à la zone saine) des estimations des abondances annuelles pour trois zones définies sur la série temporelle d'observations de 1994 à 2019 (excluant 2012). La rangée du bas catégorise les abondances annuelles pour la série de 1994 à 2009 évaluée pour ces mêmes années (les symboles sans couleurs ne sont pas assignés). Dans les rangées du haut et du bas, les lignes horizontales en tiret tracent le PRL par procuration calculé comme la moyenne des centroides des groupes inférieure et du milieu et le NRS par procuration calculé comme la moyenne des centroides des groupes du milieu et supérieur, avec les valeurs correspondantes inscrites aux panneaux. La rangée du milieu illustre la couleur de la zone assignée à l'année (en verticale) par rapport à la longueur de la série d'observations qui est traitée, par incrément d'une année, en commençant avec la série de 1996 à 2009 (ligne du bas) et finissant avec la séries de 1996 à 2019 (ligne du haut). Dans ces figures, la séquence des années est représentée comme suit : 1 = 1994, 18 = 2011, 19 = 2013, et 25 = 2019.

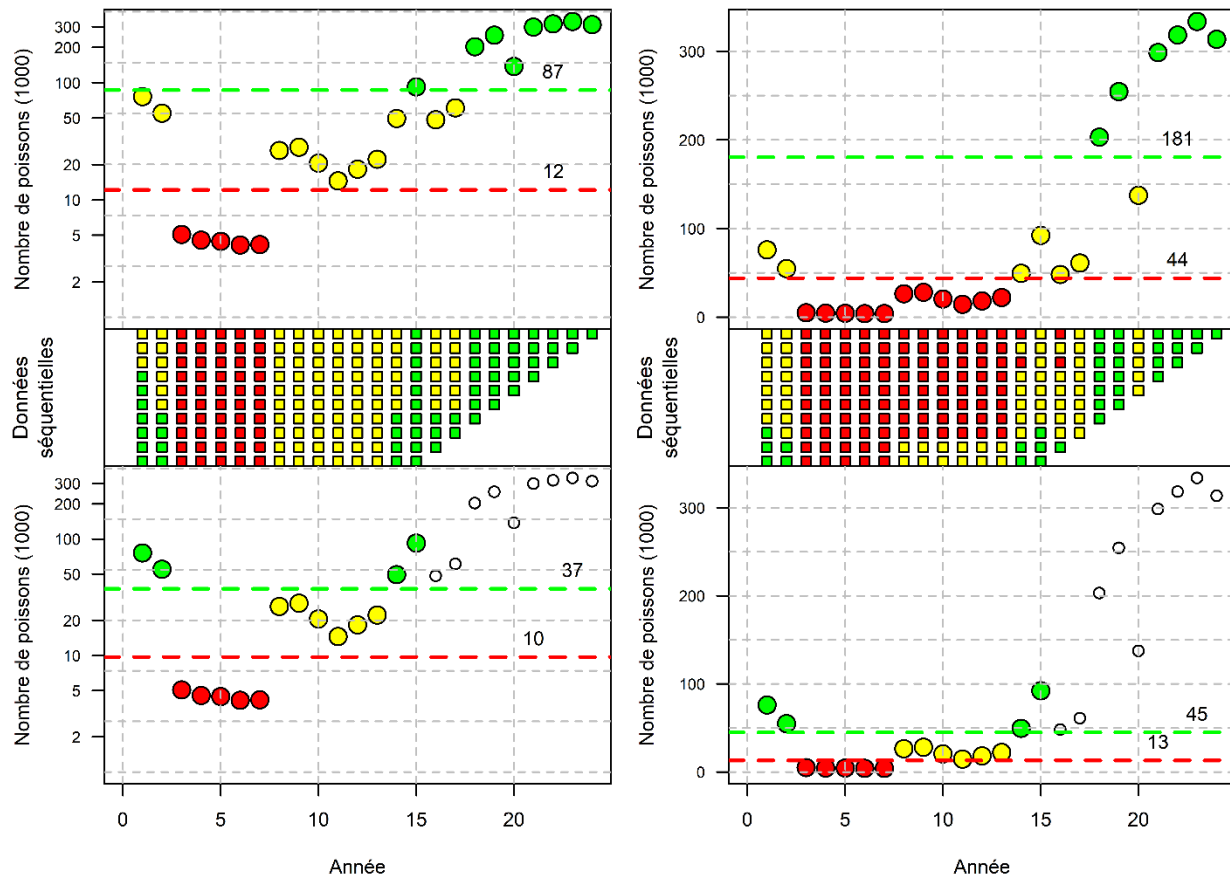


Figure 6.2. Les conséquences de l'échelle utilisée (arithmétique versus logarithmique) pour les observations et d'exclure une observation exceptionnelle (celle de 2017) de la longueur de la série d'observations servant à assigner les abondances annuelles de bar rayé à une des trois zones d'abondance. Les panneaux sont interprétés comme à la Figure 6.1. Dans la figure ci-haut, la séquence des années est représentée comme suit : 1 = 1994, 18 = 2011, 19 = 2013, 22 = 2016, 23 = 2018, et 24 = 2019.

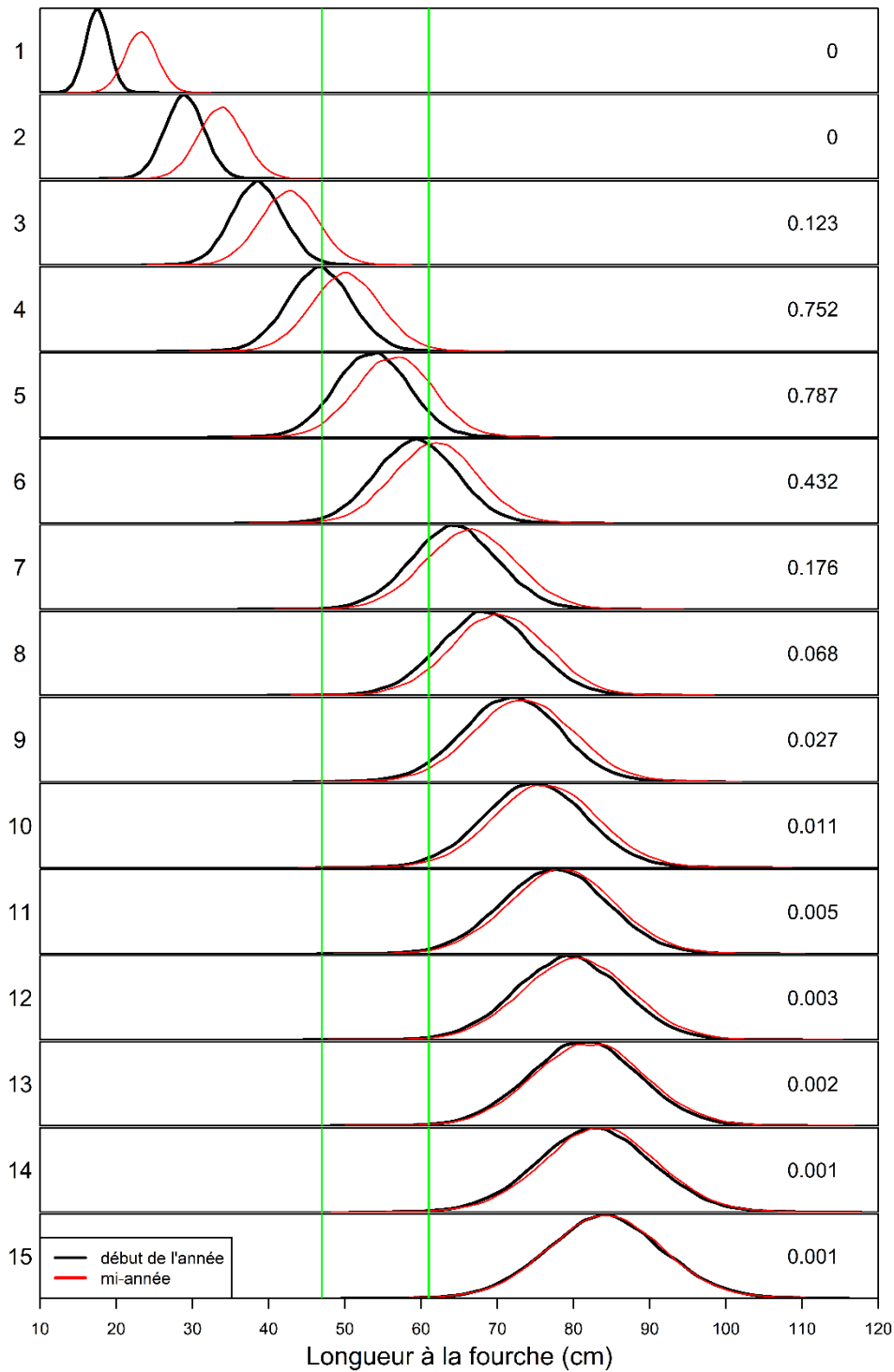


Figure 6.3. Longueur à la fourche prédite à l'âge (courbe en noire est pour le début de l'année tandis que la courbe en rouge est pour le milieu de l'année) et les estimations de la sélectivité à l'âge (s_a) pour un taux de pêche F pleinement recruté. La proportion des poissons à l'âge qui sont de longueur comprise dans la fourchette de taille de rétention de la pêche récréative est indiqué à droite pour chaque panneau d'âge. La stratégie de gestion illustrée (lignes vertes en verticales) est celle d'une gamme de longueur pour rétention de 47 à 61 cm de longueur à la fourche.

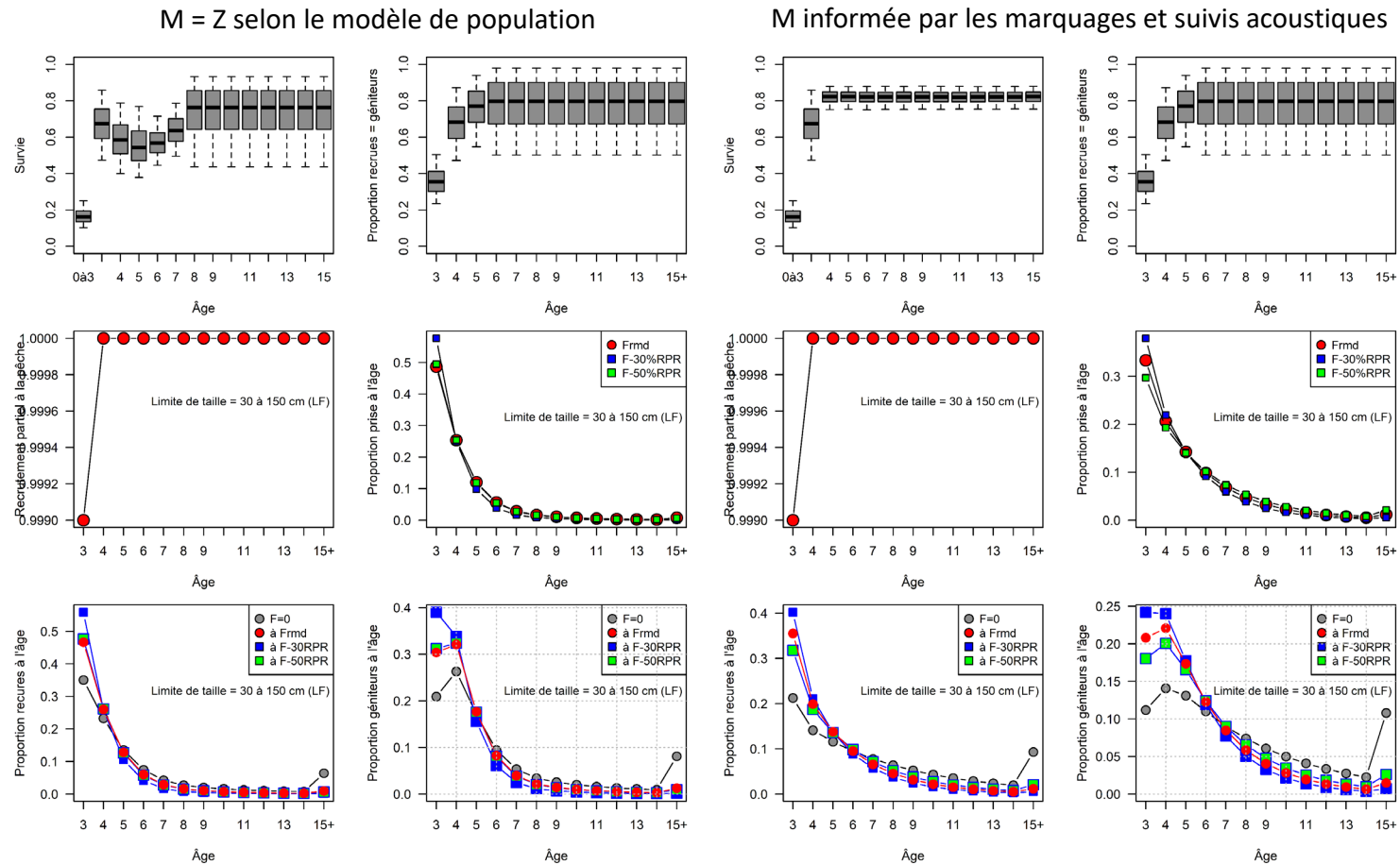


Figure 6.4a. Pour le modèle 5, les distributions des paramètres du cycle vital et la structure d'âge selon la modélisation de l'équilibre pour le bar rayé, en utilisant les estimations des paramètres et les estimations de survies pour les âges 4 à 15+ sortant du modèle 5 (ensemble de panneaux de gauche) ou les estimations de survies pour les âges 4 à 15+ de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques. Chaque ensemble contient les panneaux suivants en ordre du haut en bas et de gauche à droite: survie à l'âge, proportion des recrues qui deviennent géniteurs à l'âge, la sélectivité partielle à l'âge, proportion moyenne des captures à l'âge pour différents niveaux de référence de taux de pêche, proportion moyenne des abondances totales à l'âge pour différents taux de pêche, et les proportions moyennes des géniteurs à l'âge pour différents niveaux de référence de taux de pêche.

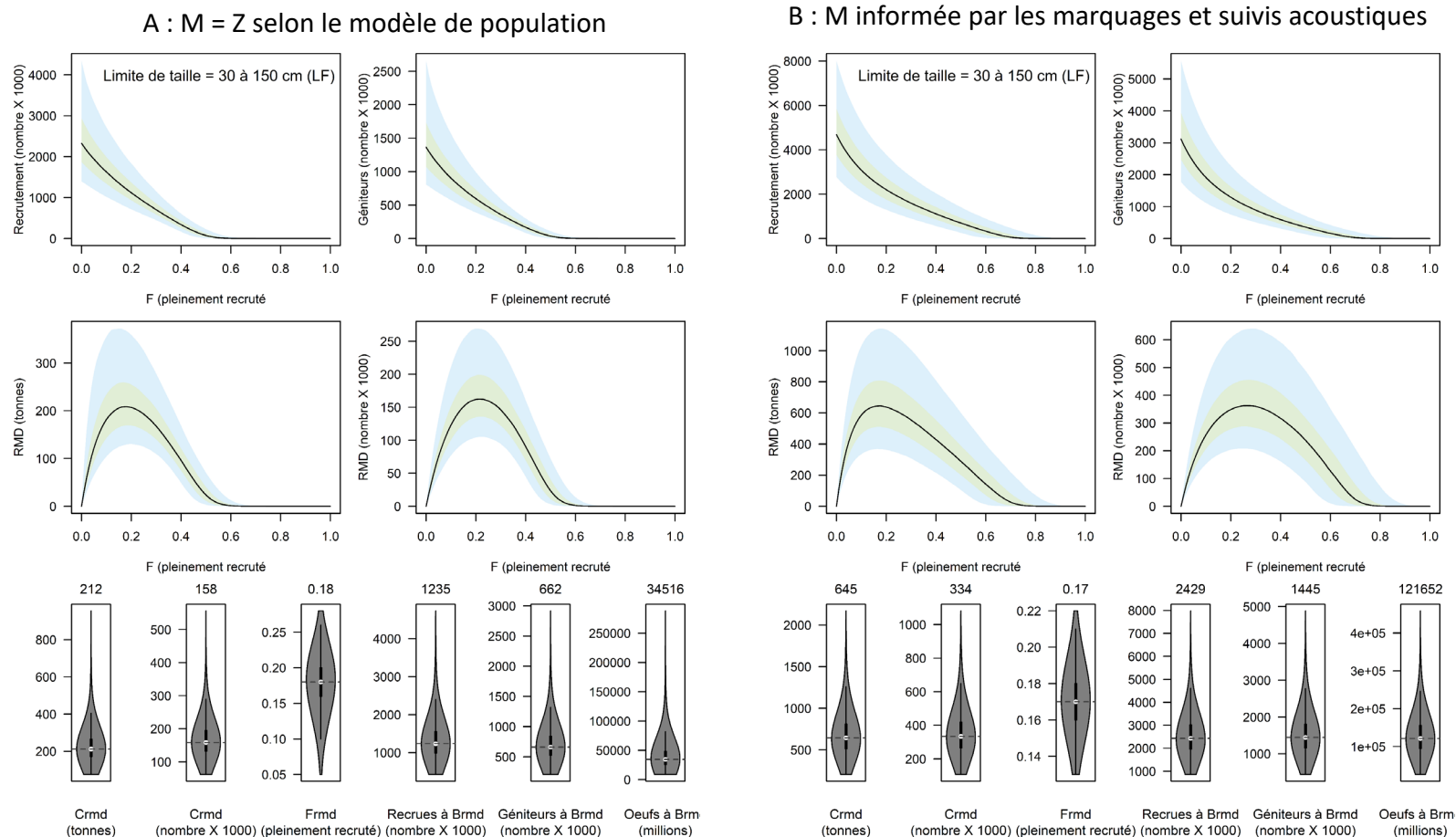


Figure 6.4b. Pour le modèle 5, les abondances, les trajectoires des captures pour des niveaux croissants de F , et des sommaires en diagramme de quartiles de valeurs références associées avec le RMD, issus de la modélisation de l'équilibre pour le bar rayé, en utilisant les estimations de survies aux âges sortant du modèle 5 (ensemble A de panneaux de gauche) ou les estimations de survies aux âges de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (ensemble B de panneaux de droite). Chaque ensemble contient les panneaux suivants en ordre du haut en bas et de gauche à droite: abondance totale pour les âges 3 à 15+, abondance totale des géniteurs d'âges 3 à 15+, rendement en poids (tonnes), rendement en nombre de poissons, et les valeurs références de RMD pour C_{RMD} (tonnes), C_{RMD} (nombre), F_{RMD} , abondance totale (nombre) à B_{RMD} , abondance totale (nombre) des géniteurs à B_{RMD} , et abondance totale des géniteurs en oeufs à B_{RMD} .

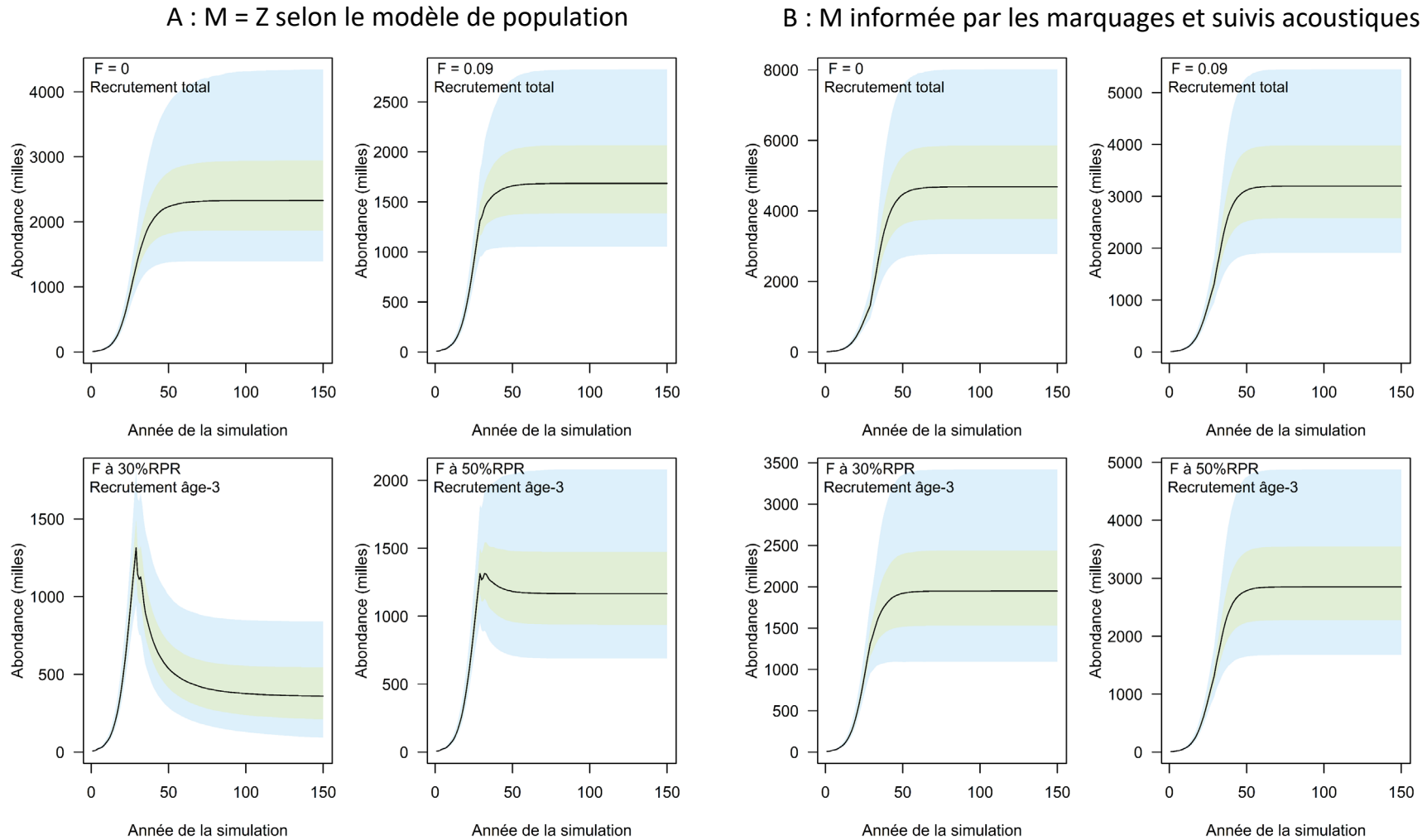


Figure 6.4c. Pour le modèle 5, la modélisation de l'équilibre des abondances par année de simulation pour confirmer que l'équilibre a été atteint selon les paramètres de cycle de vie du modèle 5 et les estimations des survies ($M=Z$) provenant du modèle 5 (ensemble A de panneaux de gauche) ou les estimations de survies de bar rayé marqués avec des émetteurs acoustiques (ensemble B de panneaux de droite). Les estimations d'abondances pour les années de simulation 1 à 29 sont des sorties du modèle, et les abondances pour les années 30 à 150 sont des projections dans le futur.

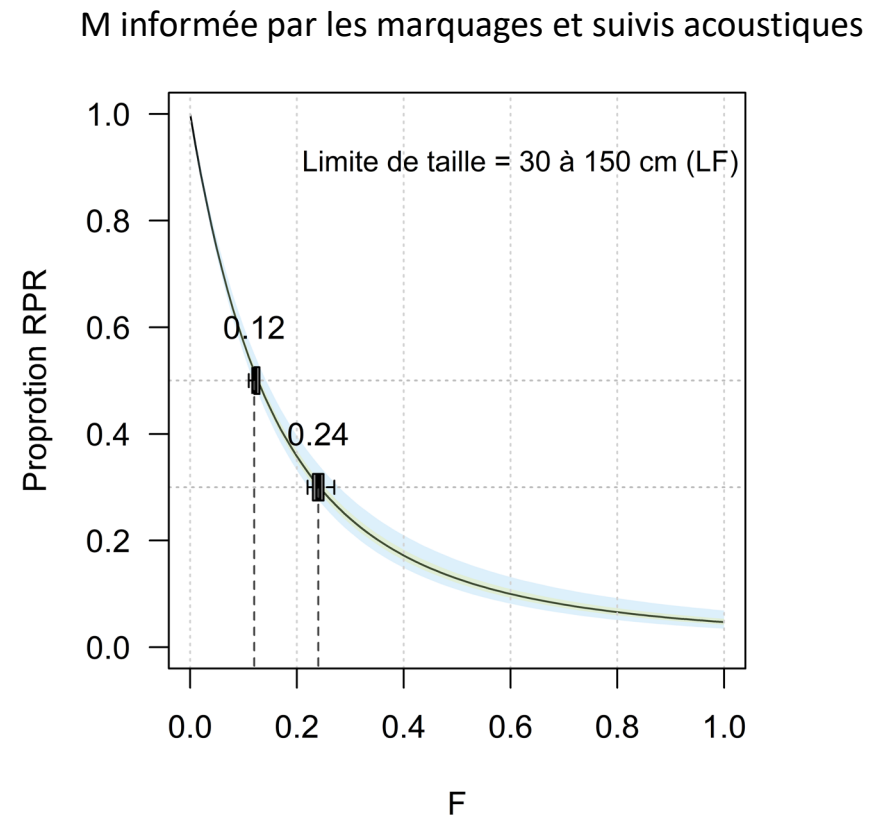
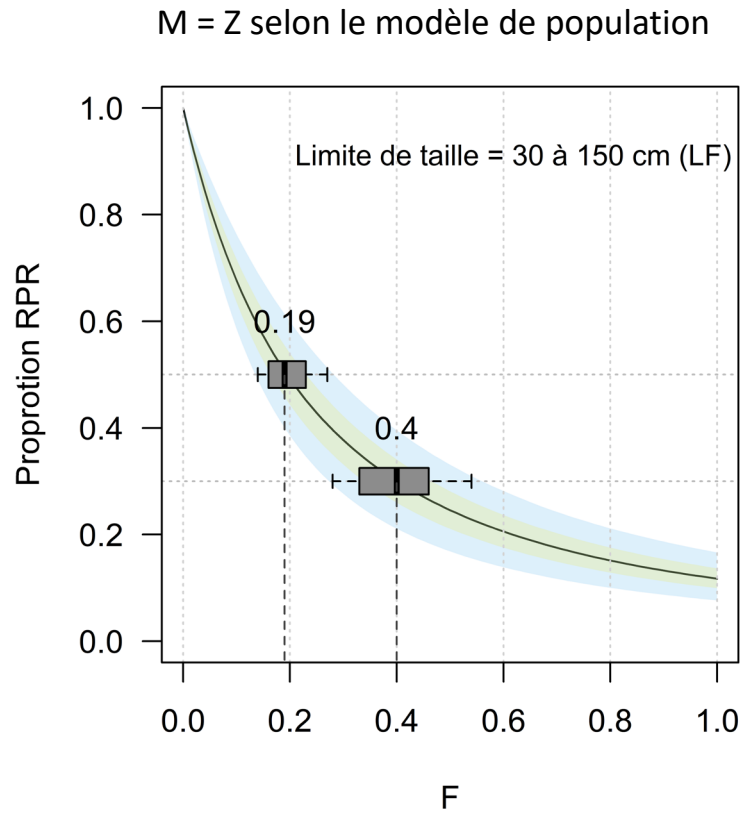


Figure 6.4d. Pour le modèle 5, la modélisation de l'équilibre des trajectoires des reproducteurs par recrues potentiels (RPR) selon les paramètres de cycle de vie du modèle 5 et les estimations des survies ($M=Z$) provenant du modèle 5 (panneau de gauche) ou les estimations de survies de bar rayé marqué avec des émetteurs acoustiques (panneau de droite).

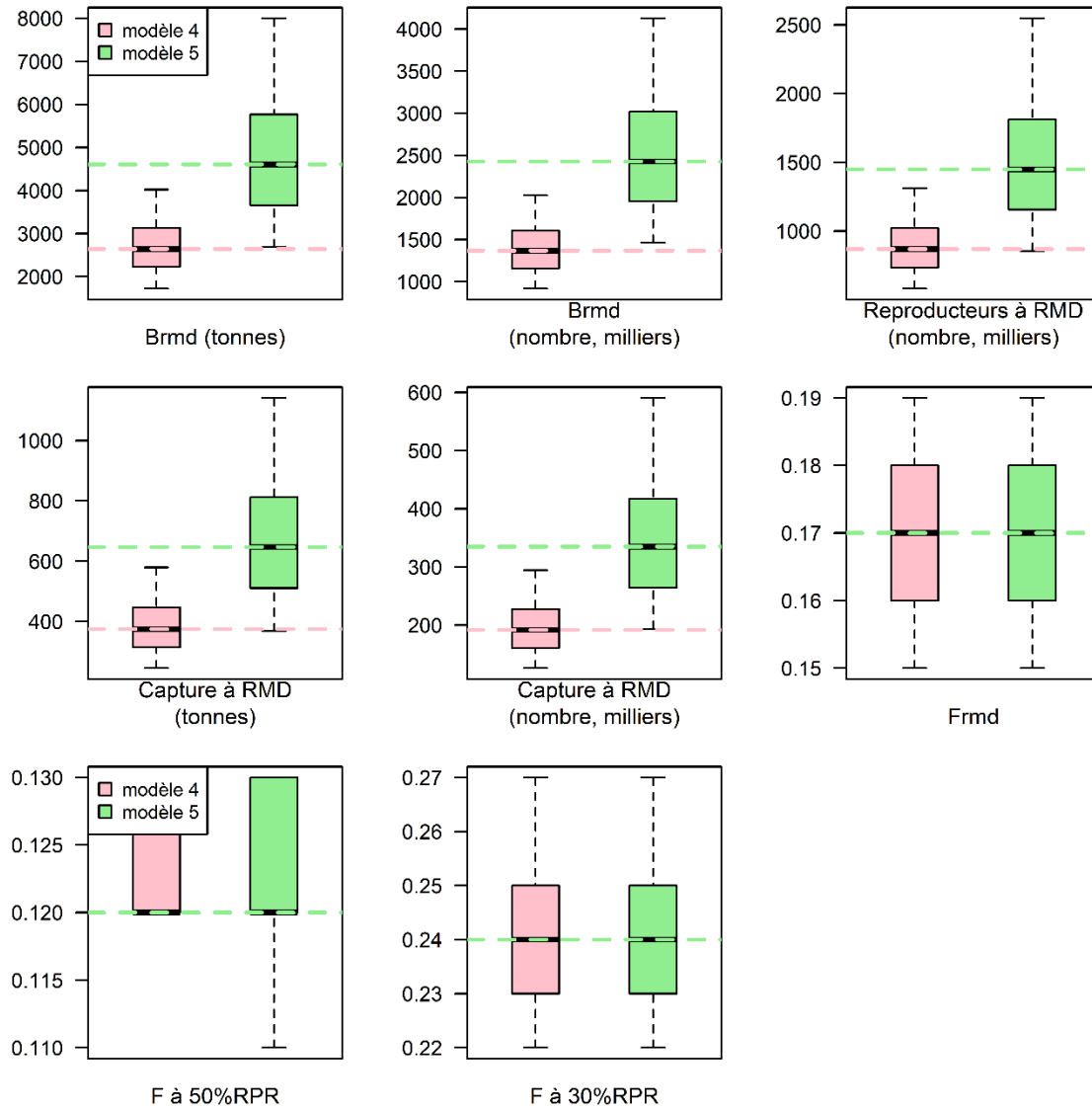


Figure 6.5. Comparaison des niveaux de référence du RMD et RPR du modèle 4 et du modèle 5 pour les scénarios avec M informée par les marquages et suivis acoustiques et pour la stratégie de pêche par défaut sans limite de taille et excluant la mortalité par capture et remise à l'eau. Les diagrammes en boîtes sont interprétés comme suit : les intervalles de 5 à 95 percentiles sous forme de moustaches, l'intervalle interquartile sous forme de rectangle et la médiane sous forme de tiret interne ainsi lignes horizontales en tirets.

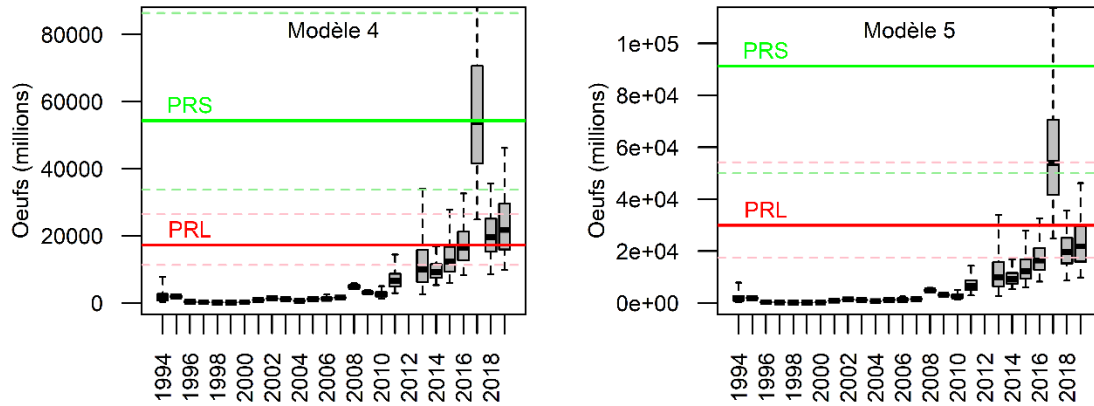


Figure 6.6. Évaluation de l'abondance des œufs dans les reproducteurs (diagrammes; œufs en millions) et du statut par rapport aux PRS (ligne horizontale supérieure verte) et PRL (ligne horizontale inférieure rouge) du modèle 4 (panneau de gauche) et du modèle 5 (panneau de droite) pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2019. Pour le modèle 4 et le modèle 5, le PRS correspond à l'estimation médiane des œufs à 80 % B_{RMD} et le PRL correspond à l'estimation médiane des œufs qui donnent 50% du paramètre de saturation K de Beverton-Holt. Les lignes rouges en pointillés et les lignes vertes représentent les fourchettes du 5e au 95e percentile du PRL et du PRS respectivement. Notez que la ligne du 95e percentile du PRS et le point du 95e percentile des œufs en 2017 sont hors échelle dans les deux panneaux.

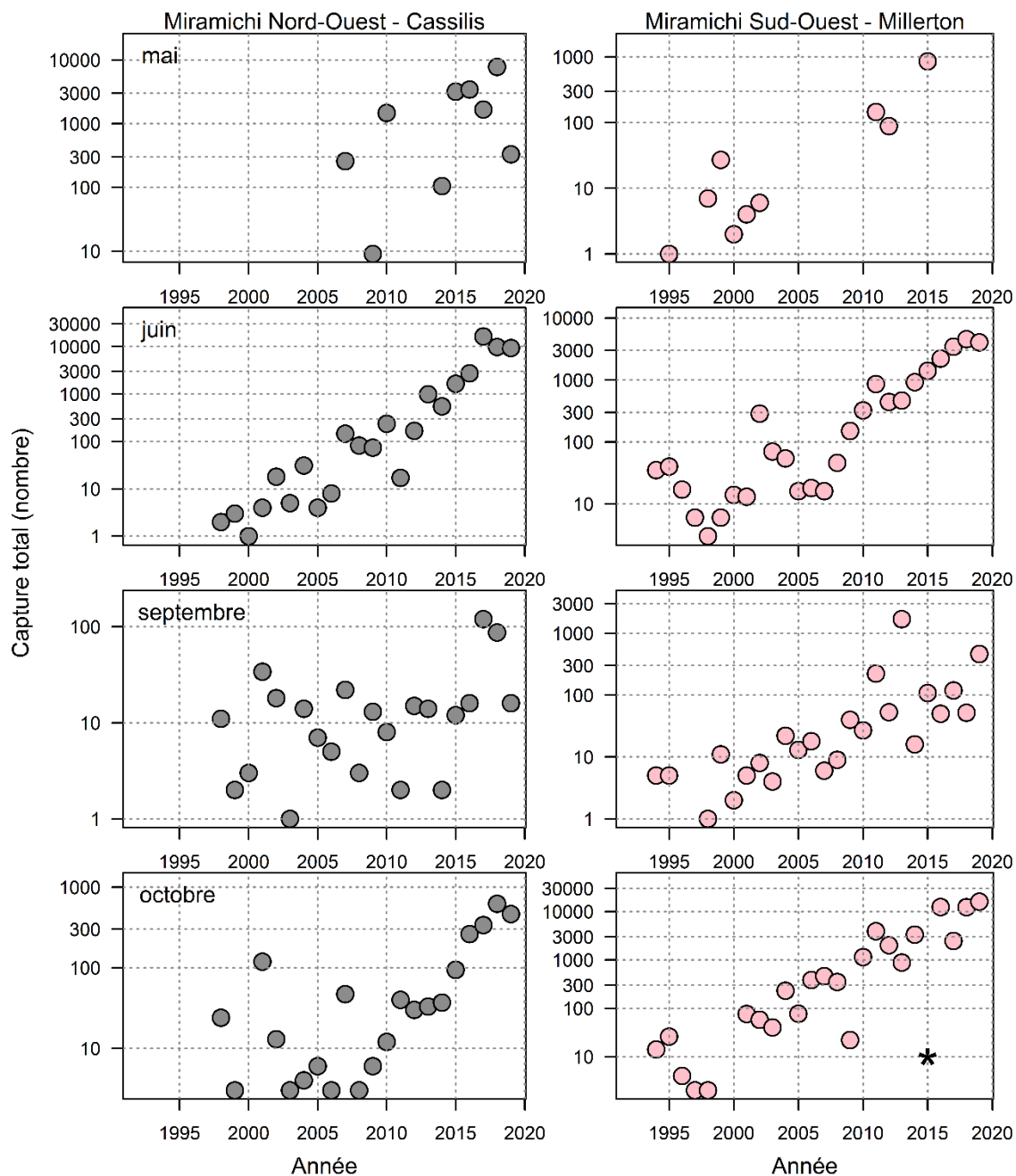


Figure 7.1. Captures mensuelles de bar rayé dans les filets-trappes repères du MPO installés à Cassilis dans la Miramichi Nord-Ouest (colonne à gauche) et à Millerton dans la Miramichi Sud-Ouest (colonne à droite) pour les mois de mai (première rangée), juin (deuxième rangée), septembre (troisième rangée), et octobre (dernière rangée), de 1998 à 2019 pour le filet Cassilis et de 1994 à 2019 pour le filet Millerton.), L'astérisque dans le panneau à droite de la dernière rangée (Millerton, octobre) indique que ce filet n'était pas opérationnel après le 30 septembre suite à une crue. En outre, le filet de Cassilis dans la Miramichi Nord-Ouest n'était pas opérationnel pour cinq jours durant la première semaine d'octobre en 2015.

ANNEXES

ANNEXE 1. EXAMEN DE LA GESTION DES PÊCHES DU BAR RAYÉ

Depuis plus d'un siècle, des registres documentent l'exploitation du bar rayé dans de nombreuses pêcheries du sud du golfe du Saint-Laurent. La première mention du bar rayé trouvée dans la *Gazette du Canada* date de 1895 et fait référence au règlement visant la pêche du bar au Nouveau-Brunswick. Il est à noter qu'en vertu de ce règlement, aucun bar pesant moins de deux livres ne pouvait être conservé dans les pêches.

En 1927, dans la *Gazette du Canada*, la limite minimale de taille pour la conservation est modifiée à 12 pouces de longueur, mesurée du « bout du museau jusqu'au bout de la queue ».

Il n'y a pas de débarquements déclarés dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre 1933 et 1968. Cela ne doit pas être interprété comme une période sans pêche. Dans la Partie II de la *Gazette du Canada* (1949; DORS/49-223), une modification est apportée au Règlement spécial de pêche pour la province du Nouveau-Brunswick (décret C.P. 5357 du 31 décembre 1947) qui a modifié les conditions de conservation du bar rayé par la fermeture effective de la pêche commerciale en autorisant la conservation du bar rayé uniquement dans la pêche sportive à la ligne et en énumérant des restrictions précises pour un certain nombre de rivières :

« En supprimant le paragraphe un de l'article un et en lui substituant le nouveau paragraphe un suivant :

1. a) Il est interdit de pêcher ou de tuer des bars rayés autrement que par pêche à la ligne, du premier avril au trentième jour de novembre, ces deux dates comprises; ni autrement que par pêche à la ligne dans les eaux des rivières Miramichi, Kouchigouguac, Tabusintac, Tracadie ou Richibucto ou de l'un des affluents de ces rivières.
- b) Il est interdit d'acheter, de vendre ou d'avoir en sa possession des bars rayés, à moins que la preuve soit faite que ceux-ci ont été légalement pris ou tués. »
[traduction]

Le *Règlement de pêche de la Nouvelle-Écosse* a combiné le bar rayé avec d'autres espèces de bars (achigan à petite bouche et achigan à grande bouche, parfois connu sous le nom de perche noire). La modification de la partie II de la *Gazette du Canada* de 1954 au *Règlement de pêche de la Nouvelle-Écosse* (DORS/54-728) comprenait ce qui suit :

- Définition du poisson de pêche sportive incluant le saumon, la truite et le bar
- Aucune pêche du bar, sauf à la ligne
- Aucune pêche de l'achigan à petite bouche et de l'achigan à grande bouche du 1^{er} novembre au 30 juin
- Limite quotidienne totale pour le bar (toutes espèces) définie comme suit : « Il est interdit de pêcher, de capturer, de tuer ou d'emporter, en une journée de pêche à la ligne, une quantité de bars qui, dans l'ensemble, est supérieure à vingt livres plus un poisson, et qui n'est pas supérieure à trente poissons, pourvu que ceux-ci pèsent au total moins de vingt livres. » [traduction]
- Limite de taille pour les bars rayés : « Il est interdit de garder un bar rayé d'une longueur de moins de douze pouces ni un achigan à grande bouche d'une longueur de moins de neuf pouces, mesurée du bout du museau jusqu'au bout de la queue; quiconque capture un tel bar doit immédiatement le remettre à l'eau. » [traduction]

Dans la province de Québec

14 juillet 1965, volume 99, numéro 13 (*Gazette du Canada*, Partie II)

- Il est interdit de pêcher, de capturer ou de tuer des bars rayés du premier décembre de toute année au trente et unième jour de mai suivant, ces deux dates comprises.
- Toute personne qui capture un bar rayé d'une longueur de moins de seize pouces, mesurée du bout du museau à l'extrémité postérieure de la queue, doit le remettre immédiatement à l'eau. [traduction]

En janvier 1960 (*Gazette du Canada*, partie II, volume 94, numéro 1, 13 janvier 1960), le Règlement de pêche du Nouveau-Brunswick a été modifié et a autorisé la vente de bars rayés capturés accidentellement dans des filets, des pièges ou des fascines destinés à la capture de poissons autres que le bar rayé :

« 1. L'alinéa t) de l'article 2 du Règlement de pêche du Nouveau-Brunswick est révoqué et remplacé par ce qui suit :

t) Le « poisson de pêche sportive » comprend le saumon, la truite et le bar

2. 1) Le paragraphe 2) de l'article 3 dudit Règlement est révoqué et remplacé par ce qui suit :

2) Le bar rayé peut être conservé et commercialisé lorsqu'il est capturé involontairement dans des filets, des pièges ou des fascines destinés à la capture de poissons autres que le bar rayé. » [traduction]

En 1965, une révision complète du *Règlement de pêche du Nouveau-Brunswick* a été publiée dans la Partie II de la *Gazette du Canada* (DORS/65-111, 14 avril 1965), qui comprenait les définitions et règlements suivants relatifs au bar rayé :

- Le poisson de pêche sportive comprend le saumon, la truite et le bar.
- Il est interdit de pêcher, de capturer ou de tuer le bar rayé, sauf au moyen de filets maillants ou par pêche à la ligne (« pêche dirigée »).
- Il est interdit de pêcher le bar rayé avec un filet, sauf si l'on détient un permis.
- Il est interdit de pêcher, de capturer ou de tuer le bar rayé au moyen d'un filet maillant dont les mailles mesurent moins de cinq pouces en extension complète.
- Les bars rayés capturés involontairement dans des filets, des pièges ou des fascines installés pour d'autres espèces de poissons peuvent être conservés et commercialisés.
- Il est interdit de faire un trou dans la glace dans le but de pêcher le bar rayé, à moins de marquer le trou au moyen de quatre arbres à feuilles persistantes, chaque arbre mesurant six pieds de hauteur (était intégré au règlement depuis 1895).

Spécifique à la nasse, DORS/80-434 : définition de la nasse, saison pour le comté de Kent (N.-B.) et limite de taille minimale de 38 cm.

En 1993, le *Règlement de pêche de la Nouvelle-Écosse* C.R.C. ch. 848, le *Règlement de pêche du Nouveau-Brunswick* C.R.C. ch. 844 et le *Règlement de pêche de l'Île-du-Prince-Édouard* C.R.C. ch. 850 ont été abrogés et remplacés par le *Règlement de pêche des provinces maritimes* (DORS/95-55, 4 févr. 1993), qui réglementait spécifiquement la pêche dans les trois provinces maritimes et dans les eaux de marée adjacentes. Pour les eaux de la région du Golfe :

-
- Pour le bar rayé, la longueur désigne la ligne droite depuis le bout du museau jusqu'à la pointe de la queue.
 - La définition de poisson de pêche sportive comprenait l'achigan à petite bouche, la ouananiche, le saumon et la truite.
 - Conservation de bars rayés capturés accessoirement au moyen d'un engin de pêche exploité en vertu d'un permis.
 - Il est interdit, dans toute province, d'utiliser comme appât ou d'avoir en sa possession dans le but de s'en servir comme appât (vivant ou mort) : achigan, barbotte brune, crapet, baret, perchaude ou autre poisson épineux à nageoires rayées.
 - Il est interdit de pêcher le bar rayé autrement qu'à la ligne ou qu'avec une nasse.
 - La pêche à la nasse n'est autorisée que dans les eaux de marée du comté de Kent (N.-B.) pendant la période du 1^{er} décembre au 31 mars, avec une nasse dont les mailles mesurent au moins 127 mm.
 - La pêche à la ligne est ouverte toute l'année (sauf les 30 et 31 décembre) dans les eaux de marée, mais fermée dans les eaux intérieures du 15 avril au 30 septembre en Nouvelle-Écosse, du 1^{er} mai au 15 septembre au Nouveau-Brunswick et du 15 avril au 30 septembre à l'Île-du-Prince-Édouard.
 - Quota quotidien et restrictions de taille de :
 - Nouvelle-Écosse : pêche à la ligne dans les eaux de marée et intérieures, 1 par jour, longueur minimale de 68 cm
 - Nouveau-Brunswick : pêche à la ligne dans les eaux de marée et intérieures, 1 par jour, longueur minimale de 68 cm
 - Nouveau-Brunswick : pêche à la nasse dans les eaux de marée, aucun quota, longueur minimale de 38 cm
 - Île-du-Prince-Édouard : pêche à la ligne dans les eaux de marée et intérieures, 10 poissons par jour, longueur minimale de 30 cm

Une modification importante au *Règlement sur les pêches des provinces maritimes* a été introduite en 1996 pour interdire la conservation et la vente de captures accessoires de bar rayé (*Gazette du Canada* 1996 DORS/96-125) :

- En 1996, l'alinéa 4(2)b du *Règlement sur les pêches des provinces maritimes*, qui permettait de conserver des prises accessoires illimitées de bar rayé dans les engins de pêche commerciale destinés au gaspateau, à l'éperlan arc-en-ciel, à l'aloise savoureuse et à l'anguille d'Amérique, a été abrogé (*Gazette du Canada*, partie II, vol. 130, no 5; DORS/96-125). Le résumé de l'étude d'impact de la réglementation indiquait :
- « Les bars rayés sont actuellement capturés en grand nombre comme captures accessoires dans d'autres pêches, notamment celles du gaspateau, de l'aloise, de l'éperlan et de l'anguille. Bien qu'il n'y ait pas de pêche spécifiquement destinée au bar rayé, l'espèce est capturée en quantité suffisante en tant que prise accessoire pour que sa survie soit menacée. Étant donné que l'alinéa 4(2)b du *Règlement de pêche des provinces maritimes* autorise une prise accessoire illimitée de bar rayé, il est nécessaire de retirer cette disposition du Règlement. Si les stocks de bar rayé se rétablissent jusqu'à atteindre des nombres sains, les prises accessoires de la pêche commerciale peuvent être réglementées par des conditions de permis. Cette modification s'applique aux

pêcheurs de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de l'Île-du-Prince-Édouard.

- Options envisagées
- Le Ministère a demandé aux pêcheurs de relâcher volontairement le bar rayé, mais peu ont obtempéré à cette demande pendant la période d'essai. Les responsables de la pêche ont constaté qu'un grand nombre de bars rayés étaient encore conservés dans d'autres pêches et vendus commercialement. La seule solution acceptable est d'interdire purement et simplement les prises accessoires de cette espèce.
- Avantages et coûts
- Le principal avantage de cette modification est la conservation et la protection du bar rayé. Les pêcheurs récréatifs en bénéficieront à court terme et les pêcheurs commerciaux pourraient en bénéficier à long terme.
- Les pêcheurs commerciaux perdront la possibilité de capturer et de vendre le bar rayé, à moins qu'ils ne soient autorisés à le faire en vertu des conditions prévues à leur permis. Toutefois, étant donné qu'aucune pêche dirigée de cette espèce n'a lieu actuellement, l'incidence de cette mesure sur eux devrait être mineure. La modification est nécessaire pour assurer la conservation du bar rayé. » [traduction]
- Des modifications subséquentes à la gestion des pêches de bar rayé du sud du golfe ont été apportées par l'entremise de conditions de permis (pour les pêches commerciales) et d'ordonnances modificatives pour les pêches récréatives. Des restrictions supplémentaires à diverses pêches interagissant avec le bar rayé ont été introduites de 1996 à 2000, pour aboutir à la fermeture de toutes les pêches de bar rayé légales (tableau 2.1).

Les pêches commerciales du bar rayé ont été fermées en mars 1996, et les pêcheurs commerciaux ont été tenus de remettre à l'eau tous les bars rayés que les engins de pêche commerciale capturent comme prises accessoires pendant la pêche d'autres espèces. Une exception à cette règle a été admise en 1996 dans les conditions de permis pour les pêches du gaspateau et de l'éperlan, où l'on tolérait les prises accessoires de poissons d'une longueur totale de moins de 35 cm, car on reconnaissait la difficulté de trier les bars de moins de 35 cm LT mêlés à de grandes quantités de poissons de taille similaire; cependant, ces poissons ne pouvaient pas être vendus. Bradford et Chaput (1998) fournissent une ventilation des prises déclarées de bars rayés en 1996 : les prises ont été déclarées dans trois districts statistiques de la région du Golfe du MPO, au Nouveau-Brunswick, notamment :

- 14,5 t en janvier et février 1996 dans le district 76 (district de Richibucto)
- 0,25 t en juin 1996 dans le district 66 (péninsule acadienne, région de Miscou)
- 0,25 t d'octobre à décembre 1996 dans le district 77 (région de Buctouche).

Des modifications subséquentes à la gestion des pêches de bar rayé du sud du Golfe ont été apportées par l'entremise de conditions de permis (pour les pêches commerciales) et d'ordonnances modificatives pour les pêches récréatives. Des restrictions supplémentaires à diverses pêches interagissant avec le bar rayé ont été introduites de 1996 à 2000, pour aboutir à la fermeture de toutes les pêches de bar rayé légales (tableau 2.1).

Bien que les pêches de bar rayé aient été fermées pour l'essentiel en 2000, la mortalité du bar rayé due aux activités de pêche s'est poursuivie (Chiasson *et al.* 2002; Douglas *et al.* 2006;

MPO 2011). Le MPO (2011) a indiqué que des bars rayés à divers stades de vie continuaient d'être capturés dans une variété de pêches illégales, commerciales et ASR autochtones, avec une perte totale estimée de bars rayés de taille moyenne et de grande taille dans toutes les pêches du sud du golfe du Saint-Laurent, de l'ordre de 60 000 poissons par an. Le nombre total de bars manipulés dans les pêches était estimé à 152 000 poissons, dont 41 % seraient morts ou auraient été tués (MPO 2011). On considère que l'activité ayant le plus contribué à la perte totale de bar rayé est la pêche illégale, représentant plus de 50 % des pertes estimées d'adultes, suivie de la pêche récréative (conservation illégale et prises accessoires), à environ 15 % (MPO 2011).

À la suite d'indications d'une augmentation soutenue de l'abondance, la réintroduction des allocations ASR aux Autochtones a commencé en 2012, et la pêche récréative a rouvert en 2013, suivie par l'octroi à une communauté autochtone d'un permis de pêche commerciale pilote en 2018 et 2019 (tableau 2.1).

Le bar rayé provenant du sud du golfe est également exploité dans des pêches le long de la côte de la baie des Chaleurs au Québec. Des mesures de gestion des pêches pour la pêche récréative du bar rayé au Québec similaires aux mesures de gestion des pêches dans la région du Golfe du MPO ont été adoptées en 2013. À partir d'analyses de composition élémentaire des otolithes et des différentes caractérisations de ces signatures dans le bar rayé provenant des frayères de la rivière Miramichi et du fleuve Saint-Laurent, Valiquette *et al.* (2018) ont indiqué que la répartition du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent s'étendait autour de la baie des Chaleurs et en amont le long de la péninsule gaspésienne jusqu'à Rivière-du-Loup. Occasionnellement, comme le révèlent des échantillons de bar rayé de 2017, la répartition du bar du sud du Golfe s'est également étendue le long de la Basse-Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (Valiquette *et al.* 2018). Les retours d'étiquettes de bars marqués dans le sud du golfe et les signalements de bars rayés dans le sud du Labrador à la fin de l'été et en hiver (MPO 2018), ainsi que les détections de bars rayés marqués acoustiquement sur la ligne de réception de Port Hope (Labrador), ont confirmé l'extension plus large du bar rayé du sud du Golfe en dehors de son aire de répartition historique en 2017 et son exploitation dans diverses pêches dans le golfe du Saint-Laurent.

Les peuples autochtones disposent d'allocations de bars rayés dans le cadre des accords de pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles. En 1997, les accords ASR comprenaient 290 bars rayés pour trois groupes dans la région de la rivière Miramichi, 500 bars dans la rivière Richibucto et 172 bars dans la rivière Bouctouche (Bardford et Chaput 1998).

Il n'existe pas de données complètes sur les captures de bar rayé. Historiquement, les statistiques des pêches incluaient les récoltes commerciales, et ne tenaient pas compte des récoltes récréatives et des récoltes de pêche des peuples autochtones (LeBlanc et Chaput 1991; Bradford *et al.* 1995a; Douglas *et al.* 2003). Depuis la réouverture de la pêche récréative en 2013, des données partielles sur les captures provenant de certains secteurs de la pêche récréative ont été rassemblées, mais elles sont très incomplètes.

En plus des mesures de gestion des pêches dirigées, des fermetures à court terme des pêches récréatives dirigées dans la zone de fraie de la Miramichi Nord-Ouest ont été instaurées depuis 2017 pour éviter de nuire aux poissons qui frayent. La fermeture temporaire à toutes les pêches récréatives de la zone de fraie dans la Miramichi Nord-Ouest pendant la période de pointe de la fraie a déjà été identifiée comme l'une des nombreuses mesures de gestion qui amélioreraient la protection du bar rayé, favoriseraient son rétablissement et justifieraient la décision de ne pas inscrire la population à l'annexe de la *Loi sur les espèces en péril* (LA LISTE DES ESPÈCES EN PÉRIL (DÉCISIONS DE NE PAS INSCRIRE CERTAINES ESPÈCES) Enregistrement ; Gazette du Canada Partie II: Vol. 147 no 7 (2013) TR/2013-27 Le 27 mars 2013).

ANNEXE 2. DÉTERMINATION DE LA CLÉ ÂGE-LONGUEUR ET DES REPRODUCTEURS SELON L'ÂGE

A2.1. Interprétation des âges

Les âges du bar rayé sont interprétés à partir d'écailles. La taille selon l'âge a fait l'objet de rapports antérieurs par Chaput et Robichaud (1995) et par Douglas *et al.* (2006).

L'échantillonnage et la détermination de l'âge ont été effectués de manière opportuniste. Il n'y a pas eu de validation de l'âge, et il n'existe pas d'échelle de référence disponible pour effectuer des tests de détermination de l'âge.

La croissance du bar rayé a lieu pendant la saison des eaux libres dans le sud du golfe (de mai à octobre). Il n'y a pas de croissance pendant l'hiver, alors que le bar hiverne sous la glace dans les zones supérieures des estuaires et qu'il ne se nourrit pas; c'est ce qui ressort d'un examen des distributions de taille du bar échantillonné à l'automne dans la Miramichi par les filets-trappes indicateurs du MPO, distributions identiques à celles du bar échantillonné au printemps suivant dans la Miramichi (par exemple, voir MPO 2020).

Un total de 8 497 combinaisons de données d'âge et de longueur provenant des échantillons recueillis dans le sud du golfe du Saint-Laurent sont disponibles; à partir de ces échantillons, l'âge maximal interprété est de 15 ans et la longueur maximale à la fourche enregistrée est de 97,0 cm (tableau 3.2). Il existe une large distribution des tailles selon l'âge (tableau A2.1; figure A2.1). Les échantillons ont été limités à ceux prélevés en mai et juin ($n = 8\ 376$), correspondant à la période de fraie.

La distribution des longueurs selon l'âge à partir des échantillons montre des variations annuelles, bien qu'il n'y ait pas de tendance statistiquement significative dans le temps (figure A2.2).

A2.2. Modèle de croissance de Von Bertalanffy

Une fonction de croissance de von Bertalanffy a été ajustée aux données d'âge et de longueur sélectionnées pour toutes les années :

$$L_a = L_\infty (1 - e^{-K(a-a_0)}) e^\varepsilon$$

où L_a = longueur à la fourche (cm) à l'âge a , L_∞ = longueur à la fourche asymptotique prédite (cm), K = paramètre métabolique prédit, a_0 = âge apparent prédit au moment de l'éclosion, et $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$.

Les paramètres du modèle de von Bertalanffy ont été estimés avec OpenBugs en utilisant des valeurs *a priori* non informatives pour les paramètres ($L_\infty K a_0 \sigma$) à estimer (section 3.1.1). Les distributions *a posteriori* des paramètres sont résumées au tableau 3.3 et une visualisation des données, des correspondances du modèle et des distributions de la longueur prévue selon l'âge est présentée dans la figure 3.3.

A2.3. Abondance des reproducteurs selon l'âge

L'échantillonnage et l'interprétation de l'âge ne sont pas disponibles pour toutes les années d'évaluation, et il n'y a pas suffisamment d'échantillons de poissons plus âgés et plus gros au cours d'une année pour estimer adéquatement leur abondance relative. Par conséquent, les distributions de la longueur selon l'âge prédites par le modèle de von Bertalanffy ont permis de dériver une clé âge-longueur qui a ensuite servi à estimer l'abondance annuelle selon l'âge des reproducteurs sur la base des distributions annuelles de longueur évaluées des reproducteurs.

Les distributions *a posteriori* de la longueur à la fourche selon l'âge prédites montrent un important chevauchement de la taille selon l'âge, en particulier pour les individus âgés de 6 ans et plus (figures A2.3). Les distributions de la longueur à la fourche selon l'âge pour l'élaboration de la clé âge-longueur ont été calculées en supposant une distribution normale définie par la médiane et l'écart-type *a posteriori* de la longueur à la fourche selon l'âge prédite (tableau 3.2; figure A2.3).

Les proportions selon l'âge par intervalle de longueur à la fourche en cm de la clé âge-longueur (figure A2.4) ont été estimées à partir des proportions standardisées des intervalles de longueur selon l'âge comme suit :

$$p.\hat{Age}_{a,lf} = \frac{DN_{a,lf}}{\sum_a^A DN_{a,lf}}$$

avec $p.\hat{Age}_{a,lf}$ = proportion des poissons d'âge a dans l'intervalle de longueur à la fourche lf (cm) et

$DN_{a,lf}$ = densité de la longueur à la fourche lf pour l'âge a en supposant une distribution normale de la longueur à la fourche selon l'âge (tableau 3.2; figure A2.3; $N(\mu_a \sigma_a)$ en cm).

$DN_{a,lf}$ correspond à la différence, dans les distributions cumulées à queue vers la gauche, entre deux intervalles de longueur à la fourche ($lf-0,5$ à $lf+0,5$) pour chaque valeur de lf (cm, 10 à 100) sur les âges $a = 1$ à $15+$:

$$DN_{a,lf} = pNorm(lf + 0.5 \mu_a \sigma_a) - pNorm(lf - 0.5 \mu_a \sigma_a) \text{ (code R)}.$$

Cette clé âge-longueur (figure A2.4) a été appliquée aux distributions des longueurs à la fourche échantillonnées des reproducteurs (figure 3.4) pour calculer le nombre de reproducteurs échantillonnés selon l'âge par année, comme suit :

$$n_{y,a,lf} = p.\hat{Age}_{a,lf} * n.lf_{y,lf}$$

où $n_{y,a,lf}$ = nombre de poissons dans l'année y , d'âge a , dans l'intervalle de longueur à la fourche lf à partir de la distribution des longueurs échantillonnées dans l'année y ,

$p.\hat{Age}_{a,lf}$ comme ci-dessus, la proportion de poissons d'âge a dans l'intervalle de longueur à la fourche lf selon la clé âge-longueur, et

$n.lf_{y,lf}$ = nombre de poissons dans l'intervalle de longueur à la fourche lf à partir de la distribution des longueurs échantillonnées dans l'année y

Le nombre de reproducteurs échantillonnés selon l'âge par année est de :

$$n.Rp_{y a} = \sum_{lf} n_{y a lf} \text{ pour } lf = 10 \text{ à } 100 \text{ cm.}$$

et la proportion de reproducteurs échantillonnés selon l'âge, en supposant que les reproducteurs ont 3 ans et plus est la suivante :

$$p.Rp_{y a} = \frac{n.Rp_{y a}}{\sum_a^A n.Rp_{y a}} \text{ pour } a = 3 \text{ à } A = 15.$$

Enfin, le nombre de reproducteurs selon l'âge par année y est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$Rp, \text{ selon, } \hat{age}_{y a} = p.Rp_{y a} * \text{méd}, Rp_y \text{ pour } a = 3 \text{ à } 15$$

où $\text{méd}, Rp_y$ = médiane de l'abondance estimée des reproducteurs l'année y (d'après l'évaluation).

A2.4. Code OpenBugs pour la modélisation de Von Bertalanffy

```
# modèle BUGS pour la modélisation von Bertalanffy de la longueur à l'âge pour le bar rayé
# données sont la longueur à la fourche en cm (FLcm[y]), âge en années (Age[y]), et observations totale Y
model {
  # priors pour paramètres de von B
  Linf ~ dlnorm(0,0.001)
  K ~ dlnorm(0, 0.001)
  age.0 ~ dunif(-5, 0)
  sig.eps ~ dunif(0,5)
  prec.eps <- pow(sig.eps, -2)

  for (y in 1:Y){
    Flcm[y] ~ dlnorm(u.logfl[y], prec.eps)
    u.logfl[y] <- log(Linf * (1 - exp(-K * (Age[y] - age.0))))
  } # fin de la boucle de la vraisemblance
# distributions des longueurs prédites pour les âges 1 à 15
for (a in 1:15){
  pred.FL[a] ~ dlnorm(u.pred.fl[a], prec.eps)
  u.pred.fl[a] <-log(Linf * (1 - exp(-K * (a - age.0))))
} # fin de la boucle de prévision de longueur à l'âge
} # fin du modèle
```

Table A2.1. Statistiques sommaires des longueurs à la fourche (mm) pour les âges interprétés avec les écailles de bar rayé de la rivière Miramichi.

Âge (années)	moyenne	écart type	n	min	max	médiane	p0.025	p0.975	CV
1	178	15	71	146	210	179	152	200	0,083
2	282	31	562	140	414	278	232	345	0,109
3	406	35	2606	244	512	410	338	463	0,085
4	473	38	2542	290	592	475	399	542	0,080
5	528	41	1485	348	658	527	455	606	0,077
6	580	40	769	445	726	580	495	659	0,069
7	636	55	124	480	740	645	524	724	0,086
8	691	53	94	515	780	702	588	764	0,076
9	727	55	62	572	848	738	609	822	0,076
10	771	63	20	644	858	781	644	851	0,082
11	782	63	21	640	861	801	671	861	0,081
12	835	52	10	705	897	841	730	894	0,062
13	755	76	2	701	809	755	704	806	0,101
14	782	72	5	665	847	784	676	846	0,093
15	869	164	3	680	970	958	694	969	0,189

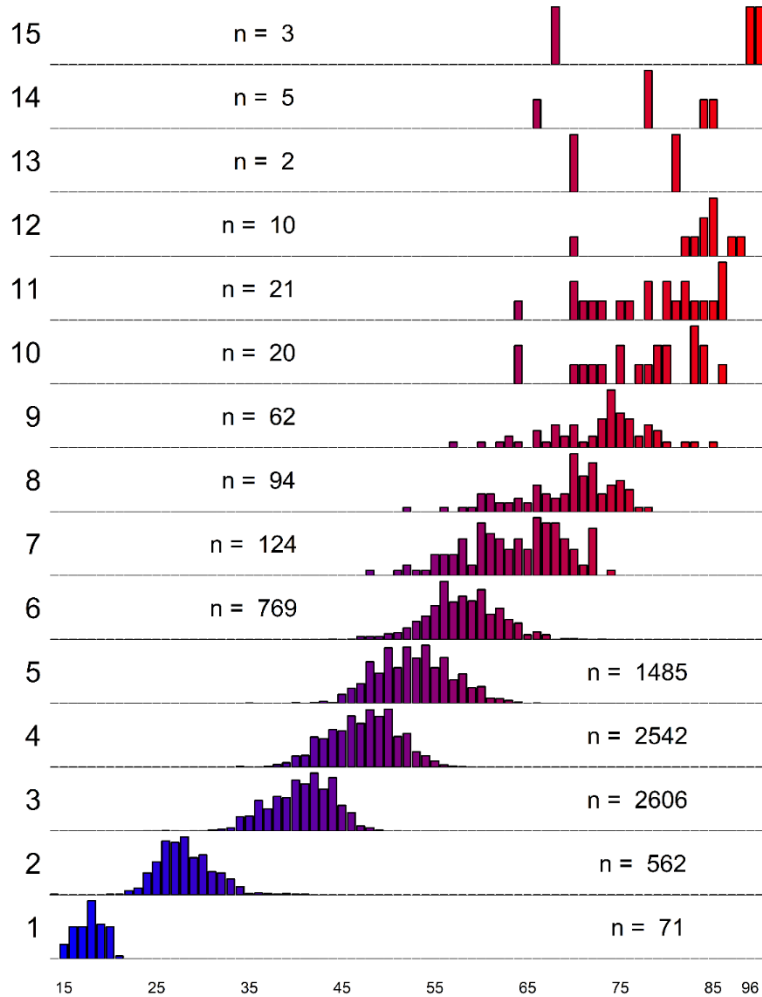


Figure A2.1. Distribution de fréquences des longueurs (cm) à l'âge (année, rangée) de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, selon les échantillons disponibles avec des âges interprétés.

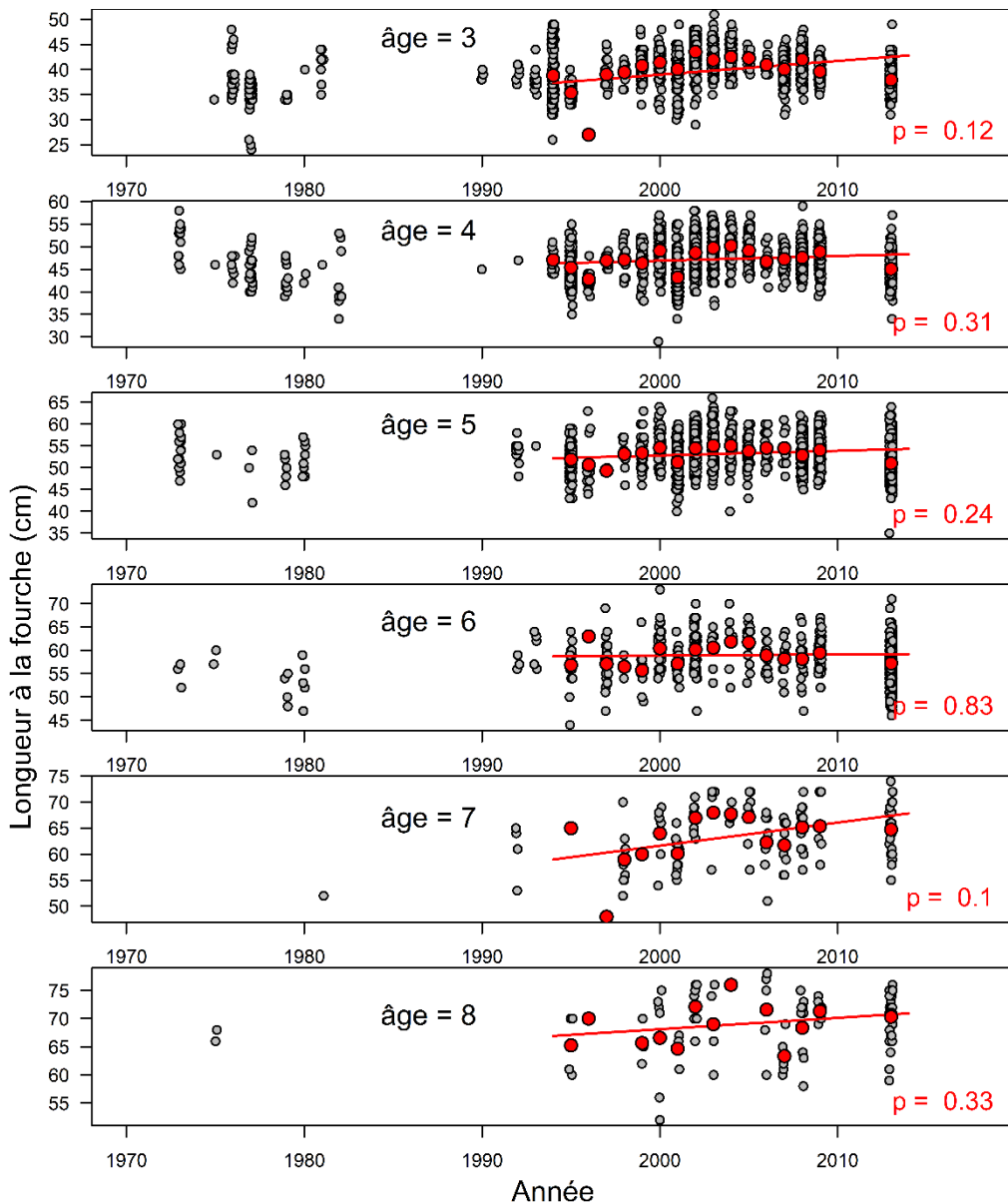


Figure A2.2. Longueur à la fourche (cm) par âge interprété de bar rayé, selon l'année d'échantillonnage dans le sud du golfe du Saint-Laurent, selon l'interprétation des écailles. Les points sont des longueurs individuelles (légèrement mise en gigue pour améliorer la présentation) pour les âges de 3 à 8 ans (rangées successives) par année d'échantillonnage. La régression linéaire des médianes des longueurs annuelles à l'âge (symboles rouges) versus l'année est tracée dans chaque panneau de l'âge avec la valeur correspondante de p pour la pente de la régression.

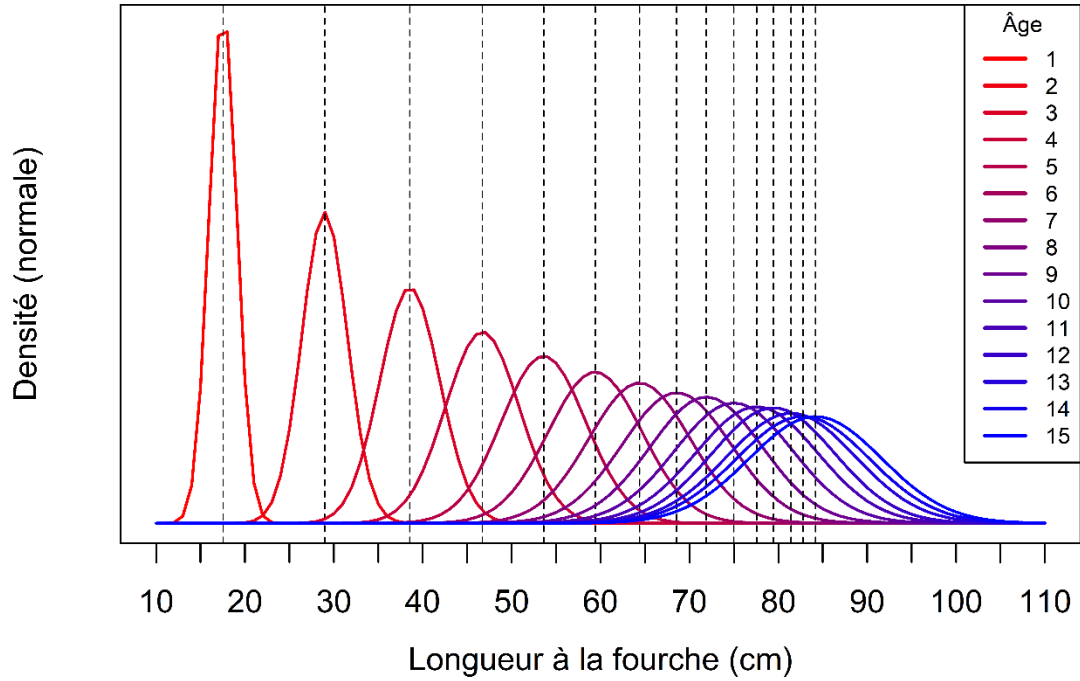


Figure A2.3. Distributions des longueurs à la fourche (cm) à l'âge (1 à 15) selon une distribution normale avec paramètres de moyenne et écart-type des distributions prédites a posteriori du modèle de croissance de von Bertalanffy (Tableau 3.2).

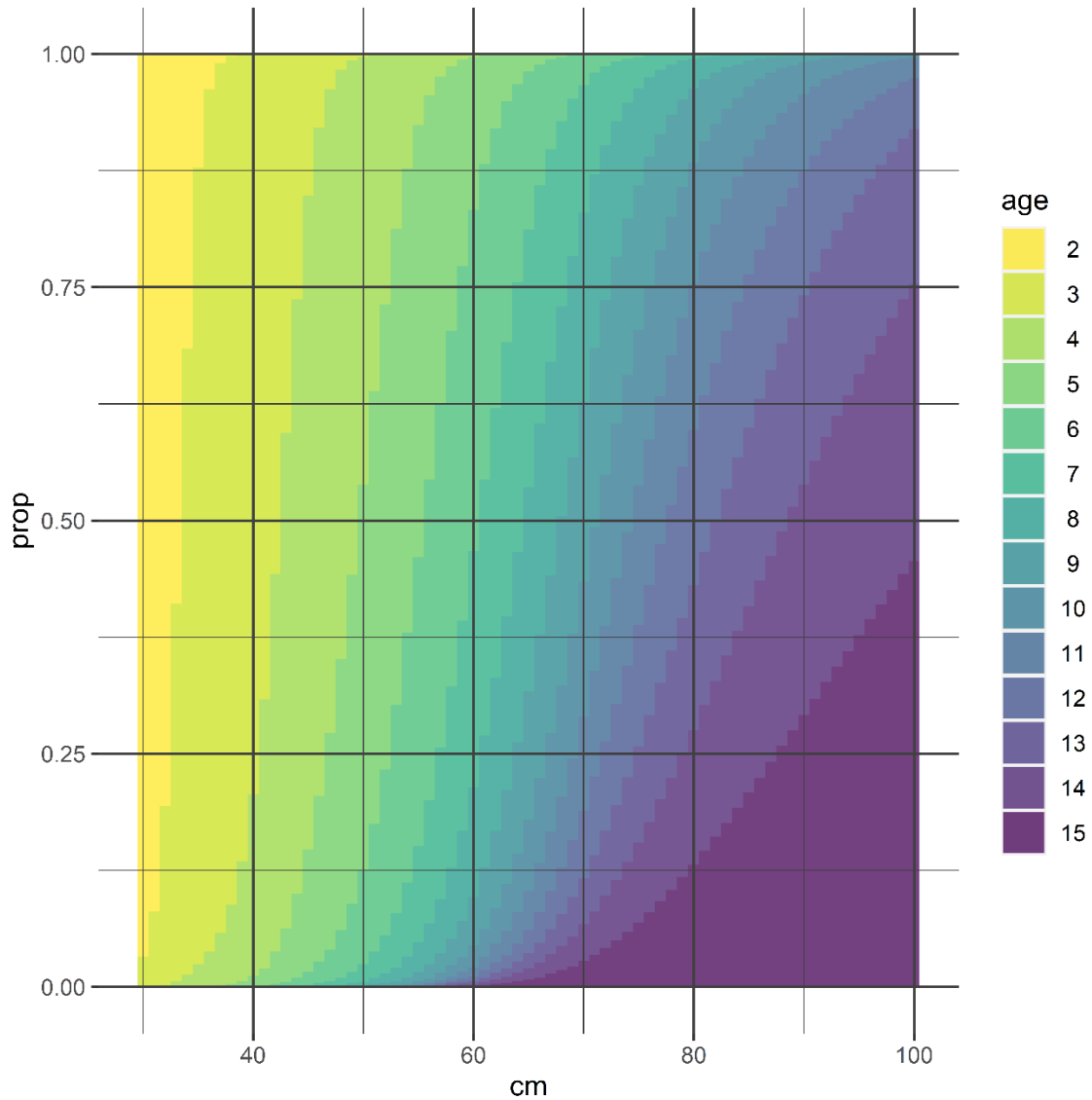


Figure A2.4. Les proportions à l'âge ($p, Age_{a_{fl}}$) par intervalle de cm (30 à 100) de la longueur à la fourche servant à évaluer l'abondance à l'âge des géniteurs de bar rayé sur le site de frai de la Miramichi. Pour illustration, les intervalles de longueur à la fourche de 30 à 100 cm et les âges de 2 à 15+ années sont inclus dans le graphique.

ANNEXE 3. DONNÉES UTILISÉES DANS LA MODÉLISATION DE LA POPULATION

Tableau A3.1. Sommaires a posteriori des abondances estimées (nombre de poissons) de bar rayé de la rivière Miramichi, 1994 à 2019. Les estimations de 2012 ne sont pas disponibles.

Année	moyenne	écart-type	2,5pc	5,0pc	25,0pc	médiane	75,0pc	95,0pc	97,5pc
1994	130600	217300	12560	18440	44450	76020	138400	402000	594500
1995	56220	10560	39070	41230	48740	55020	62320	75420	80160
1996	6104	4390	1219	1687	3449	5072	7408	13980	17600
1997	4634	818	3294	3465	4057	4545	5112	6108	6489
1998	4484	534	3546	3677	4107	4447	4820	5421	5636
1999	4141	300	3591	3672	3933	4128	4335	4655	4766
2000	4208	539	3280	3403	3827	4163	4540	5164	5385
2001	26670	3378	20900	21660	24280	26400	28750	32640	34030
2002	28210	1738	24990	25470	27010	28150	29340	31180	31800
2003	20760	2219	16850	17400	19200	20600	22150	24630	25540
2004	14820	2510	10640	11170	13040	14570	16330	19330	20460
2005	18770	3912	12520	13270	16010	18310	21000	25820	27720
2006	24210	10870	9161	11300	17670	22260	28190	43620	51580
2007	49980	5933	39700	41080	45800	49530	53670	60440	62860
2008	93000	10380	74690	77180	85660	92320	99610	111200	115300
2009	48930	6677	37610	39120	44230	48320	52970	60730	63670
2010	66450	30560	23860	29840	48000	61090	77830	120800	143500
2011	227100	121700	69860	89790	153800	203200	268700	444400	537200
2012	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
2013	333900	304500	46420	67460	158800	254500	403400	864600	1131000
2014	147400	55990	66260	79090	111600	137600	172100	249500	288400
2015	339800	179200	118600	145800	226400	298600	405300	675300	807200
2016	346900	155700	132800	159600	245700	318400	411700	633000	750700
2017	1093000	553400	275800	456500	763400	990200	1296000	2083000	2507000
2018	348900	142300	55170	145800	258500	333800	425800	605100	674500
2019	346100	168800	116500	140900	229100	313600	426000	663200	773600

Tableau A3.2. Estimations des abondances (nombre de poissons) à l'âge (3 à 15+ ans) de géniteurs de bar rayé de la rivière Miramichi, 1994 à 2019. Les abondances à l'âge proviennent des distributions annuelles des longueurs des géniteurs ajustées à une clé de longueur-à-l'âge et pondérées par les médianes des estimations annuelles des abondances de géniteurs (Tableau A3.1). Les estimations pour l'année 2012 ne sont pas disponibles.

Année	Âge (années)												
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+
1994	54669	17302	3135	490	124	67	48	41	36	32	28	25	22
1995	25182	18710	7387	2398	738	267	114	62	43	35	31	27	25
1996	627	1888	1526	649	221	81	33	16	9	7	6	6	5
1997	1512	1194	832	522	250	111	52	26	15	11	8	7	5
1998	2279	1317	474	199	86	41	21	12	7	5	3	2	2
1999	1711	1421	613	235	83	33	14	7	4	3	2	2	2
2000	858	1480	989	448	190	88	45	25	15	10	7	5	4
2001	11311	10209	2837	1149	483	205	93	46	25	16	11	8	6
2002	5211	13539	5979	2063	718	292	137	73	45	32	24	20	16
2003	4409	6906	5244	2397	880	350	162	88	55	39	29	23	18
2004	4321	5769	2558	1039	425	196	102	58	35	24	17	14	10
2005	2026	6976	5019	2121	901	454	255	156	108	87	75	69	62
2006	6923	6180	3999	2395	1212	617	340	200	129	92	70	57	45
2007	28335	13253	4097	1732	851	459	263	155	100	75	68	69	72
2008	20928	38426	19008	7087	2780	1388	822	539	387	305	249	217	184
2009	9504	13918	12576	6364	2725	1257	674	408	274	208	163	137	112
2010	34618	11537	5411	3615	2127	1272	813	532	366	274	210	175	140
2011	109574	59488	18928	7102	3451	1880	1078	627	386	259	181	143	102
2012	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
2013	141492	48472	29316	16641	8006	3954	2189	1333	905	697	568	498	428
2014	27270	45493	26051	15897	9164	5248	3116	1867	1184	828	609	494	378
2015	171327	48442	31348	19425	11187	6422	3834	2312	1470	1029	747	602	453
2016	112323	102255	43883	24683	13819	7899	4774	2952	1932	1389	1023	833	636
2017	186751	433056	205540	83570	36494	18002	9879	5815	3710	2637	1946	1582	1218
2018	66676	129860	68724	31012	15572	8592	5026	2987	1871	1285	919	733	543
2019	43325	106070	76332	40063	19945	10657	6182	3742	2422	1736	1283	1042	801

Tableau A3.3. Longueur à la fourche (cm) prédite, poids moyen (kg) prédit, proportion de maturité par sexe, et proportion femelle dans les géniteurs, à l'âge pour le bar rayé de la rivière Miramichi.

Âge (années)	Longueur à la fourche (moyenne prédite ; cm)	Pois entier (moyenne prédite ; cm) ¹	Proportion mature		Prop. femelle des géniteurs
			mâle	femelle	
3	38,5	0,677	0,5	0,1	0,167
4	46,7	1,204	0,9	0,5	0,357
5	53,6	1,818	1,0	0,9	0,474
6	59,4	2,474	1,0	1,0	0,50
7	64,4	3,166	1,0	1,0	0,50
8	68,6	3,814	1,0	1,0	0,50
9	71,9	4,400	1,0	1,0	0,50
10	75,0	4,999	1,0	1,0	0,50
11	77,6	5,544	1,0	1,0	0,50
12	79,4	5,946	1,0	1,0	0,50
13	81,4	6,399	1,0	1,0	0,50
14	82,8	6,746	1,0	1,0	0,50
15+	84,2	7,058	1,0	1,0	0,50

¹ Poids moyen prédit en utilisant une relation de poids-longueur avec les paramètres suivants :

$$\ln(WW_{kg}) = -11,3428 + 3,0027 * \ln(FL_{cm})$$

ANNEXE 4. CODES POUR LES MODÈLES

Annexe 4a. Code informatique OpenBugs du modèle bayésien de cycle de vie, version 4.

```
model {
# Y est le total des années de la matrice 1996 à 2019
# priors pour paramètres de Bev Holt
bh.alpha <- exp(-delta) # taux de survie de la forme e(-Z)
delta ~ dnorm(1,0.001)C(0,)
K.prime ~ dnorm(1,0.001)C(1,)
K <- K.prime*100000
# priors pour taux de mortalités
z.0 <- -log(S.0)
S.0 ~ dbeta(s.0.a, s.0.b)
for (a in 1:8){
  S[a] ~ dbeta(s.age.a[a], s.age.b[a])
  z.at.age[a] <- -log(S[a])
}
for (a in 9:15){
  z.at.age[a] <- z.at.age[8]
}
# priors pour les proportion des recrues à l'âge qui sont des géniteurs, similaire pour mâle et femelle
# géniteurs sont les âges 3 à 15 avec un indice qui passe de 1 à 13
for (a in 1:4){ # géniteurs âges 3 à 6, prior fortement informatif
  p.rec.sp.at.age[a] ~ dbeta(p.rec.sp.a[a], p.rec.sp.b[a])
}
for (a in 5:13){ # âges 7 à 15+
  p.rec.sp.at.age[a] <- p.rec.sp.at.age[4]
}
# année initiale 1996
for (y in 1:1){
  # pour les âges 1 et 2, utilise géniteurs à l'âge 3 pour estimer les recrues
  pred.R[y,1] <- obs.sp.at.age[y,1] / p.rec.sp.at.age[1] / exp(-(z.at.age[1] + z.at.age[2]))
  pred.R[y,2] <- obs.sp.at.age[y,1] / p.rec.sp.at.age[1] / exp(-z.at.age[2])
  for (a in 3:15){
    pred.R[y,a] <- obs.sp.at.age[y,(a-2)] / p.rec.sp.at.age[a-2]
    pred.S[y,a-2] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a-2]
    u.log.S.a[y,a-2] <- log(pred.S[y,a-2])
    eggs[y,a-2] <- pred.S[y,a-2]*wt.at.age[a-2]*p.fem.sp.at.age[a-2]*eggs.kg
  }
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai, pour la première année
} # fin de l'année initiale
for (y in 2:Y){ # boucle pour les années 1997 à 2019
  pred.R[y,1] <- pred.R0[y-1] * exp(-z.0)
  pred.R[y,2] <- pred.R[y-1,1]*exp(-z.at.age[1])
  for (a in 3:14){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
    pred.S[y,a-2] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a-2]
    u.log.S.a[y,a-2] <- log(pred.S[y,a-2])
    eggs[y,a-2] <- pred.S[y,a-2]*wt.at.age[a-2]*p.fem.sp.at.age[a-2]*eggs.kg
  } # fin de la boucle pour les âges 3 à 14
  for (a in 15:15){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a-2] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a-2]
    u.log.S.a[y,a-2] <- log(pred.S[y,a-2])
    eggs[y,a-2] <- pred.S[y,a-2]*wt.at.age[a-2]*p.fem.sp.at.age[a-2]*eggs.kg
  } # fin de la boucle pour l'âge 15+
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
```

```

} # fin de la boucle année
# vraisemblances
# vraisemblance âge 3
for (y in 4:Y){
  obs.sp.at.age[y,1] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,1], tau.sp[1]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.3[y] <- log(obs.sp.at.age[y,1]/pred.S[y,1]) # residu pour géniteurs âge 3
}
# vraisemblance âge 4
for (y in 5:Y){
  obs.sp.at.age[y,2] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,2], tau.sp[2]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.4[y] <- log(obs.sp.at.age[y,2]/pred.S[y,2]) # residu pour géniteurs âge 4
}
# vraisemblance âge 5
for (y in 6:Y){
  obs.sp.at.age[y,3] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,3], tau.sp[3]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.5[y] <- log(obs.sp.at.age[y,3]/pred.S[y,3]) # residu pour géniteurs âge 5
}
# vraisemblance âge 6
for (y in 7:Y){
  obs.sp.at.age[y,4] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,4], tau.sp[4]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.6[y] <- log(obs.sp.at.age[y,4]/pred.S[y,4]) # residu pour géniteurs âge 6
}
# vraisemblance âge 7
for (y in 8:Y){
  obs.sp.at.age[y,5] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,5], tau.sp[5]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.7[y] <- log(obs.sp.at.age[y,5]/pred.S[y,5]) # residu pour géniteurs âge 7
}
# vraisemblance âge 8
for (y in 9:Y){
  obs.sp.at.age[y,6] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,6], tau.sp[6]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.8[y] <- log(obs.sp.at.age[y,6]/pred.S[y,6]) # residu pour géniteurs âge 8
}
# vraisemblance total des géniteurs depuis l'année 2008
for (y in 13:Y){
  u.log.S[y] <- log(sum.S[y])
  obs.med.sp[y] ~ dlnorm(u.log.S[y], tau.sp[7]) ## vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S[y] <- log(obs.med.sp[y]/sum.S[y]) # residu pour total des géniteurs
}
for (s in 1:7){
  logsigmaS[s] ~ dunif(0,3)
  tau.sp[s] <- pow(logsigmaS[s],-2)
}
# prévisions
for (y in Y2:Y3){ # prévisions Y+1 to Y++
  pred.R[y,1] <- pred.R0[y-1] * exp(-z.0)
  pred.R[y,2] <- pred.R[y-1,1]*exp(-z.at.age[1])
  for (a in 3:14){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
    pred.S[y,a-2] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a-2]
    eggs[y,a-2] <- pred.S[y,a-2]*wt.at.age[a-2]*p.fem.sp.at.age[a-2]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 3 à 14
  for (a in 15:15){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a-2] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a-2]
    u.log.S.a[y,a-2] <- log(pred.S[y,a-2])
    eggs[y,a-2] <- pred.S[y,a-2]*wt.at.age[a-2]*p.fem.sp.at.age[a-2]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 15+
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
  u.log.S[y] <- log(sum.S[y]) # log total des géniteurs sur le site de frai, pour la vraisemblance
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
} # fin boucle année
} # fin du modèle

```

Annexe 4b. Code informatique OpenBugs du modèle bayésien de cycle de vie, version 5.

```
model {
# Y est le total des années de la matrice 1996 à 2019
# priors pour paramètres de Bev Holt
bh.alpha <- exp(-delta) ) # taux de survie de la forme e(-Z)
delta ~ dnorm(1,0.001)C(0,)
K.prime ~ dnorm(1,0.001)C(1,)
K <- K.prime*100000
# priors pour taux de mortalités
# mortalité cumulative pour les âges 0 à 3
S.0to3 ~ dbeta(s.0to3.a,s.0to3.b) # survie du stade âge 0 en été au stade âge 3
z.0to3 <- -log(S.0to3)/3 # taux de mortalité instantané pour âge 0, âge 1, âge 0
for (a in 1:6){ # âges 3 à 8
  S[a] ~ dbeta(s.age.a[a], s.age.b[a])
  z.at.age[a] <- -log(S[a])
}
for (a in 7:13){
  z.at.age[a] <- z.at.age[6]
}
# priors pour les proportion des recrues à l'âge qui sont des géniteurs, similaire pour mâle et femelle
# géniteurs sont les âges 3 à 15 avec un indice qui passe de 1 à 13
for (a in 1:4){ # géniteurs âges 3 à 6, prior fortement informatif
  p.rec.sp.at.age[a] ~ dbeta(p.rec.sp.a[a], p.rec.sp.b[a])
}
for (a in 5:13){ # âges 7 à 15+
  p.rec.sp.at.age[a] <- p.rec.sp.at.age[4]
}
# année initiale 1996
for (y in 1:1){
  for (a in 1:13){
    pred.R[y,a] <- obs.sp.at.age[y,a] / p.rec.sp.at.age[a]
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  }
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai, pour la première année
} # fin de l'année initiale
for (y in 2:3){ # boucle pour les années 1997 et 1998
  for (a in 1:1){ # l'âge 3
    pred.R[y,a] <- obs.sp.at.age[y,a] / p.rec.sp.at.age[a]
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 3
  for (a in 2:12){ } # boucle âge 4 à 14
  pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
  pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
  u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
  eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 4 à 14
  for (a in 13:13){ # boucle âge 15+
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 15+
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
```

```

} # fin de la boucle année
for (y in 4:Y){ # boucle pour les années 1999 à 2019
  for (a in 1:1){
    pred.R[y,a] <- pred.R0[y-3]* S.0to3
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <-pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle pour l'âge 3
  for (a in 2:12){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <-pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle pour les âges 4 à 14
  for (a in 13:13){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <-pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle pour l'âge 15+
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
} # fin de la boucle année
# vraisemblances
# vraisemblance âge 3
for (y in 4:Y){
  obs.sp.at.age[y,1] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,1], tau.sp[1]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.3[y] <- log(obs.sp.at.age[y,1]/pred.S[y,1]) # résidu pour géniteurs âge 3
}
# vraisemblance âge 4
for (y in 5:Y){
  obs.sp.at.age[y,2] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,2], tau.sp[2]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.4[y] <- log(obs.sp.at.age[y,2]/pred.S[y,2]) # résidu pour géniteurs âge 4
}
# vraisemblance âge 5
for (y in 6:Y){
  obs.sp.at.age[y,3] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,3], tau.sp[3]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.5[y] <- log(obs.sp.at.age[y,3]/pred.S[y,3]) # résidu pour géniteurs âge 5
}
# vraisemblance âge 6
for (y in 7:Y){
  obs.sp.at.age[y,4] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,4], tau.sp[4]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.6[y] <- log(obs.sp.at.age[y,4]/pred.S[y,4]) # résidu pour géniteurs âge 6
}
# vraisemblance âge 7
for (y in 8:Y){
  obs.sp.at.age[y,5] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,5], tau.sp[5]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.7[y] <- log(obs.sp.at.age[y,5]/pred.S[y,5]) # résidu pour géniteurs âge 7
}
# vraisemblance âge 8
for (y in 9:Y){
  obs.sp.at.age[y,6] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,6], tau.sp[6]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.8[y] <- log(obs.sp.at.age[y,6]/pred.S[y,6]) # résidu pour géniteurs âge 8
}
# vraisemblance total des géniteurs depuis l'année 2008
for (y in 13:Y){
  u.log.S[y] <- log(sum.S[y])
  obs.med.sp[y] ~ dlnorm(u.log.S[y], tau.sp[7]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S[y] <- log(obs.med.sp[y]/sum.S[y]) # residu pour total des géniteurs
}
for (s in 1:7){

```

```

logsigmaS[s] ~ dunif(0,3)
tau.sp[s] <- pow(logsigmaS[s],-2)
}
# prévisions
for (y in Y2:Y3){ # prévisions Y+1 to Y++
  for (a in 1:1){
    pred.R[y,a] <- pred.R0[y-3]* S.0to3
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <-pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 3
  for (a in 2:12){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 4 à 14
  for (a in 13:13){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])+ pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 15+
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
  u.log.S[y] <- log(sum.S[y]) # log total des géniteurs sur le site de frai, pour vraisemblance
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  pred.R0[y] <- bh.alpha*tot.eggs[y]/(1 + tot.eggs[y] * bh.alpha/K)
} # fin boucle année
} # fin du modèle

```

Annexe 4c. Code informatique OpenBugs du modèle bayésien de cycle de vie, version 6.

```
model {
# Y est le total des années de la matrice 1996 à 2019
# priors pour paramètres de Bev Holt
bh.alpha <- exp(-delta) # taux de survie de la forme e(-Z)
delta ~ dnorm(1,0.001)C(0,)
K.prime ~ dnorm(1,0.001)C(1,)
K <- K.prime*100000
# priors pour taux de mortalités
for (a in 1:6){ # ages 3 to 8
  S[a] ~ dbeta(s.age.a[a], s.age.b[a])
  z.at.age[a] <- -log(S[a])
}
for (a in 7:13){
  z.at.age[a] <- z.at.age[6]
}
# priors pour les proportion des recrues à l'âge qui sont des géniteurs, similaire pour mâle et femelle
# géniteurs sont les âges 3 à 15 avec un indice qui passe de 1 à 13
for (a in 1:4){ # géniteurs âges 3 à 6, prior faiblement informatif
  p.rec.sp.at.age[a] ~ dbeta(p.rec.sp.a[a], p.rec.sp.b[a])
}
for (a in 5:13){ # âges 7 à 15+
  p.rec.sp.at.age[a] <- p.rec.sp.at.age[4]
}
# année initiale 1996
for (y in 1:1){
  for (a in 1:13){ # géniteurs à l'âge 3 à 15+
    pred.R[y,a] <- obs.sp.at.age[y,a] / p.rec.sp.at.age[a]
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  }
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai, pour la première année
} # fin de l'année initiale
for (y in 2:3){ # boucle pour les années 1997 et 1998
  for (a in 1:1){
    pred.R[y,a] <- obs.sp.at.age[y,a] / p.rec.sp.at.age[a]
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 3
  for (a in 2:12){
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 4 à 14
  for (a in 13:13){ # boucle âge 15+
    pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
    u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
    eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
  } # fin de la boucle âge 15+
  tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
  sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
} # fin de la boucle année
for (y in 4:Y){ # boucle pour les années 1999 à 2019
  for (a in 1:1){
    pred.R[y,a] <- bh.alpha*tot.eggs[y-3]/(1 + tot.eggs[y-3] * bh.alpha/K)
    pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
```

```

u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle pour l'âge 3
for (a in 2:12){
  pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
  pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
  u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
  eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle pour les âges 4 à 14
for (a in 13:13){
  pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1]) + pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
  pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
  u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
  eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle pour l'âge 15+
tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
} # fin de la boucle année
# vraisemblances
# vraisemblance âge 3
for (y in 4:Y){
  obs.sp.at.age[y,1] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,1], tau.sp[1]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.3[y] <- log(obs.sp.at.age[y,1]/pred.S[y,1]) # résidu pour géniteurs âge 3
}
# age 4 likelihood
for (y in 5:Y){
  obs.sp.at.age[y,2] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,2], tau.sp[2]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.4[y] <- log(obs.sp.at.age[y,2]/pred.S[y,2]) # résidu pour géniteurs âge 4
}
# age 5 likelihood
for (y in 6:Y){
  obs.sp.at.age[y,3] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,3], tau.sp[3]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.5[y] <- log(obs.sp.at.age[y,3]/pred.S[y,3]) # résidu pour géniteurs âge 5
}
# age 6 likelihood
for (y in 7:Y){
  obs.sp.at.age[y,4] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,4], tau.sp[4]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.6[y] <- log(obs.sp.at.age[y,4]/pred.S[y,4]) # résidu pour géniteurs âge 6
}
# age 7 likelihood
for (y in 8:Y){
  obs.sp.at.age[y,5] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,5], tau.sp[5]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.7[y] <- log(obs.sp.at.age[y,5]/pred.S[y,5]) # résidu pour géniteurs âge 7
}
# age 8 likelihood
for (y in 9:Y){
  obs.sp.at.age[y,6] ~ dlnorm(u.log.S.a[y,6], tau.sp[6]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S.8[y] <- log(obs.sp.at.age[y,6]/pred.S[y,6]) # résidu pour géniteurs âge 8
}
# vraisemblance total des géniteurs depuis l'année 2008
for (y in 13:Y){
  u.log.S[y] <- log(sum.S[y])
  obs.med.sp[y] ~ dlnorm(u.log.S[y], tau.sp[7]) # vraisemblance de l'abondance des géniteurs
  res.S[y] <- log(obs.med.sp[y]/sum.S[y]) # résidu pour total des géniteurs
}
for (s in 1:7){
  logsigmaS[s] ~ dunif(0,3)
  tau.sp[s] <- pow(logsigmaS[s],-2)}
# prévisions
for (y in Y2:Y3){ # prévisions Y+1 to Y++
  for (a in 1:1){
    pred.R[y,a] <- bh.alpha*tot.eggs[y-3]/(1 + tot.eggs[y-3] * bh.alpha/K)

```

```

pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
u.log.S.a[y,a] <- log(pred.S[y,a])
eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle âge 3
for (a in 2:12){
  pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])
  pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
  eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle âge 4 à 14
for (a in 13:13){
  pred.R[y,a] <- pred.R[y-1,a-1]*exp(-z.at.age[a-1])+ pred.R[y-1,a]*exp(-z.at.age[a])
  pred.S[y,a] <- pred.R[y,a]*p.rec.sp.at.age[a]
  eggs[y,a] <- pred.S[y,a]*wt.at.age[a]*p.fem.sp.at.age[a]*eggs.kg
} # fin de la boucle âge 15+
sum.S[y] <- sum(pred.S[y,]) # total des géniteurs sur le site de frai
u.log.S[y] <- log(sum.S[y]) # log total des géniteurs sur le site de frai, pour vraisemblance
tot.eggs[y] <- sum(eggs[y,])
} # fin boucle année
} # fin du modèle

```

ANNEXE 5. DIAGNOSTIC D'AJUSTEMENT DES MODÈLES

Les résultats suivants pour les modèles 4, 5 et 6 sont fournis.

- Tableau résumant la structure, les paramètres, les distributions *a priori*, les diagnostics (somme des carrés des écarts à la moyenne, AIC) et les commentaires sur l'ajustement du modèle.
- Graphiques de densité des valeurs *a priori* et *a posteriori* des paramètres du modèle.
- Diagrammes de quartiles des distributions *a posteriori* des paramètres.
- Graphiques de corrélation des paramètres.
- Graphique des résidus.
- Total des reproducteurs observés par rapport aux reproducteurs prédits.
- Proportions observées de reproducteurs selon l'âge par rapport aux proportions prédites.

Tableau A5.1. Paramètres, distributions a priori, et diagnostics du modèle 4.

Caractéristique	Précision
Paramètres et hypothèses pour les distributions a priori	Non-informatif : Bev-Holt (α , K) σ (3:8, Total) Faiblement informatif : S[0:2] S[3:8] p.rec.à.géniteurs[3:6]
Paramètres	Beverton-Holt $\alpha = \exp(-\delta)$ Z(0) = -log(S,0) Z[1] = -log(S[1]) Z[2] = -log(S[2]) Z[3:8] = -log(S[3:8]) Z[9:15+] = Z[8] p.rec.à.géniteurs[7:15+] = p.rec.à.géniteurs[6]
Distributions a priori	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S.0 \sim \text{Beta}(14,86)$ $S[1] \sim \text{Beta}(44,56)$ $S[2] \sim \text{Beta}(64,36)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ p.rec.à.géniteurs [3] $\sim \text{Beta}(4,12)$ p.rec.à.géniteurs [4] $\sim \text{Beta}(3,3)$ p.rec.à.géniteurs [5] $\sim \text{Beta}(5,2)$ p.rec.à.géniteurs [6] $\sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma)$ [3:8, Total] $\sim U(0,3)$
Statistiques d'ajustement	Déviance : 2396 Paramètres : 22 AIC' = Dév+2*p = 2440 DIC = 2401 (pD = 5.0)
Commentaires	Bon ajustement pour les géniteurs d'âges 3 à 6 Majoritairement des résidus positifs pour le total des géniteurs Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'auto-corrélation des résidus Survie à l'âge 3 supérieure aux survies des âges 4 à 7, ce qui n'est pas conforme aux attentes Corrélation négative entre α et K, α et S[0]

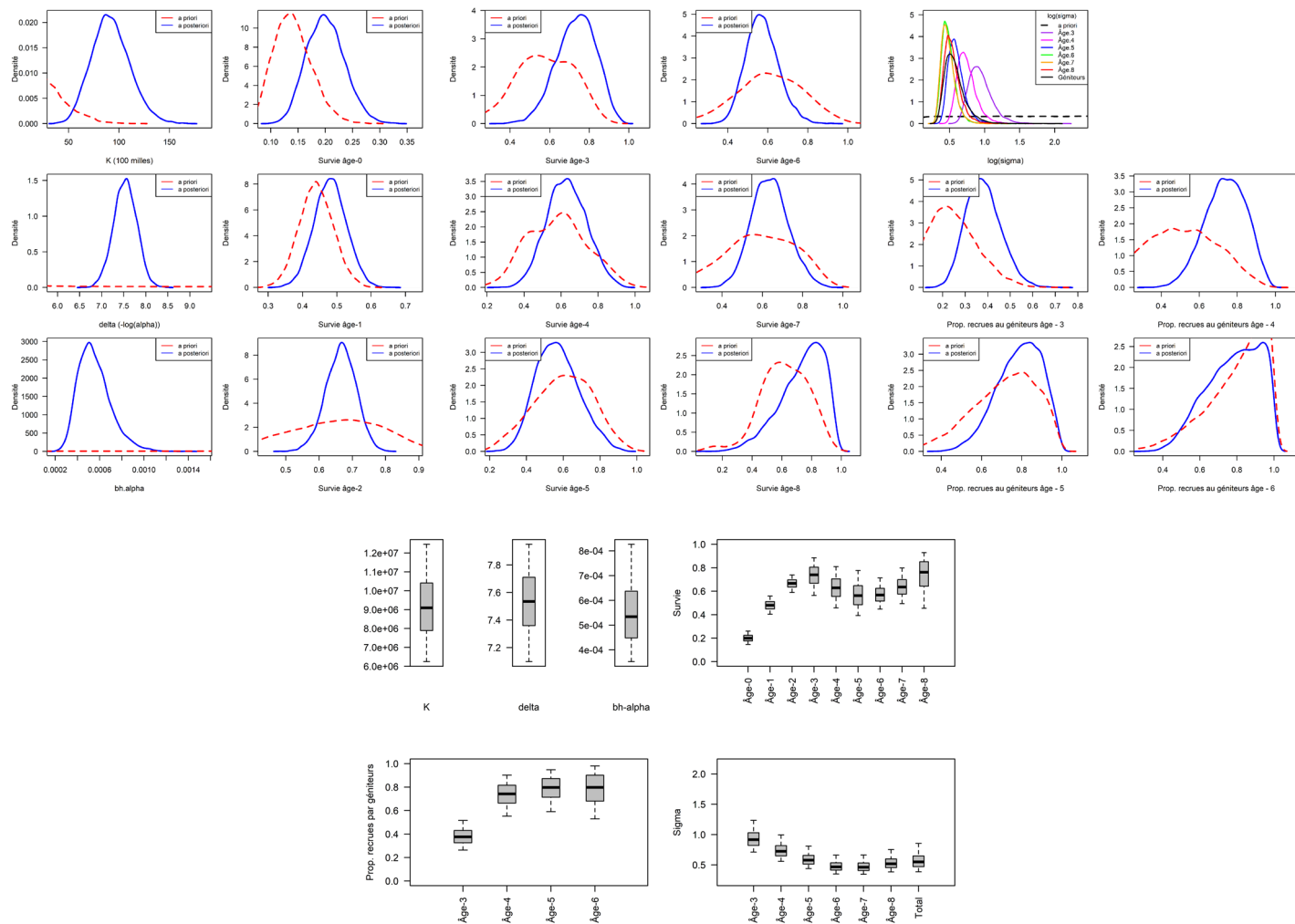


Figure A5.1. Distributions a posteriori des paramètres du modèle 4.

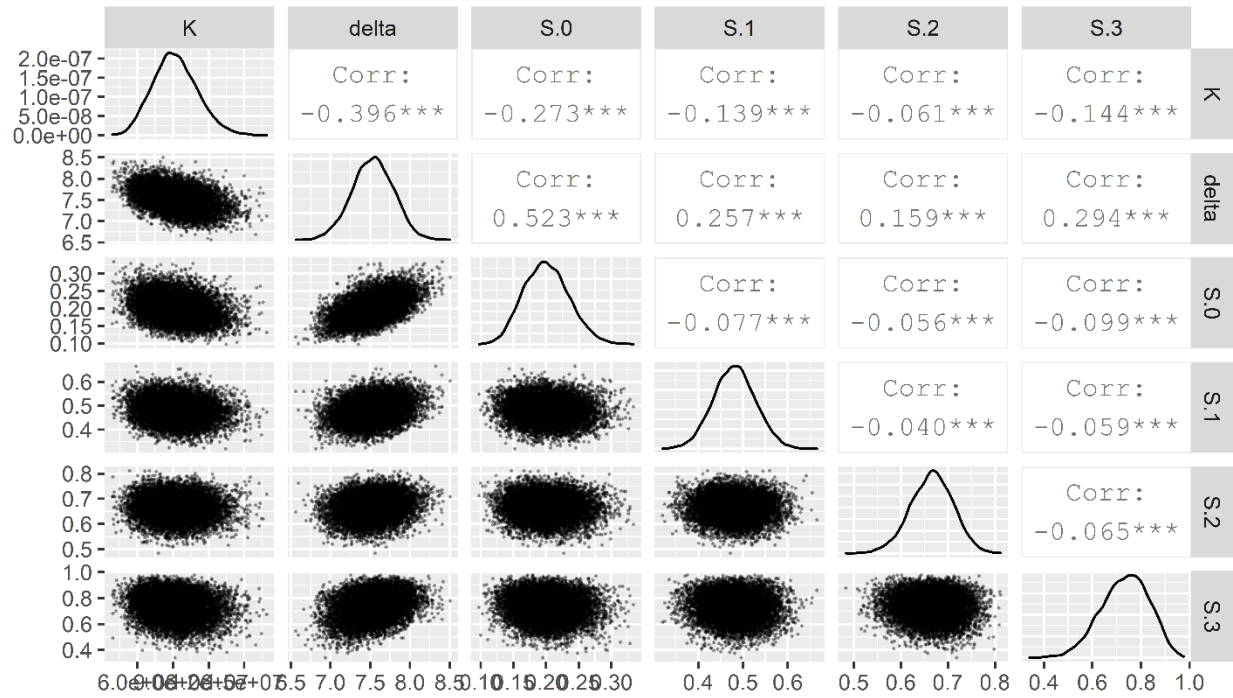


Figure A5.1 (continuation). Diagrammes de dispersions des paramètres clés et l'indicateur de corrélation Pearson du modèle 4.

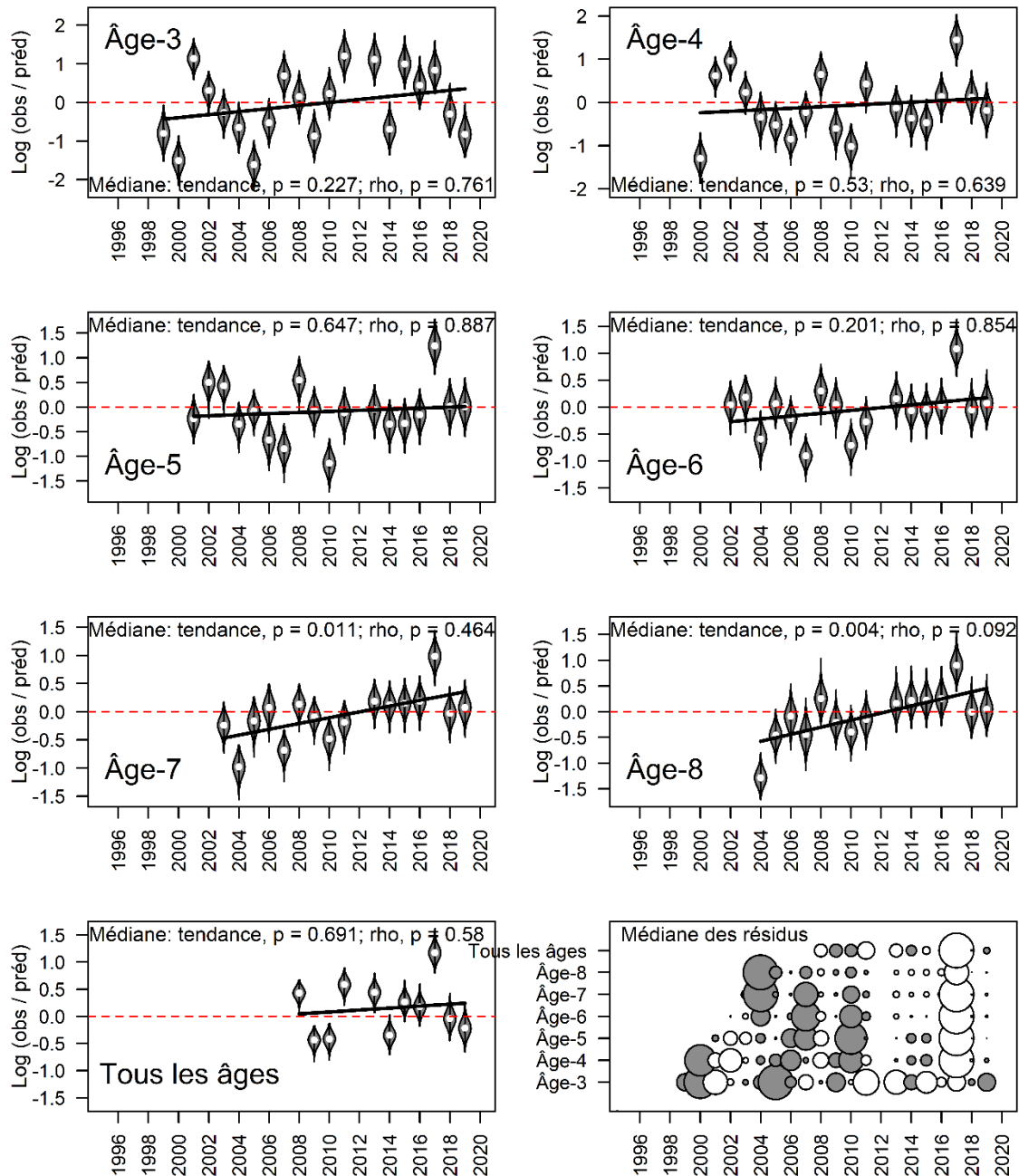


Figure A5.1 (continuation). Sommaires des résidus exprimés sur l'échelle log (abondance évalué / abondance prédite) pour les âges 3 à 8, pour le total des géniteurs, et un graphique à bulle des médianes des résidus à l'âge et pour le total des géniteurs pour le modèle 4. Dans chaque panneau des résidus, on y trouve la valeur p de la tendance temporelle linéaire des médianes des résidus ainsi que la valeur p pour l'auto-corrélation de première ordre des médianes des résidus (selon la librairie EnvStats de R).

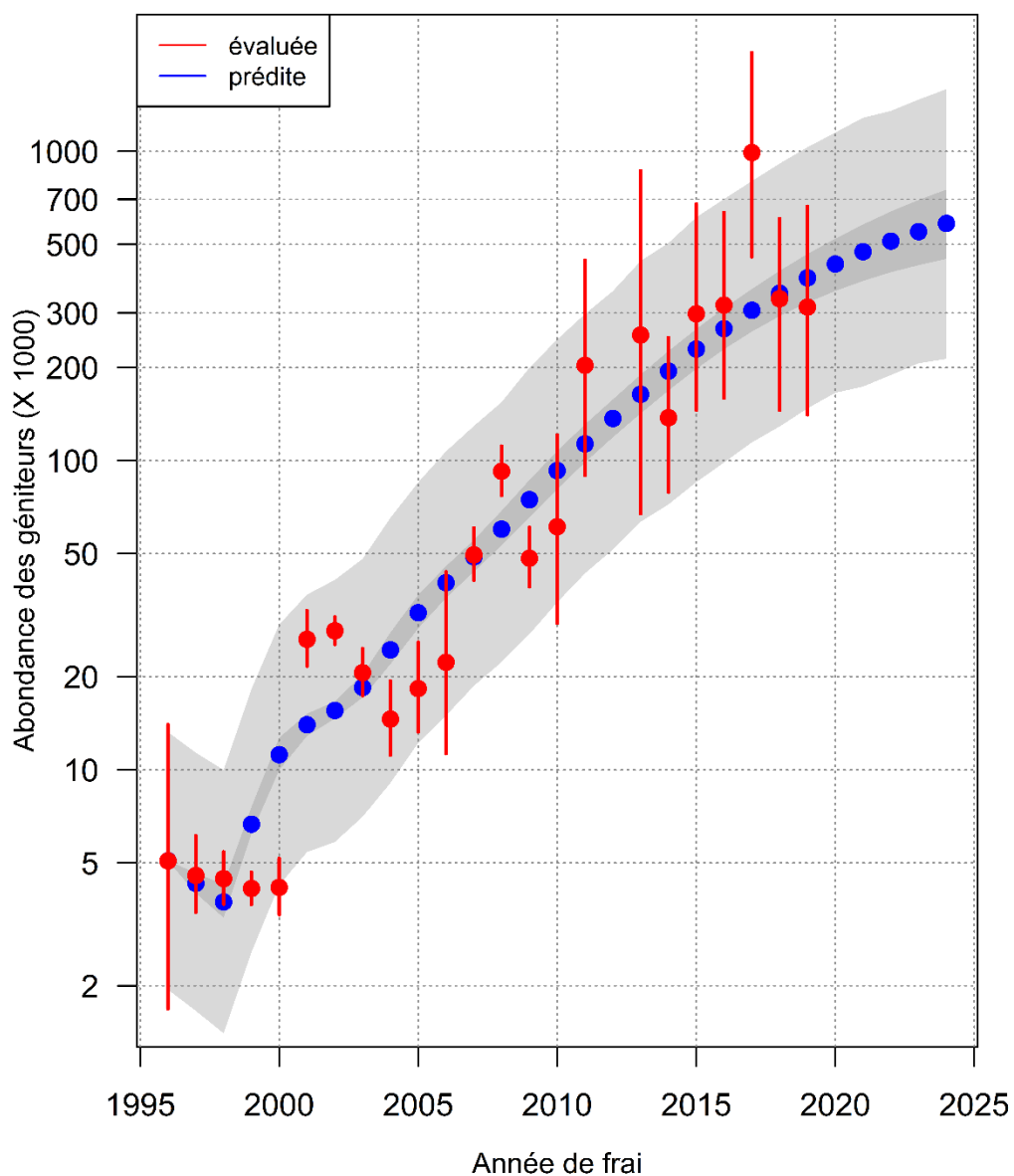


Figure A5.1 (continuation). Sommaire des abondances évaluées et prédites du total des géniteurs du selon le modèle 4. Les médianes des valeurs d'évaluation sont en symboles rouges avec l'intervalle du 5^e au 95^e percentile en ligne verticale. Les symboles en bleus sont les médianes des valeurs prédites et les ombrages représentent les intervalles de confiance pour la valeur moyenne (en gris foncé) et pour les valeurs prédites en considération de l'incertitude du totale du modèle ($\log\sigma$). L'axe y est en échelle log.

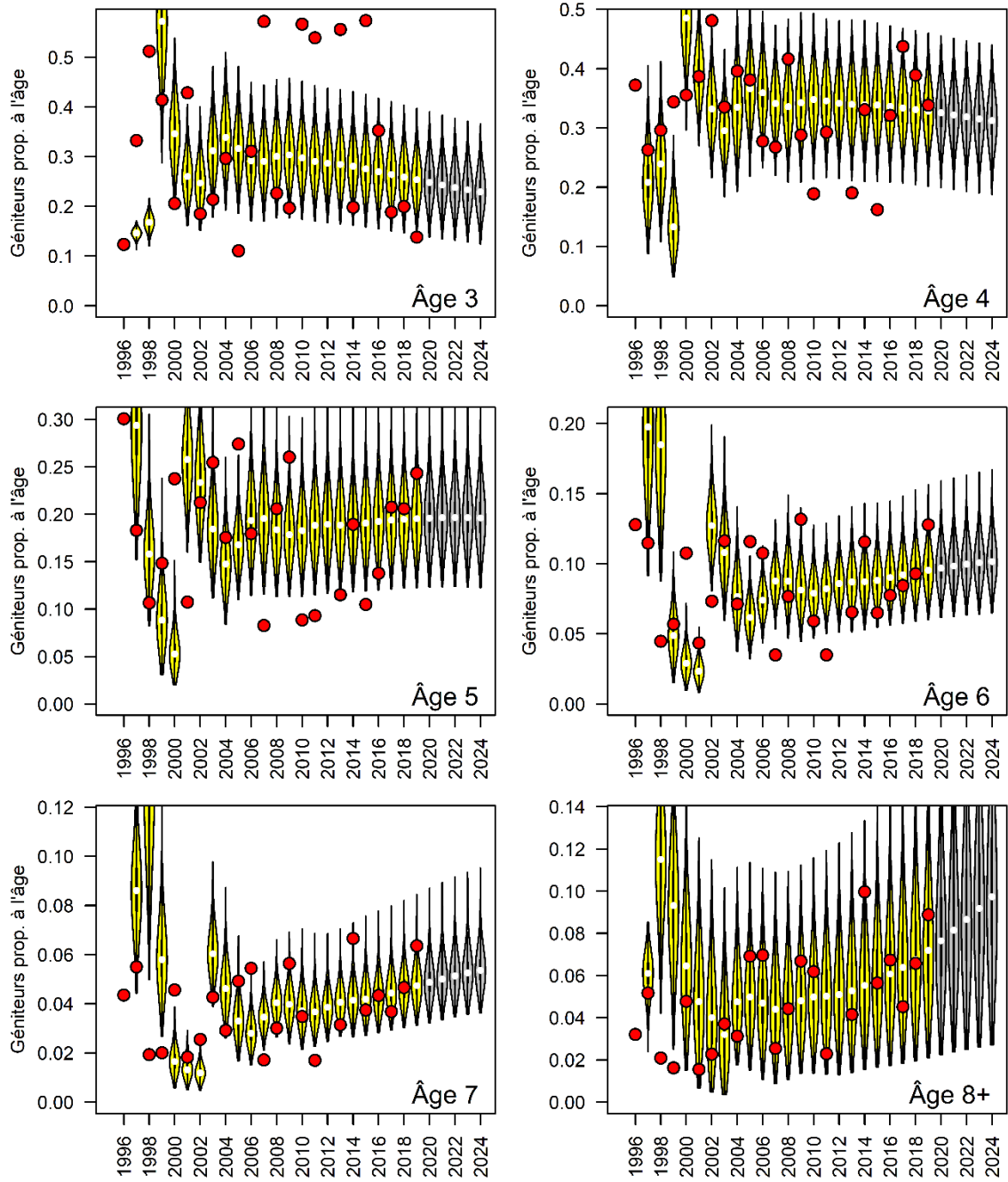


Figure A5.1 (continuation). Proportions à l'âge des géniteurs évaluées (symboles en rouge) versus les proportions prédites (ombragé en jaune) à l'âge des géniteurs (âges 3 à 7), et pour les âges 8+ du modèle 4.

Tableau A5.2. Paramètres, distributions a priori, et diagnostics du modèle 5.

Caractéristique	Précision
Paramètres et hypothèses pour les distributions a priori	Non-informatif : Bev-Holt (α , K) σ (3:8, Total) Faiblement informatif : S[3:8] p.rec.à.géniteurs[3:6] S[0to3]
Paramètres	Beverton-Holt $\alpha = \exp(-\delta)$ $Z(0to3) = -\log(S[0to3])$ $Z[3:8] = -\log(S[3:8])$ $Z[9:15+] = Z[8]$ p.rec.à.géniteurs[7:15+] = p.rec.à.géniteurs[6]
Distributions a priori	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ $S[0to3] \sim \text{Beta}(5,45)$ $S[3:8] \sim \text{Beta}(6,4)$ p.rec.à.géniteurs [3] $\sim \text{Beta}(4,12)$ p.rec.à.géniteurs [4] $\sim \text{Beta}(3,3)$ p.rec.à.géniteurs [5] $\sim \text{Beta}(5,2)$ p.rec.à.géniteurs [6] $\sim \text{Beta}(4,1)$ $\log(\sigma) [3:8, \text{Total}] \sim U(0,3)$
Statistique d'ajustement	Déviante : 2395 Paramètres : 20 $AIC' = \text{Dév} + 2 * p = 2435$ $DIC = 2394$ (pD = -1.4)
Commentaires	Bon ajustement pour les géniteurs d'âges 3 à 6 Meilleur ajustement pour les géniteurs totaux, r pour les géniteurs totaux, résidus équilibrés Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'auto-corrélation des résidus Survie à l'âge 3 supérieure aux survies des âges 4 à 7, ce qui n'est pas conforme aux attentes Corrélation négative entre α et K, α et S.0à3

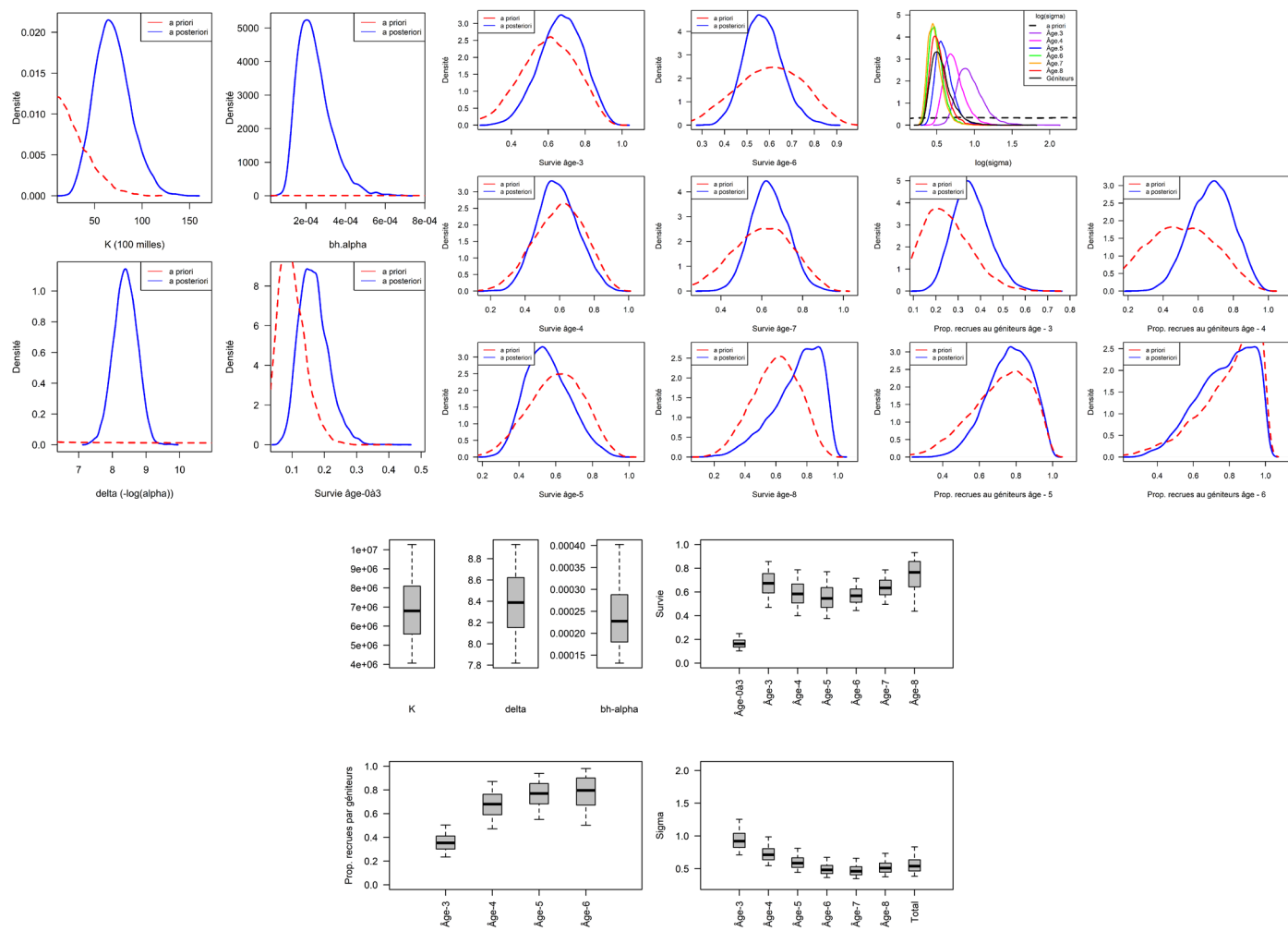


Figure A5.2. Distributions a posteriori des paramètres du modèle 5.

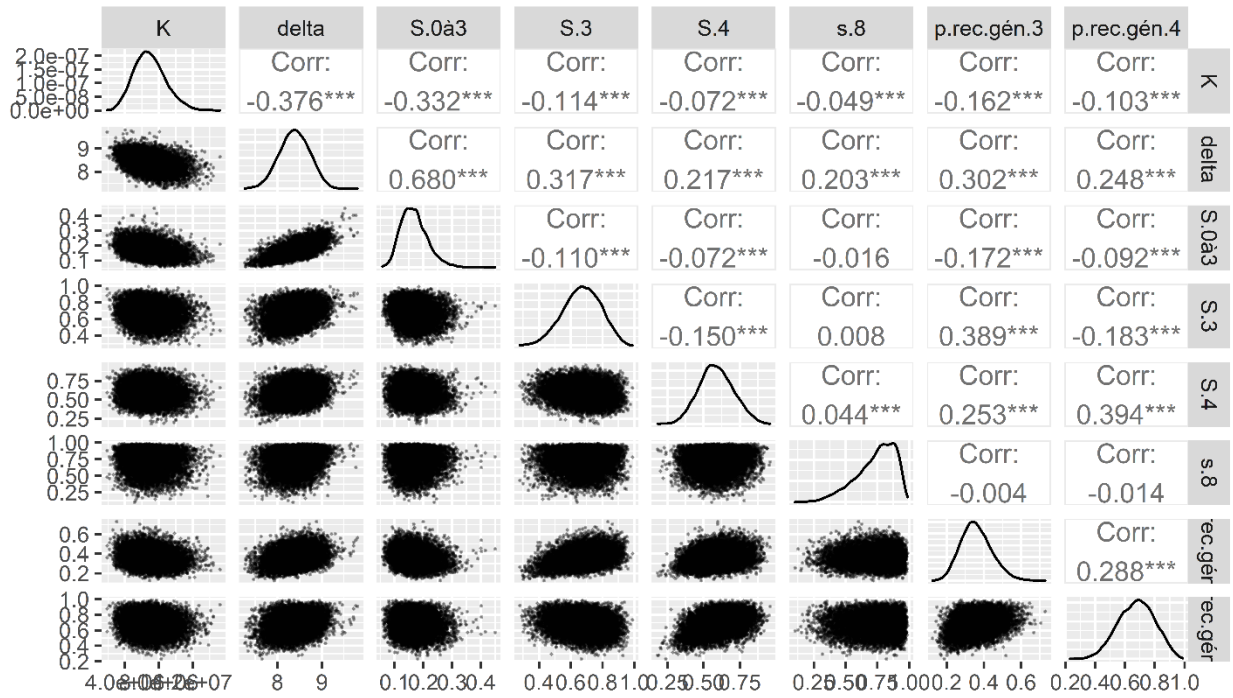


Figure A5.2 (continuation). Diagrammes de dispersions des paramètres clés et l'indicateur de corrélation Pearson du modèle 5.

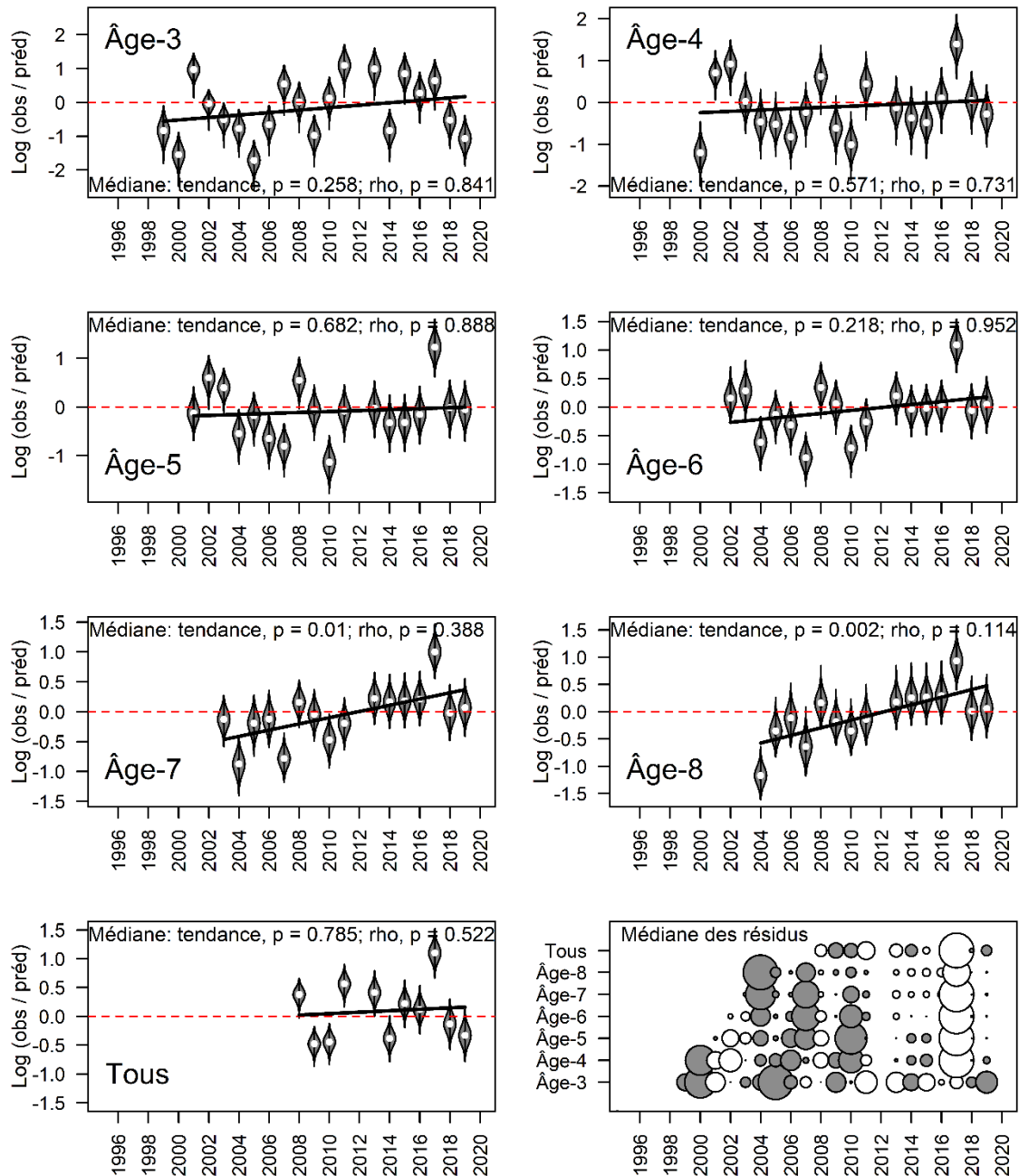


Figure A5.2 (continuation). Sommaires des résidus exprimés sur l'échelle log (abondance évalué / abondance prédite) pour les âges 3 à 8, pour le total des géniteurs, et un graphique à bulle des médianes des résidus à l'âge et pour le total des géniteurs pour le modèle 5. Dans chaque panneau des résidus, on y trouve la valeur p de la tendance temporelle linéaire des médianes des résidus ainsi que la valeur p pour l'auto-corrélation de première ordre des médianes des résidus (selon la librairie EnvStats de R).

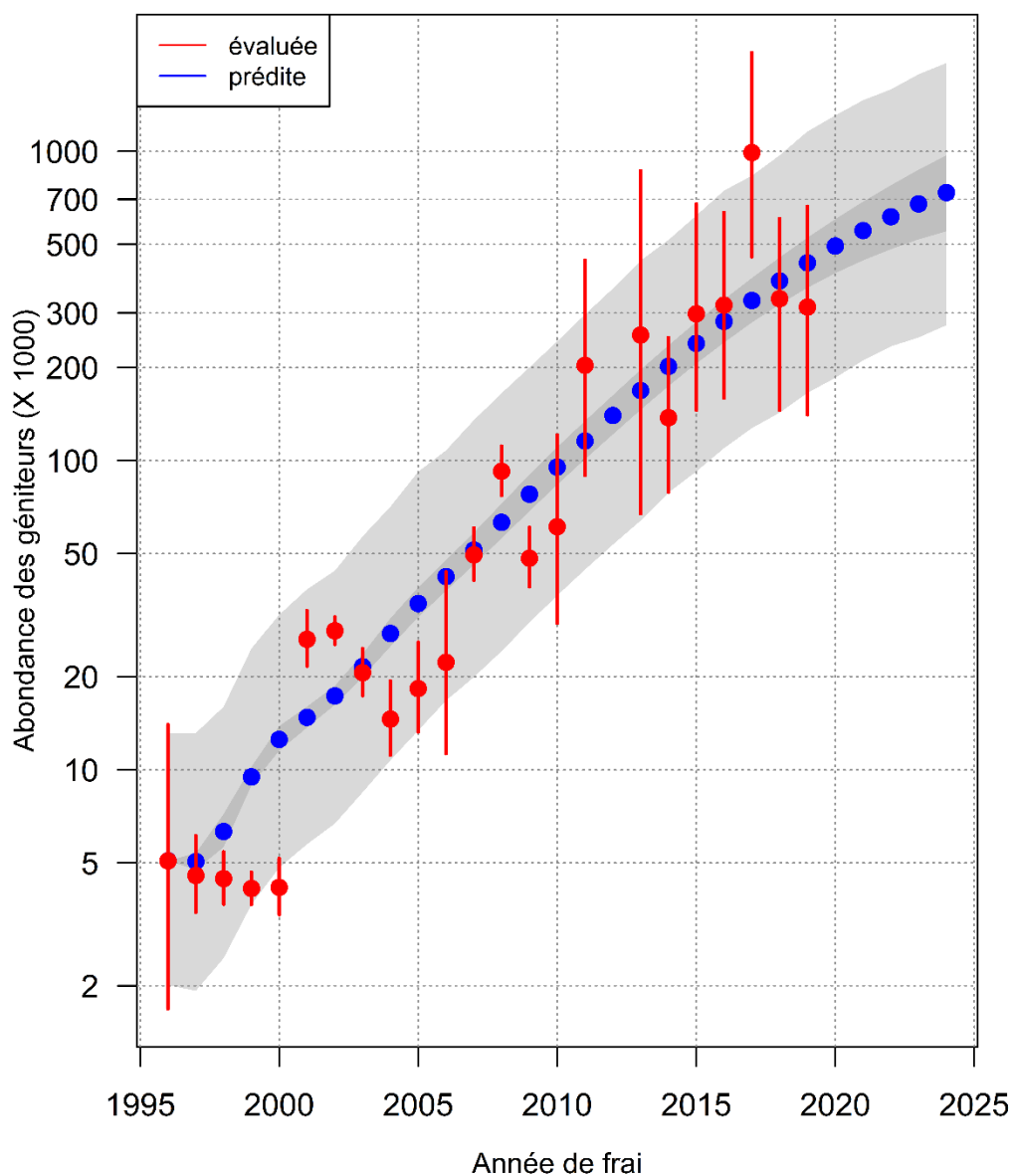


Figure A5.2 (continuation). Sommaire des abondances évaluées et prédites du total des géniteurs du selon le modèle 5. Les médianes des valeurs d'évaluation sont en symboles rouges avec l'intervalle du 5^e au 95^e percentile en ligne verticale. Les symboles en bleus sont les médianes des valeurs prédites et les ombrages représentent les intervalles de confiance pour la valeur moyenne (en gris foncé) et pour les valeurs prédites en considération de l'incertitude du totale du modèle ($\log\sigma$). L'axe y est en échelle log.

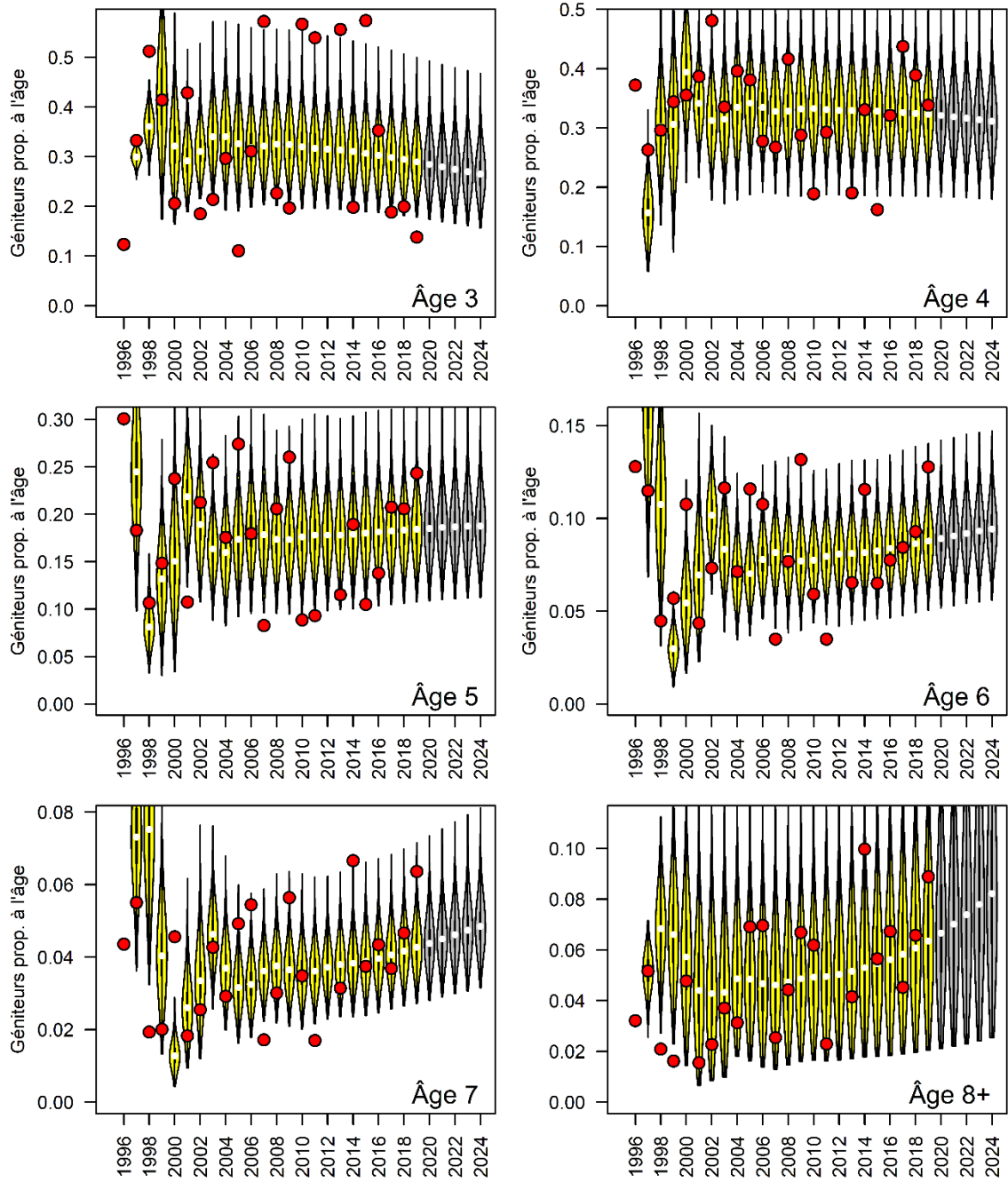


Figure A5.2 (continuation). Proportions à l'âge des géniteurs évaluées (symboles en rouge) versus les proportions prédites (ombragé en jaune) à l'âge des géniteurs (âges 3 à 7), et pour les âges 8+ du modèle 5.

Tableau A5.3. Paramètres, distributions a priori, et diagnostics du modèle 6.

Caractéristique	Précision
Paramètres et hypothèses pour les distributions a priori	Non-informatif : Bev-Holt (α , K) pour âge 3 σ (3:8, Total) Faiblement informatif : S[3:8] p.rec.à.géniteurs[3:6]
Paramètres	Beverton-Holt $\alpha = \exp(-\delta)$ Z[3:8] = $-\log(S[3:8])$ Z[9:15+] = Z[8] p.rec.à.géniteurs[7:15+] = p.rec.à.géniteurs[6]
Distributions a priori	$\delta \sim N(1,0.001)C(0,)$ $K \sim N(1,0.001)C(1,)$ S[3:8] \sim Beta(6,4) p.rec.à.géniteurs [3] \sim Beta(4,12) p.rec.à.géniteurs [4] \sim Beta(3,3) p.rec.à.géniteurs [5] \sim Beta(5,2) p.rec.à.géniteurs [6] \sim Beta(4,1) $\log(\sigma)$ [3:8, Total] \sim U(0,3)
Statistique d'ajustement	Déviante : 2391 Paramètres : 19 AIC' = Dév+2*p = 2429 DIC = 2392 (pD = 0.3)
Commentaires	Bon ajustement pour les géniteurs à l'âge Tendance temporelle des résidus pour les âges 7 et 8 Absence d'auto-corrélation des résidus Survie à l'âge 3 supérieure aux survies des âges 4 à 7, ce qui n'est pas conforme aux attentes Corrélation positive entre Bev-Holt alpha et S[3]

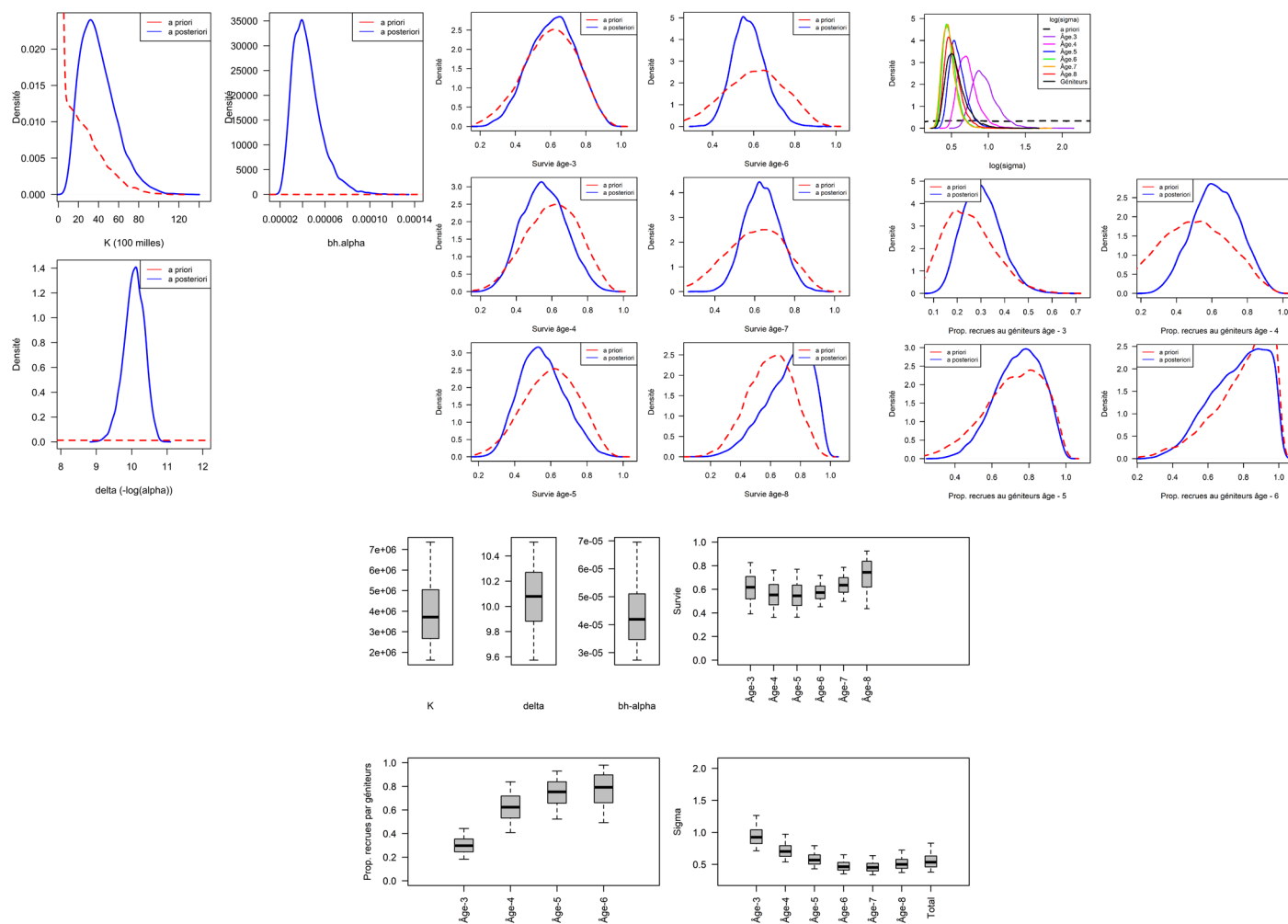


Figure A5.3. Distributions a posteriori des paramètres du modèle 6.

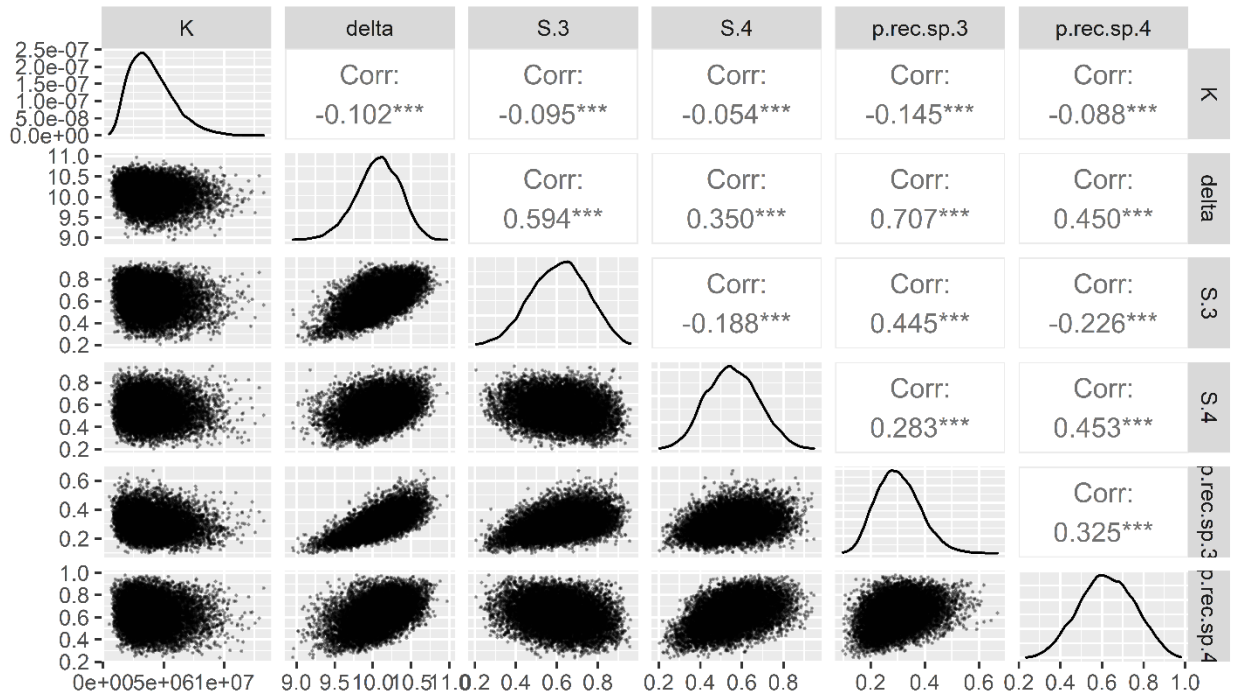


Figure A5.3 (continued). (continuation). Diagrammes de dispersions des paramètres clés et l'indicateur de corrélation Pearson du modèle 6.

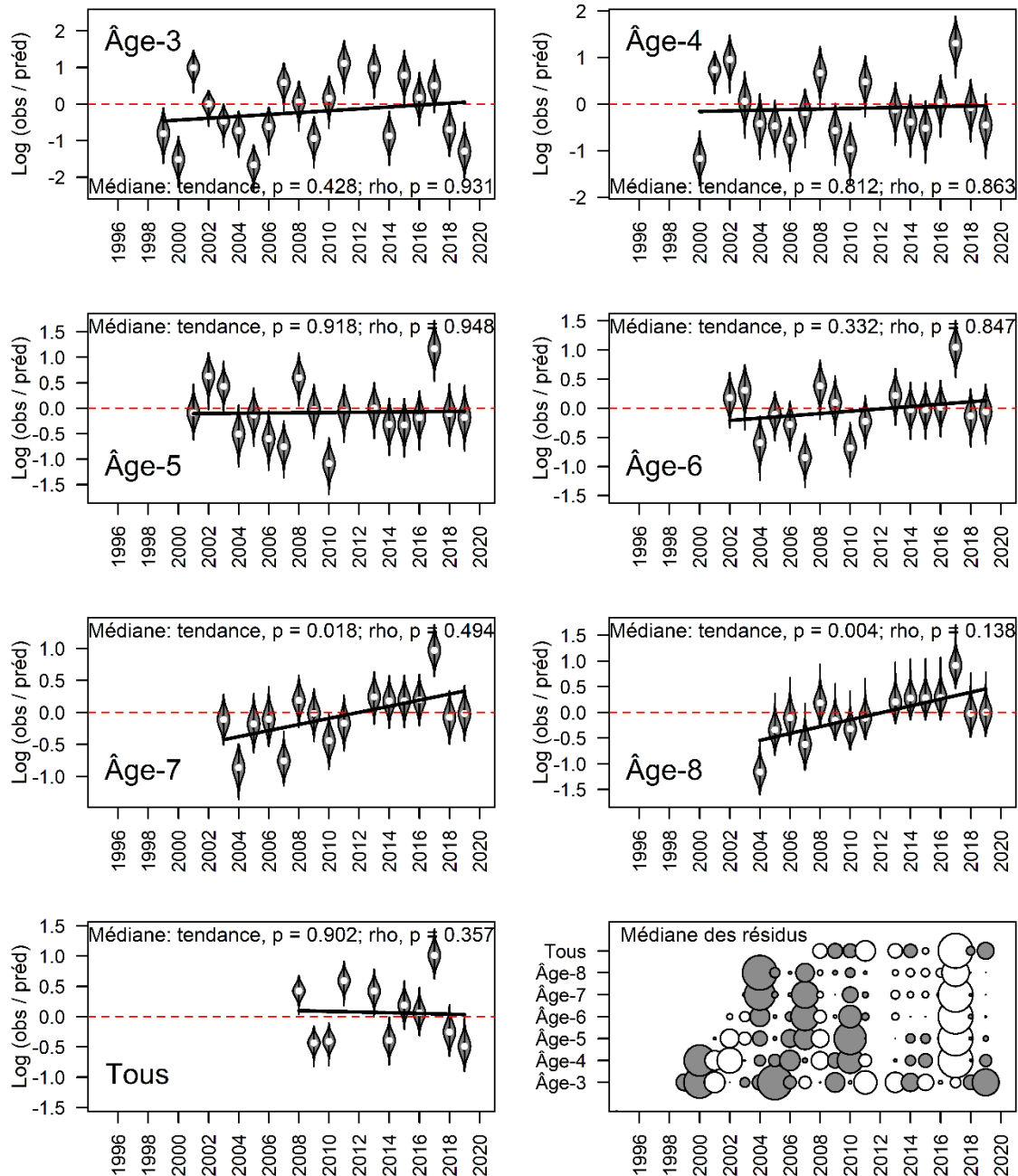


Figure A5.3 (continuation). Sommaires des résidus exprimés sur l'échelle log (abondance évalué / abondance prédite) pour les âges 3 à 8, pour le total des géniteurs, et un graphique à bulle des médianes des résidus à l'âge et pour le total des géniteurs pour le modèle 6. Dans chaque panneau des résidus, on y trouve la valeur p de la tendance temporelle linéaire des médianes des résidus ainsi que la valeur p pour l'auto-corrélation de première ordre des médianes des résidus (selon la librairie EnvStats de R).

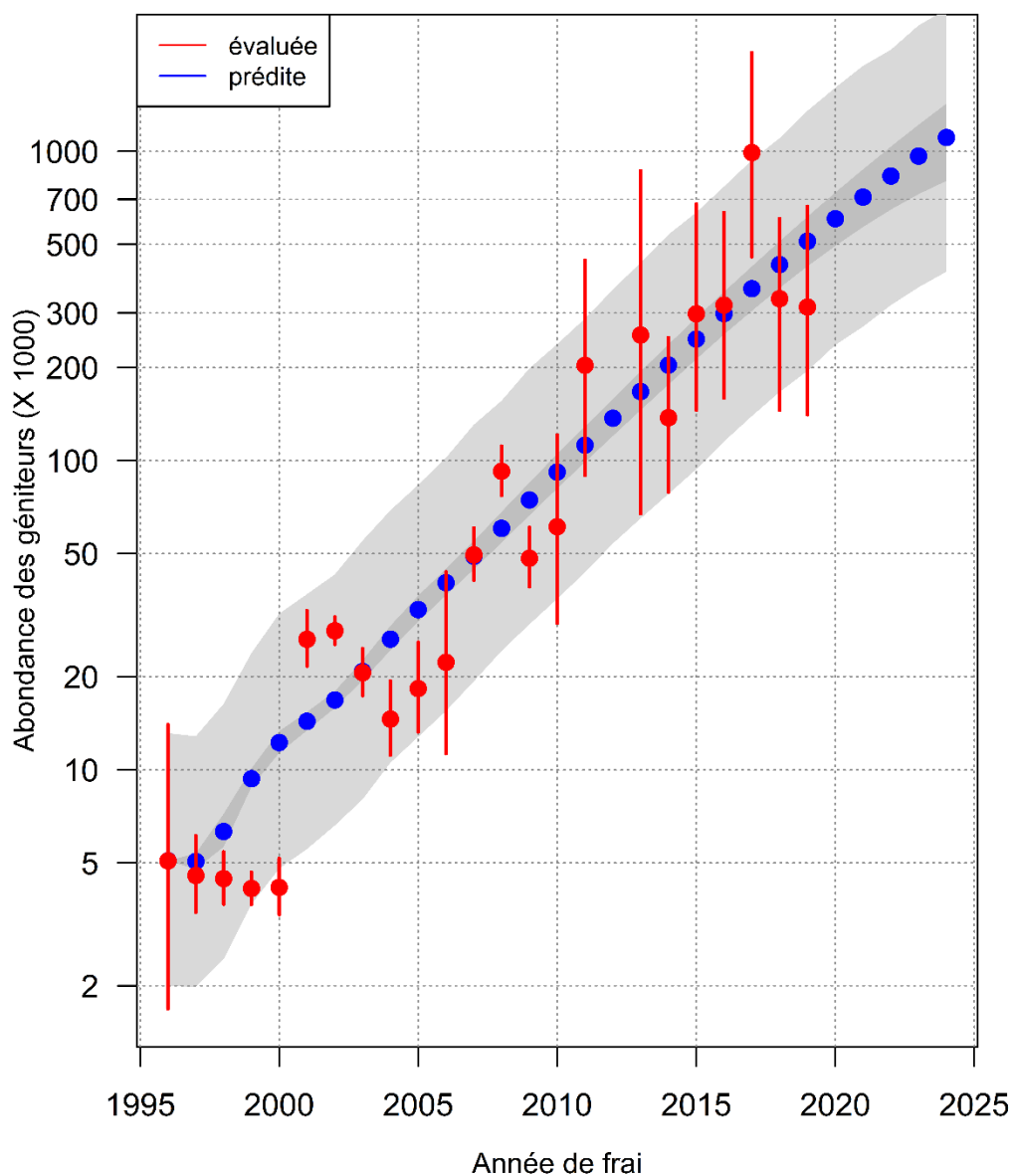


Figure A5.3 (continuation). Sommaire des abondances évaluées et prédites du total des géniteurs du selon le modèle 6. Les médianes des valeurs d'évaluation sont en symboles rouges avec l'intervalle du 5^e au 95^e percentile en ligne verticale. Les symboles en bleus sont les médianes des valeurs prédites et les ombrages représentent les intervalles de confiance pour la valeur moyenne (en gris foncé) et pour les valeurs prédites en considération de l'incertitude du totale du modèle ($\log\sigma$). L'axe y est en échelle log.

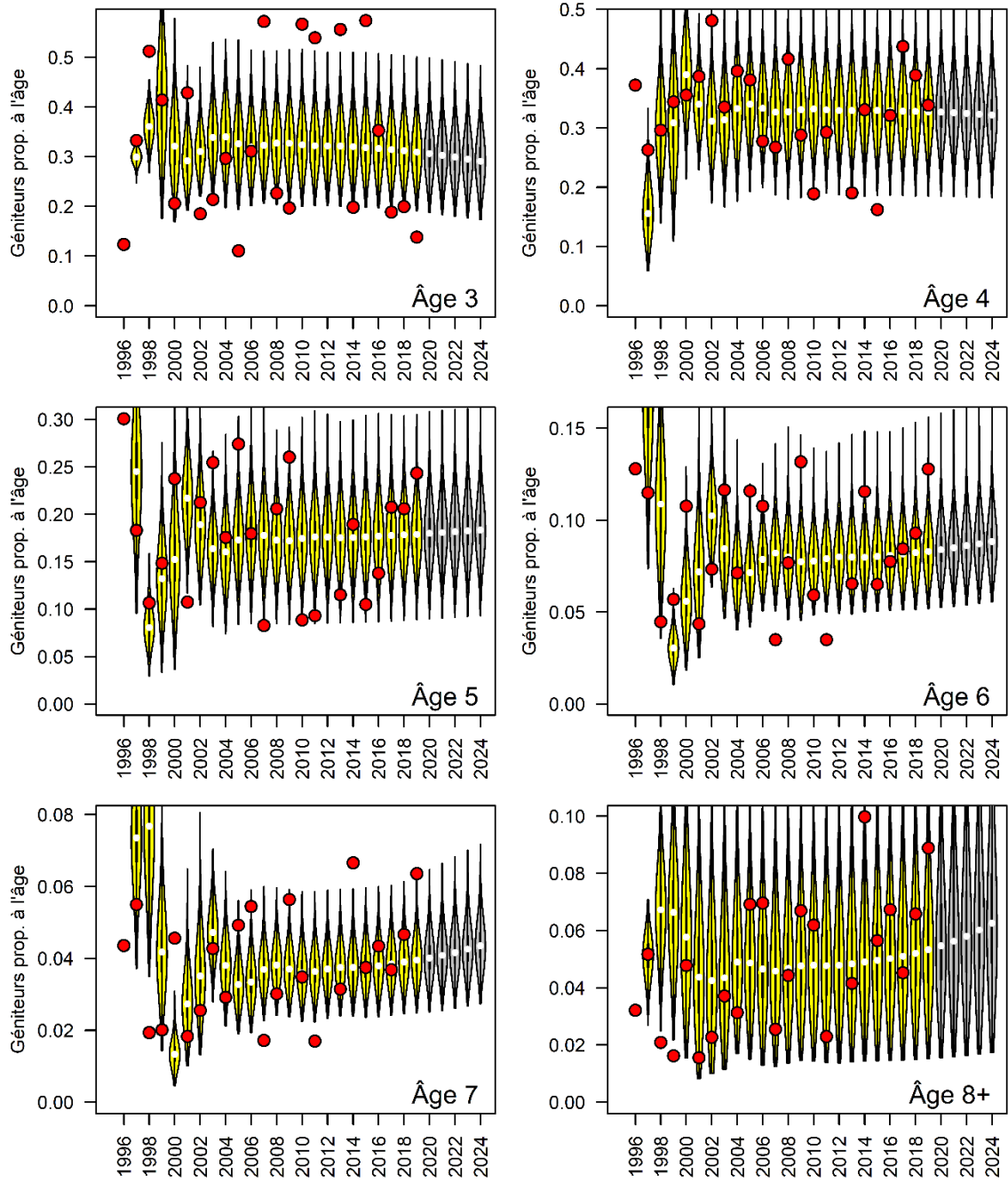


Figure A5.3 (continuation). Proportions à l'âge des géniteurs évaluées (symboles en rouge) versus les proportions prédites (ombragé en jaune) à l'âge des géniteurs (âges 3 à 7), et pour les âges 8+ du modèle 6.