

Pêches et Océans Canada Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans

es Ecosystems and Oceans Science

#### Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/001

Région du Pacifique

Cadre d'évaluation de possibles points de référence de la Commission du saumon du Pacifique pour l'état de la population et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les unités de gestion du saumon coho du détroit de Georgie et du fleuve Fraser

Josh Korman<sup>1</sup>, Joel Sawada<sup>2</sup> et Michael J. Bradford<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ecometric Research Inc. 3560, 22<sup>e</sup> ave. O Vancouver (C.-B.) V6S 1J3

<sup>2</sup>Pêches et Océans Canada Station biologique du Pacifique 3190, chemin Hammond Bay Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

<sup>3</sup>Pêches et Océans Canada Centre de recherche sur l'aquaculture et l'environnement 4160, promenade Marine Vancouver Ouest (C.-B.) V7V 1N6



#### **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 de consultation scientifique 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, 2019 ISSN 2292-4272

#### La présente publication doit être citée comme suit :

Korman, J., Sawada, J., Bradford, M.J. 2019. Cadre d'évaluation de possibles points de référence de la Commission du saumon du Pacifique pour l'état de la population et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les unités de gestion du saumon coho du détroit de Georgie et du fleuve Fraser. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/001. vi + 86 p.

#### Also available in English :

Korman, J., Sawada, J., Bradford, M.J. 2019. Evaluation framework for assessing potential Pacific Salmon Commission reference points for population status and associated allowable exploitation rates for Strait of Georgia and Fraser River Coho Salmon Management Units. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/001. vi + 81 p.

# TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉix								
1	INTRODUCTION							
2	Ν	MÉTHODES						
	2.1	1 SOURCES DE DONNÉES ET INCERTITUDES		2				
	2.2	2 ANALYSE STOCK-RECRUTEMENT		4				
	2.3		ANALYSE PAR SIMULATION	9				
	2.3.		.1 Reconstruction historique (analyse rétrospective)					
	2.	.3.2	2 Analyse par simulation prospective	9				
3	R	RÉSULTATS						
	3.1		STOCK-RECRUTEMENT DU CFI	12				
	3.2		SIMULATIONS POUR LE CFI	15				
	3.3		STOCK-RECRUTEMENT DANS LE DDG	18				
4	D	IS	CUSSION	18				
	4.1		PRODUCTIVITÉ DE LA ZG	18				
	4.2	4	ANALYSE RÉTROSPECTIVE DE LA ZG DU FRASER INTÉRIEUR	21				
	4.3		VARIATION DU RENDEMENT ENTRE LES AUTRES MODELES DE RICKER2	21				
	4.4 BAS	\$_F	LACUNES DANS LES DONNEES SUR LES ZG DU DETROIT DE GEORGIE ET DU	22				
	4 5	1-0	STOCK-RECRUTEMENT ET BIOLOGIE DE LA CONSERVATION	<u>-</u> 2 22				
	4.6		CONSIDÉRATIONS EN MATIÈRE DE MISE EN ŒUVRE	23				
5	 C	:01	ICI USIONS ET AVIS	23				
6	P			25				
7		с. р́г		10 DE				
1	к -			20				
8		AB	LEAUX	27				
9	F	IGl	JRES	54				
A F	NNE: RASI	XE ER	A. DÉTAILS DE LA RECONSTITUTION DU RECRUTEMENT DU COHO DU INTÉRIEUR	30				
A H	NNE ISTC	XE DRI	B. CODE SOURCE POUR L'ANALYSE STOCK-RECRUE ET LES SIMULATIONS QUES ET PROSPECTIVES	32				

#### LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Données stock-recrue pour les unités de conservation du coho du Fraser intérieur(CFI) et autres renseignements utilisés dans les analyses stock-recrue et les analysesrétrospectives
Tableau 2. Données sur les géniteurs et le recrutement naturel pour le coho du Fraser intérieur(CFI), par année civile
Tableau 3. Données stock-recrue pour le ruisseau Black
Tableau 4. Estimations du taux de survie en mer saumoneau-adulte et du taux d'exploitation pour le stock indicateur d'écloserie du saumon coho du Fraser intérieur (CFI), le ruisseau Inch (le stock indicateur d'écloserie du bas-Fraser), E_DDG (les stocks indicateurs d'écloserie du détroit de Georgie, de Quinsam et de Big Qualicum) et le ruisseau Black (le stock indicateur sauvage du DDG)
Tableau 5a. Évaluation qualitative de l'incertitude, du biais et de l'effet sur les simulations pourles paramètres du Fraser intérieur traités dans ce document
Tableau 5b. Évaluation qualitative de l'incertitude, du biais et de l'effet sur les simulations pourles paramètres du ruisseau Black traités dans ce document
Tableau 6. Statistiques de l'adaptation du modèle comparant les autres modèles stock-recruede Ricker pour les unités de conservation du CFI
Tableau 7. Estimations des paramètres (moyenne des distributions a posteriori) des modèles de Ricker avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) sans a priori informative (de base de Ricker; Figure 1), une a priori informative pour une capacité de charge plus élevée (Ricker-PriorCap; Figure 2) et des a priori informatives pour une capacité de charge plus élevée et la dépensation (Ricker-Dep; Figure 3)
Tableau 8. Moyenne des résiduels log(recrues/géniteur) par année d'éclosion et UC du CFI àpartir des distributions a posteriori estimées par le modèle de base de Ricker41
Tableau 9. Résumé des limites de conservation pour chaque unité de conservation (UC) dusaumon coho du Fraser intérieur
Tableau 10. Comparaison des probabilités observées d'atteindre ou de dépasser l'objectif de rétablissement à court terme (objectif de conservation 1) pour chaque unité de conservation (UC) du Fraser intérieur et pour la zone de gestion (ZG), et valeurs prédites par la simulation rétrospective (pour le modèle de base de Ricker avec a priori non informatives)
Tableau 11. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI atteindra ou dépassera l'objectif derétablissement à court terme (20 000) pour différents taux de survie en mer saumoneaud'écloserie-adulte et taux d'exploitation
Tableau 12. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI soit suffisante pour que l'échappée dans la moitié des sous-populations de chaque UC atteigne ou dépasse 1 000 géniteurs les mêmes années (objectif de conservation 1) pour différents taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte et taux d'exploitation
Tableau 13. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI atteindra ou dépassera l'objectif derétablissement à long terme (40 000) pour différents taux de survie en mer saumoneaud'écloserie-adulte et taux d'exploitation
Tableau 14. Moyenne des paramètres stock-recrue de Beverton-Holt d'après le modèlebayésien hiérarchique géniteur-saumoneau adapté par Korman et Tompkins (2014) auxdonnées de 16 populations

#### LIST DES FIGURES

Figure 1. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir: 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires)
Figure 2. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) et une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires)
Figure 3. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) et une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et une valeur présumée de la dépensation de 1 000 (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires)
Figure 4. Comparaison de trois autres modèles stock-recrutement de Ricker pour chaque unité de conservation du CFI
Figure 5. Comparaison de trois modèles stock-recrutement de Ricker disponibles pour la zone de gestion du coho du Fraser intérieur
Figure 6. Résiduels du modèle de Ricker avec une covariable du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte sans a priori informative (Figure 1) par année d'éclosion pour chaque unité de conservation (UC) du CFI
Figure 7. Comparaison des modèles stock-recrutement pour l'unité de conservation du moyen- Fraser pour des taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1 % et 5 %. La ligne pointillée en diagonale est la pente de remplacement 1:160
Figure 8. Modèles de régression logistique prédisant la probabilité que l'échappée atteindra ou dépassera une limite de conservation de 1 000 géniteurs dans (a) la moitié des sous-populations d'une unité de conservation (UC), ou (b) toutes les sous-populations d'une UC, en fonction de l'échappée totale dans l'UC
Figure 9. Modèles de régression logistique déterminant la probabilité que dans la moitié des sous-populations (objectif à court terme de l'ÉRCFI) ou dans toutes les sous-populations (objectif à long terme de l'ÉRCFI) du coho du Fraser intérieur, les échappées seront au moins de 1 000 la même année, en fonction de l'échappée totale dans la zone de gestion (ZG) du CFI.
Figure 10. Isoplèthes décrivant la relation entre l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) et le taux d'exploitation pour maximiser le rendement soutenu (Umsy)
Figure 11. Comparaison de l'échappée naturelle simulée et observée, pour chaque unité de conservation (UC) et somme des échappées des UC (ZG du CFI) d'après le modèle de base de Ricker (sans a priori informative; Figure 1)

Figure 13. Tendances des taux de survie en mer saumoneau-adulte pour les stocks indicateurs de coho d'écloserie pour les zones de gestion du bas-Fraser (BF, écloserie du ruisseau Inch), du détroit de Georgie (E DDG, représenté par les écloseries de Qualicum et de Quinsam) et du coho du Fraser intérieur (CFI)......67 Figure 14. Relation entre le taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte du CFI et le recrutement naturel total dans la ZG du CFI d'après les montaisons des années d'éclosion Figure 15. Comparaison des taux d'exploitation estimés du saumon coho du Fraser intérieur (ER réalisés d'après le modèle FRAM) et les taux d'exploitation ciblés (objectif de ER) à l'aide Figure 17. Tracés de contours illustrant la probabilité que l'échappée dépassera : a) l'échappée totale dans chaque UC qui donne une probabilité de 95 % que l'échappée soit d'au moins 1 000 géniteurs dans au moins la moitié des sous-populations (objectif de conservation 1); b) l'échappée totale dans chaque UC qui donne une probabilité de 95 % que l'échappée soit d'au moins 1 000 géniteurs dans toutes les sous-populations (objectif de conservation 2); c) l'échappée totale dans la ZG du CFI atteint ou dépasse 20 000 et 40 000 poissons ou dépasse simultanément l'objectif de conservation 1 pour toutes les UC la même année (objectif de Figure 18. Taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte qui donnent une probabilité de 0.25, 0.50 et 0.75 d'atteindre divers objectifs de conservation du CFI d'après le modèle de base de Ricker (sans a priori informative sur la capacité de charge ou la dépensation)......73 Figure 19. Taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte qui donnent une probabilité de 50 % d'atteindre divers points de référence pour la conservation dans la ZG du CFI d'après trois autres modèles stock-recrutement......74 Figure 20. Incertitude entourant la prédiction de la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif de conservation à court terme (objectif de conservation 1) pour chaque unité de conservation (UC) du Fraser intérieur et pour toutes les UC la même année (objectif de conservation 1.5) à un taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte de 1 % et un taux d'erreur de mise en œuvre dans la récolte ET=0.2.....75 Figure 21. Comparaison des probabilités que l'échappée dépassera l'objectif de conservation à court terme (objectif de conservation 1) pour des taux d'erreur de mise en œuvre dans la récolte ET=0 (lignes noires), 0,2 (lignes bleues) et 0,4 (lignes rouges) d'après les taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte de 0,01 (panneau du haut) et 0,05 (panneau du bas) pour les trois UC de coho du Fraser intérieur......76 Figure 22. Données sur le stock et le recrutement du ruisseau Black et relation attendue, comprenant les effets de la covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau-adulte (lignes en couleur) et le modèle standard de Ricker sans covariable de la survie (ligne pointillée Figure 23. Résiduels d'après les modèles stock-recrutement avec effets de la covariable du  

#### RÉSUMÉ

Les travaux présentés ici poursuivent l'élaboration et la mise en œuvre d'une méthodologie examinée bilatéralement en vue d'établir les points de référence et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les zones de gestion du saumon coho décrites dans le plan de gestion du saumon coho du sud qui figure dans le Traité sur le saumon du Pacifique (TSP) (annexe IV, chapitre 5). La survie en mer a été déterminée comme étant un facteur majeur des échappées. Cependant, les estimations exactes des échappées sont limitées pour de nombreuses populations de saumon coho de la Colombie-Britannique. Ce projet porte par conséquent sur l'évaluation des effets du taux d'exploitation sur différents taux de survie en mer qui peuvent être utilisés pour définir les catégories d'abondance dans le TSP. Nous adaptons différents modèles stock-recrutement avec une covariable de la survie en mer saumoneauadulte axée sur l'écloserie aux données des cinq unités de conservation (UC) qui se trouvent dans la zone de gestion du saumon coho du Fraser intérieur (ZG du CFI) (années d'éclosion 1998-2012) et de celle du ruisseau Black (1986-2012), la seule population surveillée qui représente la ZG du détroit de Georgie (DDG). Nous avons utilisé un cadre de simulation fondé sur les distributions a posteriori des paramètres stock-recrue pour déterminer la probabilité d'atteindre les points de référence de conservation établis précédemment pour divers taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau-adulte.

D'après les modèles Ricker les mieux adaptés, la productivité (recrues adultes/géniteur pour un stock de petite taille) des UC du CFI était comprise entre 2,2 et 2,6 recrues/géniteur à la moyenne géométrique du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte depuis 1998 (1,1 %). Les taux d'exploitation qui ont permis de maximiser les rendements (Umsy) à ces productivités allaient de 0,36 à 0,42. La fourchette de Umsy a diminué à 0,27-0,32 avec un modèle de Ricker utilisant une capacité de charge présumée plus élevée, qui éliminait la dynamique sur compensatoire pour toute la gamme des tailles du stock, mais réduisait la productivité du stock. La productivité du ruisseau Black, d'après la survie en mer moyenne saumoneau-adulte pour le stock indicateur de l'écloserie du DDG (0,84 %), était de 2,3 recrues/géniteur depuis 1998, ce qui donnait un Umsy de 0,37; ces valeurs ont été réduites à 2,0 et 0,32, respectivement, lorsque nous avons utilisé un modèle de Ricker avec une capacité de charge plus élevée.

Une analyse de simulation rétrospective des données stock-recrue du CFI a montré que la variation des échappées dans les UC du CFI depuis 1998 était en majorité due à celle du taux de survie en mer saumoneau-adulte. Des simulations passées ont indigué gu'une augmentation de l'exploitation (la moyenne géométrique depuis 1998 était de 11 %) de 10 % à 30 % réduisait la probabilité d'atteindre le point de référence de conservation de la ZG à court terme (20 000 reproducteurs) de 71 à 43 %. Cependant, un taux d'exploitation fixe de 20 % donnait une probabilité de 50 % de dépasser le point de référence à court terme, qui était semblable à la probabilité observée lorsque l'on n'inclut pas les poissons d'écloserie dans les statistiques sur la conservation. Les effets modestes des légères augmentations du taux d'exploitation se produisaient parce que l'augmentation des échappées associée à une exploitation moins forte n'entraînait pas de hausse proportionnelle du recrutement dans la génération suivante en raison de la dépendance à la densité. Des simulations prospectives ont quantifié le rendement en matière de conservation en fonction de nombreux taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau-adulte et tenaient compte de l'erreur de mise en œuvre du taux de récolte. Les décideurs peuvent utiliser cette information pour fixer les taux d'exploitation pour la ZG du CFI pour les catégories d'état définies dans le TSP qui sont fondées sur la survie en mer. L'information n'est toutefois pas suffisante pour procéder à ces déterminations pour les ZG du DDG et du bas-Fraser (BF).

#### INTRODUCTION

Le plan bilatéral canado-américain pour la gestion du saumon coho vise à optimiser l'exploitation totale pour permettre aux zones de gestion d'atteindre le rendement maximal soutenu (RMS) à long terme tout en conservant la diversité génétique et écologique des populations. Il vise également à améliorer les perspectives à long terme pour maintenir la santé du secteur de la pêche dans les deux pays. La productivité du stock et les échappées varient dans le temps, surtout en raison de la variation du taux de survie en mer. Pendant les périodes où le taux de survie en mer est élevé, les stocks seront plus productifs et abondants et pourront soutenir une exploitation plus importante que lorsque le taux est bas. De plus, la productivité du stock peut varier d'une population à l'autre à l'intérieur de chaque ZG; dans la Politique concernant le saumon sauvage (PSS), la ZG est appelée unité de conservation (UC). Les taux d'exploitation qui maximisent le rendement pour certaines UC peuvent être trop élevés pour les UC moins productives et pourraient se traduire, dans les UC faibles, par des échappées si basses qu'elles compromettent la persistance de la population. Ainsi, les taux d'exploitation visant à atteindre les objectifs de conservation et de la pêche doivent tenir compte des différences de productivité entre les UC et dans le temps; pour les pêches qui ciblent des poissons venant de plus d'une ZG, il faut également prendre en considération la variation de la productivité entre les populations dans les différentes ZG.

Les travaux présentés ici poursuivent l'élaboration et la mise en œuvre d'une méthodologie examinée bilatéralement en vue d'établir les points de référence et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les zones de gestion canadiennes du saumon coho décrites à l'annexe IV, chapitre 5 du Traité sur le saumon du Pacifique (TSP) : coho du Fraser intérieur (CFI), du détroit de Georgie (DDG; qui fusionne les deux ZG du détroit de Georgie reconnues auparavant) et du bas-Fraser (BF). En vertu de l'entente actuelle, il faut établir des objectifs d'échappée et des taux d'exploitation permettant d'atteindre le rendement maximal soutenu (RMS) pour trois catégories d'état (population faible, population modérée et population abondante) dans chaque ZG. La survie en mer a été déterminée comme étant un facteur majeur des montaisons d'adultes. Les estimations exactes des échappées sont limitées pour de nombreuses populations de saumon coho de la Colombie-Britannique. C'est pourquoi ce projet se concentre sur une approche permettant d'établir des points de référence fondés sur la survie en mer plutôt que sur des mesures de l'abondance absolue, comme l'échappée.

Les travaux présentés ici visent les objectifs suivants :

- 1. recommander des paramètres pour évaluer le rendement de la conservation et de la récolte qui tiennent compte de la variation de la survie en mer;
- élaborer des modèles pour évaluer les impacts de différents taux d'exploitation et points de référence sur les objectifs de conservation en fonction de la variation de la survie en mer et de l'erreur de mise en œuvre dans la récolte;
- 3. étudier les incertitudes et les risques associés à l'utilisation de la survie en mer pour établir les taux d'exploitation autorisés;
- proposer des méthodes possibles pour déterminer les points de référence en fonction de la productivité marine afin de différencier les zones d'état des catégories décrites dans le TSP pour les ZG canadiennes du coho;
- 5. recommander les domaines à améliorer en priorité dans les programmes d'évaluation du coho afin d'appuyer la mise en œuvre d'approches axées sur la survie en mer pour déterminer l'état.

L'étendue des renseignements disponibles sur les ZG du saumon coho de la côte Sud est variable et influence le degré auguel nous pouvons atteindre ces objectifs. La ZG du CFI dispose de données stock-recrutement relativement fiables pour toutes ses UC, d'un indice de la survie en mer par écloserie et de points de référence de la conservation déjà définis qui reposent sur des données et arguments relatifs à la génétique et à la démographie des populations (ÉRCFI 2006). Ainsi, nous pouvons élaborer des modèles stock-recrue qui tiennent compte de la variation de la survie en mer et appliquer des simulations pour évaluer l'incidence des changements de taux d'exploitation et de survie en mer sur la probabilité d'atteindre les points de référence relatifs à la conservation (rendement en matière de conservation). Les gestionnaires peuvent utiliser ces résultats pour fixer les taux d'exploitation pour chaque catégorie d'état définie dans le TSP. La ZG du DDG dispose de données fiables sur le stockrecrue pour une seule des nombreuses populations et d'un indice de la survie en mer par écloserie. Comme il n'existe pas de points de référence de conservation établis pour la ZG, il n'est pas possible d'utiliser des simulations pour déterminer la variation du rendement en matière de conservation avec les taux d'exploitation pour chaque catégorie d'état. Cependant, en comparant la productivité de la population repère du DDG à celle de la ZG du CFI, on peut au moins évaluer si les taux d'exploitation de la ZG du CFI auront des effets négatifs sur la population représentant la ZG du DDG. Enfin, la ZG du BF n'a qu'un indice de la survie en mer par écloserie. Il n'existe pas de données récentes stock-recrutement ou de points de référence de conservation établis pour cette ZG. Dans ce cas, il n'y a pas d'information utile pour évaluer les effets d'autres taux d'exploitation. Compte tenu de la disponibilité des données, nos analyses portent en majorité sur la ZG du CFI. Nous présentons toutefois les résultats d'une analyse stock-recrutement pour le DDG et comparons les productivités à celles des populations de CFI.

# MÉTHODES

#### SOURCES DE DONNÉES ET INCERTITUDES

Notre analyse de la ZG du coho du Fraser intérieur (CFI) repose sur les données relatives à l'échappée, au recrutement à la structure selon l'âge, à la survie en mer et au taux d'exploitation (Tableau 1), actualisées à l'aide de celles utilisées dans de récentes évaluations (Decker *et al.* 2014; C. Parken, comm. pers.). L'analyse de 2014 (C. Parken, comm. pers.) était fondée sur l'information disponible jusqu'en 2013, mais notre analyse inclut des données stock-recrue jusqu'en 2016.

Le saumon coho du Fraser intérieur est essentiellement un poisson de type 3<sub>2</sub>, les juvéniles passant un hiver en eau douce et un hiver en mer. Environ 10 % des adultes en montaison sont d'âge 4<sub>3</sub>, issus de saumoneaux dibermarins. On échantillonne les écailles des adultes en montaison pendant les relevés effectués dans les frayères et on compile les résultats par unité de conservation et année. L'échantillonnage des écailles est incomplet car il y a des années sans écaille, d'autres avec de petites tailles de l'échantillon et une représentation spatiale limitée dans les UC. La manière dont on a traité la structure selon l'âge a varié dans les analyses précédentes. Le plus souvent, la structure selon l'âge a été ignorée (ÉRCFI 2006; Decker et Irvine 2013). L'analyse de 2014 fait exception (C. Parken, comm. pers.) puisqu'elle a calculé la distribution moyenne des poissons d'âge-3 et 4 dans les montaisons pour chaque UC et appliqué les proportions au nombre total de poissons en montaison chaque année pour en tirer le nombre de poissons d'âge-3 et 4 par année de montaison. On a ensuite assigné l'année d'éclosion aux poissons pour pouvoir calculer le recrutement pour chaque année d'éclosion.

Idéalement, il est préférable de traiter la structure selon l'âge en ayant suffisamment de renseignements sur l'âge pour toutes les années afin de pouvoir constituer un tableau des

classes de recrutement. Pour imputer les données sur l'âge à l'aide de moyennes ou de valeurs modélisées, il existe deux approches dont les hypothèses diffèrent.

La première approche utilisée est la méthode de 2014, qui part de l'hypothèse que la distribution selon l'âge des poissons en montaison demeure à peu près constante (C. Parken, comm. pers.). Cette hypothèse est valide lorsque la production de saumoneaux par groupe d'âge est semblable d'une année à l'autre et que la variation de l'abondance dépend de la survie des saumoneaux. Comme pratiquement tous les coho passent un hiver dans l'océan, pour chaque année de montaison, ils ont la même période de résidence en mer, qui synchronise alors la variation de l'abondance de la montaison. Cependant, si l'abondance de la montaison est influencée par l'abondance des reproducteurs parents et la période précoce en eau douce, une forte année d'éclosion produira une plus grande proportion de poissons d'âge-4 l'année suivante, ce qui fera varier la structure selon l'âge par année de montaison. En présumant une structure d'âge constante par année de montaison, on peut craindre que la production de recrues d'âge-3 soit surestimée les années où les classes d'âge sont faibles puisque l'abondance des recrues d'âge-4 de la classe de recrutement précédente sera sous-estimée les années où une année faible est précédée par une plus forte. Ce biais se répercutera sur les estimations du paramètre stock-recrutement.

La seconde approche pour modéliser la structure selon l'âge présume que la distribution selon l'âge des années d'éclosion est constante, plutôt que celle des années de montaison. Cette hypothèse peut être plus justifiable pendant la phase en eau douce car la composition selon l'âge des saumoneaux par classe de recrutement peut être déterminée par les conditions de l'habitat en eau douce. Cependant, la composition selon l'âge des montaisons d'adultes par classe de recrutement dépendra des survies relatives des saumoneaux des deux groupes puisqu'ils n'entrent pas dans la mer la même année. La variation de la survie entraînera une variabilité de la structure selon l'âge par année d'éclosion.

Dans cette analyse, nous appliquons la seconde approche pour reconstituer le recrutement, avec une modification afin de tenir compte des différences dans la composition selon l'âge résultant de la différence de survie en mer des deux âges de saumoneaux. Nous avons constaté que l'âge des saumoneaux, par classe de recrutement, était positivement lié à l'abondance totale de la cohorte. En effet, pour les classes de recrutement où la survie des saumoneaux d'âge-1 en plus grand nombre était bonne, il y avait relativement moins d'adultes en montaison issus des saumoneaux d'âge-2. Nous avons utilisé cette corrélation prévisible entre la composition selon l'âge fondée sur l'année d'éclosion et la taille de la cohorte pour produire les données annuelles sur la composition selon l'âge pour chaque UC. Cette approche réduira au minimum une partie de la variabilité et du biais potentiel associés à l'utilisation d'une composition moyenne selon l'âge. Les détails sur cette approche sont fournis à l'annexe A.

La production d'écloserie est importante dans certaines UC certaines années. Pour l'analyse stock-recrue, nous avons inclus les poissons d'écloserie qui ont frayé dans la nature dans la détermination de l'échappée annuelle, partant de l'hypothèse qu'ils étaient capables de se reproduire avec succès en milieu naturel. Les estimations des poissons nés en écloserie ont été retirées des montaisons pour que le recrutement représente uniquement les poissons d'origine naturelle.

Conformément à l'analyse de 2014 (C. Parken, comm. pers.), nous avons utilisé le taux de survie en mer saumoneau-adulte des lâchers d'écloserie de la ZG du CFI pour indexer la survie du coho produit naturellement dans l'analyse stock-recrutement. Seules les données des années d'éclosion 1998-2012 ont été utilisées dans cette analyse stock-recrutement car les données antérieures étaient jugées non fiables à cette fin. Comme nous le décrivons plus loin, les estimations de la survie en mer saumoneau-adulte et du recrutement pour toute la série

chronologique (1984-2016, Tableau 2) ont uniquement servi à fournir des définitions préliminaires des catégories d'état et à réexaminer les points de référence de 20 000 et 40 000 de la ZG.

Notre analyse pour la ZG du détroit de Georgie (DDG) repose sur les données du ruisseau Black de 1986 à 2015 (Tableau 3). Le recrutement pour chaque année d'éclosion de 1986 à 2012 a été calculé par extension des échappées annuelles par les estimations annuelles du taux d'exploitation pour le ruisseau Black (tableau 2). L'échappée associée à chaque estimation du recrutement pour l'analyse stock-recrue était simplement l'échappée trois ans auparavant puisque le ruisseau Black est presque uniquement composé de montaisons d'âge-3. Nous avons utilisé l'indice de survie en mer saumoneau-adulte de l'écloserie du DDG (E DDG) comme covariable dans l'analyse stock-recrutement (Tableau 4). Cet indice est fondé sur les taux moyens de survie en mer saumoneau-adulte des écloseries de Big Qualicum et Quinsam chaque année (les estimations de Big Qualicum ont été exclues pour les années de montaison 1986-1989). Nous n'avons pas utilisé la série chronologique du taux de survie en mer saumoneau-adulte du ruisseau Black dans l'analyse stock-recrue en raison du financement incertain et de préoccupations entourant le taux de survie modélisé de la série chronologique (voir le tableau 5b) et parce qu'il est beaucoup plus probable que l'indice de la survie en mer saumoneau-adulte des écloseries de Big Qualicum et de Quinsam soit disponible à l'avenir. Comme il n'y avait pas de stock indicateur naturel pour la ZG du bas-Fraser, nous n'avons pas pu effectuer d'analyse stock-recrutement, ni définir, par conséquent, les taux d'exploitation pour chaque catégorie d'état survie en mer/abondance. Nous comparons néanmoins la tendance dans les données sur la survie en mer saumoneau de l'écloserie du ruisseau Creek-adulte à celles de E DDG et du CFI.

Dans la mesure où les données sur les géniteurs et les recrues adultes pour la ZG du DDG étaient limitées à une seule population (ruisseau Black), nous n'étions pas certains que cette population était représentative des autres populations de cette ZG. Korman et Tompkins (2014) ont estimé les paramètres stock-recrue géniteur-saumoneau pour 16 populations de coho en Oregon, dans l'État de Washington et en C.-B. (qui inclut le ruisseau Black), une extension des données compilées et analysées pour la première fois par Bradford (2000). L'utilisation du ruisseau Black pour représenter la ZG du DDG serait plus justifiée si ses paramètres géniteur-saumoneau étaient semblables à la moyenne des 16 populations côtières de coho. Nous avons utilisé les distributions a posteriori des paramètres stock-recrutement géniteur-saumoneau de Beverton-Holt tirés de Korman et Tompkins pour cette évaluation. Ils ont examiné l'adaptation des modèles de Beverton-Holt, de Ricker, de la courbe logistique en « bâton de hockey » et dépensatoire de Beverton-Holt, et constaté que c'est le modèle de Beverton-Holt qui est le mieux soutenu statistiquement. C'est donc l'ensemble de résultats modélisés qui est examiné ici. Cette approche de modélisation hiérarchique a estimé les paramètres géniteur-saumoneau pour chaque population, ainsi qu'une relation moyenne pour les 16 populations côtières.

Les incertitudes entourant les données sont décrites en détail dans les Tableau 5 a et b.

#### ANALYSE STOCK-RECRUTEMENT

Nous avons évalué l'adaptation des modèles de Ricker, de Deriso et de puissance aux données stock-recrutement pour chaque UC du CFI et le ruisseau Black. Nous avons évalué des modèles qui incluaient un indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA).

La forme du modèle de Ricker que nous adaptons est

$$\hat{R}_{i,a,t} = p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i + \gamma \cdot \log(M_{t-1}) - \beta_i \cdot S_{i,t-a}}$$

Équation 1.

d'éclosion *t-a*,  $\alpha$  est un terme représentant la survie maximale en l'absence d'effets dépendant de la densité (S $\rightarrow$ 0) et lorsque le taux de survie en mer saumoneau-adulte (M<sub>t</sub>, Tableau 2) est de 1,  $\beta$  est un terme dépendant de la densité qui décrit le taux de diminution de la log-survie en fonction de l'augmentation de l'abondance des géniteurs et  $\gamma$  est le coefficient de survie en mer saumoneau-adulte. Soulignons que le taux de survie en mer saumoneau-adulte utilisé dans la prédiction est une année avant le recrutement (*t*-1); nous présumons donc que tous les coho passent un an en mer. Le recrutement d'une classe de recrutement donnée dépendra par conséquent des taux de survie en mer saumoneau-adulte deux et trois années après le frai pour les poissons d'âge-3 et -4, respectivement. Le recrutement total d'une classe de recrutement est calculé comme la somme des recrues d'âge-3 et -4 pendant des années consécutives, selon la formule  $R_{i,bt}=R_{i,a=3,bt} + R_{i,a=4,bt+1}$  Équation 2. où  $R_{i,bt}$  indique le recrutement total en montaison dans l'UC *i* issu de l'année d'éclosion *bt*. La productivité maximale, qui intervient lorsque la taille du stock de géniteurs est petite, change

où  $p_{i,a,t-a}$  est la proportion du recrutement produite à partir de la même cohorte de géniteurs en montaison à l'âge *a* (*a*=3,4) dans l'UC *i* (déterminée selon les méthodes décrites à l'annexe A), S est le nombre de géniteurs en montaison dans l'UC *i* l'année précédente *t-a*, R est le nombre

de recrues naturelles en montaison l'année t d'âge a produites par l'échappée l'année

La productivité maximale, qui intervient lorsque la taille du stock de géniteurs est petite, change chaque année en fonction de l'indice du taux de survie en mer saumoneau-adulte, selon la formule

où 
$$\alpha'_{i,t}$$
 est la productivité maximale par année pour l'UC *i*. Ce modèle présume que la survie en mer saumoneau-adulte n'a une incidence sur la productivité que lorsque la taille du stock est petite et qu'elle n'a pas d'effet sur le paramètre de la dépendance à la densité ( $\beta$ ). Cette hypothèse correspond à l'opinion exprimée depuis longtemps que la majorité de la dépendance à la densité, pour le saumon et le saumon arc-en-ciel, se manifeste pendant leur phase de croissance en eau douce. De surcroît, la structure du modèle permet de calculer la productivité maximale pour une période historique donnée ou une période future en remplaçant log( $M_t$ ) dans l'équation 1. par  $\overline{M}$ , qui représente la survie moyenne en mer saumoneau-adulte pour la période passée ou future considérée.

Le deuxième modèle que nous avons étudié est un modèle de Ricker avec mortalité dépensatoire,

$$\hat{R}_{i,a,t} = \frac{S_{i,t-a}}{S_{i,t-a} + \delta} \cdot p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i + \gamma \cdot \log(M_{t-1}) - \beta_i \cdot S_{i,t-a}}$$
Équation 4.

où  $\delta$  est l'échappée lorsque le recrutement est réduit à 50 % de la valeur qu'il aurait eue sans mortalité dépensatoire.

Le troisième modèle que nous avons étudié est le modèle de Deriso,

 $\alpha_{it}' = \alpha_i + \gamma \cdot \log(M_t)$ 

$$\hat{R}_{i,a,t} = p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i + \gamma \cdot \log(M_{t-1})} \cdot (1 - \chi \cdot \beta \cdot S_{i,t-a})^{\frac{1}{\chi}}$$
 Équation 5.

où  $\chi$  détermine le degré de mortalité surcompensatoire (infléchissement vers le bas de la courbe stock-recrutement lorsque la taille du stock est plus grande). Ce modèle prend une forme asymptotique de Beverton-Holt (pas de surcompensation) lorsque  $\chi$  se rapproche de -1

Équation 3.

et une forme de Ricker lorsque  $\chi$  est proche de 0. Nous avons fixé  $\chi$  à -0,9 pour forcer le modèle de Deriso à prendre une forme asymptotique et éviter la mortalité surcompensatoire.

Le quatrième modèle que nous avons étudié est un modèle de puissance de la forme

$$\hat{R}_{i,a,t} = e^{\alpha_i + \gamma \cdot \log(M_{t-1})} \cdot p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a}^{\beta}$$

Ce modèle permet une augmentation continue mais décroissante du recrutement en fonction de l'augmentation de la taille du stock par rapport au modèle de Deriso et n'autorise pas la dynamique surcompensatoire.

Nous avons également étudié des modèles de Ricker sans effet de la covariable de survie,

$$\hat{R}_{i,a,t} = p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i - \beta_i \cdot S_{i,t}}$$

et un modèle stock-recrutement sans effet de la covariable de survie ou dépendance à la densité,

$$\hat{R}_{i,a,t} = p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i}$$

Nous avons comparé ces deux derniers modèles au modèle de base de Ricker pour évaluer la portée des preuves de l'effet de la survie en mer saumoneau-adulte sur le recrutement et l'effet de la dépendance à la densité sur le recrutement, respectivement.

Pour tous les modèles, nous avons obtenu les estimations des paramètres de  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\gamma$  à l'aide d'une estimation bayésienne et présumé que les observations de log(R/S) étaient des variables aléatoires à distribution normale (~norm), les moyennes étant prédites par les modèles de recrutement décrits précédemment,

$$\log(\frac{R_{i,bt}}{S_{i,bt}}) \sim norm(\log(\frac{\hat{R}_{i,bt}}{S_{i,bt}}), \tau_i)$$

où ( $\tau_i$ ) est la précision estimée (inverse de la variance).

Lorsque les populations ont des paramètres démographiques en commun, la modélisation bayésienne hiérarchique (MBH) permet de partager l'information entre les populations, ce qui réduit l'incertitude dans les paramètres stock-recrutement. Dans notre modèle stock-recrutement hiérarchique, nous utilisons simultanément les données stock-recrue pour toutes les UC de la ZG du CFI afin d'estimer les paramètres pour les différentes UC et ceux qui définissent l'hyperdistribution à partir de laquelle sont produites les valeurs de la productivité propres aux UC. À cette fin, nous avons tiré les estimations des paramètres  $\alpha_i$  pour chaque UC d'une hyperdistribution normale,

$$\alpha_i \sim norm(mu \ \alpha, tau \ \alpha)$$

où  $mu_{\alpha}$  et  $tau_{\alpha}$  représentent la moyenne et la précision de l'hyperdistribution normale qui décrit la variation de la log-productivité entre les UC. Ces hyperparamètres sont estimés pendant l'adaptation du modèle. On présume que les estimations de  $\tau_i$  et  $\beta_i$  pour chaque UC sont indépendantes et  $\gamma$  a été estimé comme un seul paramètre commun entre les UC. Aux fins de comparaison, nous avons également adapté le modèle de base de Ricker (Équation 1.) en présumant que les  $\alpha_i$  étaient indépendants pour évaluer l'effet de la structure de la MBH.

L'analyse stock-recrutement du DDG reposait sur les données du ruisseau Black pour les années d'éclosion 1986-2012 (Tableau 3) et sur les taux de survie en mer saumoneau-adulte pour le stock indicateur de l'écloserie E\_DDG (Tableau 4). La corrélation entre la survie en mer

Équation 10.

Équation 8.

Équation 7.

Équation 6.

Équation 9.

des poissons du ruisseau Black et du stock indicateur de l'écloserie du DDG pour les années de montaison 1986-2015 est de 0,90. Comme il n'existe des données que pour une population de la ZG du DDG, nous n'avions pas besoin d'estimer les paramètres d'hyperdistribution et avons simplement estimé  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  et  $\tau$ .

Le choix de la fonction stock-recrutement appropriée pourrait influencer les effets du taux d'exploitation et du taux de survie en mer saumoneau-adulte sur le rendement en matière de conservation. Le modèle de Ricker donne des estimations mieux définies et plus prudentes (plus basses) de la productivité, et par conséquent des taux d'exploitation potentiellement plus bas à un taux de survie en mer saumoneau-adulte donné par rapport aux autres modèles. C. Parken (comm. pers.) a justifié comme suit l'utilisation d'un modèle de Ricker pour une analyse antérieure des données sur le CFI :

« Tout d'abord, dans le cadre d'une précédente analyse de risques, Folkes et ses collègues (2005) ont comparé l'adaptation du modèle entre les fonctions en « bâton de hockey », de Beverton-Holt (BH) et de Ricker à l'aide des données sur le recrutement géniteursaumoneau pour le FI et ils ont constaté que le modèle du « bâton de hockey » était le moins adapté, alors que les modèles de BH et de Ricker donnaient des mesures semblables et meilleures. Récemment, Walters (2009) a examiné les profils de productivité de 487 stocks de saumon coho du sud de la C.-B. et recouru à des simulations pour comparer le rendement des fonctions de BH et de Ricker une fois adaptées aux données générées par l'autre modèle. Lorsque des erreurs existaient dans les variables et les effets des grandes séries chronologiques, la fonction de BH surestimait la productivité, qu'il s'agisse ou non de la fonction correcte. Walters a remarqué que la fonction de Ricker sousestimait la productivité lorsque le modèle réel était la fonction de BH. La fonction de Ricker produit également des estimations plus élevées de S<sub>MSY</sub> que le modèle de BH. Ainsi, la fonction de Ricker donne des estimations plus prudentes sur le plan biologique des points de référence fondés sur l'abondance que la fonction de BH. En outre, la fonction de base de Ricker décrivait mieux les profils du recrutement des adultes pour le CFI que la fonction de BH pendant la récente période de productivité faible (Decker et al. 2014). » [traduction]

Ces arguments sont raisonnables, mais un modèle de Ricker n'est pas conforme à la forme de relations fiables géniteur-recrue pour 16 populations côtières de CFI, qui ne présentaient aucun signe de surcompensation (Korman et Tompkins 2014). Supposant que la dépendance à la densité se produit en majorité en eau douce, ces données suggèrent qu'il faut modéliser les données reproducteur-adulte-recrue à l'aide d'une forme de fonction qui ne permet pas la surcompensation. Dans cette analyse, nous avons tenté d'adapter d'autres modèles qui n'affichent pas de surcompensation, y compris les modèles de Beverton-Holt, de la courbe logistique en « bâton de hockey », de Deriso et de puissance. Malheureusement, nous avons rencontré un certain nombre de problèmes lorsque nous avons adapté ces modèles aux données stock-recrue du CFI car :

- 1. ils autorisent beaucoup plus d'indépendance entre la productivité (pente initiale) et la capacité de charge (asymptote);
- 2. l'information sur la productivité est limitée dans les données stock-recrue.

De ce fait, les estimations de la productivité tirées des modèles de Beverton-Holt et en « bâton de hockey » étaient très élevées et ne présentaient pratiquement pas de variation entre les UC. En outre, nous avons estimé que l'effet de la survie en mer saumoneau-adulte sur la production était quasi nul ou négatif en raison du problème d'estimer la productivité avec des données non informatives à l'aide de ces modèles plus flexibles. Nous sommes alors parvenus à l'inférence peu probable que les stocks de CFI sont fortement productifs et que la productivité n'est pas influencée par le taux de survie en mer saumoneau-adulte. Les adaptations des modèles de Deriso (Figure B1) et de puissance (Figure B2) étaient meilleures, mais donnaient encore des productivités très élevées et improbables qui rendraient les populations irréalistement résilientes à de mauvaises conditions de survie en mer saumoneau-adulte, et afficheraient des taux d'exploitation très importants au rendement maximal.

Compte tenu des problèmes liés aux formes des modèles stock-recrue de Deriso et de puissance adaptées aux données sur le CFI, nous avons utilisé trois autres modèles de Ricker pour représenter un éventail d'hypothèses de rechange sur les effets de l'échappée sur le recrutement :

**Ricker :** Comme il est indiqué ci-après, le modèle de Ricker sans valeurs a priori informatives de la capacité de charge ou de la mortalité dépensatoire est le meilleur pour adapter les données et représente donc la relation si l'on ne tient pas compte de l'information supplémentaire sur la nature de la relation stock-recrue. Cette relation affiche cependant une certaine surcompensation dans le recrutement lorsque la taille du stock est plus grande.

**Ricker – PriorCap**: Pour réduire au minimum la dynamique surcompensatoire, nous avons adapté les modèles de Ricker (Équation 1.) avec des valeurs a priori très informatives de la capacité de charge  $(1/\beta_i)$ , les moyennes étant égales à 1,5 fois les capacités de charge tirées du modèle de base de Ricker (**Ricker**). Cet ajustement de 1,5 fois était l'ajustement minimum nécessaire afin de supprimer la dynamique surcompensatoire pour la gamme des échappées observées depuis 1998.

**Ricker – Dep :** Pour simuler la mortalité dépensatoire potentielle lorsque la taille du stock est petite, nous avons utilisé le modèle dépensatoire de Ricker (Équation 5.). Comme il n'y avait pas de preuve de mortalité dépensatoire dans les données stock-recrutement du CFI, nous n'avons pas tenté d'estimer  $\delta$  et l'avons plutôt fixé à 1 000 géniteurs par UC. Pour inclure ce niveau de mortalité dépensatoire, il a fallu recourir à des valeurs a priori très informatives de la capacité de charge  $(1/\beta_i)$ , les moyennes étant égales à 1,75 fois les capacités de charge par rapport aux estimations tirées du modèle de base de Ricker (afin de supprimer la dynamique surcompensatoire pour la gamme des échappées observées depuis 1998).

Les modèles ont été adaptés à l'aide de WinBUGS (code source fourni à l'annexe B.1). Des a priori vagues ont été utilisées pour les paramètres du modèle, sauf pour les cas Ricker – PriorCap et Ricker – Dep décrits précédemment. Pour adapter les modèles de Ricker, nous avons exécuté 45 000 itérations Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM), rejeté les 25 000 premières afin de supprimer les effets du « rodage » et conservé chaque 10<sup>e</sup> itération pour réduire l'autocorrélation. Trois chaînes ont été lancées à partir de différents points de départ déterminés aléatoirement. La convergence des chaînes a été évaluée visuellement en surveillant les graphiques de courbe des chaînes de Markov pour chaque paramètre et en examinant les diagnostics de convergence de Gelman-Rubin (toutes les valeurs R chapeau < 1,01).

Nous avons calculé un certain nombre de paramètres dérivés à partir des estimations moyennes des paramètres stock-recrue, notamment l'échappée nécessaire pour maximiser le rendement soutenu (Smsy), l'échappée nécessaire pour atteindre Smsy en une génération (Sgen), l'échappée d'équilibre sans récolte (Seq) et le taux d'exploitation au rendement maximal soutenu (Umsy). Ces paramètres dérivés ont été calculés par recherche non linéaire à l'aide de la fonction « optim » dans la trousse statistique R (R Core Team 2016).

## ANALYSE PAR SIMULATION

#### Reconstruction historique (analyse rétrospective)

Nous avons utilisé les paramètres estimés stock-recrue et les résiduels pour exécuter un modèle de simulation qui a estimé l'échappée pour chaque UC de la ZG du CFI entre 2002 et 2015. L'objectif de cette simulation historique était de déterminer le profil historique de l'échappée dans chaque UC selon divers scénarios d'exploitation. Le modèle a été initialisé avec les échappées observées (poissons sauvages et d'écloserie) pour chague UC de 1998 à 2001. Pour prédire le recrutement les années suivantes, nous avons utilisé les valeurs movennes des paramètres stock-recrue d'après les distributions a posteriori pour chaque UC. les taux annuels de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (communs à toutes les UC). les proportions modélisées de l'âge (annexe A) et nous avons aussi inclus les pertes en rivière (récolte autochtone, prélèvement de géniteurs, pertes aux pièges). Le recrutement prédit pour chaque UC et chaque année a ensuite été ajusté en fonction des résiduels propres à l'UC et à l'année estimés à partir de l'analyse stock-recrue. Ce recrutement prédit a alors été récolté pour prédire l'échappée dans chaque UC par année, qui était ensuite l'intrant dans le modèle stockrecrue pour prédire le recrutement pour la génération suivante. Nous avons modélisé le recrutement naturel et n'avons pas simulé la contribution au recrutement ultérieur des poissons d'écloserie qui frayent en milieu naturel. Nous avons comparé nos prédictions aux échappées observées qui excluaient les poissons d'écloserie.

Nous avons d'abord appliqué les taux d'exploitation passés aux prédictions du recrutement afin de calculer l'échappée et vérifier que la simulation pouvait représenter le profil historique avec exactitude. Nous avons ensuite répété la simulation avec des taux d'exploitation constants de 10 %, 20 % et 30 % pour représenter les conditions où l'exploitation était constante, à une valeur proche de la moyenne historique pour cette période (12 %) et environ deux et trois fois supérieure à celle-ci. Cette analyse rétrospective simule ce qu'aurait été le profil des échappées dans des conditions historiques, mais selon des scénarios d'exploitation différents. Comme nous n'avons pas simulé ou inclus la production d'écloserie, notre évaluation est prudente puisqu'elle ne tient pas compte des poissons d'écloserie qui frayent en milieu naturel et contribuent au recrutement naturel de la génération suivante. Notre analyse repose sur la prémisse que les taux d'exploitation spécifiés seraient exactement atteints chaque année (elle ne tient pas compte de l'erreur de mise en œuvre comme les simulations prospectives le font). Le code source de la simulation historique est fourni à l'annexe B.2.

#### Analyse par simulation prospective

Nous évaluons les effets d'autres taux d'exploitation et de futurs taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte sur les échappées dans chaque UC du CFI et la ZG au moyen d'une simulation prospective sur 54 ans. Le modèle a été initialisé à l'aide des échappées observées pour chaque UC de 2013 à 2016, et exécuté sur 50 autres années (2017-2066) pour lesquelles le rendement en matière de conservation a été calculé. Nous avons utilisé les proportions moyennes de l'âge à la montaison pour chaque UC (annexe A) pour déterminer la fraction du recrutement de chaque classe de recrutement en montaison trois et quatre ans plus tard. Pour

chaque essai de simulation, le recrutement a été prédit d'après un tirage aléatoire de la distribution a posteriori commune des valeurs des paramètres stock-recrue et des écarts aléatoires simulés par UC et par année. Les écarts aléatoires simulés représentaient l'ampleur des écarts interannuels pour chaque UC et l'étendue de la covariation dans les écarts aléatoires pour chaque UC à laquelle la tendance commune entre les UC s'appliquait. Chaque année de la simulation d'un essai donné, les échappées moyennes géométriques sur trois ans pour chaque UC du CFI et la somme des échappées de toutes les UC ont été comparées aux points de référence de conservation afin de déterminer la fréquence en années à laquelle les objectifs de conservation étaient atteints (aussi appelés « rendement en matière de conservation »). L'analyse a été répétée sur 500 essais de simulation et nous avons résumé le rendement moyen en matière de conservation et les intervalles de crédibilité de 10 % et de 90 %. Nous avons simulé des taux de survie en mer saumoneau-adulte de 0,0025 à 0,1 et des taux d'exploitation de 0 à 0,7. Ces simulations présumaient une erreur log-normale dans les taux d'exploitation. L'étendue de l'erreur de mise en œuvre dans le taux d'exploitation a été estimée à partir d'une comparaison des cibles historiques des taux d'exploitation annuels et des taux d'exploitation estimés. Le code source de l'analyse par simulation prospective est fourni à l'annexe B.3.

Les points de référence pour la conservation utilisés dans les simulations avaient été définis auparavant par l'équipe de rétablissement du CFI (ÉRCFI 2006) :

- 1. Objectif de conservation 1 : l'échappée dans chaque UC entraînant une probabilité de 95 % que l'échappée géométrique moyenne sur trois ans, dans au moins la moitié des sous-populations, soit égale ou supérieure à 1 000 géniteurs.
- Objectif de conservation 2 : l'échappée dans chaque UC entraînant une probabilité de 95 % que l'échappée géométrique moyenne sur trois ans, dans toutes les sous-populations, soit égale ou supérieure à 1 000 géniteurs.

Les valeurs des objectifs de conservation 1 et 2 pour chaque UC ont été calculées par régression logistique selon la même approche que celle employée par Decker et ses collègues (2014), mais notre analyse portait sur chaque UC plutôt que sur l'ensemble de la ZG. Une valeur « 0 » a été attribuée aux données sur l'échappée des années d'éclosion 1984-2015 pour chaque UC si l'objectif n'avait pas été atteint cette année-là (les échappées estimées n'étaient pas égales ou supérieures à 1 000 géniteurs pour la moitié ou plus des sous-populations pour l'objectif de conservation 1); une valeur « 1 » leur était attribuée si l'objectif avait été atteint. Nous avons ensuite utilisé des modèles de régression logistique pour calculer la probabilité que l'objectif de conservation 1 ou 2 avait été atteint en fonction de l'échappée totale dans l'UC. Les coefficients de régression logistique ont alors été appliqués pour prédire l'échappée de l'UC qui donnait une probabilité de 95 % d'atteindre l'un ou l'autre des objectifs de conservation. Ce sont les points de référence propres à chaque UC auxquels nous avons comparé les échappées géométriques annuelles moyennes simulées pour déterminer la probabilité d'atteindre chaque objectif de conservation.

L'objectif de rétablissement à court terme et un objectif de rétablissement à long terme pour la ZG du CFI avaient été établis auparavant à 20 000 et 40 000 géniteurs, respectivement (ÉRCFI 2006). Ces valeurs étaient basées sur les données relatives aux échappées de 1974 à 2003. Nous avons répété l'analyse de régression logistique précédente au niveau de la ZG afin de déterminer l'échappée totale dans la ZG pour obtenir une probabilité de 95 % que l'échappée, dans la moitié des sous-populations ou toutes les sous-populations de chaque UC, soit égale ou supérieure à 1 000 géniteurs. Notre analyse était fondée sur les données de 1984 à 2015 et incluait les estimations originales de l'échappée de 1984 à 1997 pour l'UC du canyon du Fraser utilisées par l'ÉRCFI (2006). Nous n'avons pas utilisé ces valeurs comme points de référence

dans les simulations prospectives, mais plutôt les statistiques à court terme révisées de la ZG, pour interpréter les résultats sur la base du point de référence de 20 000 géniteurs.

Dans les simulations, nous avons comparé la moyenne géométrique des échappées sur trois ans de 2017 à 2066 aux statistiques des objectifs de conservation 1 et 2 pour chaque UC, ainsi qu'aux objectifs à court et long termes de 20 000 (ZG-bas) et 40 000 (ZG-élevé), respectivement. Nous avons également calculé dans nos simulations une autre statistique agrégée de conservation, fondée sur la ZG, pour toutes les UC du CFI : la proportion d'années où l'objectif de conservation 1 a été atteint simultanément (la même année) dans toutes les UC (objectif de conservation 1.5). L'objectif de conservation 1.5 et le paramètre ZG-bas représentent par conséquent le même objectif, mais le premier est plus uniforme à l'interne.

## RÉSULTATS

#### STOCK-RECRUTEMENT DU CFI

Les modèles stock-recrutement de Ricker sans valeurs a priori informatives adaptent relativement bien les données sur les UC du CFI (Figure 1). Ce modèle « de base » de Ricker, qui comportait une structure hiérarchique pour  $\alpha$ i et une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA), expliquait entre 41 et 68 % de l'écart dans log(R/S) entre les UC, contre de 23 à 40 % de cet écart dans le même modèle, mais sans la covariable de survie (Tableau 6, Modèle 1 et modèle 2). La valeur du critère d'information de déviance (CID) pour ce modèle de Ricker était inférieure de 18 points à celle du modèle sans l'effet de la covariable, ce qui traduit un fort soutien au modèle qui intégrait un effet de la covariable ISSEA. Le modèle de base de Ricker estime 18 paramètres en tout (5 UC  $\cdot$  ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\tau$ ) +  $\gamma$  + 2 hyperparamètres pour  $\alpha$ ). La légère contraction des estimations de  $\alpha$ i est due à l'hyperdistribution car le nombre de paramètres effectifs (pD) était de 14,2 (pD aurait été ~18 s'il n'y avait pas eu une légère contraction). Elle s'est produite car l'information sur les valeurs de  $\alpha i$ était quelque peu limitée pour la plupart des UC, ce qui a fait que les valeurs propres aux UC ont été influencées par l'hyperdistribution. Le CID pour le modèle de base de Ricker avec la structure hiérarchique était plus bas que celui du modèle dans leguel nous avions supposé que les valeurs de  $\alpha$  pour chaque UC étaient indépendantes (modèle 1 et modèle 3). Il y avait de bonnes raisons pour inclure la dépendance à la densité dans le modèle puisque le CID pour le modèle de base sans les effets de la covariable ISSEA était inférieur de 25 points à celui du même modèle sans les effets de la dépendance à la densité (modèle 2 et modèle 6). Le modèle de Ricker avec une forte valeur a priori d'une capacité de charge plus élevée n'a pas adapté les données aussi bien que le modèle de base, comme en témoigne la valeur de son CID, qui était supérieure de 16 points (modèle 1 et modèle 4, Figure 2). L'inclusion de la mortalité dépensatoire (Figure 3) a entraîné une autre baisse de l'adaptation, attestée par le CID légèrement plus élevé (modèle 5 et modèle 4). Les modèles avec une forte valeur a priori d'une capacité de charge plus élevée (Ricker - PriorCap) et ceux qui intégraient une mortalité dépensatoire (Ricker - Dep) supprimaient pratiquement tous les effets surcompensatoires par rapport au modèle de base (Ricker), la dépensation était apparente dans le modèle Ricker -Dep (Figure 4). Cependant, comme les données ne renferment aucune indication de dynamique dépensatoire, ce paramètre a été fixé à un niveau présumé de 1 000 géniteurs pour toutes les UC. Ainsi, les prédictions fondées sur ces modèles dépendent complètement de cette hypothèse fortement incertaine. Les relations agrégées stock-recrutement, calculées en additionnant les prédictions de chaque UC pour diverses tailles du stock, ont fourni des adaptations raisonnables aux données bruitées agrégées géniteur-recrue (Figure 5).

La valeur moyenne du coefficient de la covariable ISSEA ( $\gamma$ ) pour le modèle de base de Ricker (a priori non informatives) était de 0,52, ce qui indique que la productivité maximale augmente avec l'indice (Tableau 7). Malgré l'incertitude qui entoure cette estimation (intervalle de confiance de 95 % : 0,31.0,75), la valeur minimale de la distribution a posteriori (0,12) était bien au-dessus de zéro. La distribution du paramètre  $\gamma$  est conforme au résultat du CID qui appuyait le modèle de covariable ISSEA. La valeur moyenne de  $\gamma$  était de 0,16 et de 0,13 pour les modèles de Ricker incluant une capacité de charge plus élevée et une mortalité dépensatoire, respectivement. Ces valeurs plus basses par rapport au modèle de base de Ricker traduisent un effet décroissant des taux de survie en mer saumoneau-adulte sur la productivité, ce qui semble peu probable. Cette dynamique, combinée à une adaptation moins bonne, permet de penser que ces modèles sont moins probables que le modèle de base et il faut faire preuve de prudence en utilisant leurs résultats. Les taux d'exploitation qui ont permis de maximiser le rendement (Umsy), qui dépendent entièrement de  $\alpha'$  (Équation 3.), étaient compris entre 0,36 (Thompson sud) et 0,42 (canyon du Fraser et Thompson nord). La capacité de charge pour les saumoneaux a été calculée en divisant le nombre maximal de recrues adultes tiré de la relation estimée stock-recrutement par le produit du taux de survie en mer saumoneau-adulte et du nombre de kilomètres de cours d'eau accessible susceptible de constituer un habitat du coho. Les capacités en saumoneaux allaient de 215/km pour l'UC du moyen-Fraser à 2 852/km pour l'UC du canyon du Fraser. Pour la rivière Thompson, ces valeurs étaient comprises entre 925 et 1 305 saumoneaux/km, proches de l'estimation de 1 500 saumoneaux/km obtenue dans la méta-analyse de données sur 16 populations côtières de saumon coho réalisée par Korman et Tompkins (2014).

Comme prévu, le modèle de Ricker avec des valeurs a priori informatives pour une capacité de charge plus élevée (Ricker – PriorCap) a donné des estimations de la capacité de charge près de 1,5 fois supérieures à celles du modèle de base de Ricker ("Seq" dans le Tableau 7), ce qui a ensuite mené à des estimations nettement plus basses de la productivité et de Umsy. Ces dernières allaient de 0,26 à 0,34, contre une fourchette de 0,36-0,42 pour le modèle de base (Ricker). Le modèle dépensatoire avait des capacités de charge encore plus élevées et des valeurs de Umsy plus basses en raison de l'a priori informative plus grande de la capacité de charge, combinée à l'hypothèse de dépensation. Soulignons que la productivité est proche de zéro à 1 recrue par géniteur en raison du terme dépensatoire ( $\delta = 1/(1+1000) \approx 0$ ).

Les résiduels de la courbe stock-recrutement représentent la quantité de variation de log(R/S) que le modèle ne peut pas expliquer (Figure 6, Tableau 8). Comme le modèle comprend un effet de la covariable de la survie en mer saumoneau-adulte, cette variation résiduelle reflète l'étendue de la variation de la survie en eau douce et de la variation de la survie en mer saumoneau-adulte non représentée par l'indice de survie de la ZG du CFI. On peut visualiser l'étendue de la variation résiduelle en comparant la distance entre les points de données stockrecrutement et les prédictions de leurs valeurs représentées par les lignes verticales sur les Figure 1-Figure 3. Les résiduels positifs autour de la courbe (les points au-dessus de la courbe stock-recrutement) et les lignes verticales s'étendant vers ces points représentent les années où la valeur de la covariable ISSEA était supérieure à la moyenne. Dans ces cas, le modèle prédit correctement que le recrutement serait également supérieur à la moyenne compte tenu de l'échappée de la classe de recrutement. Les cas où les points de données sont au-dessus de la courbe mais où les lignes verticales ne vont pas dans un sens positif ou vont dans un sens négatif indiguent que la survie en eau douce de la classe de recrutement était nettement supérieure à la moyenne ou que l'indice de survie en mer saumoneau-adulte était relativement trop bas par rapport au changement de survie des saumoneaux d'origine naturelle. Si l'on suppose que l'indice de survie en mer saumoneau-adulte de la ZG du CFI représente de manière exacte la variation interannuelle des taux de survie, cette analyse visuelle indigue que les taux de survie en eau douce peuvent varier considérablement. Aucune tendance à long terme ne s'est dégagée dans les résiduels des courbes de stock-recrutement, à l'exception de I'UC de la basse-Thompson.

Nous avons calculé la moyenne des résiduels entre les UC pour chaque année afin de produire un indice agrégé des écarts (ligne épaisse noire dans le graphique en bas à droite sur la Figure 6, colonne CFI dans le Tableau 8). La tendance des résiduels agrégés était bien corrélée aux profils des résiduels par UC, les valeurs « r » de Pearson étant comprises entre 0,57 (basse-Thompson) et 0,96 (Thompson nord). Cette covariation s'explique probablement en partie par les effets communs de la météorologie ou de l'hydrologie sur les taux de survie en eau douce ou la variation commune de l'étendue de l'écart entre les taux réels de survie en mer saumoneau-adulte pour le coho sauvage dans chaque UC et l'indice de survie des coho d'écloserie du Fraser intérieur. L'autocorrélation avec un décalage de 1 entre les résiduels, qui indexe l'étendue des tendances temporelles, était faible, avec des valeurs de 0,08, 0,34, 0,59, 0,01 et -0,02 pour les UC du moyen-Fraser, du canyon du Fraser, de la basse-Thompson, de la Thompson nord et de la Thompson sud, respectivement, et une moyenne générale de 0,2. Ce résultat est prévisible car le modèle de la covariable ISSEA supprime l'autocorrélation causée par les profils à long terme de la survie en mer saumoneau-adulte. L'autocorrélation plus forte pour la basse-Thompson reflète le profil de bas en haut observé dans les résiduels (Figure 6).

Afin de démontrer l'effet de l'indice du taux de survie en mer saumoneau-adulte sur la relation stock-recrutement, nous avons tracé la courbe de la relation pour l'UC du moyen-Fraser, en présumant des taux de 1 % et de 5 % (Figure 7). Comme la covariable n'influence que la productivité maximale, la survie plus importante entraîne une pente initiale plus forte de la relation, mais pas une augmentation de la taille du stock qui maximise le recrutement (1/ $\beta$ ). Cependant, comme l'échappée d'équilibre (l'intersection de la courbe et de la ligne 1:1) et la taille du stock qui maximise le rendement (Smsy) dépendent à la fois de  $\alpha$  et de  $\beta$  (voir les équations dans les remarques sur le Tableau 7), ces quantités dérivées sont plus grandes avec des taux de survie plus élevés. En fait, Sgen diminue à mesure que la survie en mer saumoneau-adulte augmente, car la productivité est plus haute.

Nous avons recouru à la régression logistique pour déterminer l'échappée dans chaque UC qui permettait d'avoir une échappée d'au moins 1 000 poissons dans la moitié des souspopulations de l'UC (objectif de conservation 1) ou dans toutes (objectif de conservation 2) (Figure 8). Dans le cas de l'objectif de rétablissement à court terme (objectif de conservation 1), les limites de conservation variaient de 1 000 (canyon du Fraser, qui abrite une seule souspopulation) à 3 670 (Thompson nord, où trois sous-populations sont présentes, Tableau 9). Il convient de noter que dans l'UC de la Thompson nord, l'échappée a été supérieure à 1 000 géniteurs pour deux des trois sous-populations toutes les années depuis 1984. Dans ce cas, il n'a pas été possible d'estimer les paramètres de la régression logistique car il y avait deux occurrences de 0 (années où il y a eu moins de 1 000 géniteurs dans deux des trois souspopulations). C'est là que nous avons utilisé l'échappée minimale dans l'UC depuis 1984 pour l'objectif de conservation 1. Les objectifs de rétablissement à long terme (objectif de conservation 2) étaient beaucoup plus élevés que ceux à court terme et dépassaient les estimations de l'échappée d'équilibre tirées du modèle de base de Ricker au taux historique (1998-2015) de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte pour les UC de la basse-Thompson, de la Thompson nord et de la Thompson sud. Cela montre que dans les conditions actuelles de bas taux de survie, il n'est pas possible d'atteindre les objectifs de rétablissement à long terme, même sans aucune exploitation.

Les estimations fondées sur la régression logistique de l'échappée dans la ZG du CFI pour atteindre une probabilité de 95 % de réaliser les objectifs à court et à long terme étaient de 28 000 et 91 000 géniteurs, respectivement (Figure 9). La première valeur est légèrement supérieure à la fourchette de 20 000-25 000 établie par l'équipe de rétablissement (ÉRCFI 2006). La différence est due aux différences dans les données et la période analysées (1973-2003 pour les valeurs de l'ÉRCFI et données de 1984-2015 utilisées ici), ainsi qu'au fait que nous avons utilisé la régression logistique plutôt que l'approche moins formelle employée dans ÉRCFI (2006). L'estimation de l'ÉRCFI est fondée sur l'observation que l'échappée minimale où l'un des objectifs à long terme a été atteint est d'environ 40 000. Notre analyse par simulation prospective emploie une échappée de 20 000 géniteurs dans l'ensemble de la ZG en tant que point de référence de conservation à court terme, au lieu de notre nouvelle estimation de 28 000. Cela donne une mesure du rendement par rapport à une valeur acceptée auparavant. Le rendement fondé sur notre mesure de l'objectif de conservation 1.5 constitue une autre mesure plus conforme à l'objectif de rétablissement à court terme.

Le taux d'exploitation qui maximise le rendement (Umsy) augmente avec le taux de survie en mer saumoneau-adulte en raison de l'accroissement de la production du stock par l'intermédiaire de  $\alpha'$  (Équation 3., Figure 10). L'incertitude qui entoure l'isoplèthe était considérable à cause de celle concernant les estimations de  $\alpha$  et de  $\gamma$  qui déterminent l'incertitude relative à  $\alpha'$  et, par conséquent, à Umsy. Les combinaisons annuelles du taux de survie et du taux d'exploitation (points sur la Figure 10) montrent que la ZG du CFI a été exploitée à des taux quasi optimaux jusqu'à l'année d'éclosion 1988. Les taux d'exploitation ont dépassé Umsy la plupart des années d'éclosion entre 1989 et 1993 car ils étaient trop élevés compte tenu du déclin brusque de la survie en mer (voir la Figure 13). Depuis la fermeture de la pêche en 1998, les taux d'exploitation ont été généralement nettement inférieurs aux estimations de Umsy.

#### SIMULATIONS POUR LE CFI

La simulation historique a prédit avec exactitude l'échappée observée d'après les taux d'exploitation passés (Figure 11). Les UC recevant des contributions d'une écloserie, et surtout la basse-Thompson où celles-ci sont les plus importantes, les échappées observées (à l'exclusion des montaisons de poissons d'élevage) étaient plus élevées que les prédictions. En effet, le modèle stock-recrue ne prédit que la production naturelle. C'est pourquoi les poissons nés en écloserie qui frayent dans le milieu naturel ne contribuent pas au recrutement dans le modèle. L'écart était faible les trois premières années des prédictions (2002-2004) parce que les échappées utilisées pour initialiser le modèle (pour les années d'éclosion 1998-2001) incluent les poissons nés en écloserie. Ainsi, la différence entre les lignes pointillées et pleines sur la Figure 11 représente la contribution des poissons d'écloserie au recrutement naturel de la génération suivante. La probabilité de dépasser les objectifs de conservation à court terme (objectif de conservation 1) pour chaque UC et pour l'ensemble de la ZG, prévue par la simulation historique, était très proche des valeurs observées (Tableau 10).

Nous avons alors remplacé les taux d'exploitation passés utilisés dans la simulation historique par les valeurs présumées de 10 %, 20 % et 30 % (Figure 12). Comme prévu, l'augmentation du taux d'exploitation s'est traduite par des échappées plus faibles. Le rendement en matière de conservation (objectif de conservation 1) a baissé de 71 % à 50 % lorsque le taux d'exploitation a passé de 10 % à 20 %, puis il est tombé à 43 % pour un taux d'exploitation de 30 % (Tableau 10). L'augmentation de l'exploitation une année entraîne une diminution de l'échappée la même année, mais l'effet sur la génération suivante a été réduit du fait de la mortalité compensatoire (mortalité dépendante de la densité). Dans la dernière génération de la simulation, l'échappée moyenne dans la ZG a été estimée à 31 016, 26 849 et 22 176 pour les scénarios d'exploitation de 10, 20 et 30 %, respectivement. Selon la simulation historique, l'état du stock tel qu'il est défini dans l'objectif de conservation à court terme de l'ÉRCFI (2006) (20 000 géniteurs) aurait été très semblable sur les 15 dernières années si le taux d'exploitation dans la ZG du CFI avait été de 20 % par rapport à la moyenne historique de 12 %. Ce résultat n'est pas surprenant compte tenu des estimations de la productivité tirées de l'analyse stockrecrue de 1998 à 2012 (Tableau 7). La simulation historique montre aussi que depuis 1998, la variation de l'échappée dépend en grande majorité de celle de la survie en mer saumoneauadulte et de la variation inexpliquée des courbes stock-recrutement. La variation de l'échappée pour la gamme des taux d'exploitation simulés était très limitée par rapport à ces autres sources.

Les taux de survie en mer saumoneau-adulte de quatre populations indicatrices ou agrégées ont affiché des déclins marqués entre le début des années 1980 et le début des années 1990 (Figure 13). La survie était plus basse au milieu des années 1990, mais les moyennes étaient supérieures à celles d'après 1998. L'indice d'écloserie E\_DDG pourrait expliquer 80 % de la

variation du taux de survie en mer saumoneau-adulte du coho sauvage du ruisseau Black. On peut en déduire que les indices de survie des poissons d'écloserie, bien que plus faibles que ceux des stocks sauvages, sont utiles pour expliquer la variation du recrutement sauvage (comme le montre aussi notre analyse stock-recrutement). Il est important de noter qu'une sous-estimation du taux de survie en mer saumoneau-adulte pour les poissons sauvages à partir de l'indice d'écloserie n'entraînera pas de biais dans les estimations de la productivité car ce biais est absorbé par la constante ( $\alpha$ ) dans l'équation 2. Le recrutement total dans la ZG du CFI a varié avec le taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte, les recrutements supérieurs à 100 000 se produisant généralement lorsque le taux de survie était de plus de 4 % (Figure 14). Le profil de ce graphique appuierait l'utilisation de points de rupture à 2 et 4 % afin de distinguer les catégories d'état faible, modéré et abondant. Les survies représentatives pour les catégories d'état faible, modéré et abondant seraient alors logiquement fixées à 1 %, 3 % et 5 %, respectivement.

Les simulations prospectives nécessitent des estimations de l'erreur de mise en œuvre dans la récolte afin de simuler l'incertitude qui entoure l'atteinte des taux d'exploitation cibles. Les taux d'exploitation (cibles) pour la ZG du CFI étaient de 13 % de 2001 à 2013, et compris entre 15 et 26 % de 2014 à 2016 (Figure 15). Les taux de survie atteints, calculés par le modèle FRAM, variaient de 6,2 à 13,9 % entre 2001 et 2013, et de 13 à 31,8 % entre 2014 et 2016. Il n'y avait pas de preuve d'une tendance à la surexploitation lorsque les objectifs des taux de survie étaient plus élevés, du moins dans les fourchettes rencontrées depuis 2001. Les écarts entre les taux d'exploitation cibles et réalisés pour la ZG du CFI étaient plutôt limités, de -7 à 6 % (histogramme en haut à gauche sur la Figure 16). Si l'on suppose une erreur log-normale dans la mise en œuvre du taux d'exploitation, un écart-type de 0,2 donnait une variation suffisante des taux d'exploitation réalisés pour couvrir la fourchette des écarts observée dans les données historiques (Figure 16, ER=0,2). Cependant, les taux d'exploitation estimés étant incertains, nous avons aussi effectué une analyse de sensibilité de l'erreur de mise en œuvre sur les prédictions des statistiques sur la conservation (voir les résultats ci-après).

Notre approche de modélisation de l'écart par rapport aux relations stock-recrutement pour les simulations prospectives (annexe B.3) a modélisé avec exactitude la variation temporelle et l'étendue de la corrélation des résiduels de chaque UC avec la tendance agrégée (Tableau 8). Comme nous nous y attendions, les simulations prospectives ont montré que la probabilité d'atteindre les objectifs de conservation diminue à mesure que la survie en mer saumoneau-adulte décroît ou que le taux d'exploitation augmente (Figure 17a). La variation du rendement entre les UC résultait de légères différences de productivité et de différences plus marquées des limites de conservation par rapport aux capacités de charge estimées (ligne Seq/objectif de conservation 1, Tableau 7). Le taux de variation de la surface du contour dépend en grande partie de la productivité de chaque UC. Le rendement en matière de conservation diminuera lorsque le point se rapprochera de la taille d'équilibre du stock. Par exemple, l'objectif de rétablissement à long terme pour l'UC de la Thompson sud est d'environ 16 000 géniteurs, un chiffre deux fois plus élevé que l'échappée prédite sans exploitation (ligne Seq, Tableau 7). De ce fait, cette UC présente les probabilités les plus faibles d'atteindre l'objectif de conservation 2 (Figure 17b).

Le rendement en matière de conservation pour la ZG du CFI a été évalué globalement à partir des objectifs de rétablissement de 20 000 et de 40 000 géniteurs (ÉRCFI 2006) en additionnant les échappées simulées des UC (Figure 17c). Avec les taux moyens historiques d'exploitation et de survie en mer saumoneau-adulte (point noir sur la Figure 17c), la limite inférieure de conservation est atteinte environ 85 % du temps, et a reculé à 35 % du temps pour un taux d'exploitation de 30 %. Le rendement passé en matière de conservation pour ce point de référence, en excluant les poissons d'écloserie (57 %, Tableau 10), était beaucoup plus bas

que la valeur tirée des simulations prospectives, mais la plupart des lacunes dans les données historiques étaient très proches du seuil de 20 000 géniteurs (Figure 11), donc cette différence n'est pas préoccupante. La limite supérieure de 40 000 géniteurs pour la ZG du CFI a été plus difficile à atteindre; il a fallu combiner un taux élevé de survie en mer saumoneau-adulte et un faible taux d'exploitation (Figure 17c). Le rendement en matière de conservation de l'objectif de conservation 1.5, une probabilité de 95 % que l'échappée soit suffisante dans chaque UC pour qu'au moins la moitié des sous-populations comptent au moins 1 000 géniteurs. Les probabilités de l'objectif de conservation 1.5 sont semblables aux statistiques qui reposent sur un seuil d'environ 25 000 géniteurs pour la ZG (les résultats ne sont pas présentés dans un souci de concision). Soulignons que notre analyse de régression logistique avait indiqué qu'une échappée d'environ 28 000 géniteurs dans la ZG est nécessaire pour atteindre l'objectif à court terme (Figure 9).

À un taux de survie donné, il faut des taux de survie plus bas pour relever la probabilité d'atteindre un point de référence de conservation (Figure 18). Par exemple, à un taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1 %, les taux d'exploitation qui donnent une probabilité de 0,25, 0,5 et 0,75 d'atteindre le point de référence de l'objectif de conservation 1.5 étaient d'environ 0,35, 0,25 et 0,15, respectivement. Les résultats de toutes les données utilisées pour les points de référence ZG>20 000, objectif de conservation 1.5 et ZG>40 000 sont fournis dans les Tableau 11, Tableau 12 et Tableau 13, respectivement. Le rendement en matière de conservation fondé sur le modèle de Ricker avec la capacité de charge plus élevée (Ricker-PriorCap) était plus bas que celui du modèle de base, et celui du modèle avec dépensation présumée (Ricker-Dep) était encore plus bas (Figure 19).

L'incertitude considérable qui entourait le rendement prédit en matière de conservation était due à celle qui concerne les estimations de la productivité du stock (Figure 20). L'étendue de l'incertitude était extrêmement variable entre les UC. L'incertitude était généralement basse à des taux d'exploitation faibles (<0,2) et élevés (>0,6), mais plutôt importante aux niveaux intermédiaires. Dans les simulations, chaque essai reposait sur un tirage aléatoire des paramètres stock-recrue de la distribution a posteriori. Dans les cas où l'incertitude liée à la productivité est relativement limitée (par exemple, basse-Thompson; Figure 1), celle qui entoure le rendement en matière de conservation l'est également (Figure 20), mais c'est le contraire lorsque l'incertitude relative à la productivité est élevée (par exemple, canyon du Fraser). L'étendue de l'incertitude entourant la productivité est déterminée par le nombre de points stock-recrue pour une petite taille du stock et le motif de ces points. L'UC de la basse-Thompson présente un certain nombre d'observations de petite taille du stock et les échappées les plus faibles ont également un recrutement bas, ce qui donne plus de certitude en ce qui concerne la productivité. À l'inverse, l'UC du canyon du Fraser affiche une diffusion horizontale des points stock-recrue, ce qui donne peu d'information sur la productivité dans ce cas.

Le rendement en matière de conservation était peu sensible à l'erreur de mise en œuvre dans la récolte; cette sensibilité dépendait du taux de survie en mer saumoneau-adulte (Figure 21). Lorsque le taux de survie était bas, l'erreur de mise en œuvre dans la récolte avait peu d'effet car les échappées prédites sont, en moyenne, proches de l'objectif de rétablissement à court terme. Dans ces circonstances, l'effet, sur le rendement en matière de conservation, de taux de récolte plus bas résultant d'une sous-récolte (par rapport au taux d'exploitation objectif) est compensé par les effets de la surpêche. Cependant, lorsque la productivité augmentait avec une survie en mer saumoneau-adulte plus élevée, les échappées moyennes sont devenues de loin supérieures aux objectifs de conservation à court terme. Dans ces conditions et avec des taux d'exploitation plus grands, l'augmentation de la fréquence de la surexploitation à des niveaux plus élevés d'erreur de mise en œuvre dans la récolte entraîne un moins bon

rendement en matière de conservation car elle n'est pas compensée par les effets de la sousexploitation.

## STOCK-RECRUTEMENT DANS LE DDG

Korman et Tompkins (2014) ont estimé que la productivité maximale pour le ruisseau Black était d'environ 74 saumoneaux/géniteur, un chiffre très proche de la moyenne de 71 saumoneaux/géniteurs sur les 16 populations côtières (Tableau 14). La productivité du ruisseau Black semble donc assez typique et il est raisonnable de supposer qu'elle est représentative de la moyenne pour les populations de la ZG du DDG. Cependant, la capacité du ruisseau Black de produire des saumoneaux lorsque le stock est de grande taille (3 081 saumoneaux/km) était environ le double de la moyenne des 16 populations.

Le modèle de Ricker avec covariable de la survie en mer a raisonnablement bien adapté les données du ruisseau Black puisqu'il a expliqué 49 % de la variation du log du nombre de recrues/géniteur (log(R/S); Tableau 15; Figure 22). Le taux de survie en mer saumoneau-adulte E\_DDG a été utile pour les prédictions car le modèle de base de Ricker sans covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) ne permettait d'expliquer que 27 % de la variation. Le CID de ce modèle est de 68,4, contre 62,4 pour le modèle avec la covariable ISSEA. Les modèles de Ricker avec une capacité de charge plus élevée ont adapté les données presque aussi bien que le modèle de base ( $r^2 = 47$  %, CID=63,2). Cependant, le modèle avec une capacité de charge plus élevée et une mortalité dépensatoire était mal adapté ( $r^2 = 13$  %, CID=75,2). Les modèles de Deriso et de puissance ont marginalement mieux adapté les données que le modèle de base de Ricker. Ils ont expliqué un peu plus de 50 % de la variation de log(R/S) et avaient les valeurs les plus basses de CID.

Même si les modèles de Deriso et de puissance ont mieux adapté les données, ils ont produit des estimations de la productivité de 4 et 77 recrues/géniteurs, respectivement. Ils ont aussi prédit des valeurs de Smsy 0,56, 0,37 et 0,26 fois plus petites que celles des modèles de Ricker, Ricker-PriorCap et Ricker-Dep, respectivement. Ce résultat est dû aux productivités plus élevées, combinées à des estimations beaucoup plus basses de la capacité de charge par rapport aux modèles de Ricker. Tous les modèles ont donné des profils adéquats des résiduels, n'affichant pas de tendance temporelle (Figure 23), et ont prédit un effet marqué de la survie accrue en mer saumoneau-adulte sur la relation stock-recrutement (Figure 24).

Les estimations de la productivité et de Umsy pour les modèles de Ricker et Ricker PriorCap (productivité=2,9, 25; Usmy=0,46, 0,40 respectivement; Tableau 15) reposaient sur la moyenne géométrique du taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1,42 % de la valeur stock-recrue dans le ruisseau Black (années d'éclosion 1986-2012). L'utilisation des données sur la survie uniquement pour les années d'éclosion 1998-2012, dans un souci de comparaison à l'analyse du CFI, donne une moyenne géométrique du taux de survie de 0,84 %, une productivité de 2,3, ainsi que 2,0 recrues/géniteur et une valeur Umsy de 0,37 et 0,32 pour les modèles de Ricker et Ricker PriorCap respectivement.

#### DISCUSSION

## PRODUCTIVITÉ DE LA ZG

D'après le modèle de base de Ricker sans a priori informative, nos estimations de la productivité pour un stock de petite taille dans les UC du CFI pour les années d'éclosion 1998-2012 allaient de 2,2 à 2,6 recrues par géniteur. Ces productivités donnent des taux d'exploitation optimaux (Umsy) compris entre 36 et 42 %. Ce résultat est surprenant puisque l'analyse stock-recrue du CFI était limitée à une période de basse productivité marine (moyenne

géométrique du taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1,1 %). Selon le modèle de Ricker sans a priori informative, la productivité et Umsy du ruisseau Black étaient estimées à 2,9 recrues/géniteur et 46 %, respectivement. Ces valeurs étaient toutefois basées sur les données des années d'éclosion 1986-2012 et comprenaient les années où la survie en mer saumoneau-adulte était élevée (moyenne géométrique = 1,43 %). L'utilisation d'estimations de la productivité fondées sur la moyenne géométrique de la survie en mer saumoneau-adulte E-DDG pendant les années d'éclosion 1998-2012 (0,84 %) aux fins de comparaison à l'analyse du CFI a ramené la productivité et Umsy à 2,3 recrues/géniteur et 37 %, respectivement. Le CFI et l'indicateur du DDG ont par conséquent une productivité semblable et réagiront de la même manière à un même taux d'exploitation. Les analyses stock-recrue du CFI et du ruisseau Black indiquent que les taux d'exploitation qui atteignent le rendement maximal soutenu sont environ le double de ceux observés depuis la fermeture des pêches en 1998. Ce résultat semble illogique compte tenu des estimations basses de la survie en mer saumoneau-adulte depuis 1998 et nous étudions donc les biais et explications possibles de ce résultat dans les paragraphes suivants.

À supposer que l'indice du taux de survie de la ZG du CFI produit une estimation non biaisée de la survie des saumoneaux d'origine naturelle, notre fourchette du nombre maximal de recrues adultes par géniteur donne de 200 (2,2/0,011) à 240 (1,6/0,011) saumoneaux/géniteur environ. Ces valeurs semblent improbables et impliquent des taux de survie œuf-saumoneau de 30 % environ pour des fécondités d'approximativement 1 500 œufs/femelle (soit environ 750 œufs/géniteur: Irvine et al. 1999). Dans leur méta-analyse de 16 populations côtières de saumon coho (avec une échappée prédéterminée et des données sur la production de saumoneaux), Korman et Tompkins (2014) ont estimé une productivité moyenne de 50 et 70 saumoneaux/géniteur approximativement avec les modèles de Ricker et Beverton-Holt. respectivement. Nos estimations rétrocalculées de la productivité en eau douce pour le CFI sont à peu près quatre fois supérieures aux observations faites pour les populations côtières. La production rétrocalculée de saumoneaux pour le ruisseau Black était elle aussi nettement plus élevée que les valeurs maximales observées. Compte tenu de ces écarts, nous concluons que nous avons soit surestimé la productivité pour les UC du CFI et le ruisseau Black à partir des données géniteur adulte-recrue, soit, plus vraisemblablement, que les indices de la survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte sous-estiment gravement les taux de survie pour les poissons d'origine naturelle. Zimmerman et ses collègues (2015) vont dans le sens de cette dernière possibilité puisqu'ils affirment dans leur analyse de la survie du coho dans la mer des Salish que « ...entre toutes les régions, la survie annuelle des saumoneaux était toujours plus élevée chez les poissons sauvages que chez les saumons coho d'écloserie. » [traduction]

Nos estimations modérées de la productivité (malgré la basse survie en mer saumoneauadulte) ne résultent pas d'erreurs dans notre analyse stock-recrue et ne sont pas uniques à cette analyse. Les estimations de la productivité pour les UC du CFI à partir du modèle MBH avec covariable de la survie en mer saumoneau-adulte étaient très semblables à celles qui reposaient sur le modèle beaucoup plus simple présenté ici, où les paramètres ont été estimés indépendamment pour chaque UC, avec ou sans une covariable de la survie en mer. Ce dernier résultat se retrouve aussi dans l'analyse du ruisseau Black. Nos conclusions sur la productivité ne sont donc pas un artefact de l'utilisation d'un modèle hiérarchique ou de l'inclusion d'une covariable de la survie en mer saumoneau-adulte. Nos résultats pour la productivité du CFI sont plus bas que ceux d'efforts récents (Decker *et al.* 2014), surtout parce que les estimations du recrutement utilisées dans notre adaptation tenaient compte de la composante variable d'âge-4 dans l'échappée et excluaient les poissons d'écloserie.

La prochaine question logique consiste à se demander si les estimations du recrutement ont été surestimées, ce qui donnerait une surestimation de la productivité dans notre analyse stock-

recrutement et dans d'autres (Decker et al. 2014; C. Parken, comm. pers.). Le calcul du recrutement est fondé sur la somme de l'échappée et des prises estimées (et n'inclut pas la mortalité due à la pêche avec remise à l'eau dans les pêches sélectives de marguage). Les données sur l'échappée pour le CFI qui ont été collectées depuis 1998 sont considérées comme relativement fiables, tout comme les données sur le ruisseau Black pour la période considérée. Une grande incertitude entoure néanmoins les estimations des taux d'exploitation utilisées pour calculer les prises et donc le recrutement (C. Parken, comm. pers.). Une surestimation des taux d'exploitation historiques entraînerait celle du recrutement et, par conséguent, de la productivité. Cependant, ce biais aurait une portée relativement faible dans le cas du saumon coho de la côte Sud puisque le taux d'exploitation historique moyen est très bas depuis 1998 (11,8 % pour le CFI, 4,4 % pour le ruisseau Black). En cas de faible exploitation, le recrutement est en grande partie déterminé par l'échappée puisque les prises représentent une petite proportion du recrutement global. De ce fait, la surestimation du taux d'exploitation ne génère qu'un léger biais positif dans la productivité. Par exemple, si le taux d'exploitation historique réel était de 5 %, mais avait été estimé à 12 %, le nombre de recrues par géniteur aurait été surestimé de moins de 7 %. Par conséquent, une erreur dans les estimations du taux d'exploitation depuis 1998 n'aurait pas pu produire un biais positif majeur dans les estimations de la productivité et de Umsy.

La seule autre cause de productivité modérée compte tenu des taux actuellement bas de survie en mer saumoneau-adulte pour les stocks indicateurs d'écloserie est un possible biais dans ces taux de survie par rapport à ceux des populations sauvages. La moyenne géométrique historique pour le coho sauvage du ruisseau Black (3,4 %) était le double des taux d'écloserie E-DDG (1,7 %). En outre, il se peut que les expansions des récupérations des micromarques magnétisées codées (MMC) dans les frayères ou sur les prises soient trop basses, ce qui entraînerait aussi une sous-estimation des taux de survie en mer saumoneau-adulte pour les populations d'écloserie et sauvages. Ce n'est peut-être pas une coïncidence si les taux de survie en mer affichent une baisse marquée et permanente l'année même de la mise en œuvre des fermetures de pêche du CFI (Figure 13). Si les récupérations de MMC dans la pêche sportive sont sous-déclarées par rapport à celles des pêches commerciales, la diminution des prises commerciales qui a résulté des fermetures de la pêche commerciale mises en place en 1998 aurait entraîné une augmentation de la sous-déclaration globale, qui aurait à son tour donné des estimations plus basses de la survie en mer. Il convient de noter qu'un biais uniforme dans les taux de survie en mer saumoneau-adulte dans le temps ne produit pas de biais dans les paramètres ou points de référence stock-recrutement présentés ici. Par exemple. si les taux de survie étaient relevés afin de mieux refléter ceux des saumoneaux d'origine naturelle ou des problèmes liés au taux des déclarations, les valeurs de  $\alpha$  et de  $\gamma$  dans l'équation 1 changeraient, mais donneraient des valeurs de  $\alpha'$  identiques par rapport à celles estimées avec les taux existants de survie en mer. En d'autres termes, les estimations de  $\alpha_i$ absorbent le biais des taux de survie en mer saumoneau-adulte. Ainsi, le biais probable de l'ampleur des taux de survie en mer saumoneau-adulte n'a pas d'incidence sur les paramètres stock-recrue ou les estimations de la productivité ou de Umsy présentés ici. Pourtant, lorsque l'on utilise ces paramètres pour prédire les effets d'autres taux d'exploitation à appliquer à l'avenir, il est essentiel d'employer le même indice de survie que celui utilisé dans l'adaptation pour prédire les taux futurs de survie qui sont entrés dans le modèle. Et si des modifications apportées à la pêche donnent faussement l'impression que les taux de survie ont été rehaussés (à cause d'une réduction du biais dans les déclarations), cela pourrait mener à la décision erronée de relever les taux d'exploitation. Il est donc particulièrement nécessaire d'effectuer d'autres travaux sur le biais dans les déclarations pour les estimations du taux de survie en mer saumoneau-adulte.

# ANALYSE RÉTROSPECTIVE DE LA ZG DU FRASER INTÉRIEUR

L'analyse rétrospective des UC du CFI a montré que le taux d'exploitation cible actuel, d'environ 12 %, a provoqué une augmentation de 6 % et de 21 % des échappées par rapport à ce qui aurait lieu avec des taux d'exploitation plus élevés de 20 % et 30 %, respectivement. Depuis 1998, la variation de l'échappée dépend en majorité de celle des taux de survie en mer saumoneau-adulte ou d'autres résiduels. Ce résultat est important et pourrait porter à controverse car il implique qu'on aurait pu obtenir un rendement semblable en matière de conservation avec un taux d'exploitation de 20 %. Les augmentations limitées de l'abondance des géniteurs malgré la réduction de l'exploitation s'expliquent par la survie dépendante de la densité, modélisée, pendant la phase d'alevinage en eau douce, qui est presque toujours observée chez les populations de saumon coho. À long terme, l'échappée n'augmentera pas linéairement avec la diminution du taux d'exploitation car la hausse immédiate de l'échappée due à une exploitation plus basse sera compensée par un accroissement de la mortalité dépendante de la densité, ce qui se traduira par une production limitée de saumoneaux, même aux modestes échappées observées depuis 1998.

Notre analyse par simulation quantifie la relation entre la fréquence à laquelle on atteint les objectifs de conservation et les taux d'exploitation et de survie en mer saumoneau-adulte. Lorsque les décideurs auront défini une cible minimale de rendement en matière de conservation (par exemple, une probabilité de 75 % d'atteindre la cible), il sera possible de déterminer le taux d'exploitation qui permet de réaliser l'objectif à un taux projeté de survie en mer saumoneau-adulte. Nous avons fourni des statistiques sur la conservation pour différents points de référence, mais nous recommandons de les utiliser pour l'objectif de conservation 1.5. Ce paramètre est conforme à l'objectif à court terme pour la ZG du CFI fixé par l'équipe de rétablissement du CFI (2006). Dans son rapport de 2006, l'équipe a fourni un point de référence à court terme de 20 000 géniteurs dont le rendement en matière de conservation était légèrement inférieur à l'objectif de conservation 1.5. Les différences de rendement en matière de 20 000 géniteurs n'est pas suffisant pour atteindre les objectifs de conservation à court terme 95 % du temps, comme le montre notre analyse de régression logistique.

# VARIATION DU RENDEMENT ENTRE LES AUTRES MODÈLES DE RICKER

Le rendement en matière de conservation variait considérablement entre les autres modèles de Ricker. Par exemple, pour un taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1 %, les taux d'exploitation qui donnent une probabilité de 50 % d'atteindre l'objectif de conservation 1.5 étaient de 25 % et 5 % pour les modèles de Ricker et Ricker-PriorCap, respectivement. Le modèle Ricker-Dep ne permettait pas d'obtenir de tels taux d'exploitation. Les modèles Ricker-PriorCap et dépensatoire n'ont pas adapté les données aussi bien que le modèle de Ricker sans a priori informative et ne concordent pas avec le fait que les échappées du CFI n'ont pas diminué au cours des 20 dernières années avec un taux d'exploitation de 12 % en moyenne. De plus, Bradford et Irvine (2000) ont conclu que le déclin de la productivité du CFI n'était pas dû à la mortalité dépendante de la densité en eau douce. Cependant, Chen et ses collègues (2002) ont constaté que le paramètre de l'effet d'Allee, qui indique la dépensation, était important pour les données sur le coho de la Thompson nord de 1975 à 1999. Le fait que les coho juvéniles produits dans les affluents se dispersent dans les cours principaux plus grands ne signifie pas qu'une surcompensation n'est pas possible puisque de tels effets pourraient se manifester pendant le frai et l'émergence lorsque les densités peuvent être fortes en des zones localisées. Du point de vue statistique, nous recommandons par conséquent aux décideurs d'utiliser les résultats fondés sur le modèle de Ricker sans a priori informative.

# LACUNES DANS LES DONNÉES SUR LES ZG DU DÉTROIT DE GEORGIE ET DU BAS-FRASER

Les décideurs doivent aussi aborder le problème de fixer des taux d'exploitation pour les ZG du DDG et du BF sans disposer d'une simulation décrivant l'incidence de l'exploitation et de la survie en mer saumoneau-adulte sur le rendement en matière de conservation. Il n'a pas été possible d'effectuer ces simulations pour ces ZG en raison de l'absence de points de référence pour la conservation et de données stock-recrutement pour un nombre suffisant de populations dans chaque UC. Selon notre analyse, le ruisseau Black pourrait représenter la moyenne des populations côtières intensément étudiées (étant donné qu'il était proche de la moyenne de 16 populations côtières). Cependant, il n'existe pas de données décrivant la variation de la productivité entre les populations de la ZG du DDG et montrant dans quelle mesure le ruisseau Black représente les populations du DDG. La seule conclusion défendable à tirer de cette analyse au sujet de la ZG du DDG est qu'il est peu probable que des taux d'exploitation de 30 % ou moins, au taux moyen de survie en mer saumoneau-adulte depuis 1998, nuisent au ruisseau Black. La productivité du ruisseau Black était semblable à celle des ZG du CFI, ce qui indique qu'une approche commune en matière de gestion du taux d'exploitation pourrait convenir. Tout ce que nous pouvons dire sur la ZG du BF, c'est que la tendance du taux de survie en mer saumoneau-adulte pour le stock indicateur de l'écloserie est semblable à celle du DDG et du CFI. Cependant, sans données stock-recrutement pour la ZG du BF, il n'est pas possible de se prononcer sur les effets de divers taux d'exploitation sur la conservation.

#### STOCK-RECRUTEMENT ET BIOLOGIE DE LA CONSERVATION

Nos travaux font apparaître une différence majeure dans les prédictions des effets du taux d'exploitation sur les populations de saumon coho de la côte Sud effectuées à partir des données et de la théorie stock-recrutement et des données et de la théorie sur la biologie de la conservation. Selon les analyses stock-recrutement, les populations de CFI et du DDG sont durables à des taux d'exploitation d'environ 40 % aux faibles taux de survie en mer saumoneauadulte qui persistent depuis le milieu des années 1990. Il n'y a aucune preuve de mortalité dépensatoire dans les données stock-recrutement recueillies pendant cette période, et par conséquent pas de justification empirique tirée de ces données pour dire qu'un stock de petite taille réduit la viabilité des populations. Cependant, l'analyse stock-recrutement présume que chaque UC est une seule population panmictique à la productivité uniforme, et que les réductions de l'abondance n'ont pas d'effet sur la diversité de la population. En revanche, des taux d'exploitation beaucoup plus bas sont requis pour atteindre les points de référence pour la conservation définis par les arguments de biologie de la conservation avancés par l'ÉRCFI (2006) puisque ces points de référence visaient à réduire au minimum les risques pour la diversité des populations dans chaque UC. Dans un contexte de dynamique des populations. ces points de référence devraient désigner des points de dépensation potentiels sur la courbe stock-recrutement en-dessous desguels le rétablissement dans l'UC, sur les plans de l'abondance totale et de la diversité, est nettement réduit. Quelques points stock-recrue se trouvent aux valeurs de l'objectif de rétablissement à court terme ou juste au-dessus et il n'y a pas de preuve de dépensation à ces niveaux d'échappée. En outre, aucun indicateur explicite de la diversité à l'intérieur de l'UC n'a été élaboré. Ainsi, les taux d'exploitation fixés d'après une fréquence souhaitée d'atteinte des objectifs de conservation à court terme obligent les décideurs à reconnaître implicitement la relation entre ces objectifs et le maintien de la diversité génétique et écologique définie dans le TSP et la Politique concernant le saumon sauvage (PSS). Une analyse plus poussée de la relation entre les mesures de la diversité à l'intérieur de l'UC et la relation stock-recrue pourrait être utile pour résoudre les différences entre les méthodes de définition des points de référence. Pour la ZG du DDG, des points de référence comparables aux points de référence pour la conservation définis par l'IRCRT n'ont pas été mis

au point. Des paramètres stock-recrutement ont été calculés pour le ruisseau Black Creek (tableau 15) et pourraient être utilisés, comme l'ont décrit Holt et ses collègues (2009), mais on ne sait pas si les paramètres du ruisseau Black peuvent s'appliquer à la ZG du DDG.

## CONSIDÉRATIONS EN MATIÈRE DE MISE EN ŒUVRE

Les travaux présentés ici n'abordent pas les problèmes liés à la mise en œuvre de taux d'exploitation plus élevés que ceux appliqués depuis 1998. Les simulations prospectives comportaient une erreur de mise en œuvre dans le taux d'exploitation, mais les estimations d'après-saison de l'exploitation qui ont été utilisées pour définir cette erreur sont fortement sujettes à caution. Les résultats des simulations ont révélé un problème concernant l'utilisation de trois niveaux d'état de la population pour établir les taux d'exploitation. Par exemple, le rendement en matière de conservation était très différent dans la gamme de taux de survie pour notre exemple de la catégorie d'état « bas » (0-2 %). D'autres points de rupture de la catégorie d'état pourraient tenir compte de la forme des isoplèthes des taux d'exploitation-de survie afin de réduire au minimum la variation du rendement en matière de conservation à l'intérieur de chaque catégorie. La détermination de la catégorie d'état pour une ZG chaque année pose un autre problème. Comme il n'existe pas de modèle fiable pour prédire ces taux de survie. les décideurs devront vraisemblablement se fier à un modèle de série chronologique ou à des évaluations plus simples, comme les moyennes mobiles. On pourrait procéder à des simulations afin d'étudier le rendement d'autres catégories d'état et méthodes pour attribuer la catégorie d'état chaque année, en reprenant les travaux présentés ici.

Le document de recherche fournit un solide cadre d'évaluation du rendement en matière de conservation d'autres points de référence compte tenu des incertitudes entourant la dynamique des populations (autres formes du modèle stock-recrutement), les taux de survie en mer saumoneau-adulte et les taux d'exploitation. Des exemples sont donnés afin d'illustrer la manière dont les résultats de ce cadre pourraient être utilisés pour orienter l'élaboration de points de référence pour l'état faible, modéré et abondant en vertu du TSP. Cependant, le document <u>ne</u> formule <u>pas</u> de recommandation officielle concernant les points de référence à utiliser à des fins de gestion. Pour choisir des points de référence pour la gestion, il faudra demander au gouvernement, aux Premières Nations et aux intervenants les probabilités d'atteindre les résultats de conservation qu'ils jugent acceptables compte tenu des incertitudes.

## CONCLUSIONS ET AVIS

Cette analyse vise à évaluer les répercussions potentielles, sur le plan de la gestion, d'autres approches permettant de définir des points de référence de gestion afin d'établir les catégories d'état faible, modéré ou abondant en vertu du TSP et les taux d'exploitation autorisés connexes.

Les méthodes de stock-recrutement et fondées sur la simulation décrites dans la présente évaluation fournissent des moyens utiles d'informer les décideurs des relations qui existent entre la productivité, les taux d'exploitation et la capacité d'atteindre les objectifs tirés des politiques pour gérer les pêches dans la ZG du CFI. Compte tenu des limites des données disponibles, ces méthodes sont suffisamment fiables pour examiner les effets de l'incertitude et produire des renseignements contribuant à l'évaluation des conséquences et tenir compte des différents taux d'exploitation et risques en vue d'atteindre les objectifs de conservation. Actuellement, aucune méthode issue de l'analyse n'a été établie afin de définir les points de référence pour la gestion du taux de survie en mer saumoneau-adulte permettant de distinguer les catégories d'état faible, modéré et abondant en vertu du TSP, bien que visuellement, les données indiqueraient des points de rupture à 2 et 4 %.

La probabilité d'atteindre un ensemble d'objectifs de conservation pour différents taux de survie saumoneau-adulte et taux d'exploitation pour le CFI a été indiquée dans une série de tableaux (tableaux 11 à 14, un tableau par combinaison de dynamique présumée stock-recrutement et d'objectif de conservation). Il est essentiel de noter que la présente évaluation du rendement en matière de conservation est particulièrement sensible aux changements du taux d'exploitation lorsque les taux de survie saumoneau-adulte sont bas, et que les incertitudes inhérentes des données sont probablement trop importantes pour qu'il soit possible de les discerner pleinement pour le moment.

Compte tenu des incertitudes liées aux données stock-recrutement, plusieurs formes du modèle de stock-recrutement pourraient être utilisées pour représenter la véritable dynamique sousjacente des populations de saumon coho (Figure 5, figure 22). Dans le contexte de cette analyse, le choix du modèle de stock-recrutement influence l'estimation des taux d'exploitation et de survie saumoneau-adulte, ainsi que les simulations prospectives du rendement potentiel en matière de conservation qui en découlent. Par conséquent, il n'est pas possible de déterminer des points de référence pour la gestion et des taux d'exploitation autorisés uniquement en se fondant sur l'avis scientifique formulé dans le présent document.

Enfin, pour choisir des points de référence pour la gestion et les taux d'exploitation autorisés connexes des pêches, il faudra demander au gouvernement, aux Premières Nations et aux intervenants les probabilités d'atteindre les résultats de conservation qu'ils jugent acceptables compte tenu des lacunes en matière de données et des incertitudes.

Actuellement, il n'est pas possible d'utiliser l'outil de simulation prospective pour les ZG sur lesquelles on dispose de données limitées (p. ex., celles du détroit de Georgie et du bas-Fraser) et il faudrait beaucoup de temps et de fonds de programme pour établir ou réinstaurer des stocks indicateurs et des indices de survie saumoneau-adulte appropriés. À court terme, des travaux supplémentaires sont recommandés afin de déterminer la mesure dans laquelle les UC du CFI ayant des productivités similaires pourraient être utilisées pour représenter les ZG sur lesquelles peu de données sont disponibles. De plus, il est recommandé d'effectuer une analyse complète de sensibilité afin de mieux comprendre la sensibilité des paramètres stock-recrutement aux changements de la dynamique sous-jacente des populations.

Un certain nombre de limites de données et d'hypothèses ont été déterminées (tableaux 5a et b). Les sources d'incertitude et de biais principales sont entre autres :

- Taux d'exploitation : incertitude quant à la représentativité de la période de référence relativement à la période actuelle, en raison des changements importants subis par les pêches (p. ex., passage de la pêche directe du saumon coho à la remise à l'eau du poisson sauvage dans la plupart des zones); prises non déclarées, mortalité liée aux retombées et à la remise à l'eau non prise en compte.
- Données sur les échappées : la qualité des études varie en fonction de la période et de l'emplacement géographique. Seules des mesures relatives de l'abondance (et non pas des mesures réelles de l'abondance) existent pour certains cours d'eau.
- Survie des saumoneaux d'écloserie jusqu'à l'âge adulte : la taille de l'échantillon des poissons marqués récupérés est insuffisante pour fournir une estimation précise de la proportion de poissons d'élevage présents; possibilité que le poisson d'écloserie se rende dans des cours d'eau non mis en valeur; représentativité des indices de survie des saumoneaux d'écloserie jusqu'à l'âge adulte pour les stocks sauvages; nombre incertain de poissons porteurs de micromarques magnétisées codées mis à l'eau, en raison de la prédation après le marquage mais avant le lâcher.

• Lien entre stock et recrutement : les biais des séries chronologiques sur les échappées et le taux d'exploitation affectent les analyses de stock-recrutement, ce qui a des répercussions sur l'adaptation et le choix du modèle approprié.

Il est également probable que la nature et l'ampleur de ces sources d'incertitude varient en fonction des populations et des années. Ainsi, il est recommandé que les hypothèses et les constatations de cette évaluation soient réévaluées à mesure que de nouvelles données de recherche apparaissent, notamment en ce qui a trait à l'estimation des taux d'exploitation en milieu marin et dans les rivières et des indices de survie des saumoneaux jusqu'à l'âge adulte.

#### REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes suivantes qui nous ont soumis des données et des idées ou offert leur soutien pour cette analyse : Richard Bailey, Steve Bailie, Laura Brown, Diana Dobson, Jeff Grout, Mike Hawkshaw, Carrie Holt, Ann-Marie Huang, Brittany Jenewein, Ron Kadowaki, Wilf Ludke, Marla Maxwell, Gary Morishima, Chuck Parken, Brigid Payne, Lynda Ritchie, Andrew Thompson, Arlene Tompkins et Pieter Van Will. Merci à Mike Staley qui a fourni des commentaires précieux pendant l'examen du SCCS et à Mary Thiess qui a organisé l'examen.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Bradford, M.J., Myers, R.A., Irvine, J.R. 2000. Reference points for Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) harvest rates and escapement goals based on freshwater production. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 677-686.
- Chen, D.G., Irvine, J.R., Cass, A.J. 2002. Incorporating Allee effects in fish stock-recruitment models and applications for determining reference points. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 242-249.
- Decker, A.S. Irvine, J.R. 2013. Pre-COSEWIC Assessment of Interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/121.
- Decker, A.S., Hawkshaw, M.A., Patten, B.A., Sawada, J., Jantz, A.L. 2014. Assessment of the interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*), management unit relative to the 2006 conservation strategy recovery objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/086.
- Folkes, M., Ionson, B., Irvine, J.R. 2005. Scientific advice for the input to the allowable harm assessment of Interior Fraser Coho Salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/093. vi + 45 p.
- Holt, C.A., Cass, A., Holtby, B., Riddell, B. 2009. Indicators of status and benchmarks for conservation units in Canada's Wild Salmon Policy. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/058.
- ÉRCFI (Équipe chargée du rétablissement du coho du Fraser intérieur). 2006. Programme de conservation du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), populations du Fraser intérieur. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario). xvi + 154 p.
- Irvine, J.R., Wilson, K., Rosenberger, B., Cook, R. 1999. Stock assessment of Thompson River/Upper Fraser River Coho Salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 99/28.
- Korman, J., Tompkins, A. 2014. Estimating regional distributions of freshwater stock productivity, carrying capacity, and sustainable harvest rates for Coho Salmon using a hierarchical Bayesian modelling approach. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/089.

- R Core Team. 2016. <u>R: A language and environment for statistical computing</u>. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Consulté en décembre 2017.
- Walters, C.J. 2009. <u>Variation in productivity of southern British Columbia Coho Salmon</u> (<u>Oncorhynchus kisutch</u>) stocks and implications for mixed-stock management. Working Paper #2009-02. In UBC Fisheries Centre Working Papers. Consulté en décembre 2017.
- Zimmerman, M.S., Irvine, J.R., O'Neill, M., Anderson, J.H., Greene, C.M., Weinheimer, J., Trudel, M., Rawson, K. 2015. Spatial and temporal patterns in smolt survival of wild and hatchery Coho Salmon in the Salish Sea. Mar. Coastal Fish., 7(1): 116-134.

#### TABLEAUX

Tableau 1. Données stock-recrue pour les unités de conservation du coho du Fraser intérieur (CFI) et autres renseignements utilisés dans les analyses stock-recrue et les analyses rétrospectives. Byr, Esc, Rec\_t, Rec\_A3 et RecA4 indiquent l'année d'éclosion, l'échappée, le recrutement total de cette classe de recrutement et le recrutement pour les montaisons d'âge-3 et d'âge-4, respectivement. S\_ et ER\_ représentent les indices de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte par âge (l'indice de survie en mer du CFI) et le taux d'exploitation par âge, respectivement. Ils varient par âge à la montaison car les poissons entrent dans l'océan en tant que saumoneaux une année et en reviennent une autre année.

#### **Moyen-Fraser**

Byr	Esc	Rec_t	Rec_A3	Rec_A4	S_A3	S_A4	ER_A3	ER_A4			
1998	4 851	6 294	5 882	411	0,038	0,037	0,071	0,078			
1999	1 652	4 318	3 965	353	0,037	0,010	0,078	0,129			
2000	3 920	4 379	4 020	358	0,010	0,012	0,129	0,131			
2001	6 162	5 517	5 122	395	0,012	0,008	0,131	0,130			
2002	4 170	2 361	2 120	241	0,008	0,003	0,130	0,094			
2003	3 809	1 351	1 195	156	0,003	0,012	0,094	0,112			
2004	4 760	11 463	11 058	405	0,012	0,006	0,112	0,098			
2005	2 189	1 373	1 218	155	0,006	0,011	0,098	0,115			
2006	1 301	2 725	2 450	275	0,011	0,010	0,115	0,104			
2007	9 958	5 354	4 959	395	0,010	0,014	0,104	0,127			
2008	1 464	4 457	4 097	360	0,014	0,013	0,127	0,112			
2009	2 306	8 090	7 665	425	0,013	0,009	0,112	0,162			
2010	4 689	13 786	13 437	349	0,009	0,021	0,162	0,318			
2011	3 920	4 534	4 169	365	0,021	0,008	0,318	0,178			
2012	7 127	1 446	1 283	163	0,008	0,011	0,178	0,100			
Canyon du Fraser											
Byr	Esc	Rec t	Rec_A3	Rec_A4	S_A3	S_A4	ER_A3	ER_A4			
			_								
1998	5 460	6 542	6 212	331	0,038	0,037	0,071	0,078			
1998 1999	5 460 4 096	6 542 4 083	6 212 3 810	331 273	0,038 0,037	0,037 0,010	0,071 0,078	0,078 0,129			
1998 1999 2000	5 460 4 096 2 719	6 542 4 083 5 262	6 212 3 810 4 954	331 273 308	0,038 0,037 0,010	0,037 0,010 0,012	0,071 0,078 0,129	0,078 0,129 0,131			
1998 1999 2000 2001	5 460 4 096 2 719 5 971	6 542 4 083 5 262 6 781	6 212 3 810 4 954 6 452	331 273 308 329	0,038 0,037 0,010 0,012	0,037 0,010 0,012 0,008	0,071 0,078 0,129 0,131	0,078 0,129 0,131 0,130			
1998 1999 2000 2001 2002	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279	331 273 308 329 199	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094			
1998 1999 2000 2001 2002 2003	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572	331 273 308 329 199 153	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931	331 273 308 329 199 153 241	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021	331 273 308 329 199 153 241 106	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502	331 273 308 329 199 153 241 106 219	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605 2 739	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720 2 468	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502 2 267	331 273 308 329 199 153 241 106 219 201	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605 2 739 1 138	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720 2 468 3 709	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502 2 267 3 446	331 273 308 329 199 153 241 106 219 201 263	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,013 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605 2 739 1 138 2 308	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720 2 468 3 709 5 837	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502 2 267 3 446 5 518	331 273 308 329 199 153 241 106 219 201 263 319	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,013 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013 0,009	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112 0,162			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605 2 739 1 138 2 308 2 227	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720 2 468 3 709 5 837 6 449	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502 2 267 3 446 5 518 6 124	331 273 308 329 199 153 241 106 219 201 263 319 325	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013 0,009	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013 0,009 0,021	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112 0,162	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112 0,162 0,318			
1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011	5 460 4 096 2 719 5 971 3 817 4 552 5 872 2 269 1 605 2 739 1 138 2 308 2 227 3 189	6 542 4 083 5 262 6 781 2 478 1 726 3 172 1 127 2 720 2 468 3 709 5 837 6 449 1 333	6 212 3 810 4 954 6 452 2 279 1 572 2 931 1 021 2 502 2 267 3 446 5 518 6 124 1 212	331 273 308 329 199 153 241 106 219 201 263 319 325 122	0,038 0,037 0,010 0,012 0,008 0,013 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013 0,009 0,021	0,037 0,010 0,012 0,008 0,003 0,012 0,006 0,011 0,010 0,014 0,013 0,009 0,021 0,008	0,071 0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112 0,162 0,318	0,078 0,129 0,131 0,130 0,094 0,112 0,098 0,115 0,104 0,126 0,112 0,162 0,318 0,178			
#### Basse-Thompson

Byr	Esc	Rec_t	Rec_A3	Rec_A4	S_A3	S_A4	ER_A3	ER_A4
1998	2 165	6 002	5 299	703	0,038	0,037	0,128	0,111
1999	3 992	5 306	4 625	681	0,037	0,010	0,111	0,224
2000	4 739	2 339	1 870	469	0,010	0,012	0,224	0,170
2001	9 522	2 869	2 314	555	0,012	0,008	0,170	0,205
2002	16 053	2 235	1 771	464	0,008	0,003	0,205	0,201
2003	2 933	1 152	875	277	0,003	0,012	0,201	0,126
2004	4 304	9 876	9 269	607	0,012	0,006	0,126	0,123
2005	2 614	3 461	2 860	601	0,006	0,011	0,123	0,142
2006	1 082	4 324	3 663	661	0,011	0,010	0,142	0,117
2007	10 169	12 185	11 740	445	0,010	0,014	0,117	0,142
2008	3 800	7 648	6 961	688	0,014	0,013	0,142	0,123
2009	4 768	11 844	11 384	460	0,013	0,009	0,123	0,171
2010	12 217	13 557	13 162	395	0,009	0,021	0,171	0,329
2011	7 289	9 357	8 738	620	0,021	0,008	0,329	0,200
2012	11 559	5 530	4 836	694	0,008	0,011	0,200	0,113
Thomps	on nord							
Byr	Esc	Rec_t	Rec_A3	Rec_A4	S_A3	S_A4	ER_A3	ER_A4
1998	9 786	26 351	26 073	277	0,038	0,037	0,086	0,107
1999	10 696	21 497	21 108	390	0,037	0,010	0,107	0,185
2000	8 054	7 678	7 105	573	0,010	0,012	0,185	0,168
2001	27 238	11 935	11 363	572	0,012	0,008	0,168	0,210
2002	22 083	4 933	4 466	467	0,008	0,003	0,210	0,149
2003	7 211	3 972	3 557	415	0,003	0,012	0,149	0,126
2004	10 661	27 312	27 050	262	0,012	0,006	0,126	0,138
2005	4 518	4 221	3 781	440	0,006	0,011	0,138	0,137
2006	3 670	10 742	10 152	589	0,011	0,010	0,137	0,125
2007	24 500	13 289	12 736	553	0,010	0,014	0,125	0,139
2008	3 849	9 720	9 137	584	0,014	0,013	0,139	0,119
2009	9 631	21 794	21 424	370	0,013	0,009	0,119	0,171
2010	12 159	19 016	18 572	445	0,009	0,021	0,171	0,353
2011	8 803	8 077	7 500	577	0,021	0,008	0,353	0,239
2012	20 058	3 713	3 321	392	0,008	0,011	0,239	0,105

#### Thompson sud Byr Esc Rec\_t Rec\_A3 Rec\_A4 S\_A3 S\_A4 ER\_A3 1998 5 155 12 812 0,038 0,037 0,102 12 177 635 1999 3 1 3 7 10 790 10 167 623 0,037 0,010 0,125 2000 3 307 3 308 2 956 352 0,010 0,012 0,151 557 2001 13 063 18 278 17 721 0,012 800,0 0,158 2002 10 544 2 672 2 372 300 0,008 0,003 0,266 2003 258 0,003 0,012 3 4 2 2 2 171 1 913 0,111 2004 15 850 13 946 13 313 633 0,012 0,006 0,133 2005 2 302 6 864 6 312 551 0,006 0,011 0,153 2006 3 790 420 2 003 4 211 0,011 0,010 0,159 2007 12 345 10 076 9 4 4 5 631 0,010 0,014 0,138 2008 6 688 4 499 4 062 436 0,014 0,013 0,205 2009 3 821 15 070 14 462 608 0,013 0,009 0,136

610

233

318

0,009

0,021

0,008

0,021

0,008

0,011

0,177

0,355

0,276

13 562

1 753

2 467

2010

2011

2012

8 946

4 771

13 303

14 172

1 987

2 785

ER\_A4

0,125

0,151

0,158

0,266

0,111

0,133

0,153

0,159

0,138

0,205

0,136

0,177

0,355

0,276

0,111

Tableau 2. Données sur les géniteurs et le recrutement naturel pour le coho du Fraser intérieur (CFI), par année civile. Les données sur les unités de conservation ont servi à déterminer les points de référence pour la conservation à court terme par UC, à examiner la relation entre les taux de survie des poissons d'écloserie et le recrutement et à initialiser les simulations des modèles.

	Moyen-	Canyon du	Basse-		
Année	Fraser	Fraser	Thompson	Thompson nord	Thompson sud
1984	4 726	14 925	6 808	41 396	16 946
1985	5 189	10 084	4 365	17 986	18 294
1986	1 876	11 403	4 002	30 692	16 884
1987	3 529	13 187	5 923	31 262	23 281
1988	7 940	16 060	6 059	35 039	27 552
1989	6 673	11 206	6 519	24 556	18 610
1990	2 593	7 110	8 172	17 551	10 320
1991	2 962	4 674	7 017	12 243	4 612
1992	6 193	7 506	7 976	15 929	13 565
1993	7 624	2 406	15 556	6 552	2 534
1994	1 912	4 348	10 389	14 898	4 918
1995	2 367	3 519	5 345	12 463	4 055
1996	1 183	1 473	1 854	5 923	1 373
1997	1 665	1 964	7 521	8 518	1 420
1998	4 851	5 460	2 165	9 786	5 155
1999	1 652	4 096	3 992	10 696	3 137
2000	3 920	2 719	4 739	8 054	3 307
2001	6 162	5 971	9 522	27 238	13 063
2002	4 170	3 817	16 053	22 083	10 544
2003	3 809	4 552	2 933	7 211	3 422
2004	4 760	5 872	4 304	10 661	15 850
2005	2 189	2 269	2 614	4 518	2 302
2006	1 301	1 605	1 082	3 670	2 003
2007	9 958	2 739	10 169	24 500	12 345
2008	1 464	1 138	3 800	3 849	6 688
2009	2 306	2 308	4 768	9 631	3 821
2010	4 689	2 227	12 217	12 159	8 946
2011	3 920	3 189	7 289	8 803	4 771
2012	7 127	5 134	11 559	20 058	13 303
2013	11 625	5 398	11 887	16 271	13 132
2014	3 081	1 048	7 447	5 244	2 270
2015	1 354	352	5 182	3 030	2 392
2016	14 722	1 160	13 527	15 314	15 023

#### Géniteurs

#### Recrues

٨٥٥٩٩	Moyen-	Canyon du	Basse-	Thompson nord	Thompson and
Annee	Fraser	Fraser	Thompson		
1984	14 792	46 713	21 595	131 201	53 009
1985	15 917	31 561	14 192	58 140	57 142
1986	5 299	33 258	14 056	93 443	52 034
1987	7 703	28 495	14 080	66 452	40 506
1988	27 908	55 758	17 820	116 235	88 057
1989	18 957	31 582	13 636	67 401	46 288
1990	10 363	26 987	27 474	66 217	38 015
1991	9 019	14 492	20 072	33 124	15 825
1992	33 261	40 498	36 225	80 060	70 838
1993	61 110	19 325	124 674	57 040	21 025
1994	3 373	7 673	8 595	25 954	7 243
1995	5 327	8 026	13 616	29 426	8 063
1996	6 981	8 926	13 200	37 026	8 658
1997	2 780	3 300	11 224	14 252	2 462
1998	5 287	5 874	809	10 297	5 881
1999	1 766	4 502	2 115	11 919	3 922
2000	3 999	2 819	2 976	5 987	3 656
2001	6 241	6 427	5 871	26 586	12 563
2002	4 376	4 141	5 328	21 385	10 802
2003	4 374	5 227	2 551	7 495	3 579
2004	5 480	6 760	2 783	11 936	18 073
2005	2 516	2 608	2 326	5 038	2 929
2006	1 436	1 772	1 339	4 024	2 212
2007	11 214	3 084	9 545	27 464	13 571
2008	1 623	1 262	3 467	4 044	6 945
2009	2 606	2 608	4 264	10 592	4 342
2010	5 234	2 485	12 402	13 325	9 866
2011	4 492	3 647	7 405	9 690	4 693
2012	8 025	5 781	12 072	22 007	14 898
2013	13 862	6 443	13 622	18 942	14 171
2014	4 518	1 537	9 132	7 945	2 363
2015	1 647	428	5 4 5 5	3 807	2 700
2016	16 358	1 288	14 049	16 975	15 642

Année d'éclosion	Échappée	Recrutement
1986	4 818	10 816
1987	785	4 306
1988	3 122	11 030
1989	3 272	7 381
1990	1 237	3 672
1991	3 568	4 289
1992	1 720	4 067
1993	959	955
1994	900	2 615
1995	1 760	7 852
1996	284	527
1997	1 200	1 148
1998	7 616	12 683
1999	511	4 593
2000	1 114	2 905
2001	12 100	4 248
2002	4 322	2 352
2003	2 780	591
2004	4 065	5 689
2005	2 248	1 189
2006	565	3 676
2007	5 453	4 332
2008	1 120	1 910
2009	3 536	5 568
2010	4 050	10 814
2011	1 811	7 296
2012	5 317	2 724
2013	10 378	S. O.
2014	6 800	S. O.
2015	2 623	S. O.

Tableau 3. Données stock-recrue pour le ruisseau Black.

Tableau 4. Estimations du taux de survie en mer saumoneau-adulte et du taux d'exploitation pour le stock
indicateur d'écloserie du saumon coho du Fraser intérieur (CFI), le ruisseau Inch (le stock indicateur
d'écloserie du bas-Fraser), E_DDG (les stocks indicateurs d'écloserie du détroit de Georgie, de Quinsam
et de Big Qualicum) et le ruisseau Black (le stock indicateur sauvage du DDG).

	Taux	de survie	en mer sau	moneau-				
Montaison		a	dulte			Taux d'ex	cploitation	
Année	CFI	Inch	E_DDG	Black	CFI	Inch	E_DDG	Black
1985	4,4 %	-	-	-	68,1 %	-	-	-
1986	4,4 %	6,7 %	9,2 %	12,5 %	65,7 %	79,7 %	74,0 %	72,7 %
1987	3,6 %	8,9 %	7,8 %	11,5 %	53,7 %	83,4 %	79,5 %	84,7 %
1988	5,5 %	20,4 %	7,9 %	13,4 %	71,2 %	88,0 %	82,1 %	67,6 %
1989	4,1 %	10,9 %	10,6 %	11,5 %	64,5 %	67,1 %	69,5 %	69,7 %
1990	6,1 %	8,0 %	6,0 %	12,9 %	73,7 %	85,9 %	77,5 %	71,3 %
1991	4,0 %	7,1 %	5,2 %	8,0 %	67,7 %	80,1 %	71,4 %	67,7 %
1992	4,8 %	9,7 %	5,9 %	12,5 %	81,5 %	75,5 %	74,9 %	76,7 %
1993	4,9 %	8,3 %	5,1 %	5,4 %	87,6 %	78,8 %	76,4 %	73,9 %
1994	3,5 %	6,0 %	4,6 %	5,9 %	43,3 %	79,0 %	72,4 %	79,0 %
1995	1,1 %	5,5 %	2,7 %	4,5 %	56,2 %	76,4 %	63,3 %	56,7 %
1996	2,5 %	3,9 %	1,5 %	3,4 %	83,5 %	78,5 %	58,2 %	70,3 %
1997	0,9 %	1,1 %	1,3 %	4,9 %	40,5 %	31,3 %	31,4 %	54,1 %
1998	1,2 %	0,5 %	0,7 %	4,5 %	7,0 %	4,6 %	4,7 %	3,0 %
1999	2,4 %	1,9 %	1,0 %	1,7 %	9,0 %	4,4 %	4,6 %	3,0 %
2000	2,7 %	1,1 %	1,2 %	2,2 %	3,6 %	4,7 %	4,1 %	3,0 %
2001	3,8 %	5,8 %	1,4 %	7,4 %	7,1 %	7,5 %	6,4 %	4,6 %
2002	3,7 %	1,8 %	1,2 %	4,9 %	7,8 %	10,3 %	9,1 %	5,9 %
2003	1,0 %	1,1 %	1,0 %	3,0 %	12,9 %	13,0 %	15,5 %	4,3 %
2004	1,2 %	2,9 %	1,5 %	4,4 %	13,1 %	24,8 %	20,1 %	4,3 %
2005	0,8 %	1,6 %	0,3 %	1,7 %	13,0 %	11,9 %	19,8 %	4,4 %
2006	0,3 %	1,0 %	0,2 %	1,4 %	9,4 %	24,2 %	21,1 %	4,4 %
2007	1,2 %	1,4 %	0,8 %	2,5 %	11,2 %	25,3 %	34,0 %	4,2 %
2008	0,6 %	0,7 %	0,6 %	0,6 %	9,8 %	13,4 %	9,6 %	5,8 %
2009	1,1 %	1,9 %	1,0 %	2,5 %	11,5 %	7,1 %	13,3 %	3,8 %
2010	1,0 %	2,5 %	0,7 %	1,6 %	10,4 %	4,6 %	8,7 %	6,5 %
2011	1,4 %	1,2 %	1,0 %	1,3 %	12,6 %	17,5 %	18,5 %	5,2 %
2012	1,3 %	4,2 %	1,5 %	1,4 %	11,2 %	20,3 %	28,8 %	4,5 %
2013	0,9 %	3,2 %	1,9 %	2,4 %	16,5 %	37,5 %	32,5 %	4,0 %
2014	2,1 %	2,0 %	0,8 %	1,0 %	27,3 %	26,5 %	18,4 %	6,8 %
2015	0,8 %	0,6 %	0,7 %	0,3 %	12,9 %	23,0 %	17,6 %	3,7 %
2016	-	3,8 %	2,0 %	-	-	10,6 %	16,1 %	-

Tableau 5a. Évaluation qualitative de l'incertitude, du biais et de l'effet sur les simulations pour les paramètres du Fraser intérieur traités dans ce document. Tableau modifié d'après Decker et al. 2014 (Évaluation d'un stock du MPO, Kamloops).

#### Fraser intérieur

Paramètre	Source d'incertitude	Biais	Effet sur les simulations du taux d'exploitation
Taux de survie	Une surestimation ou sous-estimation de la proportion des poissons d'écloserie revenant dans les systèmes indicateurs peut se produire en raison de l'échantillonnage du biais. Les programmes indicateurs sont régulièrement compromis par la récupération faible ou biaisée, spatialement ou temporellement, des carcasses et les événements de niveau d'eau élevé. Le taux de marquage a considérablement varié selon la méthode d'échantillonnage. L'erreur dans l'échappée totale dans les indicateurs peut aussi biaiser les retours de MMC.		Un biais positif va rehausser les calculs des estimations de la survie en mer et surestimer la productivité du stock. Ce sera le contraire avec un biais négatif dans les taux de retour des MMC et les estimations de l'échappée.
	Les coho d'écloserie marqués en frai errent naturellement dans des cours d'eau voisins non mis en valeur, mais l'errance n'est pas pleinement prise en compte.	Ampleur : Faible Sens : Négatif	La perte de poissons marqués va abaisser les calculs des estimations de la survie en mer et sous-estimer la productivité du stock.
	La série des taux de survie est tirée des lâchers de saumoneaux d'écloserie; par conséquent, la survie en eau douce des juvéniles sauvages n'est pas intégrée dans la série des taux de survie.	Ampleur : Inconnue Sens : Inconnu	Un biais négatif va abaisser les calculs des estimations de la survie en mer et sous-estimer la productivité du stock.
Taux d'exploitation utilisé pour	Les méthodes concernant le taux d'exploitation ont varié pendant la série chronologique.	Ampleur : Inconnue Sens : Inconnu	Une erreur ou un biais négatif dans les estimations du taux d'exploitation les années précédentes (intrant du modèle) entraînera une erreur ou un biais positif dans les estimations de la
l'abondance	Mauvais échantillonnage des pêches, estimations incomplètes des prises, prises non déclarées, mortalité liée aux retombées et à la remise à l'eau non pleinement prise en compte.	Ampleur : Moyenne Sens : Négatif	surestimation du taux d'exploitation durable (extrant du modèle). Cependant, cela n'est pas forcément grave si on utilise les mêmes méthodes pour estimer le taux d'exploitation par la suite.
	Relation inconnue des données sur la période de base et les données actuelles pour la distribution spatiale/temporelle et les taux de rencontre pour le coho du Fraser intérieur. Relation inconnue entre l'effort et les prises.	Ampleur : Moyenne Sens : Inconnu	
	Comprend l'incertitude liée aux estimations de l'échappée.	Voir ci-après.	-
Estimations de l'échappée	L'échappée est extrapolée pour certains cours d'eau qui n'ont pas fait l'objet d'un relevé certaines années.	Ampleur : Faible Sens : Inconnu	Incertitude concernant les échappées de 1998 à 2016 : Des erreurs dans les variables entraîneront des surestimations de la productivité dans les modèles du taux de survie.

Paramètre	Source d'incertitude	Biais	Effet sur les simulations du taux d'exploitation		
	On utilise des méthodes précises (comme les dénombrements à la barrière, le marquage-recapture) pour certains cours d'eau, mais l'échappée est déterminée en majorité par des méthodes visuelles fondées sur des facteurs de calibrage statique qui pourraient provoquer un biais dans un sens ou dans l'autre. Les modèles sur l'échappée ne tiennent pas compte de la variation de la probabilité de détection qui résulte de la variation des conditions de visibilité.	Ampleur : Moyenne Sens : Variable	Des erreurs dans les variables stock-recrue entraîneront des surestimations de la productivité dans les modèles du taux de survie.		
	Tous les cours d'eau de fraye ne font pas l'objet d'un relevé.	s d'eau de fraye ne font pas l'objet d'un relevé. Ampleur : Faible/Moyenne Échappée agrég probabilité de né Sens : Négatif de l'ÉRCFI (20 ( taux d'exploitati			
Proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage	Estimée en appliquant la survie jusqu'au frai d'adultes marqués (d'écloserie) observée dans les récupérations de carcasses dans les cours d'eau indicateurs, aux lâchers de saumoneaux d'écloserie dans des cours d'eau non évalués où les lâchers d'écloserie n'étaient pas marqués; les tailles des échantillons de récupération de carcasses sont souvent petites ou non représentatives.	Ampleur : Faible Sens : Négatif	L'incertitude entourant la proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage entraîne une erreur dans les estimations des recrues adultes et de la productivité. Les estimations faibles ou à biais négatif de la proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage entraînent des estimations élevées à biais positif de la productivité.		
Âge à la montaison	On présume que les coho de quatre ans reviennent dans le Fraser intérieur à un taux constant d'environ 10 %, mais en pratique ce nombre est variable dans l'espace et le temps, mais pas échantillonné aléatoirement, et des erreurs se produisent dans la lecture des écailles.	Ampleur : Moyenne à élevée Sens : Positif	Il se peut que les hypothèses sur l'âge à la montaison surestiment les montaisons modélisées les années où la survie est basse.		
Relation stock- recrutement	On présume que la forme de la relation stock-recrutement est celle de l'un des différents modèles utilisés fréquemment.	Ampleur : Faible Sens : Positif	Les biais des taux d'exploitation et des estimations de l'échappée sont exprimés dans l'estimation des paramètres stock-recrutement, ce qui peut mener à des estimations de la productivité biaisées		
	La variation du biais dans les estimations de l'échappée de la classe de recrutement à la montaison peut se traduire par une surestimation ou une sous-estimation de la productivité.	Ampleur : Moyenne Sens : Variable	sélectionner et paramétrer le modèle S-R peuvent entraîner des prédictions biaisées de la réaction du stock à la récolte.		

Tableau 6b. Évaluation qualitative de l'incertitude, du biais et de l'effet sur les simulations pour les paramètres du ruisseau Black traités dans ce document. Tableau d'après Decker et al. 2014, modifié par P. VanWill (Évaluation d'un stock du MPO, Port Hardy).

	Incertitude		Biais			Effet sur les simulations du taux
Paramètre	Ampleur	Cause	Ampleur	Sens	Cause	d'exploitation
Taux d'exploitation	Élevée	Relation inconnue des données sur la période de base (1987-1997) et les données actuelles pour la distribution spatiale/temporelle et les taux de rencontre pour le coho du DDG et du ruisseau Black, et relation entre l'effort et les prises. Le coho du ruisseau Black est marqué à l'aide de MMC, mais sans retrait de la nageoire adipeuse, depuis 1998 environ. La distribution et la récolte en mer ne sont donc pas disponibles depuis et on dépend du taux d'exploitation pendant la période de base et de la mise à l'échelle d'après l'effort.	Moyenne	Négatif	Prises non déclarées, mortalité liée aux retombées et à la remise à l'eau non pleinement prise en compte.	Une erreur ou un biais négatif dans les estimations du taux d'exploitation les années précédentes (intrant du modèle) entraînera une erreur ou un biais positif dans les estimations de la montaison totale et de la productivité et donc de l'incertitude et une surestimation du taux d'exploitation durable (extrant du modèle). Cependant, cela n'est pas forcément grave si on utilise les mêmes méthodes pour estimer le taux d'exploitation par la suite (voir la section 3.2).
Estimations de l'échappée	Faible (1984 - aujourd'hui)	L'échappée et la production de juvéniles ont été surveillées en permanence depuis 1984 dans le ruisseau Black. Le dénombrement des juvéniles et des adultes est effectué à la barrière. Le dénombrement de l'échappée d'adultes est également appuyé par un programme de marquage et recapture au cas où les poissons sauteraient par- dessus la barrière à l'automne.	Moyenne à faible	Positif	Depuis le début du programme (et même de manière plus marquée ces dernières années), la proportion de juvéniles marqués relâchés ne correspond pas à celle des adultes en montaison, ce qui indique : une composante manquante de la dévalaison, une mortalité différentielle des saumoneaux marqués et non marqués, des événements d'errance accrue d'autres populations locales de coho, comme celle de la rivière Oyster.	A une incidence sur l'estimation de la survie en mer de cette population qui est appliquée aux autres populations du détroit de Georgie. L'incertitude entourant la proportion de poissons nés dans le ruisseau Black dans l'échappée sauvage entraîne une erreur dans les estimations des recrues adultes et de la productivité. Les estimations biaisées élevées de la proportion de coho non indigènes dans l'échappée entraînent des estimations biaisées élevées de la productivité.
Proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage	Faible	Inconnue à l'heure actuelle. Problème possible avec des errants d'autres réseaux hydrographiques mis en valeur, comme la rivière Oyster. La proportion de poissons porteurs de MMC et sans retrait de la nageoire adipeuse dans l'échappée ne correspond pas à celle des juvéniles porteurs de MMC, sans retrait de la nageoire adipeuse, relâchés à la barrière.	Faible	Négatif	On suppose actuellement que la proportion de poissons d'écloserie (marqués et non marqués) est de 0 %, mais on ne connaît pas les niveaux d'errance des adultes d'écloserie dans les cours d'eau non mis en valeur.	L'incertitude entourant la proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage entraîne une erreur dans les estimations des recrues adultes et de la productivité. Les estimations biaisées faibles de la proportion de poissons d'écloserie dans l'échappée sauvage entraînent des estimations biaisées élevées de la productivité.

	Incertitude				Biais	Effet sur les simulations du taux
Paramètre	Ampleur	Cause	Ampleur	Sens	Cause	d'exploitation
Relation stock- recrutement	Moyenne / Élevée	On présume que la forme de la relation stock-recrutement est celle de l'un des différents modèles utilisés fréquemment. La sélection du modèle dépend de l'adaptation aux séries chronologiques du taux d'exploitation et de l'échappée. Les biais dans ces séries chronologiques peuvent avoir une incidence sur l'adaptation et la sélection du modèle stock-recrutement.	Faible	Positif	Les biais dans les données utilisées pour sélectionner et paramétrer le modèle S-R peuvent entraîner des prédictions biaisées de la réaction du stock à la récolte.	Les trois modèles retenus montrent une réaction semblable de la population aux échappées de plus de 10 000. Le biais de la sélection du modèle ne devrait donc pas être un problème majeur. (Figures 16a et 16b). Les biais des taux d'exploitation et des estimations de l'échappée sont toutefois exprimés dans l'estimation des paramètres stock-recrutement, ce qui peut mener à des estimations biaisées élevées de la productivité.

Tableau 7. Statistiques de l'adaptation du modèle comparant les autres modèles stock-recrue de Ricker pour les unités de conservation du CFI. Le haut du tableau indique la proportion de variation dans le log(R/S) observé, expliquée pour chaque modèle. Le bas du tableau indique le nombre de paramètres qui sont estimés, le nombre effectif de paramètres et les critères d'information de déviance (CID). On considère que le modèle ayant la valeur la plus faible de CID a la meilleure puissance de prédiction de l'échantillon. Voir les descriptions plus détaillées des autres modèles dans le corps du document.

#### r<sup>2</sup> log(R/S) prédit et observé

Numéro du modèle :	1 (Figure 1)	2	3	4 (Figure 2)	5 (Figure 3)	6
Description du modèle :	De base (sans a priori informative)	De base sans covariable ISSEA	De base sans composante hiérarchique	Plus grande capacité	Dépensation et plus grande capacité	De base sans covariable ISSEA ou dépendance à la densité (R=S∙eª)
Moyen-Fraser	0,49	0,29	0,45	0,49	0,48	0,00
Canyon du Fraser	0,41	0,28	0,39	0,40	0,41	0,00
Basse-Thompson	0,51	0,40	0,49	0,52	0,51	0,00
Thompson nord	0,68	0,45	0,61	0,69	0,69	0,27
Thompson sud	0,34	0,23	0,33	0,34	0,34	0,03

Critères d'information de déviance (CID)

Numéro du modèle :	1 (Figure 1)	2	3	4 (Figure 2)	5 (Figure 3)	6
Description du modèle :	De base (sans a priori informative)	De base sans covariable ISSEA	De base sans composante hiérarchique	Plus grande capacité	Dépensation et plus grande capacité	De base sans covariable ISSEA ou dépendance à la densité (R=S⋅eα)
Nombre de paramètres	18	17	16	18	18	12
effectifs)	14,2	12,8	19,9	9,3	8,6	8,6
CID						213,9

Tableau 8. Estimations des paramètres (moyenne des distributions a posteriori) des modèles de Ricker avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) sans a priori informative (de base de Ricker; Figure 1), une a priori informative pour une capacité de charge plus élevée (Ricker-PriorCap; Figure 2) et des a priori informatives pour une capacité de charge plus élevée et la dépensation (Ricker-Dep; Figure 3). Voir la définition des valeurs des paramètres dans le corps du document et la définition des paramètres dérivés dans les notes de bas de page. Sgen, Smsy et Umsy ont été calculés d'après la moyenne géométrique du taux de survie en mer saumoneau-adulte dans la ZG du CFI pour les années d'éclosion 1998-2012, soit 1,1 %.

		Unité de conservation							
		Moyen- Fraser	Canyon du Fraser	Basse- Thompson	Thompson nord	Thompson sud			
Moyenne gé	ométrique de l'échappée (2014- 2016)	3 945	753	8 052	6 243	4 337			
	Objectif de conservation 1	1 875	1 000	1 609	3 670	2 213			
Modèle :									
Ricker	Paramètre :								
	α	3,20	3,27	3,15	3,26	3,11			
	β	0,00018	0,00031	0,00013	0,00008	0,00010			
	γ	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52			
	mu_α	3,15	3,15	3,15	3,15	3,15			
	Paramètres dérivés :			I	•	•			
	Productivité	2,43	2,62	2,31	2,60	2,24			
	Umsy	0,39	0,42	0,37	0,42	0,36			
	Sgen	1 069	618	1 561	2 670	1 977			
	Smsy	2 152	1 333	2 970	5 375	3 635			
	Seq	4 882	3 061	6 687	12 327	8 140			
	SmoltKm	215	2 852	1 025	1 305	925			
	Seq/objectif de conservation 1	2,60	3,06	4,16	3,36	3,68			
Ricker-PriorCa	o Paramètre :		•	•	•	•			
	α	1,31	1,28	1,49	1,43	1,30			
	β	0,00008	0,00012	0,00008	0,00004	0,00005			
	γ	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16			
	mu_α	1,36	1,36	1,36	1,36	1,36			
	Paramètres dérivés :			•					
	Productivité	1,79	1,74	2,13	2,01	1,77			
	Umsy	0,27	0,26	0,34	0,32	0,27			
	Sgen	2 248	1 525	2 566	5 161	3 753			
	Smsy	3 357	2 226	4 499	8 562	5 566			
	Seq	7 265	4 800	9 997	18 855	12 033			
	SmoltKm	360	5 162	1 565	2 114	1 523			
	Seq/objectif de conservation 1	3,87	4,80	6,21	5,14	5,44			

Modèle :										
Ricker-Dep	Paramètre									
	α	1,54	1,59	1,62	1,38	1,36				
	β	0,00011	0,00018	0,00009	0,00004	0,00005				
	γ	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13				
	mu_α	1,49	1,49	1,49	1,49	1,49				
	Paramètres dérivés :									
	Productivité	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
	Umsy	0,24	0,19	0,32	0,28	0,23				
	Sgen	2 870	2 061	3 380	6 869	4 870				
	Smsy	3 975	2 610	5 390	10 275	6 645				
	Seq	8 475	4 469	11 663	21 997	14 039				
	SmoltKm	335	4 467	1 624	2 311	1 533				
	Seq/objectif de conservation 1	4,52	4,47	7,25	5,99	6,34				

Remarques :

- 1. Moyenne dans le temps :
- 2. Productivité (productivité maximale pour un stock de petite taille) :
- 3. Umsy (taux d'exploitation au RMS) :
- 4. Sgen (niveau d'échappée permettant d'atteindre Smsy en une génération) : Calculé par recherche non linéaire.

 $\alpha' = \alpha + \gamma \cdot \log(\overline{M}_{\tau})$ 

 $0.5 \cdot \alpha' - 0.07 \cdot \alpha'^2$ 

 $\frac{\alpha'}{\beta} \cdot (0.5 - 0.07 \cdot \alpha')$ 

 $\frac{\alpha + \gamma \cdot \log(\overline{M}_t)}{\beta}$ 

 $\frac{e^{\alpha'-1}}{\beta} \cdot \frac{1}{e^{\log(\overline{M}_t)} \cdot km}$ 

 $e^{\alpha'}$ 

- 5. Smsy (échappée au RMS) :
- 6. Seq (échappée d'équilibre sans pêche) :
- 7. SmoltKm (capacité maximale de saumoneaux par km) :

Il est possible d'estimer la moyenne de  $\alpha'$  dans le temps par (1) pour les trois modèles de Ricker. Les autres paramètres dérivés pour les modèles de Ricker et Ricker – PriorCap peuvent être calculés à l'aide des formules précédentes, mais ils doivent être estimés par recherche non linéaire pour le modèle Ricker – Dep. Dans un souci d'uniformité, nous avons utilisé la recherche non linéaire pour estimer ces paramètres dérivés pour tous les modèles. Tableau 9. Moyenne des résiduels log(recrues/géniteur) par année d'éclosion et UC du CFI à partir des distributions a posteriori estimées par le modèle de base de Ricker. La colonne de droite indique la moyenne des résiduels de l'UC pour chaque année d'éclosion représentant les écarts pour le stock agrégé (CFI). Les deux premières lignes de la partie du bas indiquent la moyenne estimée ( $\mu$ ) des résiduels dans le temps et la moyenne des résiduels simulés. Les deux lignes suivantes indiquent l'écart-type ( $\sigma$ ) des résiduels dans le temps et l'écart-type des résiduels simulés. Les deux dernières lignes indiquent la corrélation estimée ( $\rho$ ) entre les résiduels pour chaque UC et le profil résiduel agrégé, et la corrélation d'après les écarts aléatoires simulés.

		Unité	de conser	vation		ZG du
Année d'éclosion	BF	CF	вт	TN	TS	CFI
1998	-0.37	0,31	-0,18	0,16	0,00	-0,02
1999	-0,19	-0,26	-0,60	-0,04	0,17	-0,19
2000	0,02	0,62	-0,89	-0,31	-0,39	-0,19
2001	0,13	1,04	-0,82	0,29	0,82	0,29
2002	-0,45	0,03	-0,50	-0,53	-0,88	-0,46
2003	-0,62	0,12	-0,92	-0,38	-0,31	-0,42
2004	0,86	0,28	0,54	0,79	0,64	0,62
2005	-0,64	-0,64	0,06	-0,36	0,85	-0,15
2006	0,13	0,09	0,72	0,44	0,18	0,31
2007	0,37	-0,15	0,70	0,38	0,29	0,32
2008	0,41	0,47	0,24	0,18	-0,62	0,13
2009	0,75	0,63	0,62	0,55	0,91	0,69
2010	1,17	0,90	0,92	0,55	0,66	0,84
2011	-0,30	-1,12	0,04	-0,65	-1,46	-0,70
2012	-1,00	-1,88	0,06	-0,93	-0,86	-0,92
$\mu$ estimé des résiduels	0,02	0,03	0,00	0,01	0,00	0,01
$\mu$ simulé des résiduels	0,02	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02
$\sigma$ estimé des résiduels	0,68	0,79	0,66	0,54	0,74	0,53
σ simulé des résiduels Corrélation estimée (ρ) entre les résiduels du CEI et les résiduels de	0,63	0,79	0,65	0,53	0,75	0,52
l'UC Corrélation simulée (ρ) entre les résiduels du CFI et les résiduels de	0,91	0,79	0,52	0,95	0,76	-
ľUC	0,90	0,74	0,57	0,94	0,78	-

Tableau 10. Résumé des limites de conservation pour chaque unité de conservation (UC) du saumon coho du Fraser intérieur. Les objectifs sont l'échappée totale dans chaque UC qui donne une probabilité de 95 % de dépasser 1 000 géniteurs dans la moitié (objectif de conservation 1, court terme) des sous-populations ou dans toutes les sous-populations (objectif de conservation 2, long terme), calculée par régression logistique (voir la Figure 8).

Conservation Unité	Habitat (km)	Nombre de sous-populations	Objectif de conservation 1, court terme (1/2 des sous-populations)	Objectif de conservation 2, long terme (toutes les sous- populations)
Moyen-Fraser Canyon du	1 979	2	1 875	3 637
Fraser Basse-	93	1	1 000	1 000
Thompson Thompson	573	2	1 609	11 605
nord	818	3	3 670	14 135
Thompson sud	778	3	2 213	16 044
Total Objectif pour	4 240	11	10 367	46 421
la ZG	-	-	20 000	40 000

Tableau 11. Comparaison des probabilités observées d'atteindre ou de dépasser l'objectif de rétablissement à court terme (objectif de conservation 1) pour chaque unité de conservation (UC) du Fraser intérieur et pour la zone de gestion (ZG), et valeurs prédites par la simulation rétrospective (pour le modèle de base de Ricker avec a priori non informatives).Le recrutement prédit dépend de la moyenne des paramètres stock-recrue de l'UC, des résiduels pour chaque UC et observation année-âge, et des taux d'exploitation historiques (ER historiques) ou fixes de 0,1, 0,2 et 0,3 (ER simulés).

	Moyen- Fraser	Canyon du Fraser	Basse- Thompson	Thompson nord	Thompson sud	ZG du CFI
Objectif de conservation 1	1 875	1 000	1 609	3 670	2 213	20 000
Proportion des années où l'e	échappée	a atteint o	u dépassé l'o	objectif :		-
Observé	0,78	0,93	0,93	0,79	0,71	0,57
Taux d'exploitation historique	0,79	0,86	0,93	0,79	0,71	0,50
Taux d'exploitation simulé						
0,1	0,79	0,93	0,93	0,86	0,79	0,71
0,2	0,64	0,86	0,93	0,79	0,71	0,50
0,3	0,64	0,79	0,86	0,71	0,64	0,43

Tableau 12. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI atteindra ou dépassera l'objectif de rétablissement à court terme (20 000) pour différents taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte et taux d'exploitation. Les résultats sont basés sur : (a) un modèle de Ricker avec a priori non informatives; (b) un modèle de Ricker avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et (c) avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation. Les valeurs représentent la probabilité moyenne et l'intervalle de crédibilité de 80 % (10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles). Les auteurs peuvent fournir sur demande des résultats à une résolution plus fine et pour des taux de survie en mer jusqu'à 10 %.

	1									
Taun				Taux de si	urvie en mer sa	umoneau d'écle	oserie-adulte			
d'exploitation	0.0025	0.005	0.0075	0.01	0.015	0.02	0.025	0.03	0.04	0.05
	0.06.(0.à	0.36 (0.06 à	0.76 (0.52 à	0,01	0,010	0,01	0,020	0,00	0,01	0,00
0	0,14)	0,74)	0,94)	0,93 (0,84 à 1)	0,99 (0,96 à 1)	1 (0,98 à 1)	1 (1-1)	1 (1-1)	1 (1-1)	1 (1-1)
		0.28 (0.04 à	0.68 (0.38 à							
0,05	0,05 (0 à 0,1)	0,64)	0,9)	0,89 (0,76 à 1)	0,98 (0,94 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (1-1)	1 (1-1)	1 (1-1)	1 (1-1)
	0,04 (0 à		0,57 (0,26 à	0,84 (0,66 à						
0,1	0,08)	0,2 (0,02 à 0,5)	0,84)	0,98)	0,97 (0,92 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (0,98 à 1)	1 (1-1)	1 (1-1)	1 (1-1)
	0,03 (0 à	0,14 (0,02 à	0,45 (0,14 à	0,75 (0,54 à						
0,15	0,04)	0,36)	0,74)	0,92)	0,96 (0,88 à 1)	0,99 (0,96 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (0,98 à 1)	1 (1-1)	1 (1-1)
	0,02 (0 à		0,32 (0,06 à	0,64 (0,38 à						
0,2	0,04)	0,09 (0 à 0,24)	0,62)	0,86)	0,92 (0,82 à 1)	0,98 (0,92 à 1)	0,99 (0,96 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (1-1)	1 (1-1)
	0,02 (0 à		0,22 (0,04 à		0,86 (0,7 à					
0,25	0,04)	0,06 (0 à 0,14)	0,48)	0,5 (0,2 à 0,78)	0,98)	0,96 (0,88 à 1)	0,98 (0,94 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (0,98 à 1)	1 (1-1)
	0,01 (0 à		0,13 (0,02 à	0,35 (0,08 à	0,77 (0,54 à					
0,3	0,04)	0,04 (0 à 0,08)	0,32)	0,62)	0,94)	0,92 (0,8 à 1)	0,97 (0,9 à 1)	0,98 (0,94 à 1)	0,99 (0,98 à 1)	1 (1-1)
	0,01 (0 à			0,22 (0,04 à	0,63 (0,34 à					
0,35	0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,08 (0 à 0,18)	0,46)	0,88)	0,86 (0,68 à 1)	0,94 (0, 82 à 1)	0,97 (0,9 à 1)	0,99 (0,96 à 1)	0,99 (0,98 à 1)
	0,01 (0 à			0,12 (0,02 à	0,46 (0,16 à	0,74 (0,46 à				
0,4	0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,05 (0 à 0,1)	0.28)	0,76)	0,96)	0,88 (0,68 à 1)	0,93 (0,82 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,99 (0,96 à 1)
	0,01 (0 à				0,28 (0,04 à	0,58 (0,24 à	0,77 (0,5 à			
0,45	0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,06 (0 à 0,14)	0,56)	0,86)	0,98)	0,87 (0,66 à 1)	0,95 (0,86 à 1)	0,97 (0,92 à 1)
					0,14 (0,02 à	0,37 (0,08 à		0,75 (0,44 à		
0,5	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,08)	0,32)	0,68)	0,6 (0,24 à 0,9)	0,98)	0,89 (0,68 à 1)	0,94 (0, 82 à 1)
						0,19 (0,04 à	0,38 (0,08 à	0,56 (0,16 à		
0,55	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,06 (0 à 0,14)	0,4)	0,72)	0,9)	0,77 (0,44 à 1)	0,87 (0,64 à 1)
							0,19 (0,02 à	0,32 (0,04 à	0,57 (0,14 à	
0,6	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,08 (0 à 0,18)	0,46)	0,7)	0,94)	0,73 (0,32 à 1)
								0,14 (0,02 à	0,32 (0,04 à	
0,65	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,08)	0,07 (0 à 0,18)	0,34)	0,72)	0,5 (0,1 à 0,92)
									0,15 (0,02 à	0,26 (0,02 à
0.7	0(0-0)	0 (0 à 0 02)	$10.01(0 \ge 0.02)$	10.01(0 a 0.04)	10.02(0 a 0.04)	10.03(0 a 0.06)	0.04(0 a 0.08)	$0.06(0 \ge 0.12)$	0.36)	0.64)

#### a) Ricker - a priori non informatives

b) I	Ricker – PriorCap	) (a	oriori informative sur une c	apacité de charg	je plus élevée)
------	-------------------	------	------------------------------	------------------	-----------------

Taux										
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05
	0,4 (0,02 à	0,54 (0,08 à	0,7 (0,36 à							
0	0,98)	0,98)	0,98)	0,81 (0,58 à 1)	0,89 (0,7 à 1)	0,91 (0,72 à 1)	0,92 (0,74 à 1)	0,92 (0,74 à 1)	0,92 (0,7 à 1)	0,92 (0,7 à 1)
	0,35 (0 à	0,46 (0,04 à	0,59 (0,22 à	0,71 (0,42 à						
0,05	0,94)	0,92)	0,94)	0,96)	0,83 (0,58 à 1)	0,87 (0,62 à 1)	0,88 (0,62 à 1)	0,89 (0,62 à 1)	0,89 (0,6 à 1)	0,89 (0,58 à 1)
		0,37 (0,04 à	0,48 (0,1 à	0,59 (0,26 à	0,74 (0,42 à					
0,1	0,3 (0 à 0,88)	0,84)	0,88)	0,92)	0,98)	0,8 (0,48 à 1)	0,83 (0,48 à 1)	0,84 (0,5 à 1)	0,85 (0,44 à 1)	0,85 (0,44 à 1)
		0,29 (0,02 à	0,36 (0,04 à	0,45 (0,14 à	0,62 (0,28 à					
0,15	0,24 (0 à 0,8)	0,74)	0,74)	0,8)	0,94)	0,71 (0,34 à 1)	0,75 (0,34 à 1)	0,78 (0,32 à 1)	0,8 (0,32 à 1)	0,81 (0,3 à 1)
	0,19 (0 à	0,22 (0,02 à	0,26 (0,04 à	0,32 (0,06 à	0,48 (0,16 à					
0,2	0,68)	0,62)	0,58)	0,62)	0,82)	0,6 (0,2 à 0,96)	0,66 (0,22 à 1)	0,69 (0,2 à 1)	0,73 (0,2 à 1)	0,75 (0,18 à 1)
	0,15 (0 à		0,18 (0,02 à	0,22 (0,04 à	0,33 (0,06 à	0,46 (0,12 à	0,54 (0,12 à	0,59 (0,12 à		
0,25	0,52)	0,16 (0 à 0,46)	0,44)	0,48)	0,68)	0,86)	0,96)	0,98)	0,65 (0,1 à 1)	0,68 (0,1 à 1)
				0,14 (0,02 à	0,21 (0,04 à	0,31 (0,04 à	0,41 (0,06 à	0,48 (0,06 à		
0,3	0,1 (0 à 0,34)	0,11 (0 à 0,3)	0,12 (0 à 0,28)	0,32)	0,48)	0,68)	0,86)	0,94)	0,56 (0,06 à 1)	0,6 (0,06 à 1)
					0,13 (0,02 à	0,19 (0,02 à	0,27 (0,02 à	0,35 (0,04 à	0,45 (0,02 à	
0,35	0,07 (0 à 0,2)	0,07 (0 à 0,18)	0,08 (0 à 0,18)	0,09 (0 à 0,2)	0,28)	0,48)	0,64)	0,8)	0,96)	0,51 (0,04 à 1)
	0,05 (0 à						0,16 (0,02 à	0,21 (0,02 à	0,32 (0,02 à	0,4 (0,02 à
0,4	0,12)	0,05 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,1)	0,06 (0 à 0,12)	0,08 (0 à 0,16)	0,11 (0 à 0,24)	0,4)	0,56)	0,84)	0,94)
	0,04 (0 à									0,27 (0,02 à
0,45	0,06)	0,03 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,08)	0,05 (0 à 0,1)	0,07 (0 à 0,14)	0,09 (0 à 0,2)	0,12 (0 à 0,3)	0,2 (0 à 0,56)	0,78)
	0,02 (0 à									
0,5	0,04)	0,03 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,08)	0,05 (0 à 0,12)	0,07 (0 à 0,16)	0,11 (0 à 0,28)	0,16 (0 à 0,46)
	0,01 (0 à									
0,55	0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,08)	0,06 (0 à 0,12)	0,08 (0 à 0,2)
	0,01 (0 à									
0,6	0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,1)
	0,01 (0 à									
0,65	0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)
	0,01 (0 à	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	· · · · · ·			· · · · · ·	, , , , , , , , , , , , , , , , , , ,	í	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
0,7	0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)

Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte

Тацу				Taux de s	urvie en mer sa	umoneau d'écl	oserie-adulte			
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05
	0,35 (0,04 à	0,51 (0,1 à	0,63 (0,24 à	0,72 (0,38 à						
0	0,82)	0,92)	0,96)	0,98)	0,82 (0,52 à 1)	0,86 (0,62 à 1)	0,89 (0,64 à 1)	0,9 (0,68 à 1)	0,91 (0,7 à 1)	0,92 (0,74 à 1)
	0,27 (0,02 à	0,4 (0,06 à	0,51 (0,12 à	0,61 (0,2 à	0,73 (0,36 à					
0,05	0,68)	0,82)	0,88)	0,94)	0,98)	0,79 (0,44 à 1)	0,83 (0,5 à 1)	0,85 (0,54 à 1)	0,87 (0,62 à 1)	0,89 (0,62 à 1)
	0,2 (0,02 à	0,29 (0,04 à	0,39 (0,06 à	0,48 (0,12 à	0,61 (0,18 à	0,69 (0,26 à				
0,1	0,52)	0,7)	0,78)	0,86)	0,94)	0,98)	0,74 (0,32 à 1)	0,77 (0,38 à 1)	0,81 (0,42 à 1)	0,83 (0,48 à 1)
	0,14 (0 à	0,2 (0,02 à	0,27 (0,04 à	0,34 (0,06 à	0,47 (0,1 à	0,57 (0,14 à	0,63 (0,18 à			
0,15	0,38)	0,5)	0,62)	0,72)	0,86)	0,94)	0,98)	0,67 (0,2 à 1)	0,72 (0,22 à 1)	0,75 (0,26 à 1)
	0,1 (0 à	0,14 (0,02 à	0,18 (0,02 à	0,23 (0,02 à	0,33 (0,04 à	0,43 (0,08 à	0,5 (0,1 à	0,55 (0,1 à		
0,2	0,24)	0,34)	0,42)	0,52)	0,72)	0,84)	0,92)	0,96)	0,62 (0,14 à 1)	0,66 (0,16 à 1)
	0,07 (0 à		0,12 (0,02 à	0,15 (0,02 à	0,22 (0,02 à	0,29 (0,04 à	0,36 (0,04 à	0,42 (0,06 à	0,5 (0,06 à	
0,25	0,16)	0,09 (0 à 0,22)	0.28)	0,36)	0,52)	0,68)	0,8)	0,9)	0,96)	0,55 (0,06 à 1)
	0,05 (0 à				0,14 (0,02 à	0,19 (0,02 à	0,24 (0,02 à	0,29 (0,02 à	0,37 (0,04 à	0,43 (0,04 à
0,3	0,12)	0,06 (0 à 0,16)	0,08 (0 à 0,2)	0,1 (0 à 0,22)	0,32)	0,48)	0,6)	0,72)	0,9)	0,96)
	0,03 (0 à					0,12 (0,02 à	0,15 (0,02 à	0,18 (0,02 à	0,25 (0,02 à	0,31 (0,02 à
0,35	0,08)	0,05 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,12)	0,07 (0 à 0,16)	0,09 (0 à 0,2)	0,26)	0,36)	0,5)	0,7)	0,82)
	0,03 (0 à									
0,4	0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,12)	0,06 (0 à 0,14)	0,08 (0 à 0,16)	0,09 (0 à 0,22)	0,11 (0 à 0,26)	0,16 (0 à 0,44)	0,2 (0,02 à 0,6)
	0,02 (0 à									
0,45	0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,03 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,12)	0,06 (0 à 0,12)	0,07 (0 à 0,16)	0,1 (0 à 0,24)	0,13 (0 à 0,32)
	0,01 (0 à									
0,5	0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,03 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,1)	0,06 (0 à 0,14)	0,07 (0 à 0,16)
	0,01 (0 à									
0,55	0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,1)	0,04 (0 à 0,1)
	0,01 (0 à									
0,6	0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,06)						
	0,01 (0 à									
0,65	0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,04)			
0,7	0 (0 à 0,02)	0 (0 à 0,02)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)

## c) Ricker – Dep (a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation)

Tableau 13. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI soit suffisante pour que l'échappée dans la moitié des sous-populations de chaque UC atteigne ou dépasse 1 000 géniteurs les mêmes années (objectif de conservation 1) pour différents taux de survie en mer saumoneau d'écloserieadulte et taux d'exploitation. Les résultats sont basés sur : (a) un modèle de Ricker avec a priori non informatives; (b) un modèle de Ricker avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et (c) avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et (c) avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et (c) avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et la dépensation. Les valeurs représentent la probabilité moyenne et l'intervalle de crédibilité de 80 % (10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles). Les auteurs peuvent fournir sur demande des résultats à une résolution plus fine et pour des taux de survie en mer jusqu'à 10 %.

Term	Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte										
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05	
•	0,06 (0 à	0,42 (0,02 à	0,78 (0,48 à								
0	0,2)	0,84)	0,98)	0,92 (0,8 à 1)	0,96 (0,92 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,98 (0,94 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
	0,04 (0 à		0,71 (0,34 à	0,89 (0,74 à							
0,05	0,12)	0,33 (0 à 0,78)	0,96)	0,98)	0,96 (0,9 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
	0,03 (0 à		0,62 (0,18 à	0,84 (0,62 à							
0,1	0,06)	0,24 (0 à 0,64)	0,92)	0,98)	0,95 (0,88 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
	0,02 (0 à		0,51 (0,08 à	0,77 (0,48 à							
0,15	0,04)	0,17 (0 à 0,48)	0,86)	0,96)	0,93 (0,84 à 1)	0,96 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
	0,01 (0 à		0,39 (0,02 à	0,67 (0,28 à	0,91 (0,78 à						
0,2	0,04)	0,1 (0 à 0,32)	0,78)	0,92)	0,98)	0,95 (0,88 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	0,97 (0,94 à 1)	
	0,01 (0 à			0,55 (0,14 à	0,86 (0,68 à						
0,25	0,02)	0,06 (0 à 0,16)	0,27 (0 à 0,64)	0.86)	0,98)	0,94 (0,84 à 1)	0,96 (0,9 à 1)	0,96 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
	0 (0 à			0,41 (0,04 à	0,79 (0,52 à						
0,3	0,02)	0,03 (0 à 0,08)	0,16 (0 à 0,44)	0,78)	0,96)	0,91 (0,78 à 1)	0,94 (0,88 à 1)	0,96 (0,9 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
					0,66 (0,28 à	0,85 (0,64 à					
0,35	0 (0-0)	0,02 (0 à 0,06)	0,08 (0 à 0,24)	0,26 (0 à 0,58)	0,92)	0,98)	0,92 (0,82 à 1)	0,94 (0,86 à 1)	0,96 (0,9 à 1)	0,97 (0,92 à 1)	
						0,75 (0,42 à	0,86 (0,66 à				
0,4	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,12)	0,14 (0 à 0,38)	0,5 (0,1 à 0,86)	0,96)	0,98)	0,91 (0,8 à 1)	0,95 (0,88 à 1)	0,96 (0,9 à 1)	
					0,31 (0,02 à	0,59 (0,18 à	0,77 (0,44 à	0,85 (0,64 à			
0,45	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,06)	0,06 (0 à 0,18)	0,66)	0,9)	0,96)	0,98)	0,92 (0,82 à 1)	0,95 (0,88 à 1)	
						0,38 (0,04 à		0,73 (0,34 à	0,86 (0,64 à		
0,5	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,08)	0,15 (0 à 0,38)	0,74)	0,6 (0,18 à 0,9)	0,96)	0,98)	0,91 (0,8 à 1)	
							0,37 (0,02 à	0,52 (0,1 à	0,72 (0,34 à	0,82 (0,56 à	
0,55	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,05 (0 à 0,14)	0,19 (0 à 0,48)	0,74)	0,88)	0,96)	0,98)	
									0,49 (0,08 à	0,63 (0,22 à	
0,6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,06)	0,05 (0 à 0,16)	0,15 (0 à 0,42)	0,27 (0 à 0,64)	0,86)	0,92)	
										0,35 (0,02 à	
0,65	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,12)	0,08 (0 à 0,24)	0,22 (0 à 0,56)	0,72)	
0,7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,06 (0 à 0,18)	0,12 (0 à 0,36)	

#### a) Ricker - a priori non informatives

Tour				Taux de	survie en mer sa	umoneau d'éclos	erie-adulte			
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05
	0,27 (0 à	0,36 (0 à		0,58 (0,06 à		0,75 (0,24 à		0,78 (0,22 à	0,79 (0,22 à	
0	0,86)	0,88)	0,48 (0 à 0,9)	0,94)	0,7 (0,2 à 0,98)	0,98)	0,77 (0,24 à 1)	1)	1)	0,79 (0,2 à 1)
	0,22 (0 à		0,38 (0 à		0,62 (0,06 à			0,73 (0,12 à		0,76 (0,08 à
0,05	0,78)	0,28 (0 à 0,8)	0,86)	0,48 (0 à 0,9)	0,96)	0,68 (0,1 à 0,98)	0,71 (0,08 à 1)	1)	0,75 (0,1 à 1)	1)
	0,17 (0 à	0,21 (0 à	0,28 (0 à				0,64 (0,04 à	0,67 (0,04 à		0,71 (0,02 à
0,1	0,66)	0,68)	0,74)	0,37 (0 à 0,82)	0,52 (0 à 0,92)	0,6 (0,02 à 0,96)	0,98)	1)	0,7 (0,04 à 1)	1)
	0,13 (0 à	0,15 (0 à	0,19 (0 à							
0,15	0,52)	0,52)	0,58)	0,26 (0 à 0,66)	0,4 (0 à 0,84)	0,5 (0 à 0,92)	0,56 (0 à 0,96)	0,6 (0 à 0,98)	0,64 (0 à 1)	0,66 (0 à 1)
	0,09 (0 à							0,52 (0 à	0,57 (0 à	
0,2	0,38)	0,1 (0 à 0,34)	0,12 (0 à 0,4)	0,17 (0 à 0,48)	0,28 (0 à 0,7)	0,39 (0 à 0,86)	0,47 (0 à 0,92)	0,96)	0,98)	0,6 (0 à 1)
	0,06 (0 à	0,06 (0 à	0,07 (0 à					0,42 (0 à		0,54 (0 à
0,25	0,22)	0,22)	0,26)	0,1 (0 à 0,3)	0,17 (0 à 0,5)	0,27 (0 à 0,72)	0,36 (0 à 0,84)	0,92)	0,5 (0 à 0,98)	0,98)
	0,03 (0 à		0,04 (0 à					0,31 (0 à	0,41 (0 à	0,47 (0 à
0,3	0,08)	0,03 (0 à 0,1)	0,14)	0,05 (0 à 0,16)	0,1 (0 à 0,3)	0,16 (0 à 0,5)	0,25 (0 à 0,68)	0,82)	0,94)	0,96)
	0,02 (0 à	0,02 (0 à	0,02 (0 à						/	0,37 (0 à
0,35	0,04)	0,06)	0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,05 (0 à 0,16)	0,08 (0 à 0,28)	0,14 (0 à 0,48)	0,2 (0 à 0,66)	0,3 (0 à 0,86)	0,94)
	0,01 (0 à	0,01 (0 à	0,01 (0 à				/	0,11 (0 à	0,19 (0 à	0,27 (0 à
0,4	0,02)	0,02)	0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,14)	0,06 (0 à 0,22)	0,38)	0,64)	0,84)
		0,01 (0 à	0,01 (0 à					0,04 (0 à		
0,45	0 (0-0)	0,02)	0,02)	0,01 (0 a 0,02)	0,01 (0 a 0,04)	0,02 (0 a 0,06)	0,03 (0 a 0,1)	0,16)	0,1 (0 a 0,36)	0,16 (0 a 0,6)
o								0,02 (0 à	0,04 (0 à	0,07 (0 à
0,5	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 a 0,02)	0,01 (0 a 0,02)	0,01 (0 a 0,04)	0,06)	0,14)	0,26)
0.55					0 (0 0)	0 (0 0)	0.04 (0.) 0.00)	0,01 (0 a	0,01 (0 a	
0,55	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 a 0,02)	0,02)	0,06)	0,03 (0 a 0,1)
0.6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 a 0.02)	0,01 (0 a 0.02)
					. ()					
0,65	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)
0,7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)

## *b)* Ricker – PriorCap (a priori informative sur une capacité de charge plus élevée)

<b>T</b>		Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte											
l aux d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05			
0	0,05 (0 à 0,14)	0,09 (0 à 0,3)	0,12 (0 à 0,46)	0,16 (0 à 0,6)	0,23 (0 à 0,74)	0,3 (0 à 0,86)	0,35 (0 à 0,92)	0,4 (0 à 0,94)	0,47 (0 à 0,98)	0,52 (0 à 0,98)			
0,05	0,03 (0 à 0,1)	0,06 (0 à 0,18)	0,08 (0 à 0,28)	0,1 (0 à 0,38)	0,16 (0 à 0,58)	0,22 (0 à 0,74)	0,27 (0 à 0,84)	0,31 (0 à 0,9)	0,38 (0 à 0,94)	0,43 (0 à 0,96)			
0,1	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,12)	0,05 (0 à 0,16)	0,07 (0 à 0,24)	0,1 (0 à 0,34)	0,15 (0 à 0,5)	0,19 (0 à 0,7)	0,23 (0 à 0,8)	0,3 (0 à 0,9)	0,35 (0 à 0,94)			
0,15	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,1)	0,04 (0 à 0,14)	0,06 (0 à 0,2)	0,09 (0 à 0,28)	0,12 (0 à 0,4)	0,16 (0 à 0,62)	0,22 (0 à 0,82)	0,26 (0 à 0,88)			
0,2	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,02 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,14)	0,06 (0 à 0,18)	0,08 (0 à 0,26)	0,1 (0 à 0,34)	0,15 (0 à 0,62)	0,19 (0 à 0,76)			
0,25	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,12)	0,04 (0 à 0,14)	0,05 (0 à 0,16)	0,09 (0 à 0,32)	0,13 (0 à 0,5)			
0,3	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,03 (0 à 0,12)	0,05 (0 à 0,16)	0,08 (0 à 0,26)			
0,35	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,04)	0,01 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)	0,03 (0 à 0,08)	0,04 (0 à 0,12)			
0,4	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,02 (0 à 0,06)			
0,45	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)			
0,5	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)			
0,55	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)			
0,6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)			
0,65	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)			
0,7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)			

### c) Ricker – Dep (a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation)

Tableau 14. Probabilité que l'échappée dans la ZG du CFI atteindra ou dépassera l'objectif de rétablissement à long terme (40 000) pour différents taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte et taux d'exploitation. Les résultats sont basés sur : (a) un modèle de Ricker avec a priori non informatives; (b) un modèle de Ricker avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée; et (c) avec a priori informatives sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation. Les valeurs représentent la probabilité moyenne et l'intervalle de crédibilité de 80 % (10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles). Les auteurs peuvent fournir sur demande des résultats à une résolution plus fine et pour des taux de survie en mer jusqu'à 10 %.

Тану	Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte									
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05
		0,01 (0 à	0,05 (0 à	0,17 (0,06 à	0,46 (0,26 à	0,64 (0,44 à	0,74 (0,56 à	0,8 (0,64 à	0,87 (0,72 à	
0	0 (0-0)	0,02)	0,14)	0,3)	0,66)	0,84)	0,92)	0,96)	0,98)	0,9 (0,8 à 0,98)
			0,03 (0 à	0,12 (0,02 à	0,39 (0,22 à	0,58 (0,36 à		0,77 (0,58 à	0,85 (0,68 à	0,88 (0,76 à
0,05	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,08)	0,24)	0,6)	0,8)	0,7 (0,5 à 0,9)	0,94)	0,98)	0,98)
			0,02 (0 à		0,31 (0,14 à	0,51 (0,3 à	0,65 (0,42 à	0,73 (0,52 à	0,82 (0,64 à	0,86 (0,7 à
0,1	0 (0-0)	0 (0-0)	0,06)	0,08 (0 à 0,16)	0,52)	0,74)	0,86)	0,92)	0,96)	0,98)
			0,01 (0 à		0,23 (0,08 à	0,44 (0,22 à	0,58 (0,34 à	0,68 (0,44 à	0,78 (0,58 à	0,84 (0,66 à
0,15	0 (0-0)	0 (0-0)	0,04)	0,04 (0 à 0,1)	0,4)	0,68)	0,82)	0,9)	0,96)	0,98)
					0,16 (0,04 à	0,36 (0,16 à	0,51 (0,26 à	0,62 (0,36 à	0,74 (0,52 à	0,81 (0,62 à
0,2	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,06)	0,3)	0,6)	0,76)	0,86)	0,94)	0,96)
						0,27 (0,08 à	0,42 (0,18 à	0,54 (0,26 à	0,69 (0,42 à	0,77 (0,56 à
0,25	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,04)	0,1 (0 à 0,22)	0,5)	0,7)	0,8)	0,92)	0,96)
						0,18 (0,04 à		0,45 (0,18 à	0,62 (0,32 à	0,72 (0,44 à
0,3	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0 a 0,02)	0,05 (0 a 0,12)	0,36)	0,33 (0,1 a 0,6)	0,74)	0,88)	0,94)
0.05	0 (0 0)			0 (0 0)		0.44 (0.) 0.04)	0,23 (0,06 a	0,36 (0,12 a	0,54 (0,22 a	0,65 (0,36 a
0,35	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,02 (0 a 0,06)	0,11 (0 a 0,24)	0,46)	0,64)	0,84)	0,92)
0.4	0 (0 0)			0 (0 0)	0.01(0.2004)	$0.00(0 \rightarrow 0.14)$		0,25 (0,04 a	0,44 (0,14 a	0,57 (0,24 a
0,4	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 a 0,04)	0,06 (0 a 0,14)	0,15 (0 a 0,32)	0,5)	0,78)	
0.45	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0.02 (0 à 0.06)	0.08 (0 à 0.2)	0.16(0.3.0.34)	0,33 (0,06 a	0,47 (0,14 a
0,40	0 (0 0)	0 (0 0)	0 (0 0)	0 (0 0)	0 (0-0)	0,02 (0 0 0,00)	0,00 (0 0 0,2)	0,10 (0 0 0,04)	0.21 (0.02 à	0,0) 0.35 (0.06 à
0,5	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,03 (0 à 0,1)	0,08 (0 à 0,22)	0,21 (0,02 a	0,68)
0.55										
0,55	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 a 0,04)	0,03 (0 a 0,1)	0,12 (0 a 0,3)	0,22 (0 a 0,52)
0,6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,04)	0,05 (0 à 0,14)	0,12 (0 à 0,34)
0,65	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,02 (0 à 0,06)	0,05 (0 à 0,14)
0.7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0.01 (0 à 0.04)	0.02 (0 à 0.06)

#### a) Ricker - a priori non informatives

Tour	Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte									
d'exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05
	0,12 (0 à	0,13 (0 à	0,16 (0 à	0,21 (0 à	0,33 (0,06 à	0,42 (0,08 à	0,48 (0,08 à	0,53 (0,08 à	0,58 (0,08 à	0,61 (0,08 à
0	0,4)	0,4)	0,42)	0,5)	0,66)	0,8)	0,86)	0,9)	0,94)	0,96)
	0,1 (0 à		0,12 (0 à	0,15 (0 à	0,24 (0,02 à	0,34 (0,04 à		0,45 (0,04 à	0,51 (0,04 à	0,55 (0,04 à
0,05	0,32)	0,1 (0 à 0,3)	0,32)	0,38)	0,54)	0,72)	0,4 (0,04 à 0,8)	0,84)	0,9)	0,94)
	0,07 (0 à	0,07 (0 à	0,08 (0 à	0,1 (0 à			0,32 (0,02 à	0,37 (0,02 à	0,45 (0,02 à	0,49 (0,02 à
0,1	0,22)	0,2)	0,2)	0,24)	0,17 (0 à 0,4)	0,25 (0 à 0,6)	0,74)	0.8)	0,88)	0,92)
	0,05 (0 à	0,05 (0 à	0,06 (0 à	0,07 (0 à						
0,15	0,14)	0,12)	0,12)	0,14)	0,11 (0 à 0,28)	0,17 (0 à 0,46)	0,24 (0 à 0,62)	0,3 (0 à 0,74)	0,38 (0 à 0,84)	0,43 (0 à 0,88)
	0,04 (0 à	0,04 (0 à	0,04 (0 à	0,04 (0 à						
0,2	0,06)	0,06)	0,06)	0,08)	0,07 (0 à 0,16)	0,11 (0 à 0,3)	0,16 (0 à 0,46)	0,21 (0 à 0,62)	0,3 (0 à 0,76)	0,36 (0 à 0,84)
	0,03 (0 à	0,03 (0 à	0,03 (0 à	0,03 (0 à						
0,25	0,02)	0,02)	0,02)	0,04)	0,04 (0 à 0,08)	0,06 (0 à 0,14)	0,1 (0 à 0,3)	0,14 (0 à 0,44)	0,22 (0 à 0,66)	0,29 (0 à 0,78)
0,3	0,02 (0-0)	0,02 (0-0)	0,02 (0-0)	0,02 (0-0)	0,03 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,06)	0,06 (0 à 0,16)	0,09 (0 à 0,26)	0,15 (0 à 0,52)	0,21 (0 à 0,7)
0,35	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,02 (0-0)	0,02 (0-0)	0,02 (0 à 0,02)	0,03 (0 à 0,04)	0,05 (0 à 0,12)	0,09 (0 à 0,28)	0,14 (0 à 0,46)
0,4	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,02 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,02)	0,04 (0 à 0,12)	0,08 (0 à 0,24)
0,45	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,02 (0 à 0,02)	0,04 (0 à 0,1)
0,5	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,02 (0 à 0,02)
0,55	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)
0,6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)
0,65	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)
0,7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0 (0-0)

## b) Ricker – PriorCap (a priori informative sur une capacité de charge plus élevée)

Taux		Taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte										
d exploitation	0,0025	0,005	0,0075	0,01	0,015	0,02	0,025	0,03	0,04	0,05		
	0,05 (0 à	0,09 (0 à	0,13 (0 à	0,18 (0 à	0,28 (0,04 à	0,35 (0,06 à	0,4 (0,08 à		0,5 (0,12 à	0,54 (0,14 à		
0	0,16)	0,26)	0,34)	0,44)	0,58)	0,7)	0,76)	0,44 (0,1 à 0,8)	0,88)	0,92)		
	0,03 (0 à	0,06 (0 à	0,08 (0 à	0,12 (0 à		0,26 (0,02 à	0,32 (0,02 à	0,36 (0,04 à	0,42 (0,06 à	0,47 (0,06 à		
0,05	0,1)	0,18)	0,22)	0,32)	0,19 (0 à 0,48)	0,58)	0,68)	0,74)	0,82)	0,88)		
	0,02 (0 à	0,03 (0 à	0,05 (0 à	0,07 (0 à					0,34 (0,02 à	0,39 (0,02 à		
0,1	0,06)	0,1)	0,14)	0,2)	0,13 (0 à 0,36)	0,18 (0 à 0,46)	0,23 (0 à 0,58)	0,28 (0 à 0,66)	0,76)	0,84)		
	0,01 (0 à	0,02 (0 à	0,03 (0 à	0,04 (0 à								
0,15	0,02)	0,06)	0,08)	0,12)	0,08 (0 à 0,2)	0,12 (0 à 0,32)	0,16 (0 à 0,44)	0,2 (0 à 0,52)	0,26 (0 à 0,68)	0,31 (0 à 0,76)		
		0,01 (0 à	0,01 (0 à	0,02 (0 à								
0,2	0,01 (0 à 0)	0,02)	0,04)	0,06)	0,04 (0 à 0,1)	0,07 (0 à 0,2)	0,1 (0 à 0,28)	0,13 (0 à 0,38)	0,19 (0 à 0,52)	0,23 (0 à 0,66)		
			0,01 (0 à	0,01 (0 à								
0,25	0 (0-0)	0 (0-0)	0,02)	0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,1)	0,05 (0 à 0,16)	0,07 (0 à 0,24)	0,12 (0 à 0,4)	0,16 (0 à 0,52)		
0,3	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)	0,04 (0 à 0,12)	0,07 (0 à 0,24)	0,1 (0 à 0,36)		
0,35	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0,02)	0,01 (0 à 0,02)	0,02 (0 à 0,04)	0,04 (0 à 0,1)	0,06 (0 à 0,18)		
0,4	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0)	0,02 (0 à 0,04)	0,03 (0 à 0,06)		
0,45	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)	0,01 (0 à 0,02)		
0,5	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0,01 (0 à 0)		
0.55	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)		
0.6	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)		
0.65	0 (0-0)	0 (0-0)			0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)		
0,00	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)		
0,7	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)		

## c) Ricker – Dep (a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation)

Tableau 15. Moyenne des paramètres stock-recrue de Beverton-Holt d'après le modèle bayésien hiérarchique géniteur-saumoneau adapté par Korman et Tompkins (2014) aux données de 16 populations.Les centiles de productivité indiquent l'intervalle de crédibilité qui contient 80 % de la distribution a posteriori. La dernière ligne (moyenne) indique la moyenne des estimations des paramètres d'après l'hyperdistribution de la productivité et la capacité qui reflète la relation moyenne entre les populations.

	Productivité	Centiles de productivité		Capacité
Population	(saumoneaux/géniteur)	10 <sup>e</sup>	90 <sup>e</sup>	(saumoneaux/km)
Bia Beef	73 4	44 3	106 1	2 094
Big Qualicum	105.6	52.3	174,0	3 181
Bingham	107,0	5,20	175,2	1 469
Black	73,6	51,8	99,5	3 081
Carnation	96,9	66,9	131,8	1 536
Deschutes	34,9	25,6	46,0	3 267
Deer	87,1	55,8	125,5	1 812
Flynn	88,5	51,5	133,3	617
Hooknose	107,0	54.1	174,3	1 087
Hunt's	65,2	33,9	100,8	1 134
Needle	67,4	43,2	96,7	415
Nile	88,5	31,8	114,3	1 171
Queets	83,8	54,3	118,8	1 280
Skagit	82,0	41,7	127,9	2 222
Skykomish	102,6	63,4	155,0	3 502
Snow	35,7	27,3	45,4	1 555
Moyenne	71.2	55,5	89,8	1 564

Tableau 16. Statistiques résumées des paramètres stock-recrutement et des valeurs dérivées pour le ruisseau Black d'après d'autres modèles stock-recrutement. Toutes les statistiques dérivées ont été calculées à partir de la moyenne géométrique du taux de survie pour le stock indicateur de l'écloserie du détroit de Georgie (E\_DDG = 1,4 %, années d'éclosion 1983-2012). Voir davantage de précisions dans la légende du Tableau 7.

Variable	Ricker (pas d'a priori informative)	Ricker – PriorCap (capacité de charge plus élevée)	Ricker – Dep (capacité de charge plus élevée et dépensation)	Deriso	Puissance
α'	1,06	0,92	1,46	1,38	4,35
β	0,00018	0,00010	0,00012	0,00070	0,49983
γ	0,43	0,40	0,39	0,40	0,42
Productivité	2,90	2,50	0,00	3,99	77,33
Umsy	0,46	0,40	0,47	0,51	0,50
Sgen	1 045	1 914	2 452	440	372
Smsy	2 505	3 855	5 372	1 339	1 490
Seq	5 850	8 785	11 596	3 948	5 963
SmoltKm	12 398	18 652	25 271	9 385	163 197
Moyenne géométrique (2013-2015)	3 391	3 391	3 391	3 391	3 391
r <sup>2</sup> log(R/S)	0,49	0,47	0,13	0,51	0,52
CID	62.4	63,2	75,2	60,6	57,8



FIGURES

Figure 1. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir: 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires). Pour les premiers modèles, la courbe de Ricker représente la prédiction à la valeur moyenne de l'ISSEA pour la série chronologique (1,1 %) et les lignes verticales représentent les prédictions du recrutement chaque année à partir des valeurs annuelles de l'ISSEA. La ligne pointillée en diagonale indique la pente de remplacement. Les points de référence indiqués par les rectangles de couleur en bas de chaque graphique reposent sur les limites de conservation pour chaque UC (objectif de conservation 1, rupture de la ligne rouge-orange) ou dans toutes les sous-populations de chaque UC (objectif de conservation 2, rupture de la ligne orange-verte) atteigne ou dépasse 1 000 géniteurs. La courte ligne noire épaisse superposée en haut des barres des points de référence représente la moyenne géométrique de l'échappée pour la dernière génération (2014-2016).



Figure 2. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) et une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires). Voir d'autres précisions dans la légende de la figure 1.



Figure 3. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation du CFI (UC, points) et relations du modèle le mieux adapté calculées à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) et une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et une valeur présumée de la dépensation de 1 000 (lignes en couleur); et 2) du modèle de base de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment et pas de covariable ISSEA (lignes pointillées épaisses noires). Voir d'autres précisions dans la légende de la figure 1.



Figure 4. Comparaison de trois autres modèles stock-recrutement de Ricker pour chaque unité de conservation du CFI. Tous les modèles reposaient sur une structure bayésienne hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte. Les lignes noires, bleues et rouges représentent un modèle de Ricker sans a priori informative (Ricker, Figure 1), un modèle de Ricker avec une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée (Ricker\_PriorCap, Figure 2) et un modèle de Ricker avec une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation (Ricker\_Dep, Figure 3), respectivement. Voir d'autres précisions dans la légende de la figure 1.



Figure 5. Comparaison de trois modèles stock-recrutement de Ricker disponibles pour la zone de gestion du coho du Fraser intérieur. Tous les modèles reposaient sur une structure bayésienne hiérarchique avec une covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte. Les lignes noires, bleues et rouges représentent un modèle de Ricker sans a priori informative (Ricker, Figure 1), un modèle de Ricker avec une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée (Ricker\_PriorCap, Figure 2) et un modèle de Ricker avec une a priori informative sur une capacité de charge plus élevée et la dépensation (Ricker\_Dep, Figure 3), respectivement. Les courbes stock-recrue pour la ZG reposaient sur la somme des recrutements des UC pour chaque taille du stock reproducteur. Le texte en regard de chaque point indique l'année d'éclosion. Voir d'autres précisions dans la légende de la figure 1.



Figure 6. Résiduels du modèle de Ricker avec une covariable du taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte sans a priori informative (Figure 1) par année d'éclosion pour chaque unité de conservation (UC) du CFI.Le graphique en bas à droite représente les écarts annuels moyens entre les UC (ligne noire épaisse) et les écarts par UC (lignes en couleur). Les valeurs dans la légende du graphique en bas à droite sont les corrélations (valeurs « r » de Pearson) des résiduels entre chaque UC et la tendance agrégée.



Figure 7. Comparaison des modèles stock-recrutement pour l'unité de conservation du moyen-Fraser pour des taux de survie en mer saumoneau-adulte de 1 % et 5 %. La ligne pointillée en diagonale est la pente de remplacement 1:1. Les échappées nécessaires pour maximiser le rendement (Smsy) et atteindre Smsy en une génération (Sgen), prédites à partir des courbes stock-recrutement, sont également indiquées. Ces courbes reposaient sur le modèle bayésien hiérarchique de Ricker sans a priori informative sur la capacité de charge ou la dépensation.



# Objectif de conservation 1 : Échappée ≥ 1 000 pour la moitié des sous-populations dans chaque UC



Figure 8. Modèles de régression logistique prédisant la probabilité que l'échappée atteindra ou dépassera une limite de conservation de 1 000 géniteurs dans (a) la moitié des sous-populations d'une unité de conservation (UC), ou (b) toutes les sous-populations d'une UC, en fonction de l'échappée totale dans l'UC.Les lignes pleines représentent les prédictions des modèles de régression logistique et les points représentent l'échappée totale observée dans chaque UC, par année, et si au moins 1 000 géniteurs sont revenus dans la moitié des sous-populations ou dans toutes les sous-populations (0=non, 1=oui). Les lignes pointillées représentent l'échappée totale dans l'UC qui est nécessaire pour atteindre ou dépasser1 000 géniteurs dans la moitié des sous-populations ou dans toutes les sous-populations 95 % du temps. Les résultats sont tirés des données sur l'échappée de 1984 à 2015, sauf pour l'UC du canyon du Fraser, pour laquelle on dispose de données fiables uniquement de 1998 à 2015.



Objectif de conservation 2 : Échappée ≥ 1 000 pour toutes les sous-populations dans chaque UC

Figure 8. (suite)



Échappée totale dans la ZG (en milliers)

Figure 9. Modèles de régression logistique déterminant la probabilité que dans la moitié des souspopulations (objectif à court terme de l'ÉRCFI) ou dans toutes les sous-populations (objectif à long terme de l'ÉRCFI) du coho du Fraser intérieur, les échappées seront au moins de 1 000 la même année, en fonction de l'échappée totale dans la zone de gestion (ZG) du CFI. Ces valeurs étaient basées sur les données relatives aux échappées de 1984 à 2015.


Indice du taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte

Figure 10. Isoplèthes décrivant la relation entre l'indice du taux de survie en mer saumoneau d'écloserieadulte (ISSEA) et le taux d'exploitation pour maximiser le rendement soutenu (Umsy).Les lignes noires pleines et pointillées représentent la moyenne et les intervalles de crédibilité de 95 % pour l'unité de conservation (UC) ayant la productivité la plus faible (moyen-Fraser), respectivement. Les lignes en couleur représentent la relation moyenne pour les autres UC du Fraser intérieur. Les isoplèthes ont été calculés à partir de la distribution a posteriori des paramètres de l'ISSEA bayésien hiérarchique sans a priori informative (Figure 1) en substituant différentes valeurs du taux de survie en mer saumoneauadulte dans l'équation 3 pour obtenir  $\alpha'$ , puis en calculant Umsy pour 0,5  $\alpha'$  - 0,07  $\alpha'^2$ . La productivité associée aux valeurs de la survie en mer saumoneau-adulte illustrées sur l'axe des abscisses du bas a été calculée en tant que  $e^{\alpha'}$  et est illustrée sur l'axe des abscisses du haut (pour l'UC du moyen-Fraser). Les points représentent les taux de survie en mer saumoneau-adulte et les taux d'exploitation pour chaque année d'éclosion.



Figure 11. Comparaison de l'échappée naturelle simulée et observée, pour chaque unité de conservation (UC) et somme des échappées des UC (ZG du CFI) d'après le modèle de base de Ricker (sans a priori informative; Figure 1). Les échappées simulées reposent sur les valeurs historiques des taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte et des taux d'exploitation (y compris les taux d'exploitation dans le cours d'eau) et les moyennes des paramètres pour la relation stock-recrutement de chaque UC, ainsi que les valeurs moyennes des résiduels pour chaque point de données UC-année-âge. Les lignes horizontales rouges et vertes représentent les objectifs de conservation à court terme (objectif de conservation 2) pour chaque UC et les points de référence pour la ZG (20 000 et 40 000, respectivement).



Figure 12. Comparaison de l'échappée simulée et observée pour chaque unité de conservation (UC) du CFI et pour toute la zone de gestion (ZG du CFI). Les échappées simulées reposent sur la courbe de Ricker avec des a priori non informatives (Figure 1), la moyenne des paramètres stock-recrue par UC, la moyenne des résiduels par UC, année et âge et les valeurs historiques de la survie saumoneau d'écloserie-adulte. Les résultats reposent sur des taux d'exploitation (ER) constants de 10 %, 20 % et 30 %.



Figure 13. Tendances des taux de survie en mer saumoneau-adulte pour les stocks indicateurs de coho d'écloserie pour les zones de gestion du bas-Fraser (BF, écloserie du ruisseau Inch), du détroit de Georgie (E\_DDG, représenté par les écloseries de Qualicum et de Quinsam) et du coho du Fraser intérieur (CFI). La tendance pour le ruisseau Black, une population sauvage du DDG, est également illustrée. Les lignes verticales pointillées grises indiquent les périodes d'avant 1992, de 1992 à 1999 et d'après 1999 mentionnées dans le corps du document. Le texte en vert et en rouge indique la moyenne géométrique des taux de survie pour les séries chronologiques du CFI et de E\_DDG pour les trois périodes, respectivement.



Taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte du CFI (%)

Figure 14. Relation entre le taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte du CFI et le recrutement naturel total dans la ZG du CFI d'après les montaisons des années d'éclosion 1982-2012. Les lignes verticales pointillées indiquent les points de rupture à 2 % et 4 % utilisés pour différencier les catégories d'état faible (rouge), modéré (orange) et abondant (vert).



Figure 15. Comparaison des taux d'exploitation estimés du saumon coho du Fraser intérieur (ER réalisés d'après le modèle FRAM) et les taux d'exploitation ciblés (objectif de ER) à l'aide des données de 2001 à 2016.



Fréquence

Réalisé - taux de récolte objectif

Figure 16. Erreur de mise en œuvre dans la récolte observée et simulée. Le graphique en haut à gauche (« Estimations ») est une répartition des fréquences de la différence entre le taux d'exploitation réalisé et le taux d'exploitation annuel ciblé pour la ZG du CFI. Les autres graphiques illustrent la différence entre les taux d'exploitation simulés et ciblés pour différents niveaux présumés d'erreur de mise en œuvre dans la récolte. ET indique l'écart-type utilisé pour simuler l'erreur de mise en œuvre dans la récolte.





# a) Objectif de conservation 1 : Échappée ≥ 1 000 pour la moitié des sous-populations dans chaque UC

Figure 17. Tracés de contours illustrant la probabilité que l'échappée dépassera : a) l'échappée totale dans chaque UC qui donne une probabilité de 95 % que l'échappée soit d'au moins 1 000 géniteurs dans au moins la moitié des sous-populations (objectif de conservation 1); b) l'échappée totale dans chaque UC qui donne une probabilité de 95 % que l'échappée soit d'au moins 1 000 géniteurs dans toutes les sous-populations (objectif de conservation 2); c) l'échappée totale dans la ZG du CFI atteint ou dépasse 20 000 et 40 000 poissons ou dépasse simultanément l'objectif de conservation 1 pour toutes les UC la même année (objectif de conservation 1.5). Les résultats reposent sur le modèle de base de Ricker (sans a priori informative sur une capacité de charge plus élevée ou la dépensation) et un taux d'erreur de mise en œuvre dans la récolte de ET=0,2. Les lignes verticales rouges, oranges et vertes représentent l'état faible, modéré et élevé défini par des taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte de 0,01, 0,03 et 0,05. Les points noirs représentent les taux moyens de survie en mer saumoneau-adulte et les taux moyens d'exploitation de 1998 à 2015. Les points rouges représentent le taux d'exploitation nécessaire pour produire le RMS (Umsy) avec le taux moyen de survie en mer saumoneau-adulte.



Taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte

#### b) Objectif de conservation 2 : Échappée ≥ 1 000 pour toutes les sous-populations dans chaque UC

Figure 17. Suite.



Taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte

c) Cibles pour la ZG >=20 000, 40 000, échappée dans chaque UC ≥ 1 000 dans au moins la moitié des sous-populations dans chaque UC la même année (objectif de conservation 1.5, échappée UC>objectif 1, toutes les UC)

Figure 17. Suite.



Taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte

Figure 18. Taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte qui donnent une probabilité de 0,25, 0,50 et 0,75 d'atteindre divers objectifs de conservation du CFI d'après le modèle de base de Ricker (sans a priori informative sur la capacité de charge ou la dépensation). Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 17.



Taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte

Figure 19. Taux d'exploitation et taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte qui donnent une probabilité de 50 % d'atteindre divers points de référence pour la conservation dans la ZG du CFI d'après trois autres modèles stock-recrutement. Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 17.



Figure 20. Incertitude entourant la prédiction de la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif de conservation à court terme (objectif de conservation 1) pour chaque unité de conservation (UC) du Fraser intérieur et pour toutes les UC la même année (objectif de conservation 1.5) à un taux de survie saumoneau d'écloserie-adulte de 1 % et un taux d'erreur de mise en œuvre dans la récolte ET=0,2.La ligne épaisse représente le rendement moyen en matière de conservation entre 500 essais et les lignes minces les intervalles de crédibilité de 10 % et 90 %. Les résultats reposent sur le modèle de base de Ricker (sans a priori informative sur une capacité de charge ou la dépensation).



Figure 21. Comparaison des probabilités que l'échappée dépassera l'objectif de conservation à court terme (objectif de conservation 1) pour des taux d'erreur de mise en œuvre dans la récolte ET=0 (lignes noires), 0,2 (lignes bleues) et 0,4 (lignes rouges) d'après les taux de survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte de 0,01 (panneau du haut) et 0,05 (panneau du bas) pour les trois UC de coho du Fraser intérieur. Les résultats reposent sur le modèle de base de Ricker (sans a priori informative sur une capacité de charge plus élevée ou la dépensation).



Figure 22. Données sur le stock et le recrutement du ruisseau Black et relation attendue, comprenant les effets de la covariable de l'indice du taux de survie en mer saumoneau-adulte (lignes en couleur) et le modèle standard de Ricker sans covariable de la survie (ligne pointillée noire épaisse). Pour les modèles avec covariable de la survie, les lignes en couleur représentent les prédictions au taux moyen de survie et les lignes verticales représentent les prédictions du recrutement chaque année à partir des valeurs annuelles de la survie. La ligne pointillée en diagonale indique la pente de remplacement. Les points de référence indiqués par les rectangles en couleur en bas de chaque graphique sont l'échappée nécessaire pour parvenir à l'échappée qui maximise le rendement en une génération (Sgen, rupture rouge-orange) et l'échappée qui maximise le rendement en une génération (Sgen, rupture rouge-orange) et l'échappée en haut des points de référence représente la moyenne géométrique de l'échappée pour la dernière génération (2013-2015).



*Figure 23. Résiduels d'après les modèles stock-recrutement avec effets de la covariable du taux de survie en mer saumoneau-adulte. Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 22.* 



Figure 24. Modèles stock-recrutement prédits avec des valeurs de 1 % (lignes bleues) et 5 % (lignes rouges) de la covariable du taux de survie en mer saumoneau-adulte. Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 22.

## ANNEXE A. DÉTAILS DE LA RECONSTITUTION DU RECRUTEMENT DU COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Nous avons réuni l'information sur l'âge du coho du Fraser intérieur jusqu'en 2016 et retiré celle sur les poissons d'écloserie connus. Pour chaque année d'échantillonnage, nous avons calculé la proportion de poissons d'âge-3 l'année de montaison t ( $pAge3RY_t$ ). La proportion de poissons d'âge-3 dans chaque année d'éclosion a été calculée comme suit :

$$pAge3BY_t = \frac{pAge3RY_{t+3}RET_{t+3}}{pAge3RY_{t+3}RET_{t+3} + pAge4RY_{t+4}RET_{t+4}}$$
Équation 11.

où RET représente l'abondance totale avant la pêche l'année t. Cette équation tient compte de l'abondance relative dans chacune des deux années de montaison (t+3 et t+4) auxquelles les recrues d'une seule année d'éclosion contribuent.

Nous avons observé que *pAge3BY* est lié à la taille de la cohorte (Figure A1). Les grandes cohortes contenaient des proportions très élevées de poissons d'âge-3, mais cette proportion diminuait avec la force de la classe de recrutement. Nous avons observé une relation semblable pour chacune des trois UC pour lesquelles les données sur l'âge étaient suffisantes. La proportion de poissons d'âge-3 dans une année d'éclosion variait également avec l'abondance de la montaison avant la pêche trois ans plus tard puisque les poissons de trois ans étaient dominants l'année de la montaison. Comme la distribution selon l'âge d'une année d'éclosion variait avec l'abondance totale, il est possible d'utiliser l'abondance totale pour prédire la composition selon l'âge pour chaque année d'éclosion.

La proportion de poissons d'âge-3 l'année d'éclosion *t* a été prédite à partir des montaisons l'année t+3 à l'aide d'un modèle logistique :

$$pAge3BY_t = \frac{e^{s_0 + s_1 RET_{t+3}}}{1 + e^{s_0 + s_1 RET_{t+3}}}$$

La transformation logit a été appliquée aux valeurs prédites et observées et les paramètres  $s_0$  et  $s_1$  ont été résolus en minimisant les résiduels des moindres carrés. La moyenne a été soustraite des données sur la montaison afin de normaliser les paramètres.

Les données sont insuffisantes dans deux UC pour estimer cette relation (MF et CF). Nous avons plutôt moyenné les paramètres pour les trois UC afin de dériver une relation composite pour prédire les valeurs pour ces UC. Dans le cas des UC avec données, il est possible d'utiliser les données empiriques sur la composition selon l'âge et de compléter les données manquantes à l'aide des valeurs prédites ou d'utiliser uniquement les valeurs prédites. Nous avons décidé d'utiliser les valeurs prédites afin d'éliminer la variation due à la petite taille des échantillons ou la variation de la répartition spatiale des échantillons entre les années.

La montaison totale pour chaque année,  $RET_t$ , peut être calculée à partir des contributions de chaque année d'éclosion comme suit :

$$RET_t = pAge3BY_{t-3}REC_{t-3} + pAge4BY_{t-4}REC_{t-4}$$
 Équation 13.

où REC est le recrutement total des deux années d'éclosion contributrices qui remonteront l'année t. Avec les méthodes matricielles, cela équivaut à :

$$A \cdot REC = RET$$

où **RET** est un vecteur *nx1* des montaisons pour *n* années, **REC** est un vecteur *n*x1 des recrutements et **A** est une matrice *nxn* avec la proportion de poissons d'âge-3 en diagonale et

Équation 14.

Équation 12.

la proportion de poissons d'âge-4 pour la même année d'éclosion en-dessous (exemple pour n = 4) :

$$\begin{bmatrix} P_3 & 0 & 0 & 0 \\ P_4 & P_3 & 0 & 0 \\ 0 & P_4 & P_3 & 0 \\ 0 & 0 & P_4 & P_3 \end{bmatrix}$$

Pour reconstituer le recrutement pour chaque année d'éclosion à partir des montaisons totales, on utilise l'inverse e de la matrice de vieillissement :

$$A^{-1} \cdot RET = REC$$

Équation 15.

Le vecteur du recrutement est alors aligné sur celui du nombre total de géniteurs par année afin de créer l'ensemble de données stock-recrue pour l'analyse (voir le Tableau 1).



Figure A1. Relation entre la proportion moyenne de poissons d'âge-3 dans chaque année d'éclosion et le recrutement total pour la zone de gestion, par année d'éclosion (classes de recrutement 1998-2012), et l'adaptation du modèle logistique aux données. Les poissons d'âge-4 sont plus courants dans les classes de recrutement plus petites car la survie du groupe dominant d'âge-3 est plus faible.

## ANNEXE B. CODE SOURCE POUR L'ANALYSE STOCK-RECRUE ET LES SIMULATIONS HISTORIQUES ET PROSPECTIVES

#### B.1 Analyse stock-recrue (code du modèle WinBUGS)

	mu_alpha~dnorm(1,0.5) tau_alpha~dgamma(0.1,0.1) gamma~dnorm(0,0.01)			#A priori sur la moyenne de l'hyperdistribution pour alpha #A priori sur la précision de l'hyperdistribution pour alpha #A priori sur l'effet de la covariable du taux de survie saumoneau-adulte				
	for(i in 1:Ncu){ alpha[i]~dnorm(mu_alp			<pre>#Boucle des UC na,tau_alpha) #alpha pour chaque UC, un tirage à partir de l'hyperdistribution</pre>				
		beta[i]∼ tau[i]∼d	dlnorm(1,1.0E-0 <sup>.</sup> gamma(0.01,0.0	<ul> <li>) #a priori non informative sur 1/capacité (bêta)</li> <li>i) #Précision pour la vraisemblance sur log(R/S) = LRS</li> </ul>				
ci-apres	\$ }							
	for(i in 1	1:Nrecs){#Boucle de tous les enregistrements stock-recrue #log(R/S) prédit. #Sp est l'échappée de l'année d'éclosion (données) et LSurvAge3 est le log de la survie saumoneau-adulte pour cette #année d'éclosion pour les poissons d'âge-3 (observation). CUid est l'indice de l'UC pour l'enregistrement en cours i Pred_RecAge3[i]<-pAge3[i]*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]+gamma*LSurvAge3[i]- beta[CUid[i]]*Sp[i]) Pred_RecAge4[i]<-(1-pAge3[i])*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]] +gamma*LSurvAge4[i]- beta[CUid[i]]*Sp[i])						
	#Ajouter les recrues d'âge-3 et d'âge-4 et inclure l'effet dépensatoire si Soff>0 (une constante) Pred_Rec[i]<-Sp[i]/(Sp[i]+Soff)*(Pred_RecAge3[i]+Pred_RecAge4[i])							
	Pred_LRS[i]<-log(Pred_Rec[i]/Sp[i])							
	(Pred_L	<pre>#La vraisemblance comparant les observations de log(R/S) = LRS aux prédictions .RS) LRS[i]~dnorm(Pred_LRS[i],tau[CUid[i]]) Resid[i]&lt;-LRS[i]-Pred_LRS[i] #Les résiduels pour l'observation i #Pour les simulations historiques</pre>						
	}	Resid3[i]<-Rec_Age3[i]-Pred_RecA Resid4[i]<-Rec_Age4[i]-Pred_RecA			.ge3[i] .ge4[i]			
	for(i in 1:Ncu){ #Certains parar Smax[i]<-1/beta[i] prod[i]<-exp(alpha[i] + }		Certains paramé <-1/beta[i] -exp(alpha[i] + g	ètres dérivés Jamma*muLSurv)			#Échappée qui maximise le recrutement #Productivité	
B.2	Simulation historique (rétrospective)							
for (icu in 1:Ncu){ #Boucle des UC								

#Moyenne des paramètres stock-recrue pour l'uc en cours. alpha=mean(post[,icola]);b=mean(post[,icolb]);g=mean(post\$gamma)

for(iyr in 1:Nyrs){ #Boucle des années (1998-2015)

```
#Utiliser l'échappée observée avant 2002 ou prédite après cette date pour l'intrant dans
               le modèle SR.
               #Car l'analyse SR a commencé en 1998 et les montaisons peuvent être âgées de guatre
                ans au plus. Le premier recrutement complet #prédit concerne l'année d'éclosion 2002.
               if(Yr[iyr]<=2001){
                        Sp=ObsEsc[iyr,icu]
               } else {
                        Sp=Esc[iyr,icu]
               }
               if(Yr[iyr]<=2012){
                                        #Dernière année d'éclosion où un résiduel est disponible
                        #Modèle SR Noter uniquement dépensatoire si Soff>0. Resid[] est la movenne
                        des résiduels des #simulations MCCM pour chaque année et UC.
                        Pred RecAge3=Sp/(Sp+Soff)*pAge3[ivr,icu]*Sp*exp(alpha+g*LSurv3[ivr,icu]-b*Sp)+
        Resid3[iyr,icu]
                        Pred RecAge4=Sp/(Sp+Soff)*(1-pAge3[iyr,icu])*Sp*exp(alpha+g*LSurv4[iyr,icu]-b*Sp)+
        Resid4[iyr,icu]
                        #L'échappée de chaque année repose sur les recrutements des années
                d'éclosion trois et quatre ans auparavant
                        #et quelle survie en mer et exploitation dans le cours d'eau. ER peut être réglé à
                        une constante et #RiverER à 0 pour simuler l'effet d'un régime non historique.
                        Esclivr+3.icu]=Esclivr+3.icu]+ Pred RecAge3*(1-ER3[ivr,icu])*(1-
                        RiverER[iyr+3,icu])
                        Esc[iyr+4,icu]=Esc[iyr+4,icu]+ Pred RecAge4*(1-ER4[iyr,icu])*(1-
                        RiverER[iyr+4,icu])
               }
       }
#Somme des échappées dans les UC pour les prédictions de l'échappée dans la ZG
TotEsc=rowSums(Esc)
B.3
        Simulation prospective
#Calculer les écarts aléatoires log(R/S) simulés pour chaque essai de simulation, année et UC
for(iyr in 1:Nyrs){ #boucle du # d'essais (500)
        irow=postrecs[isim]
                                #ligne sélectionnée aléatoirement dans l'a posteriori (extrant MCCM)
```

```
k=0
                               #Lire dans les résiduels pour chaque essai MCCM sélectionné pour
                               chaque point de données
       for(icu in 1:Ncu){
                               #Boucle des UC
               i=0
               for(iyr in 1:NByrs){
                                       #Boucle du nombre d'années d'éclosion de l'analyse SR
                       j=j+1
                       k=k+1
                       icol=which(names(p)==paste("Resid.",k,sep="")) #déterminer le # approprié de
colonnes
                       Resid[j,icu]=p[irow,icol]
                                                                      #résiduel pour l'année j et icu de
               }
       }
       MU mu=mean(rowMeans(Resid))
                                               #moyenne des résiduels pour (ZG) agrégée
```

ľUC

```
MU sd=sd(rowMeans(Resid)) #ET du résiduel moyen par année entre les UC (variance dans le
temps)
        MUdev=rnorm(n=Nyrs,mean=MU mu,sd=MU sd)
                                                               #série des résiduels agrégés entre les
années de simulation pour cet essai
        for(icu in 1:Ncu){
                CU mu=mean(Resid[,icu])
                                                               #moyenne des résiduels pour cette UC
                CU sd=sd(Resid[,icu])
                                                               #ET des résiduels par année pour cette
        UC
                CUdev=rnorm(n=Nyrs,mean=CU mu,sd=CU sd)
                                                                       #Série des résiduels par UC
                #corrélation entre les résiduels agrégés et le résiduels pour cette UC
               rho=cor(rowMeans(Resid),Resid[,icu])
               #écart pour la simulation, l'année et l'UC en cours, calculé à partir de l'écart agrégé et
               l'#écart de l'UC avec ensemble déterminé par rho
               for (iyr in 1:Nyrs){
                        #Voir l'essai de ce calcul dans le tableau 5. dev[,,icu] aura le même ET
                        #que CU sd, et cor(MUdev,dev[,,icu] aura la même valeur que rho.
                        dev[isim,iyr,icu]= MUdev[iyr]*rho + CUdev[iyr]*sqrt(1-rho^2)
               }
       }
}
#Principale boucle de simulation prospective pour une survie saumoneau-adulte (MS) et un ER (BaseER)
donnés.
for(icu in 1:Ncu){
       for(isim in 1:Ntrials){
                               #boucle du # d'essais (500)
                                       #ligne sélectionnée aléatoirement dans l'a posteriori (extrant
               irow=postrecs[isim]
        MCCM)
                #paramètres SR de Ricker pour ce tirage MCCM aléatoire
               alpha=p[irow,icol1];
                                       b=p[irow,icol2]; g=p[irow,icol3]
               for(ivr in 1:Nvrs){
                                               #Boucle de la simulation sur 54 ans (2013 – 2066), mais
                                               calculer les #statistiques de conservation de 2017-2066
                                               (50 ans)
                        if(Yr[iyr]<=2015){
                                Sp=IniEsc[iyr]
                                                               #le nombre initial de géniteurs est le
        nombre observé
                                Esc[isim,iyr,icu]=IniEsc[iyr]
                                                               #pour calculer la moyenne géométrique
        pour les premières années de la simulation
                                                                                       } else {
                                Sp=Esc[isim,iyr,icu]
                       }
                        if(ivr<=Nvrs-4){
                                LSurv=log(MS) #MS est la survie saumoneau-adulte simulée
                                Rec=(Sp/(Sp+Soff))* Sp*exp(alpha - b*Sp + g*LSurv + dev[isim,iyr,icu])
                                #BaseER est le taux moyen d'exploitation simulé. Ajuster d'après l'erreur
                                lognormale avec #correction du biais
                               ER=BaseER*exp(rnorm(n=1,mean=0,sd=SDer)-0.5*SDer^2)
                               #l'échappée future est le recrutement ajusté pour la structure selon l'âge
                        et ER de l'UC
```





#Cumuler l'échappée des UC pour utiliser l'échappée de la ZG pour les stats sur la conservation de la ZG for(isim in 1:Ntrials){for(iyr in 1:Nyrs){TotEsc[isim,iyr]=sum(Esc[isim,iyr,1:Ncu])}}



Figure B1. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation (UC, points) du CFI et modèles Deriso les mieux adaptés ( $R = e^{\alpha + \chi \cdot \log(MS)} \cdot S \cdot (1 - \chi \cdot \beta \cdot S)^{1/\chi}$  calculés à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec indice de la survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) (lignes en couleur); et 2) du modèle standard de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment. Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 1. L'estimation moyenne de  $\gamma$  était de 0,24 (effet réduit de la survie en mer saumoneau-adulte comparé à l'adaptation de Ricker sur la Figure 1) et les productivités étaient de 5,1, 6,8, 6,6, 8,9 et 6,4 recrues/géniteur pour le moyen-Fraser, le canyon du Fraser, le bas-Fraser, la basse-Thompson, la Thompson nord et la Thompson sud, respectivement.



Figure B2. Données sur le stock et le recrutement pour chaque unité de conservation (UC, points) du CFI et modèles de puissance les mieux adaptés ( $R=e^{\alpha+\gamma \cdot \log(MS)} \cdot S^{\beta}$ ) $\log(MS) \cdot S^{\beta}$ ) calculés à partir : 1) du modèle bayésien hiérarchique avec indice de la survie en mer saumoneau d'écloserie-adulte (ISSEA) (lignes en couleur); et 2) du modèle standard de Ricker avec les paramètres de chaque UC estimés indépendamment. Voir davantage de précisions dans la légende de la Figure 1. L'estimation moyenne de  $\gamma$  était de 0,17 (effet réduit de la survie saumoneau-adulte comparé à l'adaptation de Ricker sur la Figure 1) et les productivités étaient de 67, 51, 66, 81 et 69 recrues/géniteur pour le moyen-Fraser, le canyon du Fraser, la basse-Thompson, la Thompson nord et la Thompson sud, respectivement.